

# Uwarunkowania zaburzeń sekwencji odkładania osadów dennych w płytkich jeziorach poleskich w kontekście ich przydatności do badań paleoekologicznych

Ryszard Kornijów, Anna Halkiewicz

Akademia Rolnicza w Lublinie, Katedra Hydrobiologii i Ichtibiologii, Akademicka 13, 20-950 Lublin  
e-mail: ryszard.kornijow@ar.lublin.pl, anna.halkiewicz@ar.lublin.pl

## Wstęp

Jeziora głębokie od dawna przyciągały uwagę paleolimnologów. Panujące w nich warunki sprzyjają zachowaniu chronologicznej ciągłości deponowanych na dnie osadów, ze względu na spokojnie przebiegającą w nich sedymentację oraz, często, brak mieszania górnych warstw osadów ze względu na niskie liczebności zoobentosu.

Badania paleolimnologiczne jezior płytkich prowadzone są od niedawna (m.in. Devai i Moldawian 1983, Anderson, Odgaard 1994, Little, Smol 2000, Brodersen i in. 2001, Heiri 2004). Jeziora te funkcjonują inaczej niż głębokie (Moss i in. 1997), ze względu na odmienną dynamikę mas wodnych, a w związku z tym inne natlenienie i krążenie materii. Zdecydowanie większa liczba czynników wpływa też w tych jeziorach zarówno na kształtowanie biocenozy, jak i proces deponowania osadów. Wobec powyższych różnic, wnioskowanie o przeszłości jezior w oparciu o pozyskany z nich materiał wydaje się znacznie trudniejsze. Według niektórych opinii prowadzenie badań paleoekologicznych w takich jeziorach w ogóle nie jest zasadne, ze względu na duże prawdopodobieństwo zakłóceń w chronologii deponowanych osadów.

Zdaniem Smol'a (2002), mieszanie osadów zachodzi w większości jezior. Bardzo ważne jest zatem określenie stopnia tych zaburzeń, gdyż to właśnie decyduje o możliwości i dokładności odczytu historii jezior na podstawie zdeponowanych w nich szczątków. Kierując się tą sugestią podejmujemy próbę odpowiedzi na pytanie, w jakim stopniu dochodzi do mieszania osadów dennych w kilku płytkich jeziorach poleskich, a tym samym, czy zasadne jest podejmowanie w nich badań paleolimnologicznych. W tym celu dokonamy oceny wpływu czynników z jednej strony mogących oddziaływać stabilizująco (m.in. roślinność zanurzona) na zdeponowane osady, a z drugiej mogących

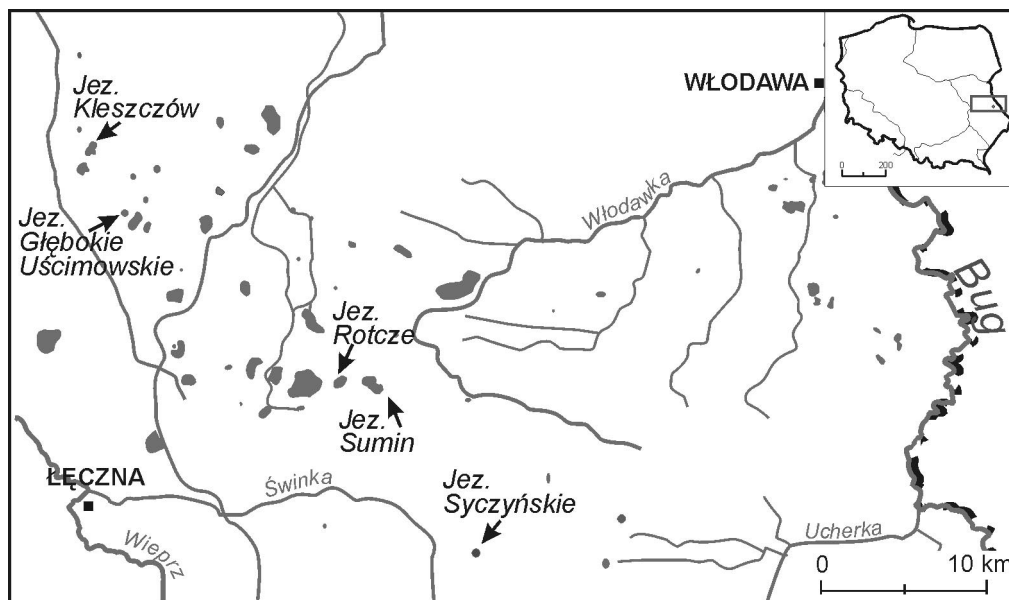
powodować zaburzenia na drodze resuspensji wywoływanej mieszaniem wiatrowym lub na drodze tzw. bioturbacji, wskutek działalności życiowej zoobentosu i ryb.

