

Krystian Obolewski

## Wykorzystanie makrozoobentosu do biologicznej oceny jakości wody w starorzeczach o różnym stopniu łączności z rzeką na przykładzie doliny Łyny

Naturalną cechą dużych rzek jest zdolność do zmiany biegu ich koryta, co powoduje odłączanie się jego fragmentów i pojawianie się starorzeczy (tzw. jeziora rzeczne). W przypadku mniejszych rzek, np. w dolinach młodoglacjalnych nizin środkowoeuropejskiej, powstawanie tego typu ekosystemów jest zasadniczo połączone z pracami melioracyjnymi [1, 2]. Jednak bez względu na genezę powstania starorzeczy, poddane są one tym samym naturalnym procesom biologicznym [3–5]. Pozostawione same sobie ulegają procesom sukcesji, co powoduje ich powolne zanikanie i ograniczenie mozaikowości siedliskowej dolin rzecznych [6]. Utrata przez doliny rzeczne ekosystemów mokradłowych wpływa na zmniejszanie ich bioróżnorodności oraz ogranicza zdolność buforowania skutków powodzi [6–8]. Tempo tych zmian jest w dużej mierze uwarunkowane stopniem łączności hydrologicznej mokradeł – w tym starorzeczy – z macierzystą rzeką [9]. Na zubożenie różnorodności biologicznej najbardziej narażone są zamknięte (lenticzne) jeziora rzeczne, gdyż w nich dochodzi do przyspieszonej eutrofizacji, silnego rozwoju fitoplanktonu, zmniejszenia przezroczystości wody i eliminacji organizmów stenotopowych [5]. Wśród hydrobiontów największą wrażliwością na niekorzystne zmiany środowiskowe cechuje się zoobentos, którego obfitość i skład taksonomiczny świadczy o kondycji ekologicznej zbiornika. Niektóre tworzące go gatunki zwierząt znane są ze szczególnych wymagań w odniesieniu do składników odżywczych, jakości wody, struktury i składu mikrosiedlisk [10–12] – gdy są one zdefiniowane, obecność danego gatunku może wskazywać na rodzaj i kondycję siedlisk [13]. Koncepcja wskaźników biologicznych, wykorzystująca wodne bezkręgowce denne, opiera się na ocenie ich różnorodności, bogactwie i dystrybucji w odniesieniu do fizycznych i chemicznych warunków siedlisk – tzw. koncepcja idealnych gatunków wskaźnikowych [14]. Dane dostarczone przez organyzymskie wskaźnikowe wykorzystywane są do oceny stanu środowiska i identyfikacji potencjalnych zagrożeń [15–17]. Monitoring fizyczno-chemiczny zbiorników wodnych jest obecnie oceniany jako niewystarczający do tego, aby w pełni scharakteryzować ich status lub bezbłędnie wykrywać negatywne skutki antropopresji [18, 19]. W związku z tym, wyniki analiz fizyczno-chemicznych wody traktuje

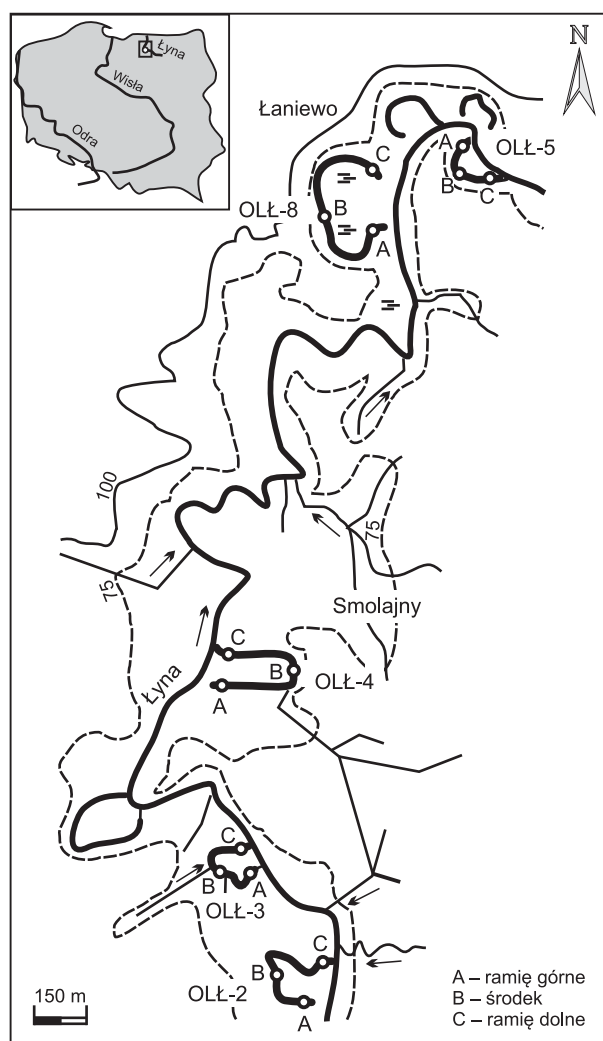
się jako uzupełnienie bardziej obiektywnych ocen opartych na wskaźnikach biologicznych [13].

Celem badań było określenie – na podstawie wskaźników biotycznych opartych na strukturze makrozoobentosu – jakości wody w pięciu starorzeczach nizinnej rzeki Łyny (północna Polska), mających odmienny stopień połączenia z korytem rzeczonym. Praca miała dać również odpowiedź na pytanie, czy lub w jakim stopniu jakość wody w starorzeczach może być oceniana za pomocą wskaźników biologicznych opracowanych na potrzeby bioindykacji stanu rzek.

### Materiały i metody

Do badań wybrano starorzecza położone w środkowej części dorzecza Łyny, która jest największym dopływem Pregoly uchodzącej do Zalewu Wiślanego. Powierzchnia zlewni Łyny wynosi 7126 km<sup>2</sup>, z czego 5773 km<sup>2</sup> znajduje się na terenie Polski, zaś dolna część zlewni i ujście znajduje się na terenie Federacji Rosyjskiej. Całkowita długość rzeki wynosi ok. 290 km. Łyna charakteryzuje się niezmiernie urozmaiconym, naturalnym i bardzo wartościowym krajobrazem swej doliny, co zawdzięcza poligenetycznym procesom zachodzącym podczas recesji lądolodu w czasie zlodowacenia bałtyckiego [20].

