

Obciążenie fosforem jezior Polesia Lubelskiego

Andrzej Zykubek

Katedra Filozofii Biologii,
Katolicki Uniwersytet Lubelski Jana Pawła II,
Al. Raclawickie 14, 20-950 Lublin,
e-mail: andrzej.zykubek@kul.lublin.pl

1 Streszczenie

Choć średnia wartość oszacowanego ładunku rzeczywistego z 50. zlewni jezior łączyńsko-włodawskich jest większa od średniej dla dotychczas rozpoznanych układów zlewniowo-jeziornych z terenu Polski, to tylko w czternastu jeziorach Pojezierza $L_{rz} > L_{dop}$, a w pięciu - ładunek rzeczywisty przewyższa ładunek niebezpieczny. Wiele jezior poleskich, w przeciwieństwie do innych jezior Polski, należy do zbiorników zanikających i wykazuje cechy układów *quasi*-autonomicznych w stosunku do zlewni. W wielu przypadkach o ich funkcjonowaniu i trofii decyduje zasadniczo wtórne zasilanie z rozwijających się przyjeziornie torfowisk i wewnątrzjeziorne zasilanie TP z osadów, co świadczy o unikalności jezior łączyńsko-włodawskich. I między innymi dlatego wydaje się, że za dyskusyjne w prognozowaniu zlewniowych ładunków TP na terenie Polesia Zachodniego należy uznać: udział gruntów antropogenicznie przekształconych w zlewni, stopień naturalności zlewni i wskaźnik Ohlego.

2 Wprowadzenie

Jezioro wraz ze zlewnią tworzy podstawowy dynamiczny układ ekologiczny, a dostawa materii z obszaru zlewni bezpośredniej jest jedną z form wzbogacania zbiornika w pierwiastki i związki chemiczne (Gutry-Korycka, 1999). Trofia zbiorników zależy także od materii, która znajduje się wewnątrz misy jeziornej, dlatego funkcjonowanie zbiornika wodnego jest w rzeczywistości wypadkową wielu procesów wewnątrzjeziornych i zlewniowych (Jeppesen i in., 2003). Mimo to często badania hydrobiologiczne ograniczają się tylko do analizy zbiorników jeziornych rozpatrywanych głównie jako układy oderwane i odizolowane od otoczenia.

Praktycznym punktem odniesienia w porównaniu zlewniowych uwarunkowań funkcjonowania jezior jest ocena ładunków rzeczywistego (L_{rz}), dopuszczalnego (L_{dop}) i niebezpiecznego

(L_{nieb}) TP docierających z ich bezpośrednich stref zasilania (Cooke i in., 1993). Taka ocena została już wykonana dla ponad 100. jezior kilku pojezierzy i niektórych parków narodowych Polski, mimo to, jeziora znajdujące się na terenie Polesia Lubelskiego, poza nielicznymi wyjątkami (Smal, 1986, Misztal i Smal, 1991, Misztal i in., 1992, Smal i in., 2005), nie doczekały się jeszcze takiego opracowania.

Podstawowym celem pracy jest ocena zlewniowych ładunków fosforu jezior poleskich.

3 Metody

Do oceny dopuszczalnego (L_{dop}) i niebezpiecznego (L_{nieb}) zewnętrznego ładunku fosforu docierającego do jezior z ich zlewni można zastosować szereg modeli matematycznych (Bajkiewicz-Grabowska 2002). Jako założenia stosowanych modeli przyjmuje się zwykle, że:

1. fosfor jest podstawowym pierwiastkiem ograniczającym rozwój producentów pierwotnych (tj., że stężenie TP w wodzie jest mniejsze niż $10 \mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ oraz, że stosunek N:P jest większy od 10),
2. nie ma wewnętrznego wydzielania fosforu netto z osadów (Håkanson i Peters, 1995, Bajkiewicz-Grabowska, 2002, Håkanson i Boulion, 2002).

Ponieważ większość jezior łączyńsko-włodawskich należy do zbiorników nieprzeptywowych, wielkość ładunków fosforu dopuszczalnego (L_{dop}) i niebezpiecznego (L_{nieb}) można ocenić wg kryterium średniej głębokości (Vollenweider, 1976). Ocenę ładunków L_{dop} i L_{nieb} wykonano dla 36. zbiorników i układu jezior Koseniec-Spólne, tj. dla tych akwenów, dla których znane są głębokości średnie (Wilgat i in., 1991, Michalczyk, 1998) wg następujących formuł:

$$L_{dop}(\text{gTP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}) = 25 \cdot z_{sr}^{0,6} \quad (1)$$

$$L_{nieb}(\text{gTP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}) = 50 \cdot z_{sr}^{0,6} \quad (2)$$

- L_{dop} – oznacza roczny dopuszczalny ładunek TP przypadający na jednostkę powierzchni jeziora,
- L_{nieb} – oznacza roczny niebezpieczny ładunek TP przypadający na jednostkę powierzchni jeziora,
- 25 i 50 – ilości TP uznane za dopuszczalne i niebezpieczne ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$), przy czym ładunek niebezpieczny fosforu (ok. $50 \text{ mgTP}\cdot\text{m}^{-3}$) zdefiniowany jest jako taki, który nie gwarantuje latem utrzymania niskiego stanu trofii („generuje” zakwity glonów), a ładunek dopuszczalny fosforu (ok. $25 \text{ mgTP}\cdot\text{m}^{-3}$) zapewnia utrzymanie niskiego stanu trofii (Bajkiewicz-Grabowska, 2002).

Do oceny ładunku rzeczywistego (L_{rz}) 50. jezior łączyńsko-włodawskich wykorzystano natomiast dane morfometryczne (Wilgat i in., 1991, Michalczyk, 1998), informacje o formach użytkowania ziemi w zlewniach (Furtak i in., 1998) oraz turystycznym obciążeniu jezior (Chmielewski, 2001a, 2001b). Ocenę ładunków z różnych form użytkowania gruntów oraz wraz z opadem atmosferycznym dokonano w oparciu o uśrednione dane z literatury (Kajak, 1979; Goszczyńska,

1985; Misztal i Smal, 1991, Bajkiewicz-Grabowska i in., 1992, Misztal i in. 1992, Solarska i Solarski, 1993, Kufel, 1996, Walna i Siepak, 1999, Chmiel, 2000, Kruk, 2000, Bajkiewicz-Grabowska, 2002, Walna i in., 2003).