## Morfometria i trofia jezior oraz struktura zagospodarowania zlewni

Analizie poddano pięć polimiktycznych jezior położonych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim: Kleszczów, Głębokie Uścimowskie (zwane dalej Głębokim), Rotcze, Sumin i Syczyńskie (ryc. 1). Są to zbiorniki o stosunkowo małej powierzchni (od 5,6 do 91,5 ha) i głębokości maksymalnej do 6 m (tab. 1). Udział powierzchni jeziora w całkowitej powierzchni zlewni wynosi od ponad 29% (jeziro Rotcze) do zaledwie 1% (jeziro Syczyńskie) (tab.1), wskazując na potencjalne znaczne różnice w eutrofogennym oddziaływaniu zlewni na ekosystem jezior, a tym samym na odmiennie tempo sedymentacji. Różnice w oddziaływaniu lądowego otoczenia potęguje sposób użytkowania ziemi. I tak, np. udział powierzchni zbiorowisk leśnych, oddziałujących hamująco na procesy eutrofizacji, stanowi od 25% w zlewni jeziora Kleszczów do 0,3% w zlewni jeziora Syczyńskiego. Odwrotnie kształtuje się udział powierzchni użytkowanych jako grunty orne, będących głównym dostarczycielem substancji biogennej do jezior. W efekcie stan troficzny jezior reprezentuje szerokie spektrum, od mezo- po hypertrofię (tab. 1).

## Roślinność

Roślinność wynurzona uformowana jest w postaci pasa okalającego misy jezior, zajmując od 5% jej powierzchni w jeziorze Rotcze do 20% w jeziorze Syczyńskim (tab. 1). Zbiorowiska roślinności o liściach pływających (nymfeydy) wykształcone są płatowo w różnych częściach zbiorników, zajmując stosunkowo nieznaczną powierzchnię lustra wody (tab. 2).



Ryc. 1. Lokalizacja jezior

Tabela 1. Morfometryczne cechy jezior, ich status troficzny oraz struktura użytkowania zlewni (wg Smal i in. 2005 oraz Kornijów mat. niepubl.)

Lake	Kleszczów	Rotcze	Sumin	Głębokie	Syczyńskie
Pow. (ha)	54	43	91	21	6,0
Max. głębokość (m)	3,0 <sup>a</sup>	4,3	6,5	6,4 <sup>a</sup>	2,9
Zasięg mieszania wody (m) <sup>b</sup>	4,6	4,1	5,3	3,4	2,3
TSI <sup>c</sup>	48,6	50,2	59,5	74,0	81,2
Status troficzny	mezotrofia	mezotrofia	eutrofia	silna eutrofia	hypertrofia
<b>Udział w powierzchni zlewni (%):</b>					
Jezioro	20	29	6	12	1
Lasy	25	10	9	1	0,3
Grunty orne	36	26	36	73	66
Łąki i pastwiska	19	32	39	5	23

<sup>a</sup> Dane wg Marka Turczyńskiego (mat. niepubl.)

<sup>b</sup> Zasięg mieszania wiatrowego wody, obliczony na podstawie wzoru Patalasa (1960):  $Z_{mix} = \sqrt{4.4 \times D}$ , gdzie: D – średnia efektywna długość jeziora w km.

<sup>c</sup> Indeks stanu trofii Carlsona (1977); obliczenia oparte o letnie pomiary chlorofilu-a,  $P_{tot}$  i widzialności krążka Secchiego

Roślinność zanurzona jest bardzo silnie rozwinięta w mezotroficznych jeziorach Kleszczów i Rotcze, w których gęsty kożuch o ponadmetrowej miąższości pokrywa od 87 do 93% powierzchni dna. Znacznie słabiej jest ona wykształcona w jeziorach eutroficznych Sumin i Głębokie, a zupełnie brakuje jej w hipertroficznym jeziorze Syczyńskim (tab. 2).

