

Marek KrukZakład Ekologii Roślin
Instytutu Ekologii PAN
Dziekanów Leśny
05-092 Łomianki**Znaczenie torfowisk
w krążeniu składników mineralnych
w krajobrazie****The significance of peatlands
in cycling of mineral elements
in landscape****1. Wstęp**

Rola różnego typu środowisk podmokłych w krążeniu pierwiastków jest ostatnio często poruszana w piśmiennictwie ekologicznym. W głównej mierze wynika to z dopatrywania się w układach bagiennych elementów krajobrazu stabilizujących obieg materii poważnie naruszony różnorodną działalnością człowieka. Szczególne zainteresowanie budzi rola tych ekosystemów jako barier ograniczających wpływ chemizacji środowiska przyrodniczego na jakość jezior, rzek czy morskich wód przybrzeżnych. Znane są próby użytkowania bagien naturalnych jako systemów oczyszczających wtórne ścieki rolnicze i komunalne (F e t t e r i in. 1978, T i l t o n i K a d l e c 1979, N i c h o l s 1983), a nawet projektowania w celach utylizacyjnych sztucznych zbiorników przepływowych, w których introdukowano rośliny szuwarowe i pływające (S e i d e l 1959, W i l e i in. 1985). Pułapką dla zanieczyszczeń chemicznych są tu zarówno rośliny (koszone), jak i podłoże wraz z tworzącym się osadem, a także glony peryfitonowe (F e r n a l d i C a s o n 1986). Prowadzone są również eksperymenty służące do oceny efektywności zatrzymywania przez torf różnych niepożądanych substancji. Podkreśla się znaczną pojemność sorpcyjną torfu mszystego w stosunku do metali ciężkich i zanieczyszczeń organicznych (C o u p a l i L a l a n c e t t e 1976). Możliwości retencji rozpuszczonych składników w substracie torfowym zapewniają również jego specyficzne właściwości hydrofizyczne polegające na zwiększaniu pojemności wodnej porów (H e m o n d i N u t t l e 1985).

Perspektywy praktycznego wykorzystania układów bagiennych stały się ważnym stymulatorem rozwoju badań nad biogeochemią bagien. Co zrozumiałe, większość doniesień dotyczy efektywności wyłączenia z przepływu azotu i fosforu (bogate zestawienie: M i t s c h i G o s s e l i n k 1986). Znacznie mniej jest natomiast prac próbujących wniknąć w mechanizmy transportu i unieruchamiania pierwiastków. Stosunkowo najwięcej informacji, zwłaszcza dotyczących relacji roślinność – siedlisko, dostarczają badania strefy litoralu w jeziorach. Jednakże, wobec złożoności problemu i olbrzymiego zróżnicowania warunków terenowych, trudno o stworzenie dla tego środowiska rozstrzygającego modelu gospodarki mineralnej (P i e c z y ń s k a 1988).

W niniejszym artykule najbardziej interesować nas będą procesy zachodzące w torfowiskach, jako systemach wyraźnie wyodrębniających się w krajobrazie, w których ważną rolę, obok biocenozy, odgrywają złoża torfu i innych osadów,

a zwłaszcza przepływająca przez nie woda. Warto w kontekście tego zwrócić uwagę na fakt, że gdy przechodzimy w badaniach ekologicznych z poziomu ekosystemu na poziom krajobrazu, uwzględnienie zjawisk zachodzących w substracie geologicznym staje się koniecznością. Może on pełnić rolę źródła, pułapki, a także środka transportu (wody podziemne) dla krążących pierwiastków i mieć wpływ na tak ważne procesy jak eutrofizacja jezior czy ewolucja torfowisk. Większość prac dotyczących obiegu materii w bagnach nie obejmuje jednak głębiej położonych warstw. Dzieje się tak głównie ze względu na obiekt, w którym jest na ogół „część żywa” i jej siedlisko, a także z uwagi na trudności metodyczne. Jednocześnie, coraz więcej danych wskazuje na to, jak istotne dla pełniejszego zrozumienia zarówno procesów biotycznych, jak i funkcji bagien w krajobrazie jest rozpoznanie wielu zjawisk hydrologicznych i biogeochemicznych obejmujących cały system — powierzchniowy i podziemny (G o s s e l i n k i T u r n e r 1978).

2. Typy torfowisk i ich położenie w krajobrazie

Pokryte naturalną roślinnością bagienną, niezmeliorowane torfowiska są powszechnie występującym w strefie klimatu umiarkowanego typem bagien śródlądowych. Stanowią one złożony system, w skład którego wchodzi nie tylko pokrycie roślinne, zbiorniki wody powierzchniowej i tworzący się współcześnie osady, ale również niejednorodne i często głębokie złoża torfu, przewarstwienia mineralne oraz zbiorniki wody podziemnej i warstwa osadu organicznego, tzw. gyttja (w torfowiskach powstałych z jezior).

Najbardziej znane z piśmiennictwa podziały torfowisk odwołują się do ich właściwości hydrologicznych i troficznych. K u l c z y ń s k i (1939/1940) wyróżnił torfowiska ombrofilne — uzależnione od opadu i reofilne — uzależnione od wód zlewniowych. Ostatnio w literaturze ekologicznej najczęściej stosowany jest podział ze względu na cechy troficzne:

- torfowiska ombrotroficzne, do których należą torfowiska wysokie (mszary, bory bagiennie) zasilane wyłącznie przez opad;
- torfowiska minerotroficzne, czyli torfowiska niskie porośnięte przez szuwarę i olsy, otrzymujące składniki mineralne głównie z ładu (wylewy rzek i jezior, wody gruntowe);
- torfowiska mezotroficzne, do których zaliczono torfowiska przejściowe (niektóre mszary i turzycowiska) o cechach troficznych pośrednich.

Podział powyższy podali M i t s c h i G o s s e l i n k (1986) opierając się na rozważaniach M o o r e ' a i B e l l a m y ' e g o (1974).

Jeżeli spojrzeć generalnie na ukształtowanie powierzchni lądowej, np. na nizinny krajobraz Polski, to mniej lub bardziej wyraźnie zaznacza się pewien porządek w położeniu poszczególnych typów torfowisk. I tak torfowiska ombrotroficzne znajdujemy w górnych fragmentach zlewni, na działach wodnych, a także w szerokich dnach dolin w znacznej odległości zarówno od rzeki, jak i od krawędzi wysoczyzny. Natomiast torfowiska minerotroficzne zajmują

tereny położone niżej, z własnym, wydajnym systemem zlewniowym — w dnach dolin, zagłębień i na tarasach zalewowych rzek lub jezior przepływowych. Torfowiska przejściowe zajmują na ogół słabiej zaopatrywane z lądu fragmenty bagien dolinnych i niecek bezodpływowych, jak również brzegi jezior o powolnej cyrkulacji wód.

Istnieje jednakże wewnętrzna tendencja w rozwoju torfowisk, która przeciwdziała dość sztywnemu ich uzależnieniu od stosunków zlewniowych. Jest nią mianowicie budowanie złoża torfu, które z czasem ogranicza wpływ zlewni do strefy brzeżnej (tzw. okrajka). Narastanie torfu powyżej poziomu wód gruntowych powoduje zmianę charakteru troficznego torfowiska — w kierunku mezo — i ombrotrofii. Akumulacja torfu jest jednak procesem bardzo powolnym — wg *W a l k e r a* (1970) tempo wzrostu wynosi średnio 6,5, a wg *M a l m e r a* (1975) 5–10 cm na 100 lat — i silnie uzależnionym od zmian klimatycznych (*D u r n o* 1961). Jest to więc proces ważny dla hydrologii i geochemii krajobrazu, ale w geologicznej skali czasu.

