

**Zdzisław Bernacki, Jerzy Karg**

*Stacja Badawcza Zakładu Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN  
w Turwi*

## ZADRZEWIENIA ŚRÓDPOLNE JAKO BARIERY ANTYEROZYJNE I BIOGEOCHEMICZNE

### **Zagrożenie gleb erozją w Polsce**

Erozja wietrzna i wodna gleby stanowi poważny problem na terenach użytkowanych rolniczo. Zarówno deflacja, jak i akumulacja eoliczna cząstek gleby niszczy strukturę powierzchni użytków rolnych. Na obszarze Polski zagrożone erozją jest około 28% obszarów użytkowanych przez rolnictwo (16), zaś erozją wietrzną zagrożone jest 11% obszaru kraju (14). W wyniku erozji wietrznej znaczne ilości materiału glebowego przemieszczane są w powietrzu. P o d s i a d ł o w s k i (17) szacuje, że w Wielkopolsce wraz z erozją wietrzną transportowane jest rocznie 150 kg deflatu na każdy metr szerokości pola, co może w istotny sposób wpływać na właściwości gleby. Erozja, obok utrudnienia uprawy i obniżania żyzności gleb, powoduje zmywanie oraz zwiewanie substancji organicznej, a także składników mineralnych (głównie azotu i fosforu) przyspieszających eutrofizację zbiorników wodnych.

### **Efekt wiatrochronny zadrzewień i poprawa bilansu wodnego**

Istotne znaczenie dla ograniczenia erozji wietrznej ma zmniejszenie prędkości wiatru zachodzące dzięki obecności w krajobrazie zadrzewień śródpolnych. Wieloletnie badania prowadzone w Zakładzie Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN wykazały, że po przejściu przez zadrzewienie prędkość wiatru spada do 60% prędkości początkowej (21). Efekt ten występuje jeszcze w odległości ośmiu wysokości zadrzewienia, czyli – biorąc pod uwagę przeciętną wysokość w pełni rozwiniętego zadrzewienia – ok. 200 od zadrzewienia. Zadrzewienia prowadzone w celu powstrzymania erozji wietrznej powinny być przewiewne, tak aby strugi powietrza przechodzące przez zadrzewienie i ponad koronami spotkały się w pewnej odległości za zadrzewieniem.

Uważa się, że podstawowa rola zadrzewienia, tj. ograniczanie erozji wietrznej jest w pełni realizowana dopiero, gdy osiągnie ono wysokość około 10 m, czyli po 10-15 latach od jego założenia (10). Młode zadrzewienie śródpolne w okolicy Turwi (Wielkopolska) zaczęło pełnić funkcję bariery przeciwwietrznej już w wieku trzech lat, prze-

chwytyjąc znaczne ilości zwiewanych z pól cząstek gleby. Z roku na rok jego efektywność w ograniczaniu erozji wietrznej wzrastała. Już w drugim roku po posadzeniu w zadrzewieniu kumulowany był śnieg zwiewany z przyległych pól uprawnych. Efekt kumulacji śniegu zaobserwowany w styczniu 1995 r. był jeszcze niewielki. Pokrywa śnieżna w zadrzewieniu wynosiła około 100 mm, podczas gdy na polach nie przekraczała 10 mm. W pięć lat po posadzeniu (grudzień 1998 r.) zadrzewienie akumulowało już w swym wnętrzu i w strefie styku z polami znaczne ilości śniegu. Pokrywa śnieżna we wnętrzu zadrzewienia wynosiła średnio 800 mm, co odpowiada 87,2 mm wody, podczas gdy na otwartych polach wartości te wahały się od 40 mm (4,4 mm wody) do 80 mm (8,7 mm wody); (tab. 1). Suma opadów w grudniu 1998 r. wynosiła w rejonie zadrzewienia 17 mm. Akumulacja wody przekraczała więc pięciokrotnie miesięczną wielkość opadów. Są to istotne wartości, szczególnie w warunkach Wielkopolski cierpiącej od dawna na znaczne niedobory wody.