Wytypowano pięć starorzeczy Łyny, umiejscowionych w pobliżu wiosek Smolajny i Łaniewo (30 km od Olsztyna) (rys. 1). Starorzecze OLL-2 (ok. 0,9 ha) położone jest powyżej miejscowości Smolajny (ok. 0,5 km) i połączone jednym ramieniem z nurtem rzeczonym – starorzecze półotwarte (semilotyczne). Jest to zbiornik o znacznej głębokości maksymalnej (2,6 m). Starorzecze OLL-3 (ok. 0,8 ha) to zamknięty (lenticzny) zbiornik leżący na otwartym terenie z lewej strony koryta rzeki. Zostało ono połączone oboma ramionami z ciekim za pomocą rur z zastawkami, co umożliwia jego osuszanie i bagrowanie zalegających osadów, a także ogranicza zarastanie zbiornika. Jednak od lat zabiegi takie nie były prowadzone, dlatego sklasyfikowano go jako ekosystem zamknięty. Największe starorzecze OLL-4 (2,64 ha), położone jest po prawej stronie koryta Łyny. Jest ono połączone z rzeką jednym ramieniem za pomocą rur melioracyjnych (starorzecze półotwarte). Prawobrzeżne starorzecze OLL-5, o powierzchni 0,26 ha, położone jest w okolicach wsi Łaniewo (ok. 1 km). Jest to najmniejsze z badanych jezior rzecznych, które powstało niespełna 10 lat temu w wyniku naturalnych procesów odcinania zakola rzeki i reprezentuje otwarty (lotyczny) typ starorzeczy.



Rys. 1. Rozmieszczenie badanych starorzeczy w dorzeczu Łyny  
Fig. 1. Location of the study sites in Lyna drainage basin

Jego północno-zachodni brzeg stanowi skarpa porośnięta iglastym lasem mieszanym (sosna zwyczajna, świerk pospolity). Ostatnie starorzecze OLL-8 to stary palomeander (ok. 2 ha), całkowicie odcięty od rzeki (starorzecze zamknięte), charakteryzujący się dużą akumulacją osadów dennych powodujących jego silne wypływanie (maks. gł. 0,9 m).

We wszystkich badanych zbiornikach rozwija się zbliżona gatunkowo roślinność helofitowa i pleustonowa, wśród której dominują *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud., *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleiden, *Lemna trisulca* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Stratiotes aloides* L., *Nymphaea alba* L. i *Lemna minor* L.

Stany wody Łyny ustalono na podstawie danych otrzymanych z IMGW w Olsztynie, dotyczących sytuacji hydrologicznej odnotowywanej w czasie badań na wodowskaziu w Smolajnach.

Pomiary wartości wybranych wskaźników fizyczno-chemicznych wody w starorzeczach (pH, przewodność wł., tlen rozp., azot amonowy, azotany(III), azotany(V), substancje rozpuszczone) przeprowadzono (*in situ*) od kwietnia do października 2008 r. na stanowiskach umieszczonych w ramieniu górnym (st. A), środku zbiornika (st. B) i w ramieniu dolnym (st. C).

Próbki makrozoobentosu zostały pobrane ze wszystkich wytypowanych starorzeczy w tych samych miejscach, w których dokonano analiz fizyczno-chemicznych wody.

Materiał z dna (osady) wraz z fauną denną pozyskano przy użyciu chwytaka Ekmana o powierzchni chwytnej 225 cm<sup>2</sup> (na każdym stanowisku pobrano 3 podpróbki). Poszczególne próbki zostały posortowane i przesiane na sicie o oczkach 0,5 mm, a następnie przeniesione do szklanych pojemników, zakonserwowane 4% formaliną i przekazane do laboratorium w celu szczegółowych analiz. W laboratorium bezkręgowce wodne zostały oddzielone od osadu i posortowane na płytkach Petriego. Kolejnym etapem była identyfikacja bentofauny do poziomu rodziny przy użyciu klucza [21]. Duże bezkręgowce wodne zostały rozpoznane tzw. gołym okiem, podczas gdy identyfikacja mniejszych została wykonana pod mikroskopem. Wszystkie posortowane próbki przechowywano w odpowiednio oznaczonych fiolkach zawierających 80% etanol.

Do oceny jakości wody w pięciu starorzeczach o różnych typach hydrologicznych zostały wykorzystane najczęściej stosowane wskaźniki biologiczne, których wartości wskazują (nie określają), jak kształtuje się kondycja środowiska badanych obiektów [22]. Wskaźniki zastosowane w pracy są szeroko znane i stosowane, jednak głównie w przypadku ekosystemów otwartych (lotycznych), ponieważ do ich oceny zostały opracowane. Dotyczy to takich wskaźników, jak FBI (Family Biotic Index) [23], BMWP-PL (Polski Indeks Biotyczny) [24], ASPT (Average Score Per Taxon) [25] oraz EPT% (udział larw Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera) [19]. Do interpretacji wartości poszczególnych wskaźników zastosowano ujednoliczoną klasyfikację wód zaproponowaną w pracy [26]. Wykorzystane wskaźniki biotyczne opierają się na założeniu, że ekosystemy wodne o dobrej kondycji ekologicznej charakteryzują się bogatą fauną bezkręgową, wśród której dominują gatunki stenotopowe. Odwrotnie, zanieczyszczone ekosystemy wodne zamieszkuje mniejsza liczba taksonów bezkręgowych z dominacją tolerancyjnych gatunków w stosunku do kondycji biotopu. Zebrane organizmy posłużyły do analizy bogactwa gatunkowego, struktury dominacji oraz do oceny różnorodności gatunkowej z wykorzystaniem wskaźników Margalefa (d) i Hurlberta (PIE) [27]. Dokonano także porównania gatunkowego podobieństwa między poszczególnymi typami hydrologicznymi starorzeczy posługując się wskaźnikiem Jaccarda (JI).

Do określenia różnic w rozmieszczeniu i liczebności przedstawicieli makrozoobentosu pomiędzy badanymi obiektami, a także poszczególnymi stanowiskami wykorzystano testy Manna-Whitneya (U) i ANOVA rang Kruskala-Wallis (H). Wyznaczenie współczynnika korelacji rang Spearmana (R) zostało użyte do określenia związku między wskaźnikami jakości wody oraz różnorodnością i liczebnością zgrupowania bezkręgowców dennych, a także pomiędzy wskaźnikami różnorodności gatunkowej. Wszystkie analizy statystyczne wykonano przy użyciu oprogramowania Statistica 10.0 PL.