W interpretacji uzyskanych wyników zastosowano następujące wskaźniki:

wskaźnik	wzór	źródło literaturowe
współczynnik Schindlera	$W_{Schindler} = \frac{P_{zlewni} + P_{jeziora}}{V_{jeziora}} [m^{-1}]$	(Bajkiewicz-Grabowska, 2002)
współczynnik Ohlego	$W_{Ohle} = \frac{P_{zlewni} + P_{jeziora}}{P_{jeziora}}$	(Bajkiewicz-Grabowska, 2002)
indeks Osgooda (I_o)	$I_o = \frac{z_{\dot{s}r}}{(\sqrt{P})} \left[\frac{m}{km^2} \right]$	(Osgood, 1988)
indeks miksji (I_m) ¹	$I_m = \frac{z_{epi}}{z_{max}}$	(Giziński, 1974)
głębokość epilimnionu (z_{epi})	$z_{epi} = 4,4 \cdot \sqrt{D}$	(Patalas, 1960)

Oznaczenia: P i V oznaczają odpowiednio powierzchnię i objętość jeziora, $z_{\dot{s}r}$ i z_{max} – odpowiednio głębokość średnią i maksymalną, a D – średnią efektywną długość jeziora [km].

4 Wyniki i dyskusja

Oszacowany średni ładunek fosforu zasilający ze zlewni bezpośrednich jeziora poleskie wynosi $3,78 \pm 7,62 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$ (Med.= $0,956 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$, n=50) i jest o ponad 80% większy od wartości średniej ładunku bezpośredniego obliczonego dla 170 jezior z terenu Polski (Med. – odpowiednio o ok. 50%) (Rys. 4-1). Należy jednak podkreślić, że w niektórych przepływowych jeziorach Mazurskiego PK i Wigierskiego PN ładunek rzeczywisty docierający z ich zlewni bezpośredniej jest nawet kilkaset razy mniejszy od ilości P doprowadzanego wraz z dopływem rzeczonym (Bajkiewicz-Grabowska i in., 1989, 1992). Choć $L_{rz \dot{s}r TP}$ ze zlewni jezior poleskich jest większy od średniego obciążenia w dotychczas rozpoznanych układach zlewniowo-jeziornych z terenu Polski, to ze zlewni 23 jezior łęczyńsko-włodawskich (tj. z niemal 2/3 analizowanych) generowane jest obciążenie P mniejsze od $1,0 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2}$ powierzchni jeziora (Rys. 4-1).

Najmniejsze ładunki fosforu docierają do jezior Długie, Ciesacin, Uściwierzek, Księżowskie i Gumienek i są porównywalne do zlewniowego zasilania TP oszacowanego dla większości bezodpływowych jezior Wigierskiego PN (Rys. 4-1), meromiktycznego Jeziora Czarnego i dystroficznego Głodnego Jeziora na terenie Drawieńskiego PN (Kraska i in., 2005). W trzynastu je-

¹Jeśli wartości indeksu są mniejsze niż 1 wówczas całość wód jeziornych podlega względnie niewielkiej dynamice, tzn. istnieje możliwość założenia się „tradycyjnej” stratyfikacji termicznej, a nad warstwą osadów - tzw. mikrostratyfikacji. Wartości indeksu wyższe od 1 wskazują na polimiksję oraz brak potencjalnych warunków do powstania długotrwałych deficytów tlenu w warstwie wody nadosadowej (Giziński 1974).

ziorach Pojezierza oraz uwzględnianych łącznie jeziorach Koseniec i Spólne wartości ładunku rzeczywistego TP ze zlewni przekraczają ładunek dopuszczalny (Rys. 4-2). Tylko w czterech jeziorach (j. Pniówno, Łukie, Uścimowskie, Słone) oraz w rozpatrywanych łącznie zlewniach jezior Spólne-Koseniec zasilanie zewnętrzne TP przewyższa ładunek niebezpieczny (Rys. 4-2). W wielu jeziorach zachodniej i północnej Polski, gdzie ładunek zewnętrzny fosforu dopływający ze zlewni bezpośredniej często nawet kilkakrotnie przekracza ładunek niebezpieczny (Gawrońska i in., 1998, Szyper, 2000, Szyper i in., 2001, Durkowski i Pawlik-Dobrowolski, 2004), jest on rzeczywistym czynnikiem modyfikującym dynamikę troficzną jezior („bezpośrednio generuje” wzrost żyzności zbiorników wodnych). Wydaje się, że taka zależność nie występuje w jeziorach łączynsko-włodawskich.

Choć aktualnie do większości jezior poleskich nie dociera nawet ładunek niebezpieczny TP ze zlewni, to jednak jeziora te charakteryzują się zaawansowanym stopniem eutrofii - niemal 70% jezior Pojezierza uznawana jest jako zbiorniki eutroficzne (Radwan i Kornijów, 1998). Być może o dynamice troficznej tych jezior poleskich decydują inne czynniki - trudne do oszacowania bez bezpośrednich badań w terenie - takie, jak np. ilość i jakość zanieczyszczeń punktowych, typ gleb i tzw. wskaźnik bonitacyjny, rodzaj upraw itp. (Smorowski i in., 1990, Smal, 1986, Misztal i Smal, 1991, Misztal i in., 1992, Durkowski i Pawlik-Dobrowolski, 2004, Smal i in., 2005).

Nie można jednak wykluczyć, że współczesna dynamika troficzna niektórych jezior łączynsko-włodawskich, jest silniej uzależniona od regulacyjnych biotycznych i abiotycznych (np. zasilanie wewnętrzne P, oddziaływanie DOC) relacji wewnątrzjeziornych. W tych przypadkach typ troficzny jezior nie zawsze jest wynikiem aktualnego bezpośredniego i „klasycznego” (strefowego) oddziaływania zlewni, tak jak np. w jeziorach Wielkopolskiego PN (Szyper, 2000, Szyper i in. 2001), dimiktycznych jeziorach Pomorza Zachodniego (Kubiak, 2003) i młodoglacjalnych jeziorach północno-wschodniej Polski (Bajkiewicz-Grabowska 2002). Za tezę o istotnej roli mechanizmów wewnątrzjeziornych przemawiają z kolei wyliczenia wskaźników oceniających statyczność wód jeziorowych, tj. wartości indeksu miksji (Giziński, 1974) i uważanego za wskaźnik stratyfikacji wód (Mataraza i Cooke, 1997, Natural Resources Conservation Service, 1999) indeksu Osgooda (Osgood, 1988) (Rys. 4-3).