Tabela 1

Akumulacja śniegu w zadrzewieniu „Wyskoć” (grudzień 1998)

Parametr	Odległość od zadrzewienia – strona dowietrzna (m)					Wnętrze zadrzewienia	Odległość od zadrzewienia – strona zawietrzna (m)				
	100	50	10	2	0,5		0,5	2	10	50	100
Grubość pokrywy śnieżnej (mm)	40	150	280	500	500	800	300	200	100	100	80
Woda (mm)	4,4	16,3	30,5	54,5	54,5	87,2	32,7	21,8	10,9	10,9	8,7

Źródło: Opracowanie własne.

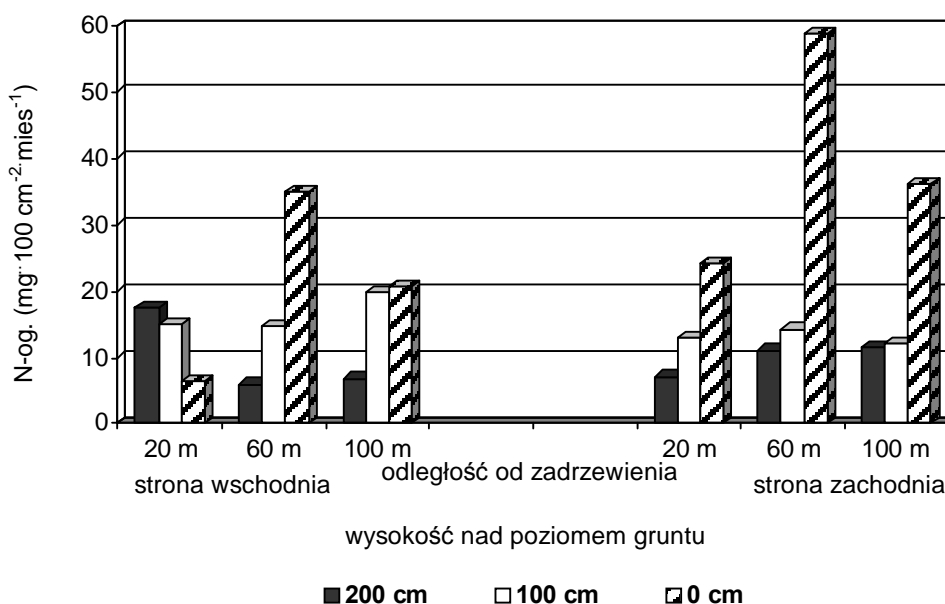
### Antyerozyjne funkcje zadrzewień

Badania erozji prowadzono na dwóch polach uprawnych położonych w sąsiedztwie zadrzewień śródpolnych w okolicy Turwi. Pole [A] położone było w miejscowości Rogaczewo w sąsiedztwie ok. 160-letniego zadrzewienia robiniowego, o szerokości 30 m, zaś pole [B] w okolicy wsi Wyskoć, sąsiadowało z 14-letnim wielogatunkowym zadrzewieniem o szerokości 18 m. Transport deflatu oraz azotu i fosforu w powietrzu oceniano za pomocą deflometrów (18) rozmieszczonych w sąsiedztwie badanych zadrzewień: w odległości 20, 60, 100 m od starszego zadrzewienia oraz 10, 30 i 50 m od młodszego, po stronie dowietrznej i zawietrznej. Chwytnice umieszczone były przy powierzchni gleby oraz na wysokości 1 i 2 m. Największe natężenie eolicznego transportu materiału glebowego, wielkości od 100 do 1000 mg/chwytnic notowano w przyziemnej warstwie powietrza – 5 cm nad gruntem. W wyższych warstwach rejestrowano wartości od 1 do 10 mg. Najniższe wartości transportu eolicznego zanotowano najbliżej zadrzewień. Różnice między natężeniem transportu eolicznego po wschodniej i zachodniej stronie zadrzewień były niewielkie i nieistotne. Na stanowisku Wyskoć, które jest osłonięte lasem od wpływu wiatrów z sektora południowego zanotowano niższe wartości transportu eolicznego niż na stanowisku Rogaczewo (26).

