

Dział: Melioracje i Inżynieria Środowiska

ISSN 1897-7820

[http://www.npt.up-poznan.net/tom1/zeszyt2/art\\_16.pdf](http://www.npt.up-poznan.net/tom1/zeszyt2/art_16.pdf)

Copyright ©Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu

---

MAŁGORZATA DUKOWSKA, MARIA GRZYBKOWSKA

Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców  
Uniwersytet Łódzki

## REAKCJA BENTOFAUNY NA PIĘTRZENIE

**Streszczenie.** Jednym z przykładów piętrzeń rzek w Polsce środkowej jest siedmiorzędowy odcinek nizinnej Warty, przegrodzony zbiornikiem Jeziorsko. Badania wpływu piętrzenia na makrobezkręgowce oraz czynniki determinujące ich zagęszczenie, zarówno abiotyczne, jak i biotyczne, rozpoczęto w 1988/1989, w dwa lata po pierwszym napełnieniu zbiornika Jeziorsko, i kontynuowano je w latach 1991/1992, 1992/1993, 1995/1996. Stanowisko badawcze (WAB) wyznaczono około 1,5 km poniżej tamy oraz jako stanowisko kontrolne WAA, 2 km w górę od cofki zbiornika Jeziorsko. Makrobezkręgowce są grupą organizmów szczególnie dogodną do monitorowania jakości rzek i zgodnie z Dyrektywą Wodną Unii Europejskiej odpowiedzialne polskie instytucje (WIOŚ) wprowadzają obecnie odpowiednie metody do takiej oceny. W pierwszym okresie badań, tuż po uruchomieniu zbiornika przepływ na obu stanowiskach Warty, powyżej cofki i poniżej tamy, wykazywał podobną dynamikę. Również rozmieszczenie bentofauny w obu badanych profilach poprzecznych było zbliżone; najwyższe zagęszczenie bentofauny odnotowano przy brzegach, a najniższe na środku koryta aluwialnego. W późniejszym okresie, gdy system upustów wody ze zbiornika podporządkowano głównym celom, dla których zbudowano zbiornik, obserwowano: ustabilizowany na niskim poziomie przepływ latem, intensywne uwalnianie wody jesienią, zmiany przepływu wiosną, co doprowadziło stopniowo do zmian w rozmieszczeniu bentofauny. Po pierwsze dno koryta rzeki zaczęły porastać początkowo rzadkie, później coraz gęstsze kępy zanurzonych roślin naczyniowych i w konsekwencji nastąpił sezonowy, ale bardzo silny rozwój makrobezkręgowców naroślinnych. Po drugie wahania poziomu wody w rzece powodowały odsłanianie i zalewanie, z wysoką częstotliwością, przybrzeżnej strefy rzeki. To ograniczało zasiedlanie tej strefy tylko do takich organizmów, które były w stanie przeżyć w takich ekstremalnych warunkach (owady *Chironomidae* i skąposzczety *Oligochaeta*). Wymienione zjawiska i zwiększająca się ilość peryfitonu świadczą o wzrastającej eutrofizacji odcinka Warty poniżej tamy.

**Słowa kluczowe:** bezkręgowce, nizinna rzeka, zaburzenia przepływu, zbiornik zaporowy

## Wstęp

Wejście Polski do Unii Europejskiej obliguje do dostosowania do wymagań Unii systemu prawnego we wszystkich gałęziach gospodarki narodowej, w tym również gospo-

darki wodnej. Weryfikacji wymaga także system oceny i klasyfikacji wód, dotychczas oparty na kryteriach fizykochemicznych (w Polsce stosowano w monitoringu 57 parametrów fizykochemicznych wody). W chwili obecnej promuje się ekologiczną klasyfikację wód (EQI – Ecological Quality Index), opartą na analizie wieloskładnikowej, tj. na kryteriach fizykochemicznych (kilku najsilniej wpływających na organizmy żywe), ekomorfologicznych (dotyczących strukturalnych cech środowiska) i biologicznych. Do tych ostatnich należy szeroko pojęte zróżnicowanie gatunkowe zwierząt bezkręgowych zasiedlających osady dennie, czyli makrozoobentos. Grupa ta daje wszechstronny obraz badanego ekosystemu i jest szczególnie dogodna w monitoringu wód, ponieważ:

- lista bioindykatorów obejmuje około 50-60 taksonów,
- bezkręgowce są w różnym stopniu wrażliwe na różny rodzaj zanieczyszczeń i reagują na nie szybko,
- są liczne, ale liczenie ich nie jest tak trudne i żmudne jak mikroorganizmów i planktonu,
- bentosowe bezkręgowce z reguły są związane z określonymi mikrosiedliskami reprezentującymi warunki „lokalne”,
- ich cykl życiowy jest wystarczająco długi, aby odtworzyć jakość środowiska;
- oprócz kilku łatwo rozpoznawalnych gatunków w większości przypadków wskaźnikami są wyższe jednostki systematyczne (rodzaj, rodzina, rząd, a nawet gromada; METCALFE 1989, GRZYBKOWSKA 1999, FIAŁKOWSKI i IN. 2005).