3. Sposoby oceny roli torfowisk w krajobrazie

Biorąc pod uwagę zjawisko odkładania się materii organicznej w ciągu długiego okresu, można stwierdzić, że torfowiska przejawiają naturalną tendencję do dodatniego bilansu materii (*M o o r e i B e l l a m y* 1974). Czy jednak tendencja ta ma znaczenie dla współczesnego krajobrazu, dla równoległe zachodzących z nią procesów? Jak precyzyjnie mierzyć bilans pierwiastków przemieszczających się przez torfowiska, czy do oceny ich roli w obiegu materii w krajobrazie wystarczą badania wskaźnikowe?

Z pewnością ważną przesłanką do doszukiwania się funkcji barier czy filtrów biologicznych w różnych układach bagiennych były wyniki badań nad biomasa, produkcją i składem mineralnym roślinności bagiennej. Szczególnie wysoką retencję pierwiastków wykazano dla roślinności zajmującej żyzne (minerotroficzne) siedliska (*B o y d* 1970, *M a s o n i B r y a n t* 1975, *W i l p i s z e w s k a* 1990). Z kolei dla mniej produktywnych zbiorowisk ombrotroficznych charakterystyczna jest wysoka koncentracja pierwiastków w suchej masie (*W i l p i s z e w s k a* 1990). Należy jednak zwrócić uwagę na fakt, że w cyklu rocznym wzrost produkcji roślin bagiennych, a więc intensywne sorpcja składników pokarmowych trwa ok. 3–4 miesięcy, a źródłem pierwiastków (zwłaszcza azotu i fosforu) może być nie dopływ, a zasoby mineralne gleby torfowej. W związku z tym, dla pełniejszej oceny losów pierwiastków w torfowiskach, rozstrzygające wydaje się prześledzenie szeregu procesów zachodzących głównie po obumarciu roślinności — po zwróceniu produkcji do obiegu. W środowisku bagiennym występuje ich bogaty zestaw: od wyplukiwania składników mineralnych ze szczątków roślinnych, poprzez zjawiska sorpcji fizycznej i chemicznej, sedymentacji i pochłaniania mikrobiologicznego, a na efektywności wymywania ich poza układ kończąc. Aby zatem ocenić, czy wymienione procesy przyczyniają się łącznie do zatrzymywania pierwiastków

w torfowisku, niezbędne jest zbadanie nie tylko każdego z nich osobno, ale również ich zestawu jako całości — możliwość taką stwarzają badania bilansu składników mineralnych.

Dochodzimy tutaj do potrzeby podejścia do gospodarki mineralnej torfowisk i jej roli dla otoczenia od strony systemowej, traktującej torfowisko jako obiekt funkcjonujący cały rok, o określonej liczbie „wejść” i „wyjść” (B a z i l e v i c h i T i s h k o v 1982). Jeżeli chodzi o obieg pierwiastków, podstawę takiego ujęcia stanowi hydrologia torfowiska, czyli określenie wielkości opadu, parowania oraz dopływu i odpływu lądowego — powierzchniowego i podziemnego.

Pełne poznanie cyklu hydrologicznego torfowisk okazało się jednak zadaniem dość trudnym metodycznie. Związane jest to głównie z ważną rolą jaką w gospodarce wodnej wielu bagien, a szczególnie torfowisk, pełnią dopływy i odpływy wód gruntowych. Na utrudnienie to, a jednocześnie na potrzebę pomiarów tych elementów bilansu wodnego wskazywali liczni badacze: M o o r e i B e l l a m y (1974), G o s s e l i n k i T u r n e r (1978), I n g r a m (1983). Ocena wielkości przepływów podziemnych na podstawie równania bilansu wodnego dotyczy z reguły różnicy między dopływem i odpływem i jest za mało precyzyjna (C a r t e r i in. 1979). Ponadto w miarę dokładny pomiar ewapotranspiracji również nie należy w przypadku bagien do zadań łatwych.

W badaniach retencji pierwiastków w układach bagiennych starano się na ogół ominąć problemy związane z pomiarem przepływów wód gruntowych — badano obiekty, do których istnieje zarówno dopływ jak i odpływ powierzchniowy (np. K i t c h e n s i in. 1975), bądź torfowisko i jego zlewnię traktowano łącznie (C r i s p 1966). W obu przypadkach należy liczyć się z tym, że poza okresami wylewów, ciek lub ich sieć zachowują się w stosunku do zwartych płatów roślinności bagiennej w sposób autonomiczny. To, jak również nieuwzględnienie bocznego dopływu gruntowego ze zlewni powoduje, że otrzymujemy informację dotyczącą nie ekosystemu bagiennego, lecz całego systemu hydrologicznego obejmującego bagno, jego zlewnię i sieć cieków. Należy tu zaznaczyć, że ciekie bagiennie nie są z hydrologicznego i biogeochemicznego punktu widzenia częściami bagien, ani prostymi przekazywaczami wód bagiennych. Ilościowe różnice w ładunkach pierwiastków przepływających ciekami i przemieszczających się wodami gruntowymi mogą być istotne. Dotyczy to zarówno form azotu (F o r d i N a i m a n 1989), jak i dość łatwo sorbowanego przez osady cieków fosforu (H i l l 1982), szczególnie na terenach rolniczych (K l o t z 1985). Problemów tych pozbawione są w znacznym stopniu badania bilansów mineralnych przyrzecznych bagien zalewowych, w których rola przepływów gruntowych w porównaniu z przepływem wód zalewowych jest minimalna (M i t s c h i in. 1979). Niemniej, coraz częściej spotyka się doniesienia, w których problem oceny gruntowych przepływów składników mineralnych znajduje miejsce. Badacze wykorzystują