Z analiz granulometrycznych wynika, że niezależnie do różnic wyjściowego materiału (erodowanej gleby) transport eoliczny doprowadza do szybkiej jego homogenizacji granulometrycznej. W większości przypadków jest to prawie wyłącznie frakcja grubopylasta, o średniej średnicy ziarna od 0,03 do 0,04 mm (26).

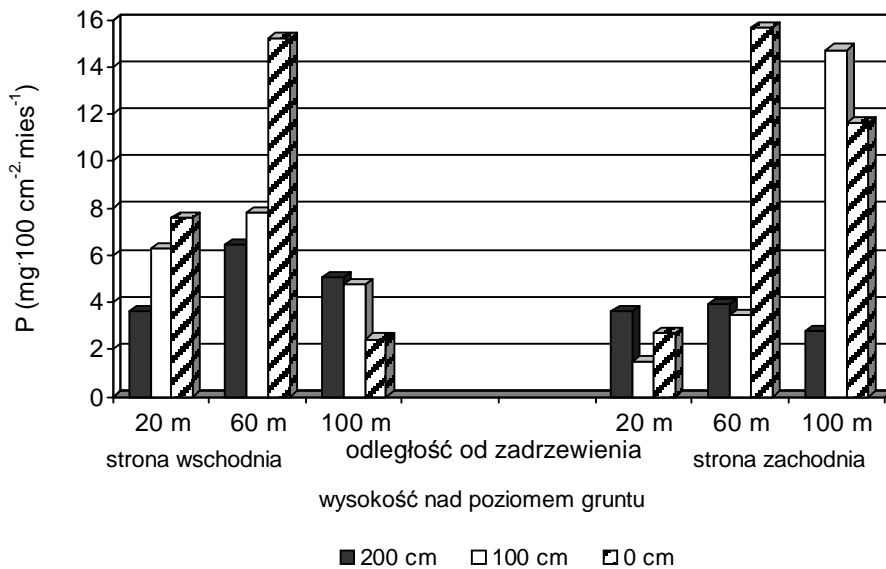
W wyniku erozji wietrznej w powietrzu transportowane są również znaczne ilości azotu i fosforu. Ilość azotu transportowana w powietrzu w sąsiedztwie obu zadrzewień w okresie X 2006–V 2007 przy powierzchni gleby wynosiła przeciętnie do  $60 \text{ mg} \cdot 100 \text{ cm}^{-2}$  przekroju strumienia powietrza w ciągu miesiąca (rys. 1, 2), a w okresie silniejszych wiatrów przekraczała  $80 \text{ mg} \cdot 100 \text{ cm}^{-2}$ . Na większych wysokościach z reguły nie przekraczała  $20 \text{ mg} \cdot 100 \text{ cm}^{-2}$ . Ilość fosforu transportowana w wyniku erozji wietrznej na polu [A] była większa niż na polu [B], wynosiła tam przeciętnie ok.  $16 \text{ mg} \cdot 100 \text{ cm}^{-2}$  strumienia powietrza (rys. 3). Na polu [B] wynosiła  $6 \text{ mg} \cdot 100 \text{ cm}^{-2}$  (rys. 4).

Zarówno przy starszym, jak i przy młodszym zadrzewieniu ilość azotu przenoszona przez wiatr po stronie dowietrznej (zachodniej) była większa niż po stronie zawietrznej, w przypadku fosforu zależność ta była mniej wyraźna. W sąsiedztwie starszego (dojrzałego) zadrzewienia znaczący spadek koncentracji biogenów przenoszonych przez wiatr następował w odległości 20 m od zadrzewienia, po stronie dowietrznej. Po zawietrznej koncentracja azotu i fosforu w powietrzu była bardziej wyrównana. Wyniki te wskazują na zatrzymywanie znacznych ilości biogenów po stronie dowietrznej w odległości ok. 20 m od skraju zadrzewienia.