Obecnie w Polsce trwają prace nad wprowadzeniem systemu oceny jakości cieków, który byłby najbardziej odpowiedni dla naszych rzek, a jednocześnie umożliwiłby porównanie kondycji polskich ekosystemów lotycznych z europejskimi (Wdrażanie... 2005).

W dwudziestym wieku piętrzenie rzek było jedną z najczęstszych przyczyn modyfikacji ich przepływu. Od ponad dwu dekad ciężar badań hydrobiologicznych przeniesiono z biocenozy zbiorników zaporowych w stronę konsekwencji piętrzeń na funkcjonowanie rzeki poniżej tam. Za punkt zwrotny w badaniach ekosystemach lotycznych przyjęto sympozjum zorganizowane przez Warda i Stanforda w 1980 roku. Od tej pory wyraźnie wzrosła liczba badań oraz konferencji dotyczących tego tematu. Znalazło to odzwierciedlenie w liczbie prac publikowanych w specjalistycznych periodykach. Do podsumowujących prac w literaturze przedmiotu należy zaliczyć publikacje: ARMITAGE (1984, 1987), GRZYBKOWSKIEJ i DUKOWSKIEJ (2001, 2002), CORTESA i IN. (2002), ROBINSONA i IN. (2003 a, b), PENCZAKA i KRUKA (2005) oraz PENCZAKA i IN. (2006), a do podręczników, w których autorzy poświęcili znaczną uwagę tym zagadnieniom można włączyć prace: PETTSA (1984), GŁODKA (1985), KAWECKIEJ i ELORANTY (1994), ALLANA (1998) czy KAJAKA (1998).

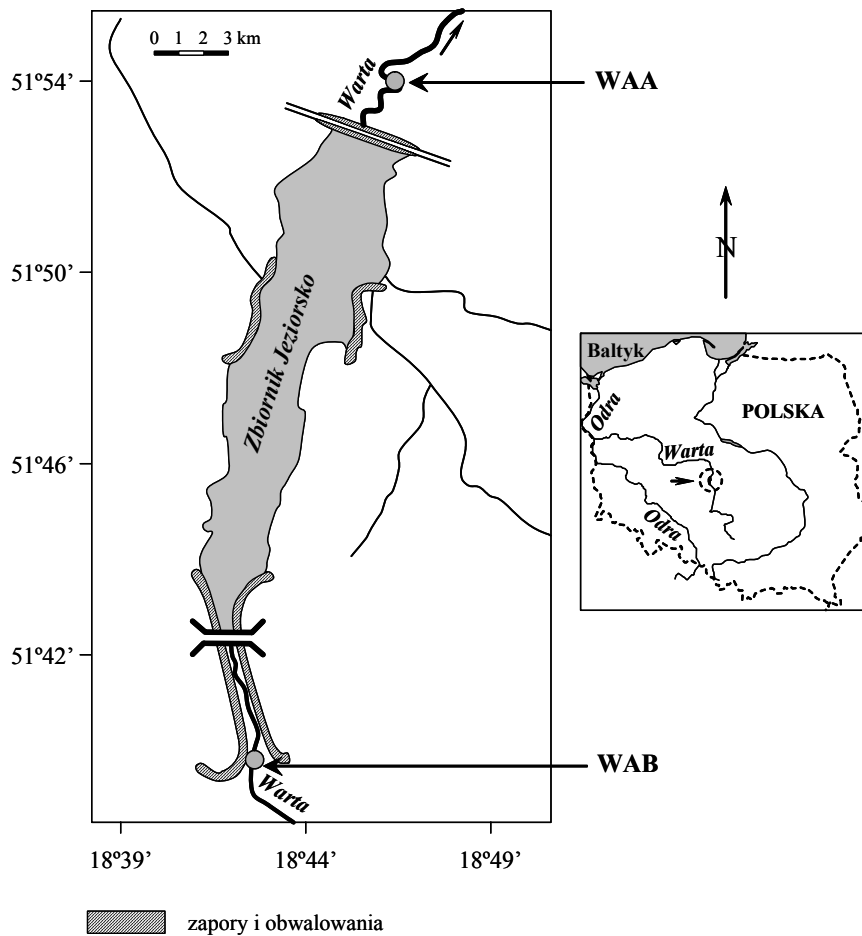
Każdy z utworzonych zbiorników ma swoją specyfikę zdeterminowaną budową geologiczną terenu, warunkami klimatycznymi i hydrologicznymi oraz celem, dla którego został zbudowany. Tak więc rodzaj i skala zmian w biocenozy rzeki, w ilości znoszonej ze zbiornika rozpuszczonej i cząsteczkowej materii organicznej, obfitości i składzie peryfitonu, roślinności zanurzonej, czynników bezpośrednio czy pośrednio wpływających na obfitość zoobentosu oraz ryb, wywierających silną presję na bezkręgowce zależy, w dużej mierze, od typu i systemu pracy zapory oraz od wieku zbiornika (WARD i STANFORD 1980).