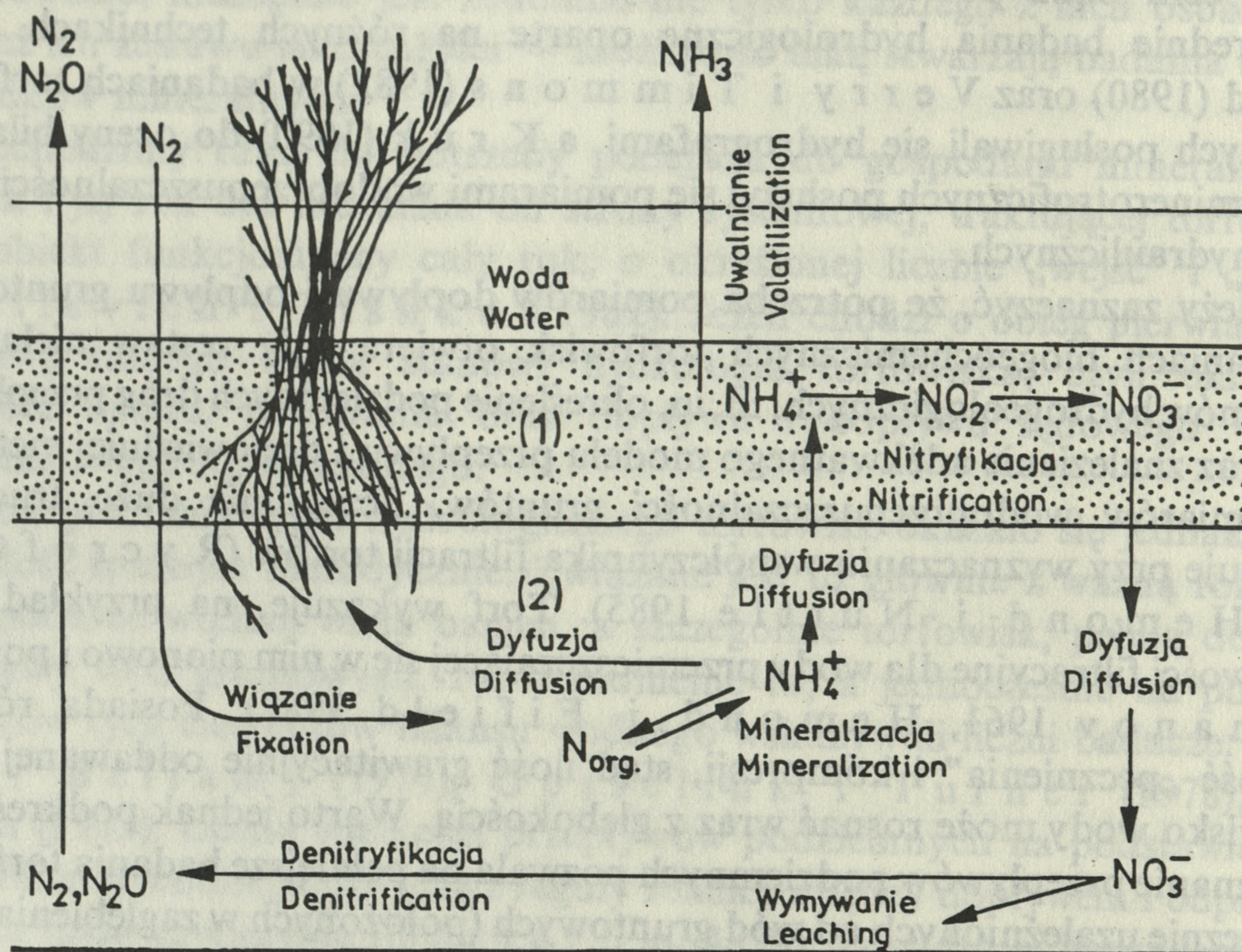
w tym celu bądź pośrednie kalkulacje z bilansu wodnego, bądź bardziej bezpośrednie badania hydrologiczne oparte na różnych technikach. H e m o n d (1980) oraz V e r r y i T i m m o n s (1982) w badaniach torfowisk mszarnych posługiwali się hydrografami, a K r u k (1990) do oceny bilansów bagien minerotroficznych posłużył się pomiarami wodoprzepuszczalności i spadków hydraulicznych.

Należy zaznaczyć, że potrzeba pomiarów dopływu i odpływu gruntowego w badaniach biogeochemicznych torfowisk otwiera cały zestaw nietrywialnych problemów hydrogeologicznych, m. in. określenie podziemnych dróg przepływów wód oraz znalezienie adekwatnego modelu przepływu i odpowiedniej metodyki do pomiarów wodoprzepuszczalności gruntów. Szczególnie dużo trudności występuje przy wyznaczaniu współczynnika filtracji torfów (R y c r o f t i n. 1975, H e m o n d i N u t t l e 1985). Torf wykazuje, na przykład, inne właściwości filtracyjne dla wody przemieszczającej się w nim pionowo i poziomo (R o m a n o v 1961, H e m o n d i F i f i e l d 1982). Posiada również zdolność „pęcznienia” i kompresji, stąd ilość grawitacyjnie oddawanej przez torfowisko wody może rosnać wraz z głębokością. Warto jednak podkreślić, że rozpoznanie przepływów podziemnych pozwala na pełniejsze badania torfowisk genetycznie uzależnionych od wód gruntowych (położonych w zagłębieniach, na tarasach jeziornych), jak również na ominięcie wyżej opisanych uproszczeń i niejednoznaczności w badaniach układów bagiennych z ciekami.

4. Transport, przemiany i retencja pierwiastków w torfowiskach

4.1. Azot

W rezultacie udziału w krążeniu azotu przemian gazowych, a także występowania kilku form rozpuszczonych w wodzie, transport azotu w środowiskach bagiennych jest procesem skomplikowanym, obejmującym szereg transformacji i reakcji chemicznych i mikrobiologicznych (rys. 1). Obok dopływu w wodach zlewniowych i opadowych ważnym źródłem zaopatrywania ekosystemów torfowiskowych w azot jest jego wiązanie przez bakterie. Zachodzi ono znacznie bardziej intensywnie w torfowiskach niskich niż wysokich — 2,1 wobec 0,07 g N/m² (W a u g h m a n i B e l l a m y 1980). Na terenach leśnych główną formą zaopatrującą torfowiska w azot z łądu jest NH₄⁺, natomiast w warunkach zlewni rolniczej pochodzący z nawozów NO₃⁻. Niezależnie jednak od dominujących źródeł i form dopływu azotu, a także mimo jego wielu przekształceń, otrzymujemy dość jednolity wynik bilansowania tego pierwiastka w różnego typu naturalnych środowiskach podmokłych. M i t s c h i G o s s e l i n k (1986) (częściowo za V a n d e r V a l k i n. 1979) podają zestawienie, z którego wynika, że 18 spośród 20 badanych w ostatnich latach systemów bagiennych pełni rolę barier dla przepływu azotu.



Rys. 1. Przemiany azotu w glebach bagiennych (za G a m b r e l l i P a t r i c k 1978): 1 — natleniona warstwa gleby, 2 — beztlenowa warstwa gleby

Nitrogen transformation in wetland soils (from G a m b r e l l and P a t r i c k 1978): 1 — aerobic soil layer, 2 — anaerobic soil layer

Gdzie na przedstawionym schemacie przemian azotu w bagnach (rys. 1) można poszukiwać elementów wyłączających go z przepływu? Wielu autorów uważa, że są nimi procesy uwalniania azotu do atmosfery — denitryfikacja i dyfuzja amoniaku. Ważne znaczenie pierwszego z nich udokumentowano dla bagien słonych (K a p l a n i n. 1979). Występuje on również w innego typu żyznych środowiskach podmokłych (B a r l e t t i n. 1979, S e i t z i n g e r 1988), chociaż jego udział w transformacjach azotu może być różny. R e d d y (1982) stwierdził, że na polu ryżowym 66% dostępnego azotu ulega denitryfikacji. Byłaby ona zintensyfikowana przez transport tlenu do korzeni makrofitów powodujący nitryfikację NH_4^+ w natlenionej warstewce wokół pędów, dyfuzję NO_3^- do strefy beztlenowej i następnie jego denitryfikację (R e d d y i n. 1989). Ucieczka N_2O do atmosfery w sprzyjających warunkach jest procesem zachodzącym szybko: 90% azotanów dodanych do wód powierzchniowych bagna przyrzecznego uległo denitryfikacji w ciągu 10 dni (B r i n s o n i n. 1984), po zalaniu gleby wodą maksymalne uwalnianie azotu następuje już po kilku godzinach (S m i t h i T i e d j e 1979). Jednocześnie istnieją oceny, według których emisja N_2O jest w niezdrainowanych bagnach procesem mało wydajnym, kilkadziesiąt razy słabszym niż w bagnie osuszonym czy w lesie iglastym (G o o d r o a d i K e e n e y 1984). Nie w pełni poznana

pozostaje rola dyfuzji amoniaku (NH_3) z powierzchni bagien do atmosfery. Jest ona związana z transformacją organicznego azotu do formy amonowej w trakcie rozkładu materii organicznej (G a m b r e l l i P a t r i c k 1978). Według Ryszkowskiego i Życzyńskiej-Bałoniak (F o t y m a i in. 1987) o efektywności gazowej ucieczki form azotu do atmosfery decyduje termodynamika kolejnych przemian biologicznych i reakcji chemicznych w obiegu tego pierwiastka. Obok uwalniania do atmosfery istnieją również inne drogi wyłączenia azotu z przepływu przez torfowiska. Są to możliwości unieruchamiania jonów amonowych przez kompleks sorpcyjny gleby bagiennej (B r i n s o n i in. 1984) lub przez substancje humidowe w głębszych warstwach torfu (U l e h l o v a 1971).