## Dyskusja wyników badań

Łyna charakteryzuje się dużym wskaźnikiem retencyjności zlewni, wynikającym ze znacznej jeziorności, lesistości i wykazuje przy tym cechy stabilnego odpływu ze zlewni [1]. W 2008 r. przebieg stanów wody charakteryzował się jednym wyraźnym i drugim drugorzędowym okresem wezbraniowym oraz jednym wyraźnym okresem niżówkowym. Obserwacje prowadzone w dolinie Łyny w profilu Smolajny wskazują na wiosenną kulminację przekraczającą wieloletnie średnie stany wód (SSW=149 cm), co wynika

Tabela 1. Charakterystyka fizyczno-chemiczna wody ( $\pm$ SD) w starorzeczach Łyny  
(A – ramię górne, B – centrum, C – ramię dolne)  
Table 1. Physico-chemical characteristics of water ( $\pm$ SD) in oxbow lakes of Lyna river  
(A – upper arm, B – center, C – lower arm)

Obiekt	Stanowisko	pH	Subst. rozp. g/m <sup>3</sup>	Przew. wł. $\mu$ S/cm	Tlen rozp. gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	Azotany (III) gN/m <sup>3</sup>	Azotany(V) gN/m <sup>3</sup>	Azot amon. gN/m <sup>3</sup>
OLŁ-2	A	7,54 $\pm$ 1,52	329 $\pm$ 21	490 $\pm$ 21	4,54 $\pm$ 4,54	0,010 $\pm$ 0,040	4,78 $\pm$ 1,87	0,45 $\pm$ 0,61
	B	7,32 $\pm$ 0,99	324 $\pm$ 25	487 $\pm$ 36	4,99 $\pm$ 3,54	0,014 $\pm$ 0,020	4,55 $\pm$ 1,00	0,87 $\pm$ 1,05
	C	7,39 $\pm$ 1,23	211 $\pm$ 30	477 $\pm$ 15	6,25 $\pm$ 3,55	0,012 $\pm$ 0,052	4,34 $\pm$ 0,54	0,25 $\pm$ 0,05
	średnia	7,38 $\pm$ 1,25	288 $\pm$ 25	485 $\pm$ 24	5,26 $\pm$ 3,88	0,012 $\pm$ 0,037	4,56 $\pm$ 1,14	0,5 $\pm$ 0,57
OLŁ-4	A	7,22 $\pm$ 1,92	305 $\pm$ 56	472 $\pm$ 22	5,59 $\pm$ 5,45	0,003 $\pm$ 0,001	4,67 $\pm$ 2,20	0,52 $\pm$ 0,65
	B	7,46 $\pm$ 0,86	258 $\pm$ 69	496 $\pm$ 16	6,11 $\pm$ 4,02	0,014 $\pm$ 0,013	4,57 $\pm$ 1,03	0,75 $\pm$ 1,11
	C	7,52 $\pm$ 0,40	245 $\pm$ 41	488 $\pm$ 5	7,96 $\pm$ 3,12	0,010 $\pm$ 0,013	4,28 $\pm$ 0,22	0,36 $\pm$ 0,01
	średnia	7,40 $\pm$ 1,06	269 $\pm$ 55	485 $\pm$ 14	6,55 $\pm$ 4,20	0,013 $\pm$ 0,013	4,71 $\pm$ 1,15	0,54 $\pm$ 0,59
OLŁ-3	A	8,12 $\pm$ 1,22	300 $\pm$ 29	502 $\pm$ 102	3,87 $\pm$ 10,36	0,015 $\pm$ 0,010	5,26 $\pm$ 0,58	0,28 $\pm$ 0,89
	B	8,06 $\pm$ 1,31	325 $\pm$ 36	555 $\pm$ 128	5,87 $\pm$ 10,68	0,029 $\pm$ 0,004	5,39 $\pm$ 0,77	0,32 $\pm$ 0,99
	C	7,99 $\pm$ 0,87	389 $\pm$ 22	569 $\pm$ 99	5,14 $\pm$ 11,38	0,018 $\pm$ 0,011	5,26 $\pm$ 0,87	0,33 $\pm$ 0,51
	średnia	8,06 $\pm$ 1,13	338 $\pm$ 29	542 $\pm$ 110	4,96 $\pm$ 10,81	0,024 $\pm$ 0,008	5,30 $\pm$ 0,74	0,31 $\pm$ 0,80
OLŁ-8	A	8,02 $\pm$ 1,05	292 $\pm$ 39	450 $\pm$ 83	4,00 $\pm$ 9,51	0,025 $\pm$ 0,011	6,15 $\pm$ 0,22	0,19 $\pm$ 0,74
	B	7,35 $\pm$ 0,95	305 $\pm$ 22	507 $\pm$ 88	6,21 $\pm$ 12,31	0,022 $\pm$ 0,012	6,22 $\pm$ 0,51	0,32 $\pm$ 0,64
	C	7,37 $\pm$ 1,22	330 $\pm$ 29	689 $\pm$ 101	7,12 $\pm$ 9,87	0,026 $\pm$ 0,052	6,11 $\pm$ 0,49	0,30 $\pm$ 0,33
	średnia	7,58 $\pm$ 1,07	309 $\pm$ 30	549 $\pm$ 91	5,78 $\pm$ 10,56	0,022 $\pm$ 0,011	6,16 $\pm$ 0,41	0,27 $\pm$ 0,57
OLŁ-5	A	7,68 $\pm$ 1,05	209 $\pm$ 11	328 $\pm$ 12	9,06 $\pm$ 1,65	0,011 $\pm$ 0,010	4,24 $\pm$ 0,56	0,26 $\pm$ 0,66
	B	7,18 $\pm$ 1,33	213 $\pm$ 10	386 $\pm$ 30	8,34 $\pm$ 1,99	0,014 $\pm$ 0,012	4,16 $\pm$ 0,54	0,21 $\pm$ 0,49
	C	7,72 $\pm$ 0,99	214 $\pm$ 10	319 $\pm$ 10	8,76 $\pm$ 1,84	0,024 $\pm$ 0,015	4,19 $\pm$ 0,23	0,10 $\pm$ 0,22
	średnia	7,53 $\pm$ 1,12	212 $\pm$ 10	344 $\pm$ 17	8,72 $\pm$ 1,83	0,012 $\pm$ 0,012	4,20 $\pm$ 0,44	0,19 $\pm$ 0,46

głównie z topnienia śniegu oraz rozmarzania gruntu, przy jednoczesnym zasilaniu wodami deszczowymi [20]. Zanotowane zmiany poziomu wody w korycie rzeczonym nie wywołały zjawisk powodziowych w dolinie rzeki, a badane starorzecza odpowiadały założonej klasyfikacji hydrologicznej.

Charakterystykę fizyczno-chemiczną wody w starorzeczach Łyny przedstawiono w tabeli 1. Woda w badanych starorzeczach charakteryzowała się różnym stopniem zanieczyszczenia, przy czym wraz z utratą kontaktu hydraulicznego między starorzeczem a rzeką pogarszała się jej jakość. Istotne różnice między wodami starorzeczy dotyczyły zawartości tlenu rozpuszczonego, który w zbiorniku otwartym (OLŁ-5) występował w znacznie większej ilości niż w zamkniętym (OLŁ-3). Obecność znacznej ilości azotanów(V) w wodach starorzeczy, głównie zamkniętych, wskazuje na intensywne przemiany związków azotu w wyniku zachodzących procesów utleniania i redukcji. Ze względu na rolniczy charakter doliny Łyny, głównym źródłem związków azotu jest ługowanie gleb nawożonych nawozami azotowymi, bądź też rozkład związków organicznych zawartych w ściekach.