Jednym z przykładów piętrzeń rzek w Polsce środkowej jest siedmiorzędowy odcinek nizinnej Warty, przegrodzony zbiornikiem Jeziorsko. Celem badań było poznanie długoterminowego oddziaływania zbiornika Jeziorsko na makrobezkręgowce Warty, czyli organizmy szczególnie dogodne do monitorowania jakości rzeki.

## Teren badań

Źródła Warty znajdują się na wysokości 380 m n.p.m., a ujście do rzeki Odry na 808 km jej biegu, 13 m n.p.m. Powierzchnia zlewni wynosi 53 710 km<sup>2</sup>, spadek w górnym biegu – od 2,0 do 1,0‰ (PENCZAK 1992).

Stanowiska badawcze wyznaczono w siedmiorzędowym odcinku rzeki Warty: WAA na 506 km jej biegu, około 2 km w górę od cofki zbiornika Jeziorsko, natomiast WAB na 483 km jej biegu, około 1,5 km poniżej zapory zbiornika (rys. 1). Warta płynie przez tereny rolnicze, głównie łąki; strefa ekotonowa obu stanowisk wygląda podobnie – brzozy rzeki są porośnięte przez kępy wierzby *Salix* sp.



Rys. 1. Mapa terenu badań z zaznaczonymi stanowiskami badawczymi Warty: powyżej cofki (WAA) i poniżej tamy (WAB)

Fig. 1. Map of the study area with marked sampling sites of the Warta River: above the backwater (WAA) and downstream of the dam (WAB)

Rzeka na stanowisku WAA osiągała do 46 m szerokości, przy maksymalnej głębokości 0,9 m (na środku koryta rzeki w marcu); najwyższa szybkość prądu w nurcie wynosiła  $0,58 \text{ m s}^{-1}$ , a przy brzegu sedimentacyjnym  $0,27 \text{ m s}^{-1}$ . Dno środka rzeki było zbudowane głównie z gruboziarnistego, a strefa przybrzeżna – z drobnoziarnistego piasku. Brzegi porastało zbiorowisko z dominacją *Phalaris arundinacea* L., którym towarzyszyły *Sparganium erectum* L. em Rchb., *Rorippa amphibia* (L.) Besser, *Glyceria fluitans* L. i *Ranunculus repens* L.

Warta na stanowisku WAB dochodziła do 60 m szerokości, przy maksymalnej głębokości 1,20 m osiąganą na środku koryta rzeki we wrześniu. Najwyższą szybkość prądu odnotowano w nurcie,  $0,35 \text{ m s}^{-1}$ , a przy brzegu sedimentacyjnym –  $0,05 \text{ m s}^{-1}$ . Najdrobniejsze cząstki nieorganicznego podłoża występowały przy brzegu z sedymentującą materią organiczną, natomiast coraz grubsze w kierunku środka rzeki. Niskie przepływy w okresie letnim powodowały po pierwsze: odsłanianie dna strefy przybrzeżnej z wysoką częstotliwością, co umożliwiło rozwój na dnie płatów jednogatunkowej murawy *Agrostis stolonifera* L. Po drugie, na początku lat dziewięćdziesiątych, kilka metrów od brzegu, na dnie pojawiły się nieliczne (w następnych sezonach już gęste) zwarte łany roślin zanurzonych (rdestnic): liczniejsze i tolerujące szybszy prąd wody kępy *Potamogeton pectinatus* L. i rzadsze, bliżej brzegu rzeki *Potamogeton lucens* L. W czerwcu liście rdestnic pokrywał kożuch złożony z plech *Cladophora glomerata* (L.) Kutz. Rdestnice licznie zasiedlały także dno rzeki między ostrogami.