Tabela 2. Pokrycie dna (%) zbiorowisk makrofitów wynurzonych (helofity), o liściach pływających (nymfeidy) i zanurzonych (elodeidy) w jeziorach (Bogdan Lorens i Piotr Sugier, maszynopis)

	Helofity	Nymfeidy	Elodeidy
Kleszczów	13	5	96
Rotcze	5	2	87
Sumin	20	3	0,6
Głębokie	15	0,3	5
Syczyńskie	26	0	0

## Zoobentos

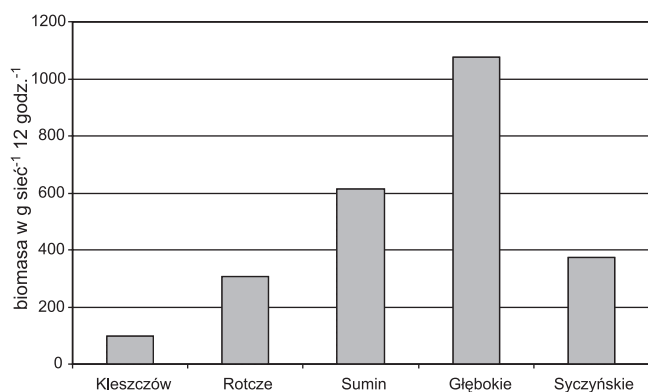
Fauna denna w strefie śródzieżerza badanych jezior jest mało liczna i uboga w taksony. W jeziorach Rotcze i Kleszczów pod grubą warstwą roślinności zanurzonej zdominowanej przez ramienice, z wyjątkiem nielicznych osobników Hydrachnidia, makrofauna denna praktycznie nie występuje. Czarny kolor osadów dennych sugeruje, że przyczyną jej ubóstwa są deficyty tlenowe spowodowane zmniejszoną turbulencją wody.

W hipertroficznym jeziorze Syczyńskim i silnie zeutrofizowanym Głębokim faunę reprezentują w zasadzie tylko nekto-bentoniczne larwy wodzienia, których średnie zagęszczenie wynosi odpowiednio 1042 os. m<sup>-2</sup> i 117 os. m<sup>-2</sup>. Występują one od powierzchni osadów do 20 cm w pierwszym jeziorze, a w drugim na głębokości od 5 do 15 cm.

W eutroficznym jeziorze Sumin liczebność zoobentosu w strefie śródzieżerza wynosi średnio 421 os. m<sup>-2</sup>. Dominują w nim nekto-bentoniczne Hydrachnidia (25%) i larwy ochotki *Chironomus* sp. (17%). Borujący osady inbentos jest stosunkowo nieliczny, ale występuje nawet do 25 cm. Najwyższe zagęszczenia osiąga w warstwie 5-10 cm. Są one jednak, w porównaniu z innymi jeziorami poleskimi, bardzo niskie (Kornijów i in. 1995, 2003).

### Ichtiofauna

Wśród ryb największy wpływ na mieszanie i wywoływanie resuspensji osadów mogą mieć gatunki bentosożerne, które poszukują pokarmu przekopując osady dennie (Breukelaar i in. 1994). Szacuje się, że ciągu doby są one w stanie doprowadzić do resuspensji ilość osadów 5-krotnie przewyższającą masę ich ciał (Lammens 1989). Ta grupa ryb największą biomasa osiąga w eutroficznych jeziorach Głębokie Uścimowskie i Sumin, a najmniejszą w mezotroficznym jeziorze Kleszczów (ryc. 2).



Ryc. 2. Biomasa ryb bentosożernych w jeziorach

### Zasięg mieszania wiatrowego wody

Obliczony na podstawie równania Patalasa (1960) teoretyczny zasięg mieszania wody okazał się większy od maksymalnej głębokości tylko w przypadku jeziora Kleszczów i zbliżony do niej w jeziorze Rotcze (tab. 1). W jeziorach tych dno pokryte jest jednak na większej części powierzchni grubym kożuchem roślinności, która może przeciwdziałać porywaniu przez prądy wodne cząstek zdeponowanego osadu z dna do toni wodnej.

W pozostałych jeziorach dynamika mas wodnych jest znacznie mniejsza. Dotyczy to w szczególności jeziora Głębokiego, w którym zasięg mieszania jest niemal dwukrotnie mniejszy od maksymalnej głębokości, co prowadzi też do słabego natlenienia przydennych warstw wody (Kornijów i in., w przygotowaniu do druku).