Uwagi powyższe dotyczą zjawisk zachodzących w żyznych środowiskach bagiennych, obficie zaopatrywanych w składniki mineralne. Nieco inną sytuację obserwujemy w pozbawionych dopływu zlewniowego torfowiskach ombrotroficznych. Tu, w związku z kwaśnym środowiskiem (pH 3–5), aktywność bakterii zarówno wiążących azot, jak i biorących udział w jego przemianach w glebie torfowej jest wyraźnie ograniczona, a zatem m. in. denitryfikacja nie ma w tych warunkach większego znaczenia (M o o r e i B e l l a m y 1974, E t h e r i n g t o n 1983). Głównym mechanizmem wyłączającym azot z obiegu w torfowiskach ombrotroficznych wydaje się być jego akumulacja w słabo rozłożonej materii organicznej. Stopień rozkładu torfu jest tu bowiem z reguły niższy niż w torfowiskach minerotroficznych, a jak wiadomo mineralizacja azotu, a więc jego dostępność dla procesów mikrobiologicznych i łatwość wymywania, jest uzależniona od stosunku C : N (E n v e z o r 1976, R i c h a r d s o n i in. 1978) i tempa akumulacji torfu (D a m m a n 1988).

Jakie są jednakże ograniczenia wydajnego zatrzymywania przepływającego azotu w ekosystemach bagiennych? Odpowiedzi na to pytanie udzielają wyniki badań bilansu azotu w bagnach naturalnych służących jako systemy oczyszczające wtórne ścieki komunalne i rolnicze. Według danych N i c h o l s a (1983) ważne są dwa czynniki obniżające efektywność wyłączania omawianego pierwiastka: wielkość ładunku i długość okresu funkcjonowania bagna jako oczyszczalni. Systemy otrzymujące rocznie powyżej 50 g/m^2 i użytkowane przez kilkadziesiąt lat odznaczały się wyraźnie obniżonym stopniem przechwytywania azotu (poniżej 40% dopływu). Ponadto odpływ azotu z bagna ulega zwiększeniu przede wszystkim w pierwszym okresie po zmeliorowaniu (P o n n a m p e r u m a 1972, N i c c h o l s i M a c C r i m m o n 1974, K r u k 1990).

4.2. Fosfor

Fosfor nie posiada tak jak azot „wejść” i „wyjść” gazowych, niemniej jego transport i przemiany w torfowiskach zależą od wielu czynników. Fosfor w środowisku bagiennym ulega tendencjom do:

— pochłaniania biologicznego i w jego rezultacie wbudowywania w materię organiczną (fityny, kwasy nukleinowe);

- wytrącania jako nierozpuszczalne fosforany żelaza, aluminium i wapnia;
- adsorpcji (ortofosforany) na cząstkach ilastych, materii organicznej oraz wodorotlenkach żelaza i aluminium.

Istotnym czynnikiem wpływającym na transport i retencję fosforu są warunki tlenowe. W środowisku bagiennym ich stabilność zależy od amplitudy wahań poziomu wód powyżej i poniżej podłoża. Okresowe przywracanie (poprzez zatopienie) warunków anaerobowych w górnej warstwie gleby torfowej powoduje uruchamianie szybko pochłanianego biotycznie fosforu (Bailey i in. 1985). Mechanizm ten może być motorem wzrostu produktywności zbiorowisk roślinnych na torfowiskach minerotroficznym. Z odmienną sytuacją mamy natomiast do czynienia w obrębie torfowisk mszarnych o wodach z dużą zawartością kwasów humusowych, o niskim pH. Środowiska te mogą zawierać znaczną ilość rozpuszczonego fosforu (Hooper i Morris 1982, Kruk 1988). Dotyczy to zarówno jego formy organicznej, jak i nieorganicznej. $\text{PO}_4\text{-P}$ jest słabo sorbowana przez torf mszarny (Waughaman 1980), a przy przejściu do warunków bardziej natlenionych może pozostawać w roztworze z uwagi na kompleksowanie żelaza przez koloidalną materię organiczną (Koenigs i Hooper 1976). Interesująco na tym tle przedstawia się pochodzenie dużych ilości fosforu w złożach torfów mszarnych. Niewykluczone, że jest on transportowany przez krążącą w torfowisku wodę z głębszych, bogatych w dawniej zakumulowane składniki mineralne warstw torfu (Heilmann 1968). W torfowiskach pojeziornych istotną rolę mogą tu odgrywać dawne organiczne osady (gyttja). W torfowiskach fosfor w znacznych ilościach występuje w różnego rodzaju substancjach humusowych (Thurman 1985). Wiele wskazuje na to, że organiczna forma fosforu jest efektywnie wydalana poza ekosystemy bagienne – są one bowiem źródłem rozpuszczonej materii organicznej (Mullholland i Kuenzler 1979).

Wymiana fosforu pomiędzy torfowiskiem a sąsiednimi ekosystemami jest procesem dość skomplikowanym i uzależnionym od szeregu czynników. Hooper i Morris (1982), analizując transport fosforu pomiędzy mszarem a otoczonym przez niego jeziorem, wskazują na znaczenie czynników hydrologicznych: pojemność wodną mszaru, różnice w wielkości ewapotranspiracji i gęstości wody. Czynniki te i cyrkulacja fosforu w jeziorze układają się w ten sposób, że mszar albo przekazuje bogate w fosfor wody do jeziora, albo otrzymuje z jeziora wody ubogie w ten pierwiastek.

Generalnie w bagnach zdają się przeważać procesy sprzyjające zatrzymywaniu fosforu. Na 24 układy bagienne zestawione przez Mitscha i Gosselinka (1986), 19 konsekwentnie przechwytywało omawiany pierwiastek. Podobnie jak w przypadku azotu, efektywność zatrzymywania fosforu przez bagna zależy również od ładunku i od „starzenia się” systemu, chociaż zależności nie są tak wyraźne. Odczuwalne obniżenie wydajności unieruchamiania (powyżej 50%) występuje przy ładunkach rocznych powyżej

15 g P/m² i przeważnie w bagnach użytkowanych jako odbiorniki wód zanieczyszczonych dłużej niż 50 lat (N i c h o l s 1983).

4.3. Inne ważniejsze składniki mineralne

Do innych pierwiastków szczególnie ważnych dla biogeochemii torfowisk należy przede wszystkim siarka. Występując w kilku formach utlenienia i podlegając przemianom mikrobiologicznym posiada w bagnach schemat krążenia niemal tak skomplikowany jak azot. Siarka dopływa do ekosystemów bagiennych głównie w postaci jonu siarczanowego i również odpływ zdominowany jest przez tę formę. Jednakże w środowiskach podmokłych o stabilnych warunkach beztlenowych zachodzi redukcja siarczanów do siarczków i siarkowodoru. Procesy te mogą wpływać na krążenie innych pierwiastków. Po pierwsze, siarkowodór ma właściwości toksyczne dla roślin zakorzenionych i dla mikroorganizmów (P o n n a m p e r u m a 1972). Znaczna produkcja siarkowodoru może więc pośrednio wpłynąć na obieg innych pierwiastków biofilnych. Po drugie, jon siarczkowy łączy się ze zredukowanymi formami metali — przede wszystkim z żelazem, przyczyniając się do akumulacji tego pierwiastka w bagnach. Podobną rolę pełni on również dla innych metali (cynku, miedzi, manganu), tworząc z nimi nierozpuszczalne siarczki i blokując ich mobilność (S t u m m i M o r g a n 1981). Jak zwiększony ostatnio dopływ siarki z atmosfery (emisja SO₂) i z terenów rolniczych (nawozy) może wpływać na relacje torfowisko — sąsiednie ekosystemy? Można przypuszczać, że jako częściowe bariery biogeochemiczne bagna mogą odgrywać tu pozytywną rolę. Chociaż, z drugiej strony, zmeliorowanie mokradeł gromadzących zapasy siarki może przynieść w efekcie jej znaczny odpływ (utlenienie siarczków), a tym samym zaburzyć gospodarkę tym składnikiem w niżej położonych ekosystemach wodnych (L e e i in. 1975, K r u k 1990).