Na każdym z badanych stanowisk wyznaczono trzy siedliska (habitaty). Jedno z siedlisk zostało wyznaczone przy sedymentującym brzegu ( $H_1$  na WAA i  $H_{11}$  na WAB), drugie w odległości kilku metrów od brzegu ( $H_2$  na WAA i  $H_{12}$  na WAB), a trzecie w środku koryta rzeki ( $H_3$  na WAA i  $H_{13}$  na WAB). Dokładny opis terenu badań podali GRZYBKOWSKA (1991), GRZYBKOWSKA i DUKOWSKA (2001, 2002), GRZYBKOWSKA i IN. (1990, 2003).

## Material i metody

Makrobentos Warty na stanowisku powyżej cofki (WAA) i poniżej tamy (WAB) pobierano raz w miesiącu w czterech cyklach rocznych. Wpływ zbiornika na biocenozę odcinka rzeki poniżej tamy oceniano kilkakrotnie, po raz pierwszy w okresie 1988/1989 i następnie w latach 1991/1992, 1992/1993, 1995/1996. Tak więc zaprezentowane badania rozpoczęto w dwa lata po pierwszym napełnieniu zbiornika Jeziorsko (istnieje od 1986 r.; ANDRZEJEWSKI 1987).

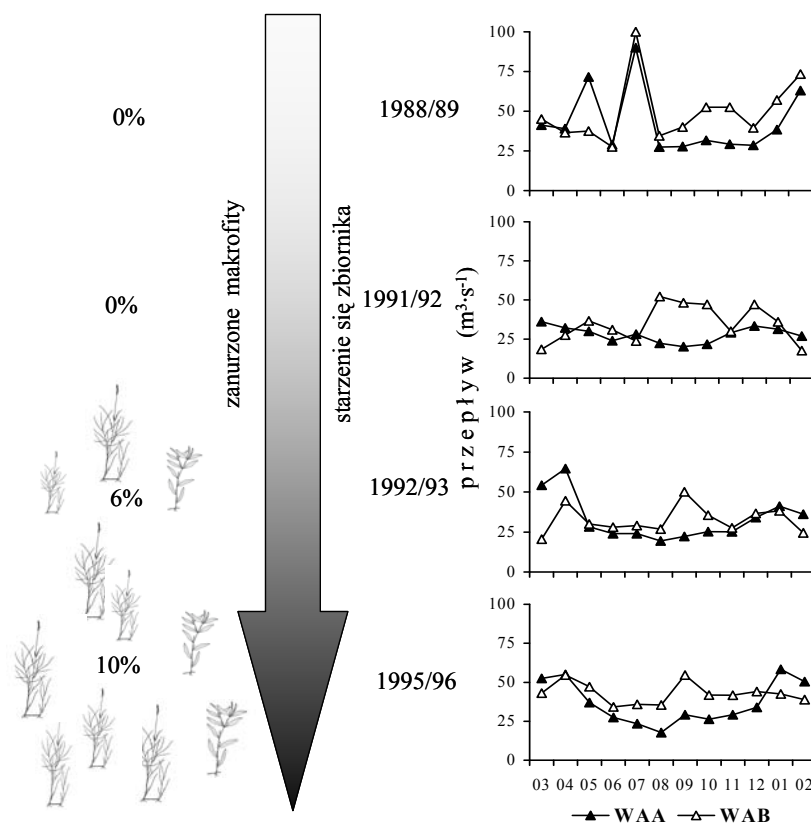
Z każdego siedliska pobierano po  $100 \text{ cm}^2$  dna rzeki chwytaczem rurowym o powierzchni chwytnej  $10 \text{ cm}^2$ . W miejscach poboru prób mierzono temperaturę wody, głębokość, szybkość prądu oraz powierzchnię siedlisk i szerokość rzeki. Bezkregowce wysortowane z prób utrwalono w 10-procentowym roztworze formaldehydu i wody z rzeki. Osobniki liczone po oznaczeniu do gatunku lub rodzaju (*Chironomidae*) albo wyższych kategorii taksonomicznych (pozostałe); uzyskane dane były podstawą do obliczenia zagęszczenia w poszczególnych siedliskach, jak również stanowiskach.

Szczegółowe metody pobierania prób oraz analizę uzyskanych danych, zarówno parametrów abiotycznych, jak i biotycznych, opublikowano wcześniej (GRZYBKOWSKA 1991, GRZYBKOWSKA i DUKOWSKA 2001, 2002, GRZYBKOWSKA i IN. 1990, 2003).