### Podsumowanie

Z dużym prawdopodobieństwem można zakładać, że sedymentacja materii i przyrosty kolejnych warstw osadów w większości prezentowanych jezior przebiegają bez większych zakłóceń. W „makrofitowych” jeziorach Kleszczów i Rotcze, w których zasięg mieszania wód przekracza lub osiąga maksymalną głębokość jezior, resuspensji zapobiega przede wszystkim bogato rozwinięta roślinność zanurzona. Z jednej strony zwiększa ona stabilność fazy woda/osad (Canfield et al. 1984, Jeppesen et al. 1990), a z drugiej zmniejsza energię falowania, co powoduje, że zmniejsza się efektywny zasięg mieszania wody, wzrasta natomiast tempo sedymentacji, zarówno fitoplanktonu, jak i cząstek organicznych, dwu podstawowych „komponentów mętności” (Sheffer 1998). Gęsto rosnąca roślinność ogranicza ponadto występowanie inbentosu, a jednocześnie zapobiega żerowaniu w osadach dennych ryb bentosożernych, ograniczając bioturbację (Diehl i Kornijów 1998, Kornijów i Moss 1998). Warto też dodać, że w omawianych jeziorach mezotroficznych silnie rozwinięta roślinność, a także płaska misa dna jezior, najprawdopodobniej ograniczają horyzontalne przemieszczanie się sedymentujących cząstek.

We wszystkich analizowanych jeziorach duże znaczenie dla sekwencji odkładanych osadów dennych wydają się mieć przydennne deficyty tlenowe, mające wpływ na rozwój zoobentosu i żerowanie ryb. Wykształcają się one nawet w płytkich polimiktycznych jeziorach Kleszczów i Rotcze, w wyniku zmniejszonej turbulencji wody pod grubymi kożuchami roślinności zanurzonej. Wskazuje na to czarny kolor osadów dennych. Takie sytuacje w siedliskach gęsto porośniętych elodeidami były odnotowywane także przez innych autorów (m.in. Andersen i Olsen, 1994; Bekliogliu i Moss, 1995).

Przyczyną deficytów w najgłębszych jeziorach Sumin i Głębokie jest mały zasięg efektywnego mieszania wody, co wyraźnie zaznacza się zwłaszcza w jeziorze Głębokim, ze względu na morfometrię misy jeziornej (relatywnie niewielka powierzchnia lustra wody przy znacznej głębokości maksymalnej). W hipertroficznym jeziorze Syczyńskim przyczynami okresowo występujących braków tlenu jest, oprócz ograniczonego mieszania wody, także znaczne obciążenie zbiornika materią organiczną. Brak tlenu przy dnie, a w jeziorach Głębokie i Syczyńskie także obecność toksycznych sinic w osadach (Pawlik i in. w przygotowaniu do druku), podobnie jak w przypadku jezior Kleszczów i Rotcze, znacznie ogranicza rozwój bentosu oraz żerowanie ryb, a tym samym tzw. bioturbację, przynajmniej w najgłębszych partiach jezior.

Warto wreszcie rozważyć antropogeniczne czynniki mogące przyczyniać się do mieszania osadów powierzchniowych. Zaliczyć do nich należy używanie łodzi motorowych i łowienie ryb za pomocą sieci ciągnionych. Czynniki te jednak można pominąć, pierwszy ze względu na po-

łożenie jezior w „strefie ciszy”, drugi, gdyż prowadzi się tutaj bardzo ekstensywną gospodarkę rybacką, a do odłowów stosuje się głównie narzędzia stawne.

Z przeprowadzonej analizy wynika, że tylko w jeziorach Kleszczów i Rotcze, teoretycznie istnieją warunki do resuspensji osadów wskutek falowania. Można założyć, że obecnie przeszkodą ku temu są rozległe łąki podwodne. Trzeba mieć jednak na uwadze, że w przeszłości mogły występować okresy słabszego rozwoju roślinności i sekwencja odkładanych osadów mogła być wtedy zaburzana. Odpowiedź na pytanie, czy do takich sytuacji faktycznie dochodziło, będzie można uzyskać podejmując próby datowania osadów.