Oba wskaźniki, jak się zdaje, mogą być również pomocne w ocenie typów zasilania jezior w fosfor, w szczególności zaś informować, czy w analizowanych układach zlewniowo-jeziornym dominuje zasilanie wewnątrz- lub/i zewnątrzjeziorne. Wedle tego kryterium jeziora Białe Włodawskie, Lipieniec, Święte, Piaseczno i Krasne są jeziorami przekształconymi jeszcze w niewielkim stopniu, a ich funkcjonowanie uzależnione jest istotnie od zasilania w biogeny, a także materię organiczną ze zlewni. Na funkcjonowanie grupy jezior o pośrednim typie zasilania, do których

m.in. należy jezioro Pereszpa (Rys. 4-3), istotnie wpływają hydrologiczne i hydrochemiczne zasilanie ze zlewni, jak również stosunkowo intensywne zasilanie wewnętrzne fosforem zdeponowanym w osadach (Zykubek, 2004). Natomiast w jeziorach Moszne, Obradowskie i Białe Sosnowickie podstawową rolę w zasilaniu TP odgrywa w zasadzie tylko zasilanie wewnętrzne, co przesądza o znacznej autonomiczności hydrochemicznej tych zbiorników w stosunku do zlewni, choć nie oznacza równocześnie, że te *quasi*-autonomiczne jeziora już straciły hydrauliczną więź z wodami gruntowymi. Wydaje się, że ewolucja, bynajmniej niektórych zbiorników łączyńsko-włodawskich, jest już na tyle zaawansowana, że wykazują one szereg cech układów „niezależnych” od hydrochemicznego zasilania ze zlewni.

Na taką interpretację wskazują również wartości klasycznej miary antropopresji wyrażonej udziałem gruntów antropogenicznie przekształconych w powierzchni zlewni (%), które tylko w 5% wyjaśniają obciążenie fosforem jezior poleskich, ponieważ dla zależności L_{rz} (y , kgP/rok) *versus* udział gruntów ornych, łąk, sadów, dróg, gospodarstw i terenów zabudowanych (x , % powierzchni zlewni) zależność jest następująca $y=0,3 \cdot x+24,9$, a współczynnik korelacji liniowej Pearsona wynosi $r=0,224$ ($n=37$). Niewielką wartością prognostyczną charakteryzują się także miara naturalności zlewni (udział powierzchni zalesionych, zakrzaczonych i zabagnionych w powierzchni zlewni) ($y=[-0,01] \cdot x+0,19$, $r=-0,301$) i zalecany do badań monitoringowych jezior Polski współczynnik Ohlego ($y=[-41,1] \cdot x+51,4$, $r=-0,141$), ponieważ zmienności tych wskaźników wyjaśniają odpowiednio tylko 9% i 2% zlewniowych ładunków TP [y , kgP/rok]. Być może jest to wynikiem szerszej prawidłowości, że przy niewielkich wartościach współczynnika Ohlego (<20) (Kistowski, 1996) potencjalny wpływ zlewni na funkcjonowanie większości jezior poleskich jest ograniczony, a w związku z tym, że aktualnie zasilanie zlewniowe w nieznacznym sposób może kształtować jakość wód jeziornych.

Równocześnie jednak większość jezior łączyńsko-włodawskich, w których współczynnik Ohlego jest większy niż 20 należy obecnie do zbiorników płytkich (Furtak i in., 1998) i jest otoczona rozległymi torfowiskami przyjeziornymi i olsami (Brzeziczno, Uściwierzek, Karaśne, Płotyckie k. Urszulina, Moszne, Brudzieniec itp.), które informują o powierzchniach pierwotnych msi jeziornych. Rozległe przyjeziorne torfowiska wskazują bez wątpienia, że w przeważającej części jeziora poleskie należą aktualnie do zbiorników zanikających. Zbliżony w większości przypadków do kolistego kształt jezior (Wilgat i in., 1991, Michalczyk, 1998), jak i dane, że wiele jezior poleskich zajmuje zagłębienia terenu podścielone miększymi warstwami osadów (Bałaga i in., 1993, Bałaga, 2004) wskazują ponadto, iż na analizowanym terenie nastąpiła także ewolucja wartości wskaźników zlewniowych – Ohlego i Schindlera.

Jeśli na przykład uznać telmato- i limnogeniczne torfy wokół jeziora Pereszpa jako pozostałości po pierwotnej misie jeziornej i przyjąć, że powierzchnia zlewni topograficznej nie ewoluowała istotnie w czasie, to współczesna wartość wskaźnika Ohlego byłaby dwukrotnie większa od tej, gdy torfy przyjeziorne stanowiły rozległe płycizny w strefie brzegowej (Zykubek, 2004). Czulszym na zmiany ewolucyjne, jak również bardziej użytecznym w przewidywaniu obciążenia TP jezior Polesia Lubelskiego jest wartość ilorazu powierzchni terenu, z którego eksportowany jest fosfor (powierzchnia zlewni lądowej) i objętości, w której dostarczany ładunek P ma ulec rozcieńczeniu (objętość jeziora), tj. wartość współczynnika Schindlera ($y = 0,01 \cdot e^{0,1 \cdot x}$, $r=0,76$, Rys. 4-4). Być może jest to związane z tym, że we wskaźniku Schindlera uwzględniona jest objętość wody jeziorowej, która zmienia się, gdy misa jeziorna zaczyna wypełniać się osadami, a w konsekwencji dochodzi do zmniejszenia miąższości i objętości hypolimnionu (Kornijów, 1996, 1997), a także wartości $W_{Schindler}$ (Zykubek, 2004). Przypuszczenie to potwierdzałaby istotna statystycznie zależność między L_{rz} i objętością jeziora ($y = [-0,08] \cdot \ln(x) + 0,3$, $r^2=0,15$, $p=0,018$) – w przeciwieństwie do nieistotnej statystycznie relacji L_{rz} versus $P_{jeziora}$. Na większą użyteczność tego wskaźnika ($L_{rz}/V_{jeziora}$) zwrócili również uwagę Giziński i Falkowska (2003).

Naturalna i modyfikowana antropogenicznie, ewolucja jezior związana jest zazwyczaj z powolnym przekształcaniem się strefy litoralowej w torfowisko przyjeziorne. W większości są to mezo- i eutroficzne torfowiska lądowiejących zbiorników wodnych (Tobolski, 2000). Torfowisko ewoluuje i stopniowo staje się układem *quasi*-autonomicznym w stosunku do pierwotnego zbiornika. Hydrologiczna więź między jeziorem i rozwijającym się torfowiskiem przejawia się m.in. tym, że torfy stanowią znaczny rezerwuuar wody, który może zasilać „wtórne” jezioro, zwłaszcza przy stanach niskich w zbiorniku i zlewni.