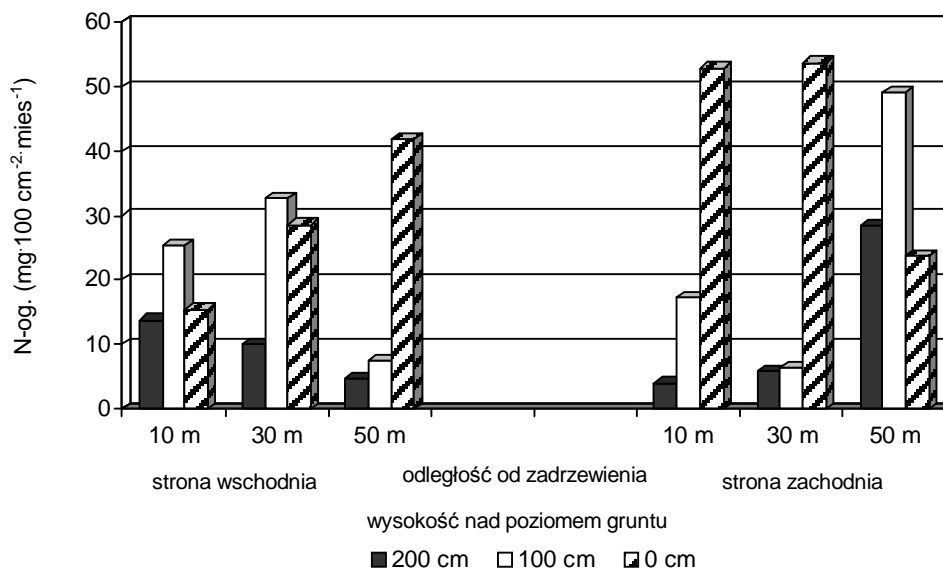
Rys. 1. Ilość azotu transportowana w wyniku erozji w sąsiedztwie 160-letniego zadrzewienia robiniowego

Źródło: Opracowanie własne.



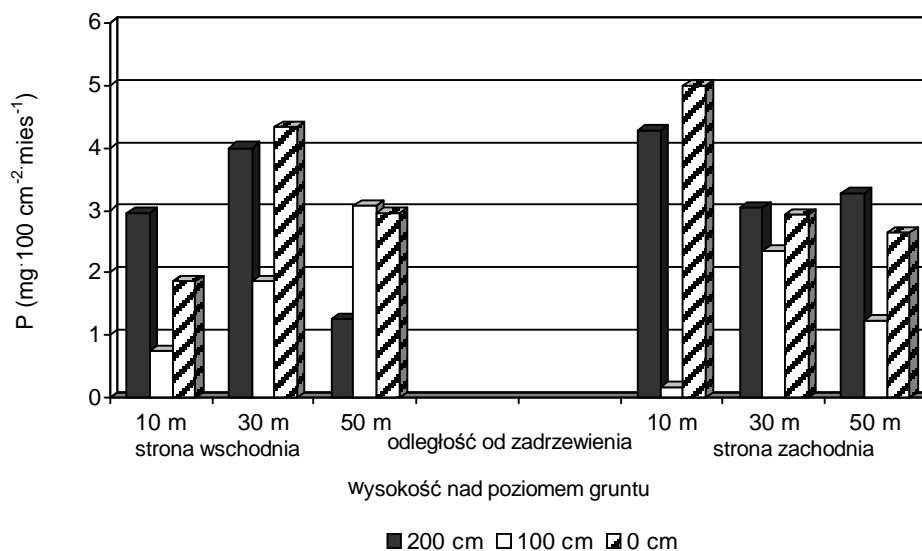
Rys. 2. Ilość fosforu transportowana w wyniku erozji w sąsiedztwie 160-letniego zadrzewienia robiniowego

Źródło: Opracowanie własne.



Rys. 3. Ilość azotu transportowana w wyniku erozji w sąsiedztwie 14-letniego zadrzewienia o zróżnicowanym składzie gatunkowym

Źródło: Opracowanie własne.