Pozostałe ważne składniki mineralne, takie jak potas, wapń i magnez, na ogół nie znajdują w torfowiskach dogodnych warunków do akumulacji. Są to pierwiastki przemieszczane w cyklu rocznym w zasadzie zgodnie z prawidłowościami hydrologicznymi. Dzieje się tak, ponieważ są dość szybko wmywane ze szczątków roślin (B o y d 1970, D a v i s i V a n d e r V a l k 1978), a ich wymiennność w torfie przyjmuje na ogół wysokie wartości (P u ü s t j ä r v i 1956, P o l l e t t 1972). Szczególnie dotyczy to potasu — w warunkach podtopienia jest on bardzo szybko wmywany, natomiast osuszenie torfowiska sprzyja jego sorpcji w glebie.

Pewne warunki do zatrzymania wapnia i magnezu istnieją w torfowiskach ombrotroficznym — jony te mogą być adsorbowane przez mchy torfowce i ich szczątki (A n s c h ü t z i G e s s n e r 1954, B e l l 1959). Ponadto w torfowiskach tego typu istnieją warunki natury hydrologicznej do gromadzenia omawianych pierwiastków. Powstają one w wyniku ukształtowania się struktury rozchodowej części bilansu wodnego, w której dominuje ewapotranspira-

cja. Są to więc systemy o względnie niewielkim odpływie (w stosunku do dopływu), czego konsekwencją jest tendencja do retencji jonów. Ilości zatrzymywanych w ten sposób pierwiastków są jednak na ogół nieznaczne (Verry i Timmons 1982, Kruk 1990).

5. Związki torfowisk z innymi elementami krajobrazu

Upraszczając zagadnienie można przyjąć, że torfowiska minerotroficzne „filtrują” głównie wody zlewniowe, torfowiska przejściowe w podobnym stopniu zlewniowe i opadowe, natomiast torfowiska ombrotroficzne wyłącznie dopływ z atmosfery. Właściwości chemiczne wód powierzchniowych lub gruntowych odpływających z torfowisk będą wobec tego odzwierciedlały ich typ troficzny, zaś ekosystem odbierający te wody będzie posiadał cechy nawiązujące do otaczających go bagien. Czytelnymi przykładami są tu stanowiące jeden



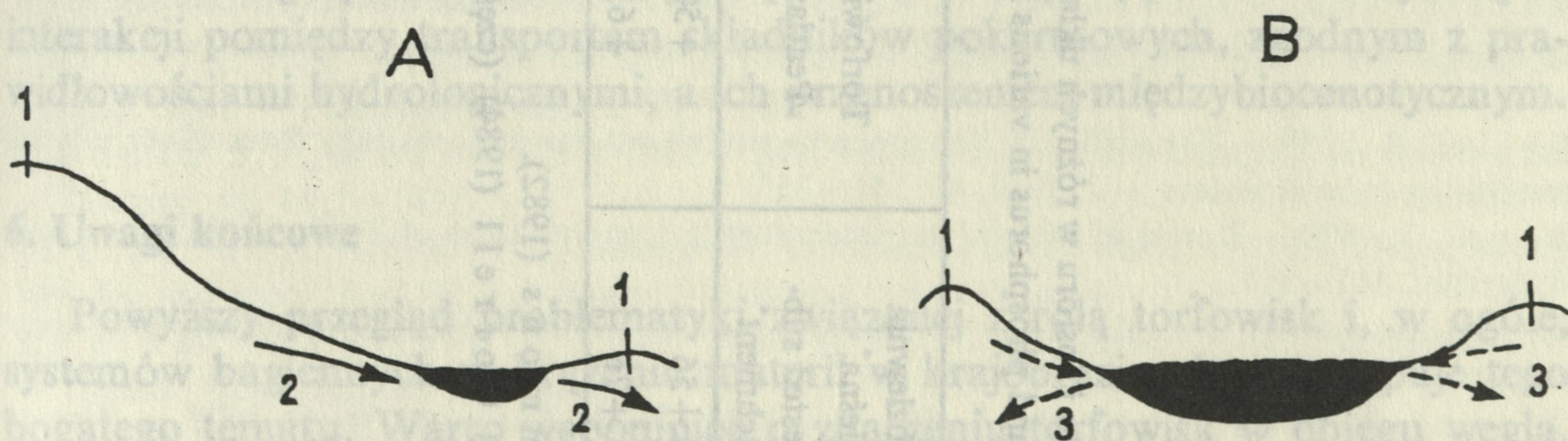
Rys. 2. Dwa obszary hydrograficzne charakterystyczne dla krajobrazu pojeziernego (okolice Mikołajek na Pojezierzu Mazurskim): *A* — zlewnia cieków przepływających przez jeziora (występują torfowiska minerotroficzne), *B* — wododziałowy obszar powierzchniowo bezodpływowy (znaczny udział torfowisk przejściowych i ombrotroficznych), 1 — torfowiska, 2 — granice obszarów hydrograficznych

Two hydrographic unit areas typical in lakeland landscape (vicinity of Mikołajki in Masurian Lakeland Region): *A* — catchment area of watercourse connecting lakes (minerotrophic peatlands occur), *B* — water-division zone without surface outflow (great contribution of transmissional and ombrotrophic peatlands), 1 — peatlands, 2 — borders of hydrographic unit areas, *J* — Lake, *Rz* — river

układ: sąsiedztwa mszarów z jeziorami dystroficznymi lub torfowisk niskich z wolno płynącym ciekiem bagiennym.

Czy torfowiska wpływają tylko na graniczące z nimi bezpośrednio elementy krajobrazu? Otóż można sądzić, że poprzez transport powierzchniowy lub podziemny w zlewni mogą mieć udział w wielkościach ładunków i wzajemnych stosunkach składników mineralnych, dopływających do oddalonych jezior. Takie sytuacje można spotkać np. w krajobrazie pojeziernym ze znacznym zagęszczeniem zabagnień, położonych w zagłębieniach powierzchniowo bezodpływowych (rys. 2). Jeziora położone w otoczeniu tak ukształtowanego krajobrazu otrzymują na ogół znaczne ilości wód podziemnych (B a j k i e w i c z - G r a b o w s k a 1985). Zasilanie z kolei tych wód odbywa się częściowo poprzez torfowiska położone w zlewni wód podpowierzchniowych tych jezior (rys. 2).