## Wyniki

### Przepływ

Przepływ rzeki Warty na stanowisku powyżej cofki i poniżej tamy przedstawiono na rysunku 2. O ile w pierwszym okresie badań, tuż po uruchomieniu zbiornika, przepływ na obu stanowiskach, powyżej cofki i poniżej tamy, wykazywał podobną dynamikę sezonową, o tyle w miarę starzenia zbiornika różnice te stawały się coraz większe. Na uwagę zasługuje niski ustabilizowany przepływ latem poniżej tamy, który już od początku lat dziewięćdziesiątych umożliwiał rozwój roślinom naczyniowym w korycie Warty (rys. 2). Biocenoza ta istnieje zaledwie kilka miesięcy, gdyż każdego roku, pod koniec lata, upust wody planowany przez zarządzających zasobami wodnymi zbiornika jest tak intensywny, iż powoduje jej zniszczenie poprzez wymywanie lub zasypianie roślin naczyniowych oraz zmywanie mułu wraz z żyjącymi w nich makrobezkręgowcami.

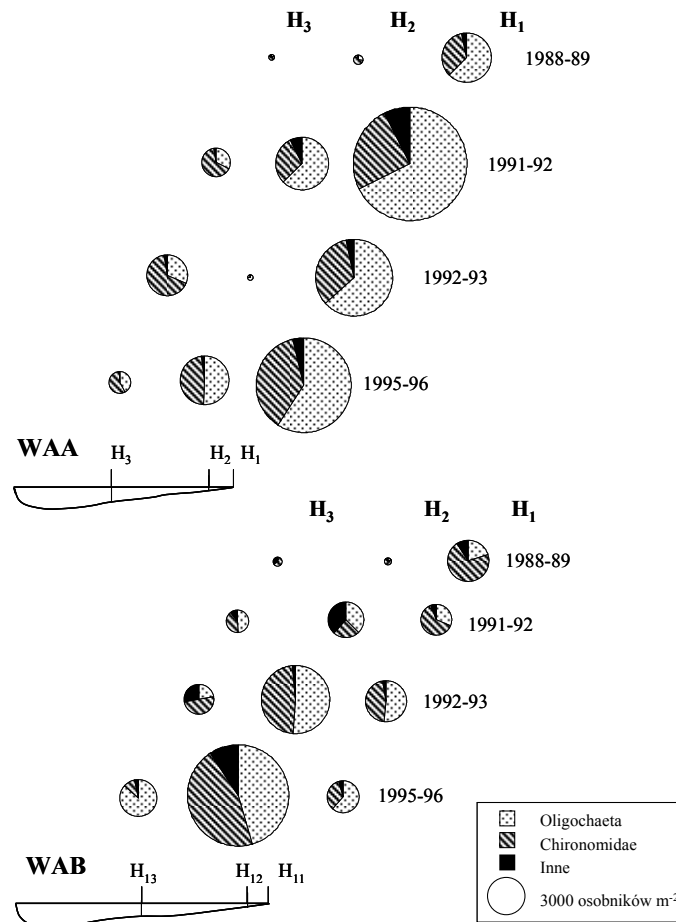


Rys. 2. Przepływ Warty na obu stanowiskach: powyżej cofki (WAA) i poniżej tamy (WAB) w czterech cyklach badawczych oraz stopień pokrycia dna Warty zanurzonymi roślinami naczyniowymi poniżej tamy zbiornika Jeziorsko (WAB)

Fig. 2. Discharge during the four annual cycles in the Warta River: above the backwater (WAA) and downstream of the dam (WAB) and percentage of river bottom area covered by submersed macrophytes downstream of the dam (WAB)

### Wpływ zmienionego przepływu Warty na makrobezkręgowce

W faunie Warty dominowały dwie grupy organizmów: owady ochotkowate (*Chironomidae*, *Diptera*) oraz skąposzczety (*Oligochaeta*). Przedstawiciele innych taksonów występowały mniej licznie, przy czym ich liczebność i zróżnicowanie było największe w naturalnym odcinku rzeki, w jej przybrzeżnej strefie (rys. 3). W pierwszym okresie badań rozmieszczenie bezkręgowych zwierząt w profilu poprzecznym rzeki było podobne na obu stanowiskach; najwyższe zagęszczenie odnotowano przy brzegu, a najniższe w środku koryta. Jednakże w miarę starzenia się zbiornika Jeziorsko wyraźnie zaznaczyła się dysproporcja w rozkładzie zagęszczenia w poszczególnych strefach rzeki na obu stanowiskach. Zauważalne były trzy wyraźne trendy wpływu zbiornika na rzekę:



Rys. 3. Zagęszczenie makrobezkręgowców w poszczególnych siedliskach ( $H_n$ ) Warty: powyżej cofki (WAA) i poniżej tamy (WAB), w czterech cyklach badawczych

Fig. 3. Density of macroinvertebrates at given habitats ( $H_n$ ) in the Warta River: above the backwater (WAA) and downstream of the dam (WAB) over the four annual cycles

1. Zmiana wielkości upustu wody z Jeziorska powodowała odsłanianie i zalewanie przybrzeżnej strefy koryta. Zjawisko to ograniczało bytowanie organizmów tylko do takich, które były w stanie przetrwać w tak niestabilnych warunkach (*Chironomus* i *Glyptotendipes* z *Chironomidae* oraz *Oligochaeta*).