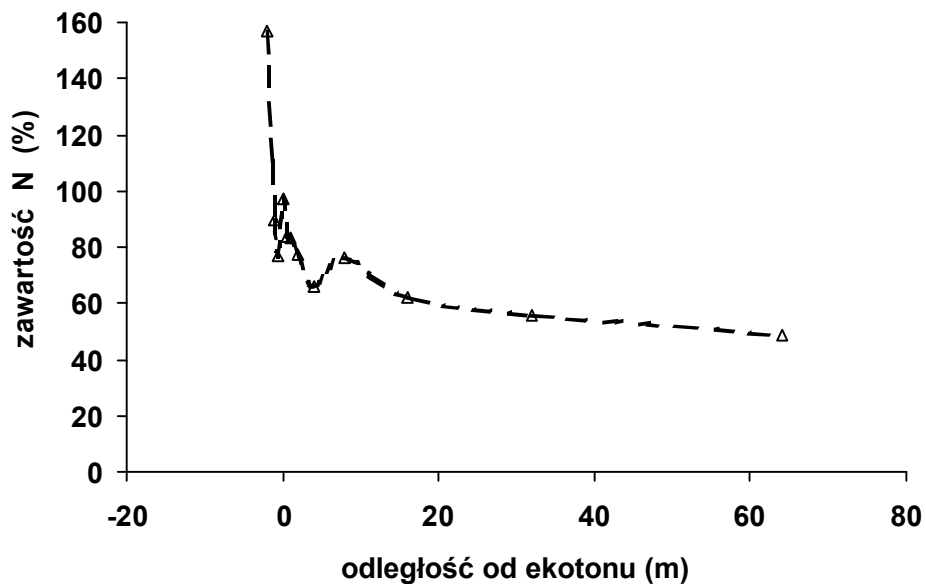
Rys. 4. Ilość fosforu transportowana w wyniku erozji w sąsiedztwie 14-letniego zadrzewienia o zróżnicowanym składzie gatunkowym

Źródło: Opracowanie własne.

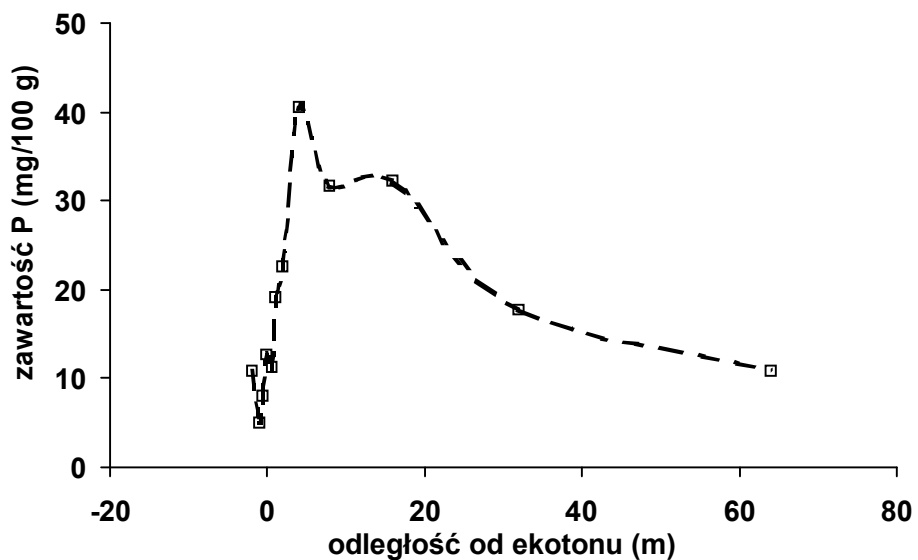
Oceny transportu eolicznego zostały potwierdzone przez badania gleby. W celu oceny kumulacji przenoszonych przez wiatr biogenów wykonano profil glebowy o długości 80 m, poprowadzony od zadrzewienia w głąb pola uprawnego po stronie dowieznej. Koncentrację badanych pierwiastków w glebie oceniano na głębokości 5 cm. Przebieg zmian zawartości obu badanych pierwiastków na polu był podobny, maksimum występowało w odległości 10-20 m od zadrzewienia. Zależność ta była bardziej wyraźna w przypadku mniej mobilnego fosforu; stwierdzono czterokrotny wzrost jego zawartości w glebie (rys. 5). W przypadku azotu obraz ten był zacierany na skutek dominacji w strukturze zadrzewienia robinii, wiążącej azot atmosferyczny. Mimo tego zauważalny był również wzrost jego zawartości w odległości 10-20 m od zadrzewienia, wynoszący ok. 25% (rys. 6).