Pozostańmy może nadal w obrębie terenów pojeziernych, ponieważ ich przykład dobrze ilustruje układ zależności, w którym torfowiska pełnią „węzłową” rolę. Otóż wśród bagien występujących na zilustrowanym fragmencie Pojezierza wyróżnić można obiekty posiadające względnie obszerną zlewnię, co decyduje o ich minerotroficznym charakterze, oraz torfowiska ze stosunkowo niewielkim obszarem zasilania, w skład których wchodzi mszary ombrotroficzne i przejściowe (położone w strefie wododziałowej). Torfowiska minerotroficzne są przepływowe, o szybkim obiegu wody, natomiast bagna z mszarami otrzymują i oddają wodę na przemian — są okresowo całkowicie bezodpływowe, a obieg wody jest w nich powolny (rys. 3). Okazuje się, że te różnice w gospodarce wodnej mogą mieć istotny wpływ na zróżnicowanie przekazywania pierwiastków ze zlewni rolniczej do systemu wód podziemnych. Mianowicie, w torfowiskach minerotroficznych tylko dopływy gruntowe azotu przewyższały (w wysokim stopniu pewności) odpływy, natomiast w torfowisku



Rys. 3. Schematyczne przedstawienie typowego położenia i sposobów wymiany wód gruntowych: torfowisk minerotroficznych (A) i torfowisk z mszarami przejściowymi i ombrotroficznymi (B) w pojeziernym krajobrazie pagórkowatym, 1 — granice zlewni powierzchniowo bezodpływowych, 2 — dopływ i odpływ gruntowy stały, 3 — dopływ i odpływ gruntowy okresowy (występujące na przemian)

Schematic presentation of typical position and kinds of groundwater exchange: of minerotrophic peatlands (A) and peatlands with transmissional and ombrotrophic bogs (B) in lakeland landscape, 1 — borders of catchments without surface run-off, 2 — constant underground inflow and outflow, 3 — periodic underground inflow and outflow (alternating occurrence)

Tab. I. Bilanse względne azotu i fosforu w różnych układach krajobrazowych (w %)
 Related budgets of nitrogen and phosphorus in various landscape systems (in %)

| Pierwiastek Element | Subzlewnia leśna* Forested sub- catchment* | Torfowisko* Peatland* | Zlewnia leśno- torfowiskowa* Forested-peatland catchment* | Subzlewnia rolnicza** Agricultural subcatchment** | Bagno nad- brzeżne** Riparian mire** | Zlewnia rolni- czo-bagienna** Agricultural-mire catchment** |
|------------------------|---|--------------------------|--|--|---|--|
| N | +56 | +50 | +57 | +8 | +89 | +40 |
| P | +76 | +61 | +56 | +41 | +80 | +49 |

* Verry i (and) Timmons (1982).

** Peterjohn i (and) Correll (1984) (częściowo przeliczone — partly recalculated).

z mszarem działa się tak dla siarki siarczanowej i magnezu (na podstawie analizy statystycznej przepływów miesięcznych pierwiastków) (K r u k 1990).

Niewiele jak dotąd opublikowano prac porównujących gospodarkę mineralną bagien i wyżej położonych części zlewni. Dwa przykłady tego typu porównań podaje tabela I. Wynika z niej, że w układzie krajobrazowym las – torfowisko wskaźniki zatrzymywania N i P nie różnią się wyraźnie – czy porównamy zlewnię z torfowiskiem, czy oba te ekosystemy z całym obszarem drenażu. Można więc stwierdzić, że obie subzlewnie gospodarują pierwiastkami biofilnymi w cyklu rocznym w zbliżony sposób – wykazując tendencję do przechwytywania składników, a także, że rola torfowiska sprowadza się w efekcie rocznym do powielenia funkcji lasu. Zróżnicowanie pomiędzy tymi ekosystemami daje natomiast o sobie znać w poszczególnych porach roku (V e r r y i T i m m o n s 1982). Z innymi relacjami mamy do czynienia w układzie zlewniowym pole uprawne – bagno nadbrzeżne. Tutaj różnice w wysokości retencji pierwiastków w poszczególnych zlewniach są wyraźne – przyczynia się do tego gospodarka rolna. W układzie krajobrazowym bagno pełni tu funkcję uzupełniającą – przyczynia się do większego zamknięcia obiegu pierwiastków w całej zlewni, niż ma to miejsce w jej części użytkowanej rolniczo. Dotyczy to szczególnie obiegu azotu (P e t e r j o h n i C o r r e l l 1984). Występowanie bagien w zlewniach rolniczych przyczynia się do odtworzenia bardziej naturalnego (takiego jak w zlewni typu las – bagno) schematu krążenia pierwiastków w skali krajobrazu.

Istnieją przesłanki wskazujące na to, że żyzne układy bagiennie mogą też być miejscem, w którym zachodzi przekazywanie pierwiastków biofilnych z powrotem do terenów położonych wyżej. Działoby to się za sprawą migracji entomofauny (O l e c h o w i c z 1984). Po zbadaniu efektywności i rozpowszechnienia tego procesu interesująco przedstawiałby się problem wzajemnych interakcji pomiędzy transportem składników pokarmowych, zgodnym z prawidłowościami hydrologicznymi, a ich przenoszeniem międzybiocenotycznym.

6. Uwagi końcowe

Powyższy przegląd problematyki związanej z rolą torfowisk i, w ogóle, systemów bagiennych w krążeniu materii w krajobrazie nie wyczerpuje tego bogatego tematu. Warto wspomnieć o znaczeniu torfowisk w obiegu węgla. Należą one bowiem do nielicznych ekosystemów które mogą efektywnie akumulować ten pierwiastek. Jest to ważna funkcja, zwłaszcza w kontekście antropogenicznego wzrostu zawartości CO₂ w atmosferze. Bagna mogą odgrywać ważną i pozytywną rolę w regulacji szeregu procesów biogeochemicznych w skali całej biosfery.

Analizując literaturę z zakresu ekologii i biogeochemii bagien dostrzec można znaczny postęp badań w ostatnich 10–15 latach. W okresie tym ukazały się prace dotyczące wielu podstawowych zagadnień, takich jak wiązanie azotu,

denitryfikacja, sorpcja i wymywanie fosforu z osadu. Pojawiła się również większość prac bilansowych, a także przeprowadzono pierwsze analizy funkcji bagien w krajobrazie. Do nie w pełni wyjaśnionych do tej pory problemów zaliczyć można: zmiany gospodarki mineralnej bagien w wyniku antropopresji, transport i cyrkulacja podziemna pierwiastków, interakcje pomiędzy cyklami biogeochemicznymi pierwiastków. Odczuwa się również brak większej liczby danych dotyczących znaczenia bagien w układach krajobrazowych typu: pole uprawne lub las—bagnociek lub odpływ podziemny—jezioro (z różnymi wariantami i modyfikacjami układu). Należy przy tym podkreślić, że podstawą tego typu badań jest poznanie hydrologii każdego elementu układu. W związku z tym można przypuszczać, że poszukiwanie standardowych metod oceny procesów hydrologicznych przebiegających w torfowiskach będzie ważnym elementem badań z zakresu ekologii i biogeochemii układów bagiennych oraz ich powiązań z innymi systemami.