Właściwości retencyjne torfów dotyczą jednak nie tylko wody, ale i materii napływającej ze zlewni, co sprowadza się do tego, że w początkowej fazie istnienia torfowiska gleby torfowe istotnie modyfikują zasilanie jezior poprzez znaczną akumulację materii organicznej i mineralnej. W jeziorach młodoglacjalnych z torfowiskiem przyjeziornym wykształconym pasmowo (lub strefowo, ale na głównej drodze podziemnego zasilania), ładunek, który jest przemieszczany z gleb zlewni dociera początkowo tylko do strefy rozwijającego się przyjeziornie (a ściślej wewnątrzjeziornie) torfowiska, gdzie jest kumulowany lub istotnie modyfikowany (Wojciechowski i in., 1993, Górniak, 1993). Dopiero wtórną z tej strefy następuje zasilanie wód jeziornych. W tym sensie rozwijające się zwłaszcza opaskowo wokół jeziora młode torfowiska (w skali geologicznej), np. w krajobrazie młodoglacjalnym Polski Północnej, pełnią istotną rolę jako bariery biogeochemiczne i „filtry środowiskowe” (Tiner, 1993, Hillbricht-Ilkowska, 1995, Sharpley i in., 1995, Kruk, 2000). W

miarę procesu zarastania jezior i oddzielania od zlewni mineralnej (np. przez miększą warstwę osadów) w ich funkcjonowaniu istotnie wzrasta rola torfowisk przyjeziornych.

Podstawowym czynnikiem wpływającym na biogeochemię torfowisk w krajobrazie młodociałym i starogłacjalnym jest modyfikacja stosunków wodnych na torfowisku (Kruk, 1997, 2000, Dembek, 2000). Przy wysokim poziomie wody w jeziorze i zlewni torfowisko pełni funkcję tranzytową dla płytkich wód hipodermalnych, które przepływając poprzez przypowierzchniową warstwę torfu (akrotelm) lub po jego powierzchni (np. wczesną wiosną) nie ulegają istotnemu wzbogaceniu w związki mineralne i biogeny (Kruk, 2000, Zykubek, 2004). Powtórne zatopienie częściowo przesuszonych torfów wiąże się zwykle z uruchomieniem zatrzymanego ładunku biogenów lub łatwo asymilowalnej puli DOC (Zykubek, 2004). Dlatego rozwijające się przyjeziornie torfowiska telmatogeniczne i limnogeniczne stanowiące pierwotnie „pułapkę” dla biogenów (Jansson i in., 1994, Kruk, 2000), mogą, w wyniku tak rozumianej degradacji, wtórnie decydować o gwałtownej i „naturalnej” eutrofizacji niżej położonych jezior (Zykubek, 2004).

I choć w większości przypadków poleskie torfowiska przyjeziorne są obszarami o wysokich walorach przyrodniczych, przez to, że są one również ośrodkami akumulacji materii organicznej i mineralnej napływającej przez wiele lat z ich stref zasilania, wydaje się, iż stanowią dziś zagrożenie znajdujących się poniżej jezior. Jest to cecha, która decyduje ostatecznie o kształtowaniu się jakości wody jeziorowej i warunków rozwoju hydrobiontów; ponadto dość dobrze tłumaczy skomplikowane i niekiedy nietypowe zależności hydrochemiczne w poleskich układach zlewniowo-jeziornych.

5 Bibliografia

- Bajkiewicz-Grabowska, E., 2002, Obieg materii w systemach rzeczno-jeziornych, Uniwersytet Warszawski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, Warszawa.
- Bajkiewicz-Grabowska, E., Hillbricht-Ilkowska, A., Kajak, Z., Kufel, L., 1989, Metodyka oceny odporności i obciążenia jezior, stanu eutrofizacji i czystości ich wód oraz wpływu zlewni [w:] A., Hillbricht-Ilkowska (red.), Jeziora Mazurskiego Parku Krajobrazowego, Stan eutrofizacji, kierunki ochrony, Zeszyty Naukowe PAN, KN przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko” 1, pp. 163-190.
- Bajkiewicz-Grabowska, E., Hillbricht-Ilkowska, A., Zdanowski, B., 1992, Ocena podatności na degradację, stan czystości wód i tempa eutrofizacji jezior, [w:] B., Zdanowski (red.), Jeziora Wigierskiego Parku Narodowego, Stan eutrofizacji i kierunki ochrony, Zeszyty Naukowe PAN, KN przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko” 3, pp. 163-190.
- Bałağa, K., 2002, Hydrological changes in the Lublin Polesie during the Late Glacial and Holocene as reflected in the sequences of lacustrine and mire sediments, *Studia Quaternaria* 19, pp. 37-53.
- Bałağa, K., Dobrowolski, R., Rodzik, J. 1993, Rozwój kompleksu jeziorno torfowiskowego Moszne w Poleskim Parku Narodowym, [w:] S. Radwan, Z. Karbowski, M. Sołtys (red.), Ekosystemy wodne i torfowiskowe w obszarach chronionych, PTH, AR w Lublinie, TWWP, Poleski PN, Lublin, pp. 71-75.