Zadrzewienia stanowią również barierę ograniczającą spływ powierzchniowy, a zatem przeciwdziałają erozji wodnej. Według Węgorka (32) najbardziej efektywne są w tym przypadku zadrzewienia pasowe z runem wykształconym w postaci darni, poprowadzone wzdłuż warstwic oraz zadrzewienia powierzchniowe w miejscach szczególnie narażonych na erozję. Tak założone zadrzewienia, dzięki usytuowaniu na kierunku spływu wód gruntowych, pełnią równocześnie funkcję barier biogeochemicznych.

Ekosystemy o trwałej pokrywie roślinnej, w tym i zadrzewienia śródpolne, uważane są za podstawowe bariery biogeochemiczne (3, 23). W badaniach prowadzonych nad migracją pierwiastków biogenych wykazano, że w krajobrazie rolniczym ekosystemy o trwałej pokrywie roślinnej stanowią barierę ograniczającą przepływ zanieczyszczeń (3, 19, 22). Efektem jest między innymi: spadek stężenia azotu, fosforu



Rys. 5. Zmiany zawartości azotu w glebie pola w sąsiedztwie 160-letniego zadrzewienia robinowego  
Źródło: Opracowanie własne.



Rys. 6. Zmiany zawartości fosforu w glebie pola w sąsiedztwie 160-letniego zadrzewienia robinowego  
Źródło: Opracowanie własne.

i innych pierwiastków w wodach gruntowych w miarę wzrostu stopnia zalesienia zlewni (8) oraz spadek stężenia azotanów po przejściu przez zadrzewienie (2, 20).

Pobieranie mineralnych form azotu i fosforu przez roślinność zadrzewienia jest szczególnie wydajne, gdy składa się ono z kilku gatunków drzew (19). Ważnym mechanizmem umożliwiającym redukcję zawartości związków azotu jest denitryfikacja (12, 29), co umożliwia funkcjonowanie barier biogeochemicznych także w okresie zimowym, gdy zmniejsza się pobieranie biogenów przez roślinność (9). Mechanizm ten występuje również w zadrzewieniach (23), co tłumaczy szczególnie wysoka ich efektywność w ograniczaniu stężenia mineralnych form azotu. R y s z k o w s k i i Ż y c z y Ń s k a - B a ł o n i a k (24) notowali 4-krotny spadek koncentracji azotu azotanowego w wodzie gruntowej po przepłynięciu pod 50 m pasem zadrzewienia, a B a r t o s z e w i c z (2) nawet 14-krotny. Redukcja zawartości fosforu przez zadrzewienie jest mniej intensywna; B a r t o s z e w i c z (2) zanotowała jedynie 3-krotny spadek jego koncentracji po przejściu przez zadrzewienie.

Barierowa rola zadrzewień może być ograniczana na skutek zachodzących w nich procesów rozkładu ściółki i uwalniania znacznych ilości substancji biogenych (4, 6, 7, 13, 27). Czynniki decydującymi o tempie rozkładu ściółki są przede wszystkim ilość opadów w sezonie wegetacyjnym i temperatura (6) oraz jej skład chemiczny (1, 5, 7, 11, 15, 25, 28, 30, 31). W starym drzewostanie grądowym, gdzie masa nagromadzonej ściółki przekraczała  $500 \text{ g sm} \cdot \text{m}^2$ , B e r n a c k i (7) notował uwalnianie w procesie rozkładu znacznych ilości azotu dochodzących do  $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Dla zapewnienia prawidłowego funkcjonowania zadrzewień jako barier biogeochemicznych należałoby zatem nie dopuszczać do nagromadzania się w nich dużych ilości ściółki (7).