Piśmiennictwo

- A n s c h ü t z I., G e s s n e r F. 1954 — Der Ionenaustausch bei Torfmoosen (*Sphagnum*) — Flora, 141: 178—236.
- B a j k i e w i c z - G r a b o w s k a E. 1985 — Factors affecting nutrient budget in lakes of the R. Jorka watershed (Masurian Lakeland, Poland). II. Hydrological budget of lakes in 1978 and 1979 — Ekol. Pol. 33: 201—223.
- B a r l e t t M. S., B r o w n L. C., H a n e s N. B., N i c k e r s o n N. H. 1979 — Denitrification in freshwater wetland soil — J. Environ. Qual. 8: 460—464.
- B a y l e y S. E., Z o l t e k J. Jr., H e r m a n n A. J., D o l a n T. J., T o r t o r a L. 1985 — Experimental manipulation of nutrients and water in a freshwater marsh: Effects on biomass, decomposition and nutrient accumulation — Limnol. Oceanogr. 30: 500—512.
- B a z i l e v i c h N. I., T i s h k o v A. A. 1982 — Conceptual balance model of chemical element cycles in a mesotrophic bog ecosystem (W: Ecosystem dynamics in freshwater wetlands and shallow water bodies, vol. II) — SCOPE, UNEP, Centre of International Projects, Moscow, 236—272.
- B e l l P. R. 1959 — The ability of *Sphagnum* to absorb cations preferentially from dilute solutes resembling natural waters — J. Ecol. 47: 351—355.
- B o y d G. 1970 — Losses of mineral nutrients during decomposition of *Typha latifolia* — Arch. Hydrobiol. 511—517.
- B r i n s o n M. M., B r a d s h a w H. D., K a n e E. S. 1984 — Nutrient assimilative capacity of alluvial floodplain swamp — J. Appl. Ecol. 21: 1041—1057.
- C a r t e r V., B e d i n g e r M. S., N o v i t z k i R. P., W i l e n W. O. 1979 — Water resources and wetlands (W: Wetland function and values: The state of our understanding. Red. P. E. Greason, J. R. Clark, J. E. Clark) — American Water Resources Assoc., Minneapolis, 344—376.
- C o u p a l B., L a l a n c e t t e J. M. 1976 — The treatment of wastewaters with peat moss — Water Res. 10: 1071—1076.
- C r i s p D. T. 1966 — Input and output of minerals for an area of Pennine Moorland. The importance of precipitation, drainage, peat erosion and animals — J. Appl. Ecol. 3: 327—348.
- D a m m a n A. W. 1988 — Regulation of nitrogen removal and retention in *Sphagnum* bogs and other peatlands — Oikos, 51: 291—305.
- D a v i s C. B., V a n d e r V a l k A. G. 1978 — The decomposition of standing and fallen litter of *Typha glauca* and *Scirpus fluviatilis* — Can. J. Bot. 56: 662—675.

- Durno S. E. 1961 — Evidence regarding the rate of peat growth — *J. Ecol.* 49: 347—351.
- Envezor W. O. 1976 — The mineralization of nitrogen and phosphorus in organic materials of varying C:N and C:P ratios — *Plant Soil*, 44: 237—240.
- Etherington J. R. 1983 — *Wetland ecology* — Edward Arnold, London.
- Fernald E. A., Cason J. H. 1986 — Development of an artificial marsh in Tallahassee, Florida: Lake Jackson, a case study (W: Land use impact on aquatic ecosystems. The use of scientific information. Red. J. Langa, H. Décamps, M. M. Holland) — MAB—UNESCO, PIREN—CNRS, Toulouse, 229—241.
- Fetter C. W. Jr., Sloey W. E., Spangler F. L. 1978 — Use of a natural marsh for wastewater polishing — *J. Water Pollut. Control Fed.* 50: 290—307.
- Ford T. E., Naiman R. J. 1989 — Groundwater-surface water relationships in Boreal Forest Watersheds: Dissolved organic carbon and inorganic nutrient dynamics — *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 41—49.
- Fotyma M., Mercik S., Faber A. 1987 — *Chemiczne podstawy żyzności gleb i nawożenia* — PWRiL, Warszawa.
- Gambrell R. P., Patrick W. H. Jr. 1978 — Chemical and microbiological properties of anaerobic soils and sediments (W: Plant life in anaerobic environments. Red. D. D. Hook, R. M. M. Crawford) — Ann Arbor Sci. Pub. Inc., Ann Arbor, 375—423.
- Goodroad L. L., Keeney D. R. 1984 — Nitrous oxide emission from forest, marsh and prairie ecosystems — *J. Environ. Qual.* 13: 448—452.
- Gosselink J. G., Turner R. E. 1978 — The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems (W: Freshwater wetlands: Ecological processes and management potential. Red. R. E. Good, D. F. Whigham, R. L. Simpson) — Academic Press, New York, 63—78.
- Heilmann P. E. 1968 — Relationship of availability of phosphorus and cations to forest succession and bog formation in interior Alaska — *Ecology*, 49: 331—336.
- Hemond H. F. 1980 — Biogeochemistry of Thoreau's Bog, Concord, Mass. — *Ecol. Monogr.* 50: 507—526.
- Hemond H. F., Fifield J. L. 1982 — Subsurface flow in salt marsh peat. A model and field study — *Limnol. Oceanogr.* 27: 126—136.
- Hemond H. F., Nottle W. 1985 — Significance of hydrology to wetland nutrient processing (W: Ecological considerations in wetlands treatment of municipal wastewaters. Red. P. J. Godfrey, E. R. Kaynor, S. Pelczarski, J. Benforado) — Van Nostrand Reinhold Co., New York, 190—195.
- Hill A. R. 1982 — Phosphorus and major cation mass balances for two rivers during low summer flows — *Freshwater Biol.* 12: 293—304.
- Hooper F. F., Morris L. S. 1982 — Mat-water phosphorus exchange in an acid bog lake — *Ecology*, 63: 1411—1421.
- Ingram H. A. P. 1983 — Hydrology (W: Ecosystems of the world, vol. 4A, Mires: swamp, bog, fen and moor. Red. A. J. P. Gore) — Elsevier, Amsterdam, 67—158.
- Kaplan W., Valiela I., Teal J. M. 1979 — Denitrification in salt marsh ecosystem — *Limnol. Oceanogr.* 24: 726—734.
- Kitchens W. M. Jr., Dean J. M., Sterenson L. H., Cooper J. M. 1975 — The Santee Swamp as a nutrient sink (W: Mineral cycling in southeastern ecosystems. Red. F. G. Howell, J. B. Gentry, M. H. Smith) — ERDA Symposium Series 740513, USGPO, Washington D. C., 349—366.
- Klotz R. L. 1985 — Factors controlling phosphorus limitation in stream sediments — *Limnol. Oceanogr.* 30: 543—553.
- Koenings J. P., Hooper F. F. 1976 — The influence of colloidal organic matter on iron and iron-phosphorus cycling in an acid bog lake — *Limnol. Oceanogr.* 21: 684—696.
- Kruk M. 1988 — The influence of the mire proportion in a drainageless catchment area on the trophic status of mire waters — *Ekol. Pol.* 35: 679—698.