- Chmiel, S., 2000, Uwagi o migracji mineralnych form azotu i fosforu w obiegu hydrologicznym na obszarze Wyżyny Lubelskiej, [w:] S. Radwan, Z. Lorkiewicz (red.), Problemy ochrony i użytkowania obszarów wiejskich o dużych walorach przyrodniczych, Wydawnictwo UMCS, Lublin, pp. 157-160.
- Chmielewski, T. J., 2001a, Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie. Przekształcenia struktury ekologicznej krajobrazu i uwarunkowania zagospodarowania przestrzennego, Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej, Lublin, p. 146.
- Chmielewski, T. J., 2001b, Struktura planowania przestrzennego harmonizującego przyrodę i gospodarkę, T. I., Politechnika Lubelska, Lublin, p. 294.
- Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A., Newroth, P. R., 1993, Restoration and management of lakes and reservoirs, Lewis Publishers, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokio, pp. 548.
- Dembek, W., 2000, Wybrane aspekty różnicowania torfowisk w młodo- i staroglacjalnych krajobrazach Polski Wschodniej, Wydawnictwo IMUZ, Falenty, p. 175.
- Durkowski, T., Pawlik-Dobrowolski, J., 2004, Dopyływ zanieczyszczeń do jeziora Miedwie z jego bezpośredniej zlewni oraz możliwości ich ograniczenia: opracowanie monograficzne, Wydawnictwo IMUZ, Raszyn, p. 105.
- Furtak, T., Sobolewski, W., Turczyński, M., 1998, Charakterystyka zlewni jezior, [w:] M. Harasimiuk, Z. Michalczyk, M. Turczyński (red.), Jeziora łęczyńsko-włodawskie, Monografia przyrodnicza, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Wydawnictwo UMCS, Lublin, pp. 73-90.
- Gawrońska, H., Lossow, K., Tandyrak, R., 1998, Wpływ zagospodarowania zlewni na stan troficzny jeziora Kalwa, Badania limnologiczne 1, pp. 133-139.
- Giziński, A., 1974, Typologia faunistyczna eutroficznych jezior Polski Północnej, UMK, Toruń.
- Giziński, A., E. Falkowska, 2003, Hydrobiologia stosowana: ochrona wód powierzchniowych. Wyższa Szkoła Humanistyczno-Ekonomiczna we Włocławku, Włocławek, p. 194.
- Goszczyńska, W., 1985, Factors affecting nutrient budget in lakes of the r. Jorka watershed (Masurian Lakeland, Poland). V. Nutrient input with air transport, Ekologia Polska, 33, pp. 241-270.
- Górniak, A., 1993, Hydrochemistry of high moor peats in the polyhumic lake basins (Wigry National Park - NE Poland), Polish Journal of Soil Science, 26, pp. 119-126.
- Gutry-Korycka, M., 1999, Zlewnia jako geoekosystem dynamiczny, [w:] A. Kostrzewski (red.), Funkcjonowanie geoekosystemów zlewni rzecznych, 2, Powódzie Przymorza Bałtyku i innych regionów Polski, Uwarunkowania, przebieg, skutki w środowisku przyrodniczym, WN Bogucki, Poznań, pp. 17-32.
- Håkanson, L., Peters, H. L., 1995, Predictive limnology, Methods for predictive modelling, SPB Academic Publishing, Amsterdam, p. 460.
- Håkanson, L., V. V. Boulion, 2002, The lake foodweb. Modelling predation and abiotic/biotic interactions. Backhuys Publishers, Leiden, p. 352.
- Hillbricht-Ilkowska, A., 1994, Ocena ładunku fosforu i stanu zagrożenia jezior Suwalskiego Parku Krajobrazowego oraz niektóre zależności pomiędzy ładunkiem a wskaźnikiem trofii jezior, Zeszyty Naukowe PAN, KN Przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”, 7, pp. 201-214.
- Hillbricht-Ilkowska, A., 1993, Temperate freshwater ecotones: problem with seasonal instability, [w:] B. Gopal, A. Hillbricht-Ilkowska, R. G. Wetzel (red.), Wetland and Ecotones: Studies on Land-Water Interactions, National Institute of Ecology, New Delhi, pp. 13-34.
- Hillbricht-Ilkowska, A., 2002, Nutrient loading and retention in lakes of the Jorka River system (Masurian Lakeland, Poland): seasonal and long-term variation, Polish Journal of Ecology, 50, pp. 459-474.
- Hillbricht-Ilkowska, A., Kostrzewska-Szlakowska, I., 1996, Ocena ładunku fosforu i stanu zagrożenia jezior rzeki Krutyni (Pojezierze Mazurskie) oraz zależność pomiędzy ładunkiem a stężeniem fosforu w jeziorach, [w:] A. Hillbricht-Ilkowska, R. J. Wiśniewski (red.), Funkcjonowanie systemów rzeczno-jeziornych w krajobrazie pojeziernym: rzeka Krutynia (Pojezierze Mazurskie), Zeszyty Naukowe PAN, KN przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”, 13, pp. 97-124.
- Jansson, M., Andersson, R., Berggren, H., Leonardson, L., 1994, Wetlands and lakes as nitrogen traps, Ambio 23, pp. 320-325.
- Jeppesen, E., Jensen, J. P., Søndergaard, M., 2003, Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. Hydrobiologia 506-509(1-3), pp. 135-145.

- Kajak, Z., 1979, Eutrofizacja jezior, PWN, Warszawa, p. 233.
- Kentzer, A., 2001, Fosfor i jego biologicznie dostępne frakcje w osadach jezior różnej trofii, Wydawnictwo UMK, Toruń, p. 111.
- Kistowski, M., 1996, Wpływ struktury środowiska przyrodniczego zlewni na stan czystości jezior (na przykładzie wybranych zlewni i jezior Pojezierza Suwalskiego i Równiny Augustowskiej), *Roczniki Fizycznogeograficzne UG*, 1, pp. 53-87.
- Kornijów, R., 1996, Krajobrazowe i morfometryczne uwarunkowania podatności dimiktycznych jezior Polesia na degradację oraz wskazania dotyczące ich racjonalnego użytkowania i ochrony, [w:] S. Radwan (red.), *Funkcjonowanie ekosystemów wodno-błotnych w obszarach chronionych Polesia*, Wydawnictwo UMCS, Lublin, pp. 73-77.
- Kornijów, R., 1997, Symptomy eutrofizacji w powierzchniowych i przydennych warstwach wody dimiktycznych jezior łączynsko-włodawskich a typologiczne znaczenie zoobentosu zasiedlającego ich profundal, *Ann. Univ. Mariae Curie-Skłodowska, sec. C* 52, pp. 183-196.
- Kraska, M., Borsiak, J., Danielak, K., Domek, P., Gołdyn, R., Joniak, T., Klimaszyk, P., Kujawa-Pawłaczyk, J., Piotrowicz, R., Radziszewska, R., Romanowicz, W., Szelaż-Wasilewska, E., Szyper, H., 2001, Jeziora dystroficzne i jezioro meromiktyczne w Drawieńskim Parku Narodowym, [w:] M. Wojterska (red.) *Szata roślinna Wielkopolski i Pojezierza Południowopomorskiego*, Przewodnik sesji terenowych 52. Zjazdu PTB, 24-28 września 2001, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, pp. 371-400.
- Kruk, M., 1997, Element retention and loss by hydrologically modified peatlands in the Masurian Lake-land (north-eastern Poland), I, Peatland with eutrophicated humus lake, *Polish Ecological Studies* 23, pp. 3-22.
- Kruk, M., 2000, Biogeochemical functioning of hydrologically modified peatlands and its effect in eutrophication of freshwaters, *Polish Journal of Ecology*, 48, pp. 103-161.
- Kubiak, J., 2003, Największe dimiktyczne jeziora Pomorza Zachodniego: poziom trofii, podatność na degradację oraz warunki siedliskowe ichtiofauny, *Rozprawy - Akademia Rolnicza w Szczecinie*, nr 214, Wydawnictwo AR, Szczecin, p. 96.
- Kufel, I., 1996, Opad atmosferyczny jako źródło zasilania jezior rzeki Krutyni (Pojezierze Mazurskie) w azot, fosfor i siarkę, *Zeszyty Naukowe PAN, KN Przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”*, 13, pp. 61-70.
- Labijak, H., 1990, Badania relacji zlewnia-jezioro na przykładzie wybranych jezior Wielkopolskiego Parku Narodowego i jezior Gniezna, [w:] Z. Kajak (red.), *Funkcjonowanie ekosystemów wodnych ich ochrona i rekultywacja*, Cz. 2, *Ekologia jezior, ich ochrona i rekultywacja*, Eksperymenty na ekosystemach, *Prace CPBP* 04.10, t. 50, Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa, pp. 63-91.
- Mataraza, L. K., Cooke, G. D., 1997, A test of a morphometric index to predict vertical phosphorus transport in lakes, *Journal of Lake and Reservoir Management*, 13, pp. 328-337.
- Michalczyk, Z., 1998, Stosunki wodne Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, [w:] M. Harasimiuk, Z. Michalczyk, M. Turczyński (red.), *Jeziora łączynsko-włodawskie*, Monografia przyrodnicza, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Wydawnictwo UMCS, Lublin, pp. 55-72.
- Misztal, M., Smal, H., 1991, Badania stężeń azotu i fosforu w płytkich wodach podziemnych zlewni jezior Piaseczno i Głębokie (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie), *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*, 19, pp. 209-218.
- Misztal, M., Smal, H., Górniak, A., 1992, Ground water inflow of nutrients to a lake from differently utilised catchments, *Water Research*, 26, pp. 1237-1242.
- Natural Resources Conservation Service, 1999, A Procedure to Estimate the Response of Aquatic systems to Changes in Phosphorus and Nitrogen Inputs, NRCS National Water and Climate Center, Portland, p. 37.
- Osgood, R. A., 1988, Lake mixis and internal phosphorus dynamics, *Arch. Hydrobiol.*, pp. 629-638.
- Patalas, K., 1960, Mieszanie wody jako czynnik określający intensywność krążenia materii w różnych morfologicznie jeziorach okolic Węgorzewa, *Roczniki Nauk Rolniczych, ser. B*, 77, pp. 223-242.