2. Pojawienie się i rozwój roślin naczyniowych na dnie koryta Warty znacznie zwiększyły obfitość makrobezkręgowców. Mimo że istnienie zespołu organizmów związanych z makrofitami w korycie rzeki trwa z reguły tylko kilka miesięcy (poza ostrogami), od maja do sierpnia-września, niesamowicie wzbogaca to faunę, rzutując na średnie zagęszczenie bezkręgowców w całym cyklu rocznym (rys. 3).

3. Wymienione siedliska cechowała wysoka trofia (mierzona ilością chlorofilu *a*).

## Dyskusja

Jedną z konsekwencji stabilizacji przepływu Warty na niskim poziomie latem było pojawienie się, na początku lat dziewięćdziesiątych, a potem silny rozwój zanurzonych roślin naczyniowych. Jest to nietypowe zjawisko dla naturalnych odcinków rzek o tej rzędowości (VANNOTE i IN. 1980), a jego potwierdzeniem jest brak takich makrofitów porastających dno w Warcie powyżej cofki. Hydrofity te pełnią różnorodną funkcję: stabilizują dno, przede wszystkim zmniejszając szybkość prądu i redukując erozję dna (WESTLAKE 1973, DUDLEY 1988, HARBOR 1993, KAENEL i IN. 1998), przyczyniają się także do zwiększonej sedymentacji drobnych frakcji podłoża nieorganicznego (KAENEL i IN. 1998) oraz materii organicznej, co jest z kolei korzystne dla rozwoju pelofilnych form zoobentosu (ARMITAGE 1984, 1987, ROOKE 1984, TOKESHI i PINDER 1985, COGERINO i IN. 1995, GRZYBKOWSKA i IN. 2003, ASAEDA i IN. 2004, DUKOWSKA i IN. w druku). Paradygmat przyjęty w hydrobiologii mówi (NEWMAN 1991, LODGE i IN. 1997), iż wprawdzie rośliny nie stanowią bezpośrednich zasobów pokarmowych dla bezkręgowców ani większości gatunków ryb, ale są dla nich w miarę stabilnym podłożem do zasiedlania (w przeciwieństwie do przemieszczającego się piasku), schronieniem przed drapieżnikami, miejscem składania jaj, złagodzenia konkurencji wewnątrz- i międzygatunkowej oraz, co jest bardzo istotne, podłożem do rozwoju epifitonu, podstawowych zasobów pokarmowych fauny naroślinnej. Obfitość i zróżnicowanie zespołu tej fauny jest uzależnione w znacznym stopniu od struktury przestrzennej roślin, między innymi kształtu i mikrorzeźby liści (TOKESHI i PINDER 1985, DODDS i BIGGS 2002, GRZYBKOWSKA i IN. 2003). W literaturze przedmiotu pojawiają się także doniesienia o alleopatycznych substancjach wydzielanych przez makrofity, hamujących rozwój glonów i wioślarek (ograniczając wzrost i płodność), a także ryb. Trzeba jednak stwierdzić, że ta dziedzina chemoekologii jest jeszcze słabo poznana. Wynika to przede wszystkim z trudności prowadzenia badań obejmujących symultaniczne oddziaływania kilku czynników na pojedyncze osobniki, ponieważ dynamiczne zachowanie całego zespołu organizmów nie może być przewidziane na podstawie par oddziaływań (LAURIDSEN i LODGE 1996, BURKS i IN. 2000). W literaturze przedmiotu pojawiają się zarówno informacje potwierdzające negatywne oddziaływanie substancji alleopatycznych wydzielanych przez autotrofy na wiele grup organizmów, ale równie częste są artykuły nie potwierdzające ich wpływu na zoo- i fitoplankton, peryfiton i faunę naroślinną oraz ryby. Natomiast bezspornym faktem jest, że pojawienie się roślin naczyniowych niesamowicie zwiększa obfitość i różnorodność makrobezkręgowców, nie tylko dostarczając miejsca

dla ich bytowania i żerowania (rozwoju epifitonu; DUKOWSKA i IN. 1999), ale też będąc refugium dla planktonu (wioślarek) i ryb, najczęściej tych młodych (DUKOWSKA i IN. w druku).