W badaniach hydrobiologicznych zidentyfikowano łącznie 2840 osobników makrozoobentosu reprezentujących 34 rodziny i należących do Oligochaeta, Hirudinea, Isopoda, Odonata, Trichoptera, Ephemeroptera, Megaloptera, Heteroptera, Diptera, Arachnida, Gastropoda i Bivalvia. W starorzeczach zidentyfikowano 38 taksonów makrofauny dennej, których ogólną kompozycję i rozkład zgrupowania makrobezkręgowców wodnych w badanych zbiornikach, z uwzględnieniem ich strefowości, tj. ramion

oraz strefy środkowej, przedstawiono w tabeli 2. Na tej podstawie dokonano biologicznej oceny jakości wody w poszczególnych starorzeczach.

Najwięcej bezkręgowców odnotowano w półotwartym starorzeczku OLŁ-2 (1104 os./m<sup>2</sup>), a najmniej w zamkniętym OLŁ-3 (182 os./m<sup>2</sup>). Ogólna średnia liczebność bezkręgowców w starorzeczach o odmiennym stopniu łączności z rzeką przedstawiała układ hierarchiczny: półotwarte < otwarte < zamknięte (tab. 2), przy czym całkowita liczba osobników w nich zidentyfikowanych nie różniła się istotnie (test Kruskala-Wallis: H=2,956; p=0,565). Obliczony wskaźnik podobieństwa faunistycznego Jacquarda (JI) wskazał, że zgrupowanie makrozoobentosu w półotwartych starorzeczach było bardziej podobne do obserwowanego w zbiornikach zamkniętych (JI=0,38) niż w otwartych (JI=0,29). Wraz z długością trwania pełnej lub niepełnej izolacji meandrów od rzeki następowała w nich przebudowa zoocenozy do układów charakterystycznych w wodach stojących.

Dominującymi grupami bezkręgowców w badanych zbiornikach były larwy Diptera (52,57%), Oligochaeta (25,83%) i Gastropoda (12,03%). W zależności od stopnia połączenia hydraulicznego układu starorzecze-rzeka obserwowano odmienną strukturę dominacji makrobezkręgowców dennych. W otwartym starorzeczku OLŁ-5 przeważały Oligochaeta (46,93%) i Diptera (25,25%), podobnie jak w zbiornikach zamkniętych OLŁ-3 i OLŁ-8 (50,52% i 39,45%), podczas gdy w półotwartych OLŁ-2 i OLŁ-4 dominowały Diptera (72,91%) i Gastropoda (18,67%). Taki układ wskazuje na zaawansowanie procesów sukcesyjnych w badanych zbiornikach i uproszczenie struktury

Tabela 2. Skład i liczebność zgrupowań bezkręgowców wodnych w starorzeczach Łyny  
(A – ramię górne, B – centrum, C – ramię dolne)  
Table 2. Composition and abundance of aquatic invertebrate communities in oxbow lakes of Lyna river  
(A – upper arm, B – center, C – lower arm)

Takson	OLŁ-2			OLŁ-4			OLŁ-3			OLŁ-8			OLŁ-5			
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	
Oligochaeta	28	–	8	–	–	1	–	1	15	83	245	1	345	–	7	
Hiridinea	1/2	–	–	2/3	–	–	1/7	–	–	1/3	2/12	–	–	2/2	–	
Glossiphoniidae	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	5	–	–	1	–	
Erpobdellidae	2	–	–	2	–	–	7	–	–	3	7	–	–	1	–	
Isopoda	1/1	–	1/8	–	–	–	–	–	–	1/77	–	–	–	1/4	–	
Asellidae	1	–	8	–	–	–	–	–	–	77	–	–	–	4	–	
Odonata	1/1	–	–	–	–	–	2/2	–	1/1	–	–	–	–	–	–	
Lestidae	1	–	–	–	–	–	1	–	1	–	–	–	–	–	–	
Corduliidae	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	
Trichoptera	1/3	–	1/1	–	2/2	–	2/3	–	–	1/8	1/1	–	1/1	–	–	
Hydropsychidae	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Psychomyiidae	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Limnephilidae	–	–	–	–	1	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	
Rhyacophilidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	
Phryganeidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	8	–	–	–	–	–	
Polycentropodidae	–	–	–	–	1	–	3	–	–	–	–	–	1	–	–	
Ephemeroptera	–	–	–	–	–	–	1/1	–	–	2/2	–	–	1/8	1/9	–	
Ametropodidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	8	–	–	
Baetidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	
Caenidae	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	
Ephemeridae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	9	–	
Megaloptera	1/7	1/3	–	–	–	1/1	–	–	–	–	–	–	1/1	–	1/1	
Sialidae	7	3	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	3	–	1	
Hemiptera	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1/11	–	–	
Corixidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	11	–	–	
Diptera	4/65	2/909	1/1	2/37	2/10	2/8	3/41	3/81	3/27	1/2	2/136	1/39	2/124	2/14	–	
Ceratopogonidae	1	–	–	7	3	1	4	6	4	–	1	–	–	–	–	
Chaoboridae	18	887	–	–	–	–	2	69	13	–	–	–	7	12	–	
Chironomidae	45	22	1	30	7	7	35	6	10	2	135	39	117	2	–	
Limoniidae	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Arachnida	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1/1	1/1	
Argyronetidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	1	
Gastropoda	1/1	3/3	1/14	1/113	1/76	1/57	1/1	–	–	1/56	–	1/7	1/4	2/10	–	
Hydrobiidae	–	1	–	113	76	57	–	–	–	–	–	–	4	–	–	
Lymnaeidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	7	–	–	–	
Planorbidae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	
Valvatidae	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	
Viviparidae	1	1	14	–	–	–	1	–	–	56	–	–	–	–	–	
Bivalvia	1/47	1/2	2/2	–	–	–	1/1	–	–	1/3	2/24	2/2	1/2	–	–	
Dreissenidae	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	
Unionidae	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	1	1	–	–	–	
Sphaeriidae	47	2	1	–	–	–	–	–	–	3	23	1	2	–	–	
Ogółem	12/155	7/916	7/33	5/153	5/88	5/67	11/57	4/82	5/43	9/234	8/418	5/49	9/497	9/39	3/9	
	19/1412*						20/883**						16/546***			

\*zbiorniki półotwarte, \*\*zbiorniki zamknięte, \*\*\*zbiornik otwarty

jakościowej zoobentosu [28]. Tego typu sytuacja jest często obserwowana w starorzeczach zamkniętych [26, 29], rzadziej w półotwartych i otwartych [2]. Incydentalnymi elementami bentofauny były szczególnie wrażliwe na jakość środowiska osobniki z rzędu Trichoptera, co również wskazuje na złą kondycję wytypowanych starorzeczy, bez względu na stopień ich łączności z macierzystą rzeką [2, 30].