- Radwan, S., Kornijów, R., 1998, Hydrobiologiczne cechy jezior - stan aktualny i kierunki zmian. [w:] M. Harasimiuk, Z. Michalczyk, M. Turczyński (red.), Jeziora łęczyńsko-włodawskie, Monografia przyrodnicza, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Wydawnictwo UMCS, Lublin, pp. 129-144.
- Sharpley, A. N., Hedley, M. J., Sibbesen, E., Hillbricht-Ilkowska, A., House, W. A., Ryszkowski, L., 1995, Phosphorus Transfers From Terrestrial To Aquatic Ecosystems, [w:] H. Tiessen (red.), Phosphorus in the Global Environment - Transfers, Cycles and Management, John Wiley & Sons Ltd, SCOPE, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore, pp. 171-200.
- Smal, H., 1986, Ground inflow of nutrients from catchment areas into two lakes of the Łęczyńsko-Włodawskie Lake District over a period of three years, *Acta Hydrobiologia*, 28, pp. 69-81.
- 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), *Polish Journal of Ecology*, 53, pp. 313-327.
- Solarska, J., Solarski, H., 1993, Przemieszczanie składników biogenych w zlewniach rzeczno-leśnych na tle stosunków hydrologicznych na Pojezierzu Mazurskim, [w:] A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego, PIOŚ, BMŚ, Warszawa, pp. 218-230.
- Szyper, H., 2000, Rola zlewni w dostarczaniu związków biogenych do wybranych jezior położonych w parkach narodowych, [w:] A. Giziński, S. Burak (red.), Metody rekultywacji zbiorników wodnych stan obecny i perspektywy, Ochrona i rekultywacja jezior, IV Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna, Materiały konferencyjne, PZliTS, O. Toruń, PKE, Przysiek, pp. 79-88.
- Szyper, H., M. Kraska, 1999, Ocena zewnętrznego obciążenia związkami biogenymi jezior Drawieńskiego Parku Narodowego. [w:] A. Choiński, J. Jańczak (red.), Naturalne i antropogeniczne przemiany jezior. Konferencja Limnologiczna. Radzyń k. Sławy, 20-22 września 1999. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa: 255-264.
- Szyper, H., Romanowicz, W., Gołdyn, R., 2001, Zagrożenie jezior Wielkopolskiego Parku Narodowego przez czynniki zewnętrzne, [w:] L. Burchardt (red.), Ekosystemy wodne Wielkopolskiego Parku Narodowego, Uzupełnienie, Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań, pp. 427-474.
- Tiner, R. W., 1993, Wetlands are ecotones: reality or myth? [w:] B. Gopal, A. Hillbricht-Ilkowska, R. G. Wetzel (red.), Wetlands and Ecotones: Studies on Land-Water Interactions, National Institute of Ecology, New Delhi, pp. 1-15.
- Tobolski, K., 2000, Przewodnik do oznaczania torfów i osadów jeziornych, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, p. 507.
- Vollenweider, R. A., 1976, Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with a particular reference to phosphorus and nitrogen as factor in eutrophication, OECD Tech. rep. DAS/CSI/6827, p. 159.
- Walna, B., Polkowska, Z., Małek, S., Mędrzycka, K., Namieśnik, J., Siepak, J., 2003, Tendencies of change in the chemistry of precipitation at three monitoring stations 1996-1999. *Polish Journal of Environmental Studies*, 12, pp. 467-472.
- Walna, B., Siepak, J., 1999, Research on the variability of physico-chemical parameters characterising acid precipitation at the Jezioro Ecological Station in the Wielkopolski National Park (Poland), *Science of the Total Environment*, 239, pp. 173-187.
- Wilgat, T., Michalczyk, Z., Turczyński, M., Wojciechowski, K. H., 1991, Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie, *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej*, 19, pp. 23-140.
- Wojciechowski, I., Górniak, A., Rule, J. H., 1990, Wpływ substancji humusowych pochodzących z przyległych torfowisk na wody litoralu dwóch jezior na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, [w:] Użytki ekologiczne w krajobrazie rolniczym, Prace CPBP 04.10, t. 39, Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa, pp. 107-123.
- Zykubek, A., 2004, Funkcjonowanie hydrochemicznego układu zlewnia-jezioro Pereszpa na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, Uniwersytet w Białymstoku, Wydział Biologiczno-Chemiczny, Białystok, p. 174 [mps rozprawy doktorskie].