Wśród roślinności zanurzonej w Warcie stwierdzono występowanie 14 gatunków ryb z czterech rodzin. Gatunkami dominującymi były: okoń *Perca fluviatilis* L., płoć *Rutilus rutilus* (L.), jelec *Leuciscus leuciscus* (L.), jazgarz *Gymnocephalus cernuus* (L.), ciernik *Gasterosteus aculeatus* L., koza *Cobitis taenia* L., kielb *Gobio gobio* (L.), jaź *Leuciscus idus* (L.). Wśród innych mniej licznych ryb odnotowano: kielbia białopłetwego *Gobio albipinnatus* Lukasz, karasia srebrzystego *Carassius gibelio* (Bloch), ukleję *Alburnus alburnus* (L.), słonecznicę *Leucaspis delineatus* (Henkel), sandacza *Stizostedion lucioperca* (L.) oraz krapia *Abramis bjoerkna* (L.). Najczęściej były to osobniki o niewielkich wymiarach. Obok płatów roślin naczyniowych porastających koryto Warty makrofity, występują również licznie między ostrogami, gdzie nie dotyka ich wymywanie pod koniec lata. Ze względu na znaczną głębokość siedlisk między ostrogami oraz liczną obecność wędkarzy (najczęściej niechętnych do udzielania informacji o swoich połowach) należy podejrzewać, że jest to także miejsce bytowania (żerowania, schronienia) należy podejrzewać, że jest to także miejsce bytowania (żerowania, schronienia) atrakcyjnych wędkarsko okazów lub/i gatunków ryb. O wpływie piętrzenia na spadek różnorodności gatunkowej, kondycję oraz żerowanie tych kręgowców w Warcie ukazały się między innymi opracowania PENCZAKA (1992), PENCZAKA i IN. (1996), MARSZAŁ i IN. (1996), PENCZAKA i KRUKA (2005), KRUKA (2007) oraz DUKOWSKIEJ i IN. (w druku).

Konsekwencją zmian reżimu hydrologicznego Warty poniżej tamy jest niewątpliwie wzrost jej trofii, i to zarówno w siedlisku porośniętym makrofitami, jak i w odsłanianej z wysoką częstotliwością strefie przybrzeżnej rzeki (GRZYBKOWSKA i IN. 2000). Według klasyfikacji DODDSA i IN. (1998) opartej na analizie ilości peryfitonu (zawartości chlorofilu *a*) Wartę można zaliczyć do ekosystemów oligo-mezotroficznych.

Z reguły w dużych rzekach obserwowane jest duże zgęszczenie, o dużej różnorodności fauny bezkręgowej w wąskiej strefie przybrzeżnej, oraz jego spadek w kierunku środkowej części aluwialnego koryta rzeki (GASCHIGNARD i IN. 1983, GASCHIGNARD 1984, COGERINO i IN. 1995). Taki wzorzec rozmieszczenia obserwowano tylko w naturalnym odcinku Warty. Zaburzenie tego wzorca poniżej tamy wynikało nie tylko z obecności makrofitów, ale także z naprzemiennego zalewania i odsłaniania dna przybrzeżnej strefy rzeki. Tak skrajne warunki środowiska mogą wytrzymać tylko te organizmy, które migrują w głąb osadu w okresie wysuszenia; najczęściej są to larwy ochotek o wysokiej koncentracji hemoglobiny oraz skąposzczety (GRZYBKOWSKA i DUKOWSKA 2001, 2002, PENCZAK i IN. 2006). Eliminacja form o większych wymaganiach środowiskowych wpływa na zubożenie fauny strefy przybrzeżnej Warty w porównaniu z jej naturalnym odcinkiem.

## Literatura

- ALLAN J.D., 1998. Ekologia wód płynących. PWN, Warszawa.  
ANDRZEJEWSKI W., 1987. Nowy zbiornik zaporowy na Warcie. Gosp. Rybna 10: 17-19.  
ARMITAGE P.D. 1984. Environmental changes induced by stream. W: Regulated rivers. Red. A. Lillehammer, J. Saltveit. Universitetsforlaget, Oslo: 139-165.