W prezentowanych badaniach substancje rozpuszczone i pH wykazały istotną korelację z liczebnością bezkręgowców wodnych. Zawartość związków rozpuszczonych w wodzie była ujemnie skorelowana z liczebnością grup taksonomicznych ( $R=-0,417$ ;  $p=0,004$ ), rodzin ( $R=-0,362$ ;  $p=0,014$ ) i wszystkich przedstawicieli ( $R=-0,291$ ;  $p=0,050$ ) makrozoobentosu. Wynik ten wskazuje, że ze wzrostem zasolenia wody różnorodność i liczebność bentofauny malała. Z kolei pH było dodatnio skorelowane z liczbą grup taksonomicznych ( $R=0,360$ ;  $p=0,014$ ). Inne wskaźniki jakościowe nie wskazywały na istotną korelację z wodnymi zgrupowaniami bezkręgowców dennych.

Całkowita liczebność makrozoobentosu różniła się istotnie pomiędzy punktami pomiarowymi starorzeczy. Liczba osobników zasiedlających dno była zdecydowanie większa w środku zbiorników niż w ramionach dolnych (test Manna-Whitneya:  $U=2,200$ ;  $p=0,028$ ) oraz między ramionami ( $U=3,236$ ;  $p<0,001$ ). Również liczba obserwowanych taksonów fauny dennej różniła się istotnie między ramionami górnymi (st. A) a środkiem zbiorników ( $U=3,410$ ;  $p<0,001$ ) i pomiędzy ramionami ( $U=2,756$ ;  $p=0,006$ ). Larwy Ephemeroptera (głównie *Ephemera danica* Müller, *Ephemerella ignita* Poda, *Caenis macrura* Stephens i *Cloëon* sp.) oraz Trichoptera (m.in. *Hydropsyche* sp., *Phryganea grandis* L., *Cyrnus* sp., *Limnephilus flavicornis* Fabricius), były mało licznie reprezentowane w badanych starorzeczach. Największy udział osiągnęły one w otwartym zbiorniku OLL-5 (3,15%), niższy w zamkniętych (1,57%) i najniższy w półotwartych (0,20%). Przedstawiciele obu grup są uważani za wrażliwe indykatory stresu środowiskowego, dlatego też wykorzystuje się je jako potencjalne bioindykatory czystości środowiska wodnego. Ich niewielka liczebność oznaczała niską jakość środowiska [23]. Obfitość larw Ephemeroptera różniła się istotnie między starorzeczami zamkniętym i półotwartym, a w szczególności między OLL-2-OLL-4 i OLL-8 ( $U=-2,126$ ;  $p=0,034$ ). Zgrupowanie larw Diptera (głównie *Chaoborus* sp. i *Chironomus* f.l. *plumosus* L.) było bardzo liczne, szczególnie w ekosystemie półotwartym (72,91%), podczas gdy w otwartym nie występowała rodzina Chaoboridae. Chironomidae były stałym składnikami makrofauny dennej (m.in. *Ch. plumosus*, *Procladius* Skuse, *Polypedilum* sp.), nie wykazując prawie żadnych ograniczeń siedliskowych, adaptując się zarówno do miejsc stagnujących, jak i przepływającej wody. Według [28] dopiero wysoki przybór wody (1,5 m powyżej stanów średnich) wymywa całkowicie warstwę osadów wraz z zamieszkującą je fauną, w tym larwami Chironomidae. Wśród pozostałych przedstawicieli fauny dennej istotne różnice między badanymi zbiornikami zaobserwowano w przypadku Oligochaeta. Wyraźnie odmienna liczebność tej gromady obserwowana była w półotwartym zbiorniku OLL-4, zarówno w stosunku do otwartego zbiornika OLL-5 ( $U=-2,469$ ;  $p=0,014$ ), zamkniętego OLL-8 ( $U=-2,105$ ;  $p=0,035$ ), jak i drugiego starorzecza półotwartego ( $U=2,104$ ;  $p=0,035$ ). W pracy [31] podano, że na zagęszczenie Oligochaeta ma wpływ poziom wody i wiek namulów. Obserwowany letni

spadek poziomu wody w Łynie stworzył w tym czasie korzystniejsze warunki rozwojowe dla tej grupy organizmów dennych.

Liczebność Isopoda (*Asellus aquaticus* L.) ulegała znacznym wahaniom w badanych starorzeczach, a sam takson nie wykazywał preferencji do konkretnego układu hydrologicznego starorzeczy. Istotnie różna liczebność została zanotowana pomiędzy oboma ekosystemami półotwartymi (OLL-2 i OLL-4) ( $U=2,124$ ;  $p=0,034$ ) oraz otwartym OLL-5, półotwartym OLL-2 i zamkniętym OLL-3 (w obu przypadkach  $U=-2,130$ ,  $p=0,033$ ). Jednak największe różnice dotyczyły liczebności Megaloptera (*Sialis lutaria* L.) w badanych zbiornikach, szczególnie istotne pomiędzy półotwartym OLL-2 a otwartym starorzeczem OLL-5 ( $U=2,461$ ;  $p=0,014$ ). Liczebność Gastropoda (m.in. *Viviparus viviparus* L., *Potamopyrgus antipodarum* Gray, *Valvata piscinalis* Müller, *Planorbarius corneus* L.) różniła się istotnie w obu starorzeczach półotwartych (OLL-2 i OLL-4) ( $U=2,810$ ;  $p=0,005$ ), oraz pomiędzy zamkniętym OLL-3 a otwartym OLL-5 ( $U=-2,247$ ;  $p=0,014$ ). Bivalvia reprezentowane przez *Pisidium amnicum* Müller, *Dreissena polymorpha* Pall. i *Anodonta anatina* L. osiągnęły największe zagęszczenie w zbiorniku otwartym OLL-5, statystycznie istotnie większe niż w półotwartym OLL-4 ( $U=-2,246$ ;  $p=0,014$ ) oraz zamkniętym OLL-3 ( $U=-2,001$ ;  $p=0,045$ ). Badania opisane w pracy [32] wykazały, że rozmieszczenie mięczaków w systemie rzeczny nie jest uwarunkowane właściwościami fizyczno-chemicznymi wody, lecz występowaniem flory naczyniowej (mikrosiedliska), której obecność związana jest z jakością osadów dennych, prędkością przepływu i głębokością wody.