Summary

The Phosphorus Load of Lublin Polesie Lakes

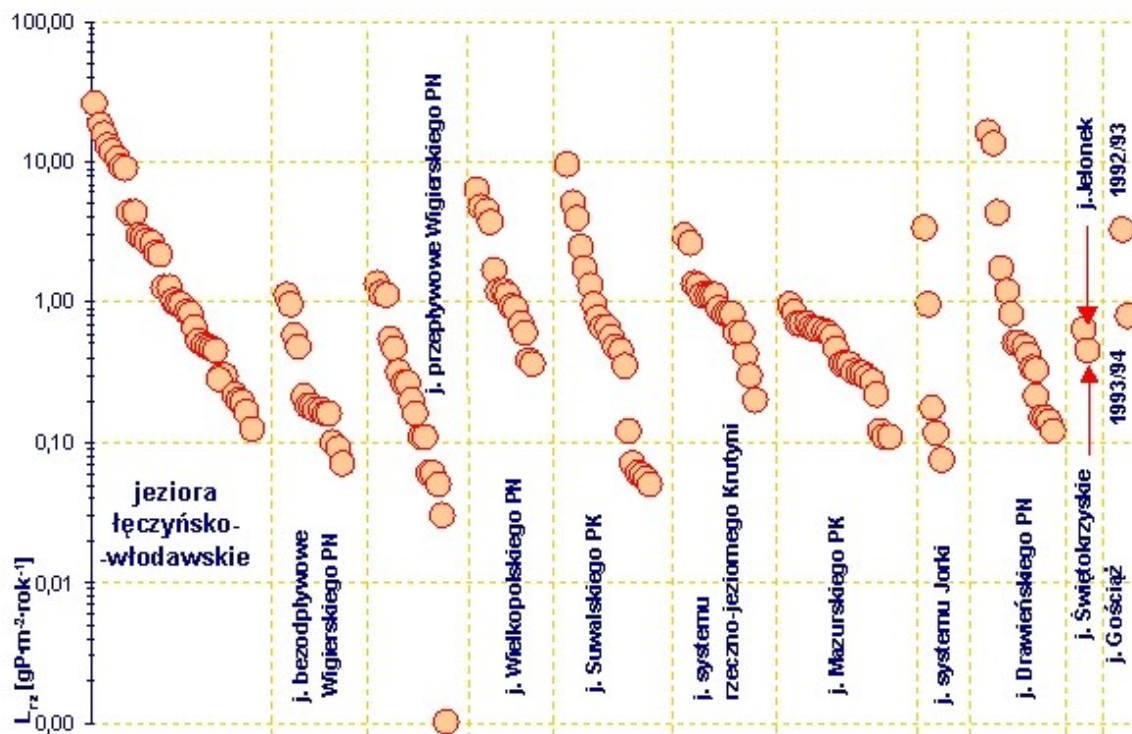
Although the average value of the actual load from 50 catchments of łączyńsko-włodawskie lakes is greater than the average for the catchment-lake systems in Poland explored so far, only in fourteen lakes of the lake district $L_{rz} > L_{dop}$, and in five—the actual load exceeds the dangerous load. Unlike other Polish lakes, many Polesie lakes belong to disappearing basins and indicate characteristics of *quasi*-autonomous systems in relation to the catchments. Their functioning and trophy are determined by internal load TP, which testifies to the unique character of łączyńsko-włodawskie lakes. The participation of anthropogenically transformed lands in catchments, the degree of catchments' naturalness, and Ohle index ought to be considered debatable when prognosticating the watershed load TP on the territory of West Polesie.

jeziora łączyńsko-włodawskie (**dane oryg.**):

$L_{sr TP} = 3,78 \pm 7,62 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$, Med.=0,96 $\text{gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$, n=50

jeziora Polski

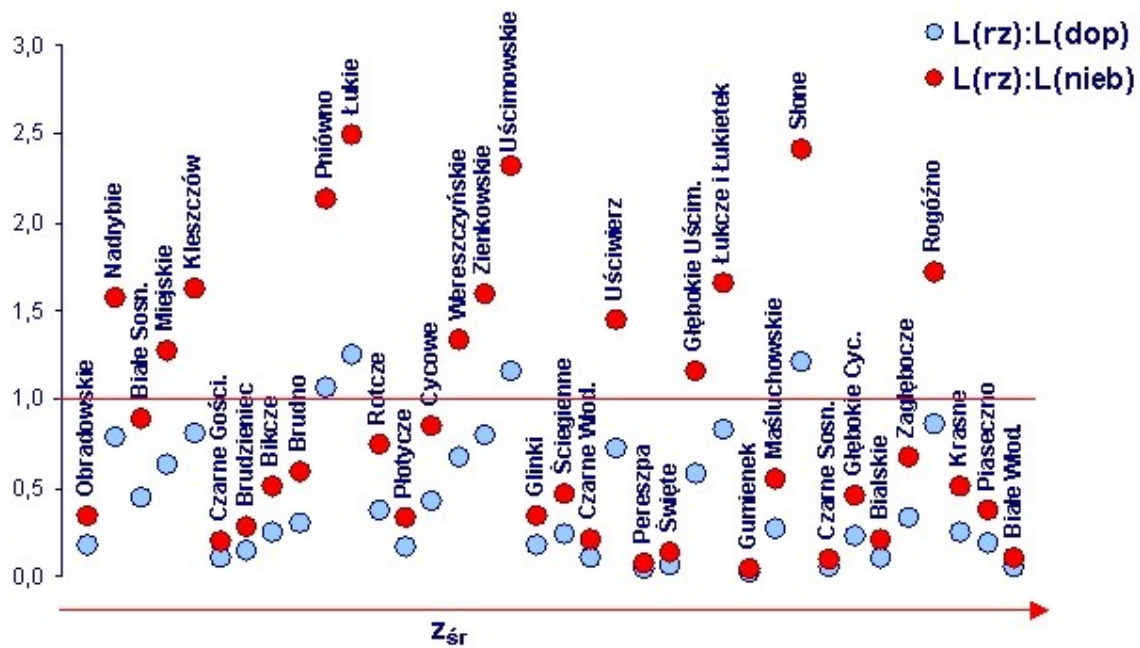
$L_{sr TP} = 2,02 \pm 5,13 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$, Med.=0,63 $\text{gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$, n=170