- Kruk M. 1990 — An attemptive evaluation of element processing by mires in agricultural landscape. Mass balances based on subsurface hydrology — *Ekol. Pol.* 38.
- Kulczyński S. 1939/1940 — Torfowiska Polesia. Tom I, II — Kraków.
- Lee G. F., Bentley E., Amundson R. 1975 — Effect of marshes on water quality (W: Coupling of land and water systems. Red. A. D. Hasler) — Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 105–127.
- Malmer N. 1975 — Development of bog mires (W: Coupling of land and water systems. Red. A. D. Hasler) — Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 85–92.
- Mason C. F., Bryant R. J. 1975 — Production, nutrient content and decomposition of *Phragmites communis* Trin. and *Typha angustifolia* L. — *J. Ecol.* 63: 71–95.
- Mitsch W. J., Dorge C. L., Wiernhoff J. R. 1979 — Ecosystem dynamics and a phosphorus budget of an alluvial cypress swamp in southern Illinois — *Ecology*, 60: 1116–1124.
- Mitsch W. J., Gosselink J. G. 1986 — Wetlands — Van Nostrand Reinhold Co., New York.
- Moore P. D., Bellamy D. J. 1974 — Peatlands — Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg.
- Mulholland P. J., Kuenzler E. J. 1979 — Organic carbon export from upland and forested wetland watersheds — *Limnol. Oceanogr.* 24: 960–966.
- Nichols K. H., MacCrimmon H. R. 1974 — Nutrients in subsurface and runoff waters of the Holland Marsh, Ontario — *J. Environ. Qual.* 3: 31–35.
- Nichols D. S. 1983 — Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater — *J. Water Pollut. Control Fed.* 55: 495–505.
- Olechowicz E. 1984 — Herb layer entomofauna of different forest ecosystems in the Kampinos Forest and its participation in cycling of elements — *Ekol. Pol.* 32: 43–60.
- Peterjohn W. T., Correll D. L. 1984 — Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest — *Ecology*, 65: 1466–1475.
- Pieczyska E. 1988 — Rola makrofitów w kształtowaniu trofii jezior — *Wiad. Ekol.* 34: 375–404.
- Pollett F. C. 1972 — Nutrient contents of peat soils in New Foundland — 4th Int. Peat Congr. Proc., Otaniemi, Finland, 3: 461–468.
- Ponnamperna F. N. 1972 — The chemistry of submerged soils — *Adv. Agron.* 24: 29–96.
- Puustjärvi V. 1956 — On the cation exchange capacity of peats and on the factors of influence upon its formation — *Acta Agr. Scand.* 6: 410–449.
- Reddy K. R. 1982 — Nitrogen cycling in flooded-soil ecosystem planted to rice — *Plant Soil*, 66: 209–220.
- Reddy K. R., Patrick W. H. Jr., Lindau C. W. 1989 — Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands — *Limnol. Oceanogr.* 34: 1004–1013.
- Richardson C. J., Tilton D. L., Kadlec J. A., Chamie J. M. P., Wentz W. A. 1978 — Nutrient dynamics in northern wetland ecosystems (W: Freshwater wetlands. Ecological processes and management potential. Red. R. E. Good, D. F. Whigham, R. L. Simpson) — Academic Press, New York, 217–242.
- Romanov V. V. 1961 — *Gidrofizika bolot* — Gidrometeoizdat, Leningrad.
- Rycroft D. W., Williams D. J. A., Ingram H. A. P. 1975 — The transmission of water through peat. I. Review — *J. Ecol.* 63: 535–556.
- Seidel K. 1959 — *Scirpus*-kulturen — *Arch. Hydrobiol.* 56: 58–92.
- Seitzinger S. P. 1988 — Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance — *Limnol. Oceanogr.* 33: 702–724.
- Smith M. S., Tiedje J. M. 1979 — Phases of denitrification following oxygen depletion in soil — *Soil Biol. Biochem.* 11: 261–267.
- Stumm W., Morgan J. J. 1981 — Aquatic chemistry: An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters — Wiley-Interscience, New York.

- Thurman E. M. 1985 — Organic geochemistry of natural waters — Martinus Nijhoff/Dr W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Tilton D. L., Kadlec R. H. 1979 — The utilization of a freshwater wetland for nutrient removal from secondarily treated wastewater effluent — *J. Environ. Qual.* 8: 328–334.
- Ulehlova B. 1971 — Decomposition and humification of plant material in the vegetation of *Stratiotes aloides* in NW Overijssel, Holland — *Hidrobiologia (Bucuresti)*, 12: 279–285.
- Vander Valk A. G., Davis C. B., Baker J. L., Beer C. E. 1979 — Natural freshwater wetlands as nitrogen and phosphorus traps for land runoff (W: Wetland functions and values: The state of our understanding. Red. P. E. Greeson, J. R. Clark, J. E. Clark) — American Water Resources Assoc., Minneapolis, Minn., 457–467.
- Verry E. S., Timmons D. R. 1982 — Waterborne nutrient flow through an upland-peatland watershed in Minnesota — *Ecology*, 63: 1456–1467.
- Walker D. 1970 — Direction and rate in some British post-glacial hydroseres (W: Studies in the vegetation history of the British Isles. Red. D. Walker, R. G. West) — Cambridge Univ. Press, London, 117–139.
- Waughman G. J. 1980 — Chemical aspects of the ecology of some south German peatlands — *J. Ecol.* 68: 1025–1046.
- Waughman G. J., Bellamy D. J. 1980 — Nitrogen fixation and nitrogen balance in peatland ecosystems — *Ecology*, 61: 1185–1198.
- Wile I., Miller G., Black S. 1985 — Design and use of artificial wetlands (W: Ecological considerations in wetlands treatment of municipal wastewater. Red. P. J. Godfrey, E. R. Kaynor, S. Pelczarski, J. Benforado) — Van Nostrand Reinhold Co., New York, 26–37.
- Wilpiszewska I. 1990 — The productivity and chemical valorisation of mire vegetation in postglacial agricultural landscape — *Ekol. Pol.* 38.

Summary

The role of mires, including peatlands, in cycling of matter is to be found frequently in recent ecological literature. These interests have not only cognitive, but also practical aims: there were trials to use natural mire systems for purification of water, and almost to design protective artificial mires. In this article we focus mainly on the biogeochemistry of undrained peatlands occurred in temperate climatic zone. The peatlands are usually classified for three basic types: (1) ombrotrophic — inflow of elements exclusively from atmosphere, (2) minerotrophic — dominantly influenced by inflow from adjoining land and (3) mesotrophic (transmissional) — with mixed features. The ombrotrophic peatlands occur typically in water-division zones and minerotrophic ones in the bottom of valleys and depressions. The natural evolution of peatlands passes into direction of the systems gradually less and less dependent on catchment areas.

The various approaches to define the role of mires in cycling of elements are observed in literature. Except the observations concerning productivity and mineral composition of mire vegetation, more and more mass balance investigations based on hydrology have been appeared. It is stressed, however, the occurrence of methodical difficulties in this kind of investigations. They result mainly from necessity of taking into consideration the flows of subsurface waters.

Problems of transport and transformations of mineral elements in peatlands were discussed mainly in cases of nitrogen and phosphorus. The cycling of nitrogen in mire environment is enough complicated (Fig. 1). The removing effect of nitrogen forms from mire waters result from number of processes such as denitrification, volatilization of ammonium and also absorption and incorporation into organic matter. The removing of phosphorus takes place mainly by biological immobilization, precipitation and physico-chemical sorption. The importance of anaerobic conditions and circulation of water for phosphorus transport in ombrotrophic peatlands and in sphagnum bog-lake system were also briefly presented. The nitrogen as well as phosphorus are

effectively removed from throughflowing waters in majority of investigated mire systems. The factors limiting mire effectiveness in removing these elements were increased load of nutrients and prolonged period of use as treatment system. Among other elements, the cycling of sulfur in peatlands deserves for special attention. This element can be precipitated in form of sulfides and it can also be volatilized to atmosphere. Such elements like potassium, calcium and magnesium are weakly sorbed by peat, so the peatlands do not retain them in greater amounts.

The trophic type of peatlands and their position determine the role of these systems in landscape. The lakeland landscape is an example to show how the peatlands existing under various hydrologic conditions influence on water transport of elements to lakes (Figs. 2, 3). It was shown that minerotrophic against mesotrophic peatlands could lower the throughflow of different groups of elements. The comparison of the results of investigation between wetland ecosystems and their catchments areas suggests the conclusion that mires specially in agricultural areas cause more "closed" N and P cycling in the scale of whole differentiated landscape.

Following several problems of biogeochemistry of mires weakly solved till now were pointed: underground transport of elements, interactions between element cycles, effects of anthropopressure, links between mires and adjoining ecosystems.

(wpłynęło: 23 III 1990 r.)