Ocenę biologiczną jakości wody ekosystemów mokradłowych, jakimi są starorzecza, przeprowadza się sporadycznie [26]. Jeszcze rzadziej dokonuje się oceny stanu ekologicznego poszczególnych fragmentów tych ekosystemów (tab. 3). Wskaźnikiem biotycznym, który najniżej ocenił badane stanowiska był EPT%. Według tego wskaźnika, woda prawie we wszystkich punktach badawczych należała do V klasy czystości, jedynie na jednym stanowisku (środek OLL-8) do IV klasy. Metoda EPT% opiera się na obecności trzech najwrażliwszych rodzin larw owadów – Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera. Plecoptera występują w wodach czystych i dobrze natlenionych o szybkim nurcie [33]. Sytuacja taka ma miejsce incydentalnie w starorzeczach i głównie dotyczy zbiorników przepływowych lub wyłącznie miejsc kontaktu wód rzecznych ze starorzeczem. Całkowity brak jednego ze składników wskaźnika EPT% w badanym środowisku znacząco określa wynik klasyfikacji. W związku z tym wydaje się, że w czasie biomonitoringu starorzeczy (specyficznych ekosystemów otwarto-zamkniętych), należy zrezygnować ze stosowania tego wskaźnika.

Wyliczona wartość wskaźnika EPT:Chironomidae wskazała na zdecydowaną przewagę liczebności larw muchówek (ogólnie 1:12) we wszystkich typach hydrologicznych starorzeczy, przy czym w zbiornikach półotwartym i zamkniętym stosunek ten wynosił 1:8, a w starorzeczu otwartym 1:16. Mniejsze wartości tego wskaźnika uzyskano w miejscach kontaktu wód płynących ze stagnującymi.

Kolejnym wskaźnikiem biotycznym użytym do porównań był FBI. Według tej metody najniższą, V klasę jakości wody odnotowano w zbiorniku zamkniętym OLL-8 i otwartym OLL-5, co było spowodowane niewielką liczbą rodzin bezkręgowców obserwowanych w tych ekosystemach. W pozostałych starorzeczach rozkład wartości

Tabela 3. Klasyfikacja jakości wody w starorzeczach Łyna na podstawie wskaźników biologicznych (A – ramię górne, B – centrum, C – ramię dolne, FBI – Family Biotic Index, BMWP-PL – Biological Monitoring Work Party zaadaptowany do warunków polskich, ASPT – Average Score Per Taxon; EPT% – procentowy udział grup Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera)

Table 3. Classification of water quality in oxbow lakes of Lyna river based on biological indices (A – upper arm, B – center, C – lower arm, FBI – Family Biotic Index, BMWP-PL – Biological Monitoring Work Party adapted to the Polish conditions, ASPT – Average Score Per Taxon adapted to the Polish conditions; EPT% – percentage of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera taxa)

Obiekt	Stanowisko	FBI	Klasa	BMWP-PL	Klasa	ASPT	Klasa	EPT%	Klasa	EPT: :Chironomidae
OLŁ-2	A	6,10	IV	40	IV	3,6	IV	1,8	V	3:44
	B	6,11	IV	26	IV	3,8	IV	0	V	–
	C	3,46	I	33	IV	4,4	IV	2,8	V	1:1
	ogółem	5,22	III	61	III	3,6	IV	0,4	V	1:17
OLŁ-4	A	2,91	I	16	IV	2,3	V	0	V	–
	B	7,49	V	20	IV	4,0	III	2,1	V	2:7
	C	2,64	I	12	V	2,0	V	0	V	–
	ogółem	4,35	II	34	IV	2,1	V	0,6	V	2:7
OLŁ-3	A	5,49	III	47	IV	3,9	IV	8,5	V	4:51
	B	1,98	I	12	V	2,4	V	0	V	–
	C	8,54	V	12	V	2,0	V	0	V	–
	ogółem	5,33	III	49	IV	2,7	V	2,7	V	1:13
OLŁ-8	A	7,17	V	25	IV	2,1	V	1,8	V	9:117
	B	5,74	III	30	IV	3,6	IV	23,3	IV	9:2
	C	8,92	V	5	V	1,7	V	0	V	–
	ogółem	7,28	V	53	III	2,5	V	3,3	V	1:7
OLŁ-5	A	5,53	III	38	IV	3,2	V	4,2	V	5:1
	B	7,83	V	26	IV	3,3	V	0,2	V	1:135
	C	7,94	V	19	IV	3,8	IV	0	V	–
	ogółem	7,10	V	62	III	3,9	IV	1,5	V	1:16

Klasy jakości wód: I – bardzo dobra, II – dobra, III – satysfakcjonująca, IV – niesatysfakcjonująca, V – zła  
Water quality classification: I – very good, II – good, III – satisfactory, IV – unsatisfactory, V – poor

wskaźnika miał ogólnie układ unimodalny. Same wartości wskaźnika FBI nie różniły się istotnie między starorzeczami ( $H=6,569$ ;  $p=0,161$ ). Przy użyciu metody BMWP-PL określono, że starorzecza zamknięte i półotwarte miały wody III=IV klasy czystości, a otwarte III klasy. Różnice między samymi starorzeczami nie były istotne statystycznie ( $H=4,533$ ;  $p=0,339$ ), ale istotność różnic uzyskano między ramionami starorzeczy ( $U=2,475$ ;  $p=0,013$ ). W przypadku wszystkich stanowisk badawczych najmniejsze (wyłączając otwarty zbiornik OLŁ-5) wartości w klasyfikacji otrzymano przy wykorzystaniu metody ASPT. Różnice w wartościach tego wskaźnika między starorzeczami nie były istotne statystycznie ( $H=3,424$ ;  $p=0,490$ ). Według tego systemu w 60% badanych starorzeczy wody miały V klasę czystości. Jedynie zbiorniki półotwarte OLŁ-2 i otwarty OLŁ-5 miały wyższą klasę czystości (IV). Wyniki otrzymane przy użyciu tego wskaźnika potwierdziły bardzo zły stan ekologiczny badanych zbiorników i były one niższe niż w przypadku pozostałych wskaźników (FBI, BMWP-PL). Metoda ASPT opiera się na średniej arytmetycznej, nie zaś – jak pozostałe wskaźniki – na średniej ważonej. Oznacza to, że uwzględnia ona liczbę rodzin występujących w analizowanej próbce, ignorując przy tym liczebność poszczególnych gatunków wchodzących w skład tych taksonów.