### Wnioski

1. W wyniku erozji wietrznej przemieszczane są znaczne ilości materiału glebowego, zwłaszcza frakcji grubopylastej oraz azotu i fosforu.
2. Transport materiału glebowego jest najintensywniejszy w przygruntowej warstwie powietrza, natomiast transport azotu i fosforu zachodzi także na większych wysokościach.
3. Zadrzewienia śródpolne ograniczając prędkość wiatru, a co za tym idzie erozję, pozwalają zatrzymać znaczne ilości azotu i fosforu w glebie pól uprawnych.
4. W wyniku pobierania znacznych ilości biogenów z wód gruntowych, a także niedopuszczania do wywiewania ich z gleby i wynoszenia ze spływem powierzchniowym, zadrzewienia ograniczają eutrofizację wód.

### Literatura

1. A e r t s R., d e ' C a l u v e H.: Nutritional and plant controls on leaf litter decomposition of *Carex* species. *Ecology*, 1997, **78**: 244-260.
2. B a r t o s z e w i c z A.: Chemizm wód gruntowych zlewni użytkowanej rolniczo w warunkach glebowo klimatycznych równiny kościańskiej. Bariery biogeochemiczne. W: Obieg wody i ba-

- riery biogeochemiczne w krajobrazie rolniczym. Red. L. Ryszkowski, J. Marcinek, A. Kędziora, Wyd. UAM Poznań, 1990, 127-142.
3. Bartoszewicz A., Ryszkowski L.: Influence of the shelterbelts and meadows on the chemistry of ground water. In: Dynamics of agricultural landscape. Eds. L. Ryszkowski, N. R. French, A. Kędziora. PWRiL Poznań, 1996, 98-109.
  4. Berendse F., Bobbink R., Rouwenhorst G.A.: Comparative study on nutrient cycling in wet heathland ecosystem II: litter decomposition and nutrient mineralization. *Oecologia*, 1989, **78**: 338-348.
  5. Berg B., Muller M., Wessen B.: Decomposition of red clover (*Trifolium pratense*) roots. *Soil Biol. Biochem.*, 1987, **19**: 589-594.
  6. Bernacki Z.: Nitrogen and phosphorus leasing during the decomposition of broadleaf forest litter. *Pol. J. Soil Sci.*, 2003, **36**: 21-29.
  7. Bernacki Z.: Uwalnianie azotu i fosforu ze ściółki leśnej: jako czynnik ograniczający efektywność barier biogeochemicznych. *Działalność naukowa – wybrane zagadnienia*. 2003, **16**: 120-122.
  8. Borowiec S., Skrzyński T., Kucharska T.: Migracja składników mineralnych z gleb Niziny Szczecińskiej. *Zesz. Szczec. Tow. Nauk.*, 1978, **47**: 49-55.
  9. Bowden W.B.: The biogeochemistry of nitrogen and freshwater wetlands. *Biogeo-chemistry*, 1987, **4**: 313-348.
  10. Budzyński O.: Zakładanie zadrzewień. Wydział Ochrony Środowiska Urzędu Woj. w Toruniu, 1996, ss. 220.
  11. Dorodnikov M.V., Kuznetsova T.V.C.: N mineralization rate of grey forest soil under different ecosystems. *Abstr. Proc. X Intern. Conf. MS and Ph.D. Students on the Basic Sciences „Lomonosov – 2003”*, 35-36.
  12. Duff J.H., Triska F.J.: Denitrification in sediments from hyporheic zone adjacent to a small forested stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1990, **47**: 1140-1147.
  13. Johanson M.B., Berry B., Meentmayer V.: Litter mass loss rates in late stages of decomposition in a climatic transect of pine forest: long term decomposition in a Scotch pine forest IX. *Can. J. Bot.*, 1995, **73**: 1509-1521.
  14. Liro A. (red.): Strategia wdrażania krajowej sieci ekologicznej ECONET-POLSKA. Fundacja IUCN Poland, Warszawa, 1998.
  15. Melillo J.M., Aber J.D., Muratore J.E.: Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 1982, **63**: 621-626.
  16. Ochrona Środowiska. Informacje i opracowania statystyczne. GUS Warszawa, 2001.
  17. Podsiadłowski S.: Natężenie erozji eolicznej w wybranych zwiewniach Wielkopolski w okresie 1986–1990. W: *Erozja gleb i jej zapobieganie*. AR Lublin, 1991.
  18. Podsiadłowski S., Stach A.: Wind erosion in the Wielkopolska region of West Poland. *Local Land & Soil News, The Bulletin of the European Land and Soil Alliance (ELSA)*, Osnabrück, 2004, **10/11**: II/III/04, 35-37.
  19. Prusinkiewicz Z., Pokojska U., Józefowicz-Kotlarz J., Kwiatkowska A.: Studies on the functioning of the biogeochemical barriers. In: Dynamics of agricultural landscape. Eds.: L. Ryszkowski, N. R. French, A. Kędziora, PWRiL Poznań, 1996, 110-119.
  20. Rasmussen M., Reenberg A., Bartholdy J.: Nitrogen fluxes from agricultural landscape – comparison on watershed level. In: *Functional appraisal of agricultural landscape in Europe*. Eds.: L. Ryszkowski, S. Bałazy, Research Center of Agricultural and Forest Environment PAS, Poznań, 1994, 19-30.
  21. Ryszkowski L.: Przegląd badań wykonanych w Turwi na temat wpływu zadrzewień na środowisko przyległych pól. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 1975, **166**: 71-82.
  22. Ryszkowski L., Bartoszewicz A.: Impact of agricultural landscape structure on cycling of inorganic nutrients. In: *Ecology of arable land*. Eds.: M. Clarholm, L. Bergstrom, Kluwer Academic Publ., 1980, 241-246.