### Podziękowanie

Niniejsza praca powstała w ramach projektu KBN 2 P06S 001 27

### Piśmiennictwo

- Andersen F. O., Olsen K. R. 1994. Nutrient cycling in shallow, oligotrophic Lake Kvie, Denmark. II. Effects of isoetids on the exchange of phosphorus between sediment and water. *Hydrobiologia* 275/276: 267-276.
- Anderson N.J., Odgaard B. V. 1994. Recent paleolimnology of three shallow Danish lakes. *Hydrobiologia* 276: 411-422.
- Beklioglu M., Moss B. 1995. The impact of pH on interactions among phytoplankton algae, zooplankton and perch (*Perca fluviatilis*) in a shallow, fertile lake. *Freshwater Biology* 33: 497-509.
- Brækelaar A. W., Lammens H. E. R. R., Klein Breteler J. G. P., Tatrai I. 1994. Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater Biology* 32: 113-121.
- Brodersen K.P., Odgaard B. V., Vestergaard O. & Anderson N.J. 2001. Chironomid stratigraphy in shallow and eutrophic Lake Sobygaard, Denmark: chironomid-macrophyte co-occurrence. *Freshwater Biology*, 46: 523-267.
- Canfield D.E.J., Shireman J.V., Colle D.E., Haller W.T., Watkins C.E.I., Maceina M.J. 1984. Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: importance of aquatic macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 41: 497-501.
- Carlson R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
- Devai G., Moldovan J. 1983. An attempt to trace eutrophication in a shallow lake (Balaton, Hungary) using chironomids. *Hydrobiologia*, 103: 169-175.
- Diehl S., Kornijów R. 1998. Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. [W:] E. Jeppesen, M. Sondergaard, M. Sondergaard and K. Christoffersen (eds.) *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer, New York: 24-46.
- Heiri O. 2004. Within-lake variability of subfossil chironomid assemblages in shallow Norwegian lakes. *Journal of Paleolimnology* 32: 67-84.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Kristensen P., Sondergaard M., Mortensen E., Sortkjaer O., Olrik, K. 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200/201: 219-227.
- Kornijów R., Moss B. 1998. Vertical distribution in relation to fish and floating-leaved macrophyte populations. [W:] E. Jeppesen, M. Sondergaard, M. Sondergaard and K. Christoffersen (red.) *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer, New York: 227-32.
- Kornijów R., Radwan S., Kowalik W., Kowalczyk C., Wojciechowska W. 1995. Zmiany jakościowe i ilościowe w biocenozach jezior Poleskiego Parku Narodowego. [W:] S. Radwan (red.) *Ochrona ekosystemów wodnych w Poleskim Parku Narodowym i jego otulinie*. TWWP Lublin: 63-69.
- Kornijów R., Radwan S., Tarkowska-Kukuryk, M. Kahlan G. 2003. Zoobenthos of ecotonal zones in several lakes of different trophic status (the region Polesie Lubelskie, Eastern Poland). *Polish Journal of Ecology*, 51: 237-246.
- Lammens E. H. R. R. 1989. Causes and consequences of the success of bream in Dutch eutrophic lakes. *Hydrological Bulletin*, 23: 11-18.
- Little J.L., Smol J.P. 2000. Changes in fossil midge (Chironomidae) assemblages in response to cultural activities in a shallow, polymictic lake. *Journal of Paleolimnology*, 23: 207-212.
- Lorens B., Sugier P. 2002. Skład gatunkowy oraz struktura makrofitów w jeziorach: Kleszczów, Rotcze, Długie, Sumin, Głębokie i Syczyńskie. *Maszynopis*, Lublin.
- Moss, B., Beklioglu M., Carvalho L., Kilinc S., McGowan S., Stephen D. 1997. Vertically challenged limnology; contrasts between deep and shallow lakes. *Hydrobiologia* 342/343: 257-267.
- Patalas K. 1960. Mieszanie wody jako czynnik określający intensywność krążenia materii w różnych morfologicznie jeziorach okolic Węgorzewa. *Roczniki Nauk Rolniczych* 77B: 223-242.
- Pawlik-Skowrońska B., Pirszel J., Kornijów R., Bańka K. (w przygotowaniu do druku). Seasonal and spatial distribution of *Planktothrix agardhii* and microcystins in a shallow hypertrophic lake.
- Scheffer M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall, Londyn.
- Smal H., Kornijów R., Ligęza S. 2005. The effect of catchment on water quality and eutrophication risk of five shallow lakes (Polesie Region, Eastern Poland). *Pol. J. Ecol.* 53: 313-327.
- Smol J.P. 2002. *Pollution of Lakes and Rivers. A Paleoenvironmental Perspective*. Arnold, Londyn.