Wartości wskaźnika różnorodności Margalefa (d) wskazywały na duże różnice w jakości wody w poszczególnych strefach starorzeczy (tab. 4). Ogólnie wody zbiorników

mieściły się w II klasie czystości z wyjątkiem OLŁ-4 (III kl.), podczas gdy wyniki w poszczególnych fragmentach starorzeczy były z reguły niższe. Wartości wskaźnika d porównano z wartościami wskaźnika Hurlberta (PIE), który opisuje prawdopodobieństwo, że dwa przypadkowo spotkane osobniki należą do różnych gatunków [27]. Wartości obu wskaźników jedynie w umiarkowanym stopniu były ze sobą skorelowane ( $R=0,64$ ). Największe uśrednione wartości wskaźników d i PIE uzyskano w ramionach (st. A i C). Taki układ zanotowano w starorzeczach półotwartych, podczas gdy w zbiornikach zamkniętych wartości wskaźnika d malały wzdłuż zbiorników, a wskaźnik PIE utrzymywał zbliżone wartości ( $0,500 \pm 0,031$ ). Odmienna sytuacja panowała w zbiorniku otwartym (OLŁ-5), ponieważ wartości wskaźnika d były największe w jego górnym ramieniu, a następnie utrzymywały się na stałym poziomie w pozostałych fragmentach starorzecza. Wartości wskaźnika malały wraz ze wzrostem łączności hydrologicznej pomiędzy rzeką a starorzeczami.

Na uzyskane wartości wskaźników biologicznych opartych na faunie bezkręgowej mogła mieć wpływ nie tylko kondycja biotopów starorzeczy, ale również czynniki biotyczne. Jedną z najważniejszych zależności określających różnorodność i liczebność poszczególnych populacji są powiązania troficzne. Wraz ze wzrostem łączności hydrologicznej pomiędzy rzeką a starorzeczem wzrasta migracja ryb, wśród których znaczną część stanowią organizmy bentosozerne. W pracy [28] stwierdzono wzrost liczebności

Tabela 4. Wartości wskaźników Margalefa (d) i Hurlberta (PIE)  
Table 4. Values of Margalef (d) and Hurlbert indices (PIE)

Obiekt	Stanowisko	d	Klasa czystości	PIE
OLŁ-2	A	5,03	II	0,77
	B	2,03	IV	0,06
	C	3,94	III	0,69
	ogółem	5,26	II	0,32
OLŁ-4	A	1,83	IV	0,41
	B	2,06	IV	0,24
	C	2,19	IV	0,26
	ogółem	3,22	III	0,34
OLŁ-3	A	5,70	I	0,59
	B	1,57	IV	0,28
	C	2,45	IV	0,71
	ogółem	4,87	II	0,69
OLŁ-8	A	3,34	III	0,56
	B	5,01	II	0,79
	C	2,11	IV	0,32
	ogółem	5,48	II	0,62
OLŁ-5	A	3,80	II	0,73
	B	2,67	III	0,55
	C	2,37	IV	0,34
	ogółem	4,92	II	0,71

bentosu w litoralu jezior z powodu eliminacji ryb, które żerując powodują intensyfikację obiegu materii, niszczenie glonów dennych, wyżeranie drapieżców bentosowych, tzw. odmładzanie populacji zwierząt bentosowych oraz zwiększenie udziału form o krótkim cyklu życiowym. Działalności ryb można więc częściowo przypisać niskie wartości wskaźników biotycznych w starorzeczach otwartych i półotwartych.

## Wnioski

◆ Mając na uwadze różnorodność i liczebność bezkręgowców dennych oraz wartości wskaźników biologicznych, jakość wody w starorzeczach Łyny, reprezentujących odmienne typy hydrologiczne, można uznać za niezadowalającą. Nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic między starorzeczami w liczbie osobników i rodzin. Wartość wskaźnika EPT:Chironomidae była znacznie większa w miejscach kontaktu wód rzecznych ze starorzeczami, co świadczyło o odświeżającym wpływie macierzystego ciekłu na jakość biotopów ekosystemów przykorytowych.

◆ Wyniki analiz chemicznych wody były zbieżne z wynikami uzyskanymi za pomocą większości wskaźników biotycznych. Jednak uzyskiwane klasy czystości wody w oparciu o wskaźniki chemiczne były wyższe niż w przypadku wskaźników biotycznych. Wśród nich najprzydatniejszy okazał się BMWP-PL, co potwierdza zasadność jego stosowania w biomonitoringu różnych typów ekosystemów wodnych w Polsce.

◆ Wyniki uzyskane przy zastosowaniu pozostałych wskaźników biologicznych nie przedstawiały obiektywnie jakości wody w starorzeczach, ze względu na specyfikę kryteriów przyjętych przez te systemy. Najmniej właściwym wskaźnikiem w biomonitoringu zbiorników przykorytowych wydaje się być EPT%. W jego przypadku należałoby uwzględnić także Chironomidae, takson bardzo tolerancyjny na zanieczyszczenia, a często występujący w wodnych ekosystemach nizinnych.

◆ Wodne zgrupowania bezkręgowców dostarczają użytecznych informacji o kondycji środowiska, pozwalających opracować racjonalne metody ochrony zasobów wodnych oraz szczególnie cennych obszarów mokradłowych.

*Praca została sfinansowana przez Narodowe Centrum Nauki jako projekt badawczy nr NN305324740.*

*Autor składa podziękowania Panom Ernestowi Muzy, Łukaszowi Maksymowskiemu, Szymonowi Kobusowi i Pawłowi Burandtowi za pomoc w pracach terenowych i laboratoryjnych.*

## LITERATURA

1. K. GLIŃSKA-LEWCZUK: Water quality dynamics of oxbow lakes in young glacial landscape of NE Poland in relation to their hydrological connectivity. *Ecological Engineering* 2009, Vol. 35, No. 1, pp. 25–37.
2. K. OBOLEWSKI: Macrozoobenthos patterns along environmental gradients and hydrological connectivity of oxbow lakes. *Ecological Engineering* 2011, Vol. 37, No. 5, pp. 796–805.
3. C. AMOROS, G. BORNETTE: Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 2002, Vol. 47, pp. 761–776.
4. C. AMOROS, A.L. ROUX: Interaction between water bodies within the floodplain of large rivers: function and development of connectivity. *Münstersche Geographische Arbeiten* 1988, Vol. 29, pp. 125–130.
5. K. TOCKNER, F. SCHIEMER, C. BAUMGARTNER, G. KUM, E. WEIGAND, I. ZWEIMÜLLER, J.V. WARD: The Danube restoration project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regulated Rivers: Research and Management* 1999, Vol. 15, No. 1–3, pp. 245–258.
6. W. OPDEKAMP, J. TEUCHIES, D. VREBOS, J. CHORMAŃSKI, J. SCHOELYNCK, R. van DIGGELEN, P. MEIRE, E.STRUYF: Tussocks: biogenic silica hotspots in a riparian wetland. *Wetlands* 2012, Vol. 32, No. 6, pp. 1115–1124.
7. S. LEW, M. LEW, J. SZAREK, I. BABIŃSKA: Seasonal patterns of the bacterioplankton community composition in a lake threatened by a pesticide disposal site. *Environmental Science and Pollution Research* 2011, Vol. 18, No. 3, pp. 376–385.
8. C.T. ROBINSON, U. UEHLINGER, M.T. MONAGHAN: Stream ecosystem response to multiple experimental floods from a reservoir. *River Research and Applications* 2004, Vol. 20, No. 4, pp. 359–377.
9. J.V. WARD, K. TOCKNER, D.B. ARSCOTT, C. CLARET: Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 2002, Vol. 47, No. 4, pp. 517–539.
10. F. GARCIA-CRIADO, C. TRIGAL: Comparison of several techniques for sampling macroinvertebrates in different habitats of a North Iberian pond. *Hydrobiologia* 2005, Vol. 545, No. 1, pp. 103–115.
11. B. GALLARDO, S. GASCÓN, M. GARCÍA, F.A. COMÍN: Testing the response of macroinvertebrate functional structure and biodiversity to flooding and confinement. *Journal of Limnology* 2009, Vol. 68, No. 2, pp. 315–326.