23. Ryszkowski L., Bartoszewicz A., Marcinek J.: Bariery biogeochemiczne. W: Obieg wody i bariery biogeochemiczne w krajobrazie rolniczym. Red. L. Ryszkowski, J. Marcinek, A. Kędziora, UAM Poznań, 1990, 127-142.
24. Ryszkowski L., Życzynska-Bałoniak I.: Ograniczanie zanieczyszczeń obszarowych przez bariery biogeochemiczne. W: Kształtowanie środowiska rolniczego na przykładzie Parku Krajobrazowego im. Gen. D. Chłapowskiego. Red. L. Ryszkowski, S. Bałazy, ZBSRiL PAN, Poznań, 1998, 67-80.
25. Schlesinger W. H., Hasey M. M.: Decomposition of chaparral shrub foliage: Losses of organic amid inorganic constituents from deciduous and evergreen leaves. *Ecology*, 1981, **62**: 762-774.
26. Stach A.: Sprawozdanie za rok 2006 z realizacji zadania, w ramach projektu badawczego KBN 3PO4F012 24 (niepubl.).
27. Swift M. J., Heal O. W., Anderson J. M.: Decomposition in terrestrial ecosystems. University of California Press, Berkeley, California, USA, 1979.
28. Taylor B. R., Parkinson D., Parsons W. F. J.: Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates, microcosm test. *Ecology*, 1989, **70**: 97-104.
29. Triska J. F., Duff J. H., Avanzino J. R.: Patterns of hydrological exchange and nutrient transformation in hyporheic zone of gravel-bottom stream: examining terrestrial – aquatic linkages. *Fresh. Biol.*, 1993, **29**: 259-274.
30. Van Vuuren M. M. I., Aerts R., Berendse F., De Visser W.: Species and site differences in the decomposition of litters and roots from wet heathlands. *Can. J. Bot.*, 1993, **71**: 167-173.
31. Vitousek P. M., Turner D. R., Parton W. J., Sanford R. L.: Litter decomposition on the Mauna Los environmental matrix, Hawaii: patterns, mechanisms, and models. *Ecology*, 1994, **75**: 418-429.
32. Węgorzek T.: Znaczenie zadrzewień w przeciwdziałaniu wodnej i wietrznej erozji gleby. W: Znaczenie zadrzewień w krajobrazie rolniczym oraz aktualne problemy ich rozwoju w przyrodniczo-gospodarczych warunkach Polski. Płock, 1997, 28-39.

Adres do korespondencji:

*dr Zdzisław Bernacki*  
*Stacja Badawcza Zakładu Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN*  
*ul. Szkolna 4*  
*Turew*  
*64-000 Kościan*  
*tel./fax. (065) 513 42 53*  
*e-mail: [zdzislaw57@poczta.onet.pl](mailto:zdzislaw57@poczta.onet.pl)*