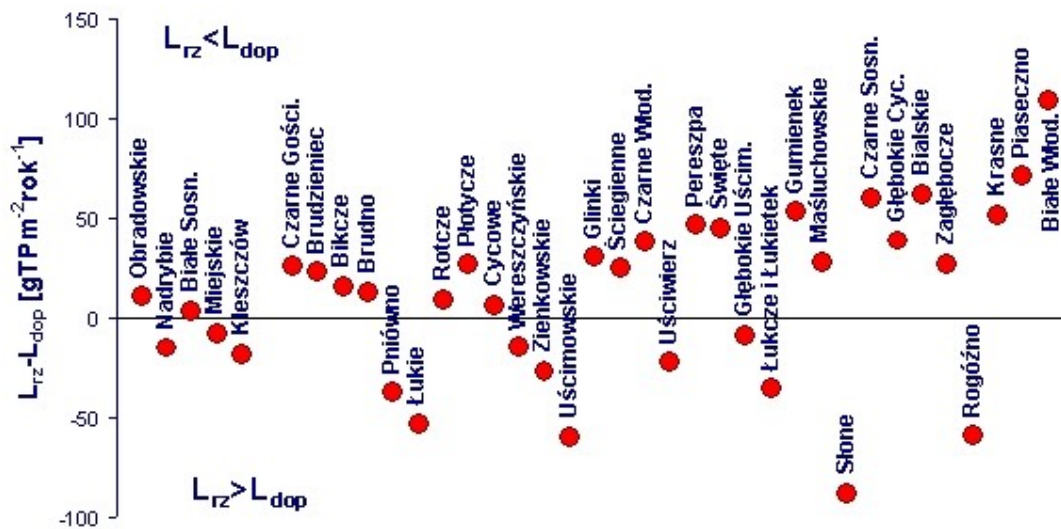
Rys. 4-1. Porównanie ładunku fosforu jezior łączyńsko-włodawskich (n=50) z innymi jeziorami Polski (n=120). Źródła danych: Bajkiewicz-Grabowska i in. (1989, 1992), Labijak (1990), Hillbricht-Ilkowska (1994, 2002), Hillbricht-Ilkowska i Kostrzewska-Szlakowska (1996), Szyper i Kraska (1999), Kentzer (2001), Szyper i in., (2001).

Figure 4-1. Comparison of load of phosphorus łączyńsko-włodawa lakes (n=50) and other Polish lakes (n=120). Data after: Bajkiewicz-Grabowska et al. (1989, 1992), Labijak (1990), Hillbricht-Ilkowska (1994, 2002), Hillbricht-Ilkowska and Kostrzewska-Szlakowska (1996, Szyper and Kraska (1999), Kentzer (2001), Szyper et al. (2001).

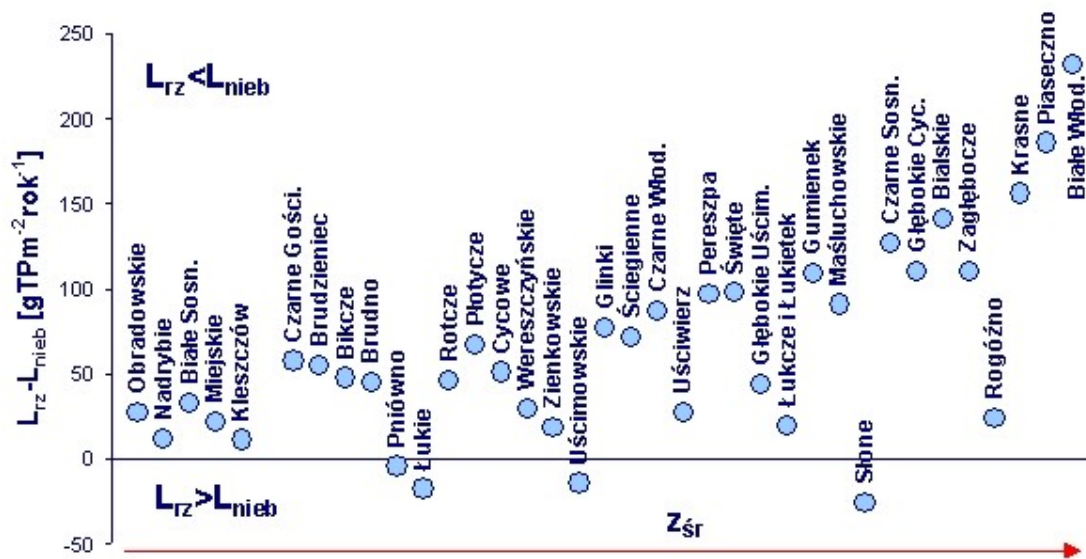
A



B

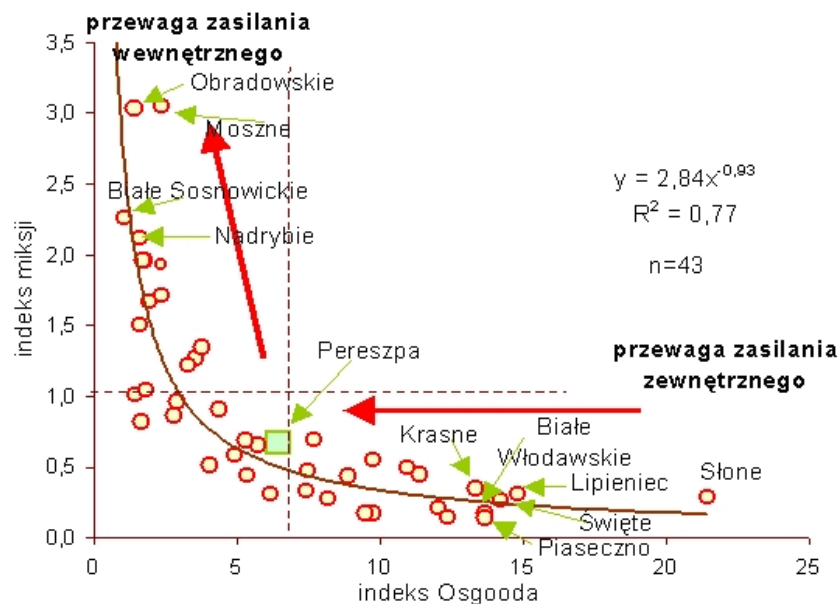


C



Rys. 4-2. Porównanie (A) i różnice (B i C) zlewniowego ładunku TP z ładunkiem dopuszczalnym i niebezpiecznym w 36. jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (n=36).

Figure 4-2. Comparison (A) and differences (B and C) between acceptable and hazardous catchments' load of TP in lakes of Łęczna-Włodawa Lake District (n=36).



Rys. 4-3. Zależność między indeksem mikcji (Giziński 1974) i indeksem Osgooda (1988) w jeziorach łęczyńsko-włodawskich. Dane morfometryczne jezior na podstawie Wilgata i in. (1991), Michalczyka (1998).

Figure 4-3. Relation between mixing index and Osgood index in łęczna-włodawa lakes. Lakes' morphometric data after Wilgat et al. (1991), Michalczyk (1998).



Rys. 4-4. Zależność między obciążeniem fosforem (L_{rz}/V) i wartością indeksu Schindlera ($p=0,001$) jezior łęczyńsko-włodawskich ($n=37$).

Figure 4-4. Relation between load of phosphorus (L_{rz}/V) and value of Schindler index ($p=0,001$) in łęczyńsko-włodawa lakes ($n=37$).