12. R.J. CASEY, S.A. KENDALL: Comparisons among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 1996, Vol. 341, No. 1, pp. 57–64.
13. J.M. HELLAWEEL: Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Science Publisher Ltd., New York 1986.
14. N. de PAUW, A. HOWKES: Biological monitoring of river water quality. In: W.J. WALLEY and S. JUDD [Eds.]: River Water Quality Monitoring and Control, Aston University, Birmingham 1993.
15. T.R. NEW: Insect Conservation. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht 1984.
16. M. KOVACS: Biological Indicators in Environmental Protection. Ellis Horwood Ltd., 1992.
17. T. WIEDERHOLM: Bottom fauna and cooling water discharge in a basin of lake Mälaren. Institute of Freshwater Research Drottningholm 1971, Vol. 51, pp. 197–214.
18. Water Information System for Europe. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. Official Journal (OJ L 327), Brussels 2000.
19. S.M. MANDAVILLE: Benthic macroinvertebrates in freshwaters – taxa tolerance values, metrics, and protocols. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, Nova Scotia 2002.
20. K. GLIŃSKA-LEWCZUK, P. BURANDT: Effect of river straightening on the hydrochemical properties of floodplain lakes: Observations from the Łyna and Drwęca Rivers, N Poland. *Ecological Engineering* 2011, Vol. 37, No. 5, pp. 663–806.
21. A. KOŁODZIEJCZYK, P. KOPERSKI: Bezkręgowce słodkowodne Polski. Klucz do oznaczania oraz podstawy biologii i ekologii makrofauny. Uniwersytet Warszawski, Warszawa 2000.
22. Water Action Volunteers: Volunteer Stream Monitoring Fact-sheet Series: Citizen Monitoring Biotic Index. University of Wisconsin, 2003.
23. B. GALLARDO, Á. CABEZAS, E. GONZALEZ, F.A. COMÍN: Effectiveness of a newly created oxbow lake to mitigate habitat loss and increase biodiversity in a regulated floodplain. *Restoration Ecology* 2012, Vol. 20, No. 3, pp. 387–394.
24. A. KOWNACKI, H. SOSZKA: Wytyczne do oceny stanu rzek na podstawie makrobezkręgowców oraz do pobierania prób makrobezkręgowców w jeziorach. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa–Kraków 2004.
25. J.L. METCALFE: Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution* 1989, Vol. 60, No. 1–2, pp. 101–139.
26. J. RYBAK, G. PASTERNAK: Wykorzystanie makrobezkręgowców do oceny biologicznej jakości wody na terenach wodonośnych we Wrocławiu. *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 2, ss. 27–34.
27. K. OBOLEWSKI: Ocena jakości wód powierzchniowych na obszarach zurbanizowanych z wykorzystaniem makrobezkręgowców bentosowych na przykładzie rzeki Słupi. *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 2, ss. 35–42.
28. Z. KAJAK: Considerations on benthos abundance in freshwaters, its factors and mechanisms. *International Review of Hydrobiology* 1988, Vol. 73, No. 1, pp. 5–19.
29. B. GALLARDO, M. GARCIA, A. CABEZAS, E. GONZALEZ, M. GONZALEZ, C. CIANCARELLI, F.A. COMÍN: Macroinvertebrate patterns along environmental gradients and hydrological connectivity within a regulated river-floodplain. *Aquatic Sciences* 2008, Vol. 70, pp. 248–258.
30. K. OBOLEWSKI, K. GLIŃSKA-LEWCZUK: Effects of oxbow reconnection based on the distribution and structure of benthic macroinvertebrates. *CLEAN – Soil, Air, Water* 2011, Vol. 39, No. 9, pp. 853–862.
31. K. KASPRZAK: Uwagi na temat pierścienic w Polsce (Oligochaeta). VI. Annelida brzegów jezior i wód stojących w Wielkopolsce. *Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią* 1987, vol. 35C, ss. 73–79.
32. M. STRZELEC, A. KRÓLCZYK: Factors affecting snail (Gastropoda) community structure in the upper course of the Warta river (Poland). *Biologia* 2004, Vol. 59, No. 2, pp. 159–163.
33. J. RYBAK, B. UMIŃSKA-WASILUK: Wykorzystanie makrobezkręgowców bentosowych do oceny jakości wód powierzchniowych na przykładzie rzeki Piławy. *Ochrona Środowiska* 2007, vol. 28, nr 2, ss. 55–60.

**Obolewski, K. Use of Macrozoobenthos for Biological Assessment of Water Quality in Oxbow Lakes of Varying Hydrological Connectivity to the Main River Channel in the Example of Łyna River Valley. *Ochrona Środowiska* 2013, Vol. 35, No. 2, pp. 19–26.**

**Abstract:** This study presents influence of hydrological connectivity between oxbow lakes and the river on water quality determined based on the structure of aquatic invertebrate communities in oxbow lakes. Five oxbow lakes of the Łyna River were investigated, *i.e.* two lotic, two semi-lotic and one lentic ecosystem. It was shown that Chaoboridae (Diptera), Oligochaeta and Hydrobiidae (Gastropoda) were the most abundant groups of invertebrates, often accompanied by Chironomidae larvae (Diptera). Ephemeroptera and Trichoptera were the only invertebrate bioindicators observed in the studied water bodies. The EPT% index,

determined based on their abundance, as well as EPT:C, determined based on their proportion to Chironomidae, indicated that groups of these organisms sensitive to environmental conditions occurred at low abundance in all hydrological types of oxbow lakes. Family Biotic Index (FBI), Biological Monitoring Working Party index (BMWP-PL) and Average Score per Taxon (ASPT), both adapted to the Polish conditions, revealed low water quality regardless of the degree of hydrological connectivity. This study shows that the structure of invertebrate communities inhabiting oxbow lakes can be a source of valuable monitoring data. BMWP-PL seems to be the most objective among the biotic indices. Hence, it can be applied in biomonitoring research of many types of aquatic ecosystems.

**Keywords:** Water quality, bioindication, biomonitoring, macroinvertebrates, biotic indices, biodiversity.