- ARMITAGE P.D., 1987. The classification of tailwater sites receiving residual flows from upland reservoirs in Great Britain, using macroinvertebrate data. W: Regulated Streams. Red. J.F. Craig, J.B. Kemper. Plenum Publ.: 131-144.
- ASAEDA T., THANH H.N., MANATUNGE J., FUJINO T., 2004. The effects of flowing water and organic matter on the spatial distribution of submersed macrophytes. J. Freshwat. Ecol. 19: 401-405.
- BURKS R.L., JEPPESEN E., LODGE D.M., 2000. Macrophyte and fish chemical suppress *Daphnia* growth and alter life-history traits. Oikos 88: 139-174.
- COGERINO L., CELLOT B., BOURNAUD M., 1995. Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large European river. Hydrobiologia 304: 103-115.
- CORTES R.M.V., FERREIRA M.T., OLIVEIRA S.V., OLIVEIRA D., 2002. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. River Res. Appl. 18: 367-382.
- DODDS W.K., BIGGS B.J.F., 2002. Water velocity attenuation by stream periphyton and macrophytes in relation to growth form and architecture. J. N. Am. Benthol. Soc. 21: 2-15.
- DODDS W.K., JONES J.R., WELCH E.B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. Wat. Res. 32: 1455-1462.
- DUDLEY T.L., 1988. The roles of plant complexity and epiphyton in colonization of macrophytes by stream insects. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 1153-1158.
- DUKOWSKA M., GRZYBKOWSKA M., MARSZAŁ L., ZIĘBA G., (w druku): Is three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L., a food specialist or generalist downstream of a dam reservoir? Ocean. Hydrobiol. Stud.
- DUKOWSKA M., GRZYBKOWSKA M., SITKOWSKA M., ŻELAZNA-WIECZOREK J., SZELAĞ-WASIELEWSKA E., 1999. Food resource partitioning between chironomid species associated with submerged vegetations in the Warta River below the dam reservoir, Poland. Acta Hydrobiol. 41, Suppl. 6: 219-229.
- FIALKOWSKI W., FURSE M.T., JONES J.I., KLONOWSKA-OLEJNIK M., 2005. Wykorzystanie zespołów makrozoobentosu w ocenie stanu ekologicznego rzek (przewodnik dla prowadzących ocenę stanu środowiska). Impuls, Kraków: 1-40.
- GASCHIGNARD O., 1984. Impact d'une crue les macroinvertebres benthiques d'un bras du Rhone. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1997-2001.
- GASCHIGNARD O., PERSAT H., CHESSEL D., 1983. Repartition transversale des macroinvertebres benthiques dans un bras du Rhône. Hydrobiologia 106: 209-215.
- GŁODEK J., 1985. Jeziora zaporowe świata. PWN, Warszawa: 1-173.
- GRZYBKOWSKA M., 1991. Development and habitat selection of chironomid communities at long- and short-term water discharge fluctuation. Regul. Rivers: Res. Mgmt. 6: 257-264.
- GRZYBKOWSKA M., 1999. Makrobezkręgowce w ocenie jakości wody rzek. W: Ochrona środowiska i żywych zasobów przyrody. Wybrane zagadnienia. Red. R. Olaczek, A.W. Warcholińska. Wyd. Uniw. Łódź., Łódź: 273-299.
- GRZYBKOWSKA M., DUKOWSKA M., 2001. Impact of the dam reservoir on river macrobenthic community: long-term study of Jeziorsko Reservoir and the Warta River in central Poland. Pol. J. Ecol. 49: 243-259.
- GRZYBKOWSKA M., DUKOWSKA M., 2002. Communities of *Chironomidae* (Diptera) above and below a reservoir on a lowland river: long-term study. Annls. Zool. 52: 235-247.
- GRZYBKOWSKA M., DUKOWSKA M., SITKOWSKA M., GALICKA M., 2000. Spatial distribution of benthic chlorophyll *a* in the Warta River, upstream and downstream of the Jeziorsko Reservoir. Acta Hydrobiol. 42: 123-136.
- GRZYBKOWSKA M., DUKOWSKA M., TAKEDA M., MAJECKI J., KUCHARSKI L., 2003. Seasonal dynamics of macroinvertebrates associated with submersed macrophytes in a lowland river downstream of the dam reservoir. Ecohydrol. Hydrobiol. 3: 399-408.

- GRZYBKOWSKA M., HEJDUK J., ZIELIŃSKI P., 1990. Seasonal dynamic and production of *Chironomidae* in a large lowland river upstream and downstream from a new reservoir in Central Poland. Arch. Hydrobiol. 119: 439-455.
- HARBOR J.M., 1993. Glacial geomorphology: modeling processes and landforms. Geomorphology 7: 129-140.
- KAENEL B.R., MATTHAEI C.D., UEHLINGER U.R.S., 1998. Disturbance by aquatic plant management in streams effects on benthic invertebrates. Regul. Rivers: Res. Mgmt. 14: 341-356.
- KAJAK Z., 1998. Hydrobiologia – Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych. PWN, Warszawa.
- KAWECKA B., ELORANTA P.V., 1994. Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych. PWN.
- KRUK A., 2007. Role of habitat degradation in determining fish distribution and abundance along the lowland Warta River, Poland. J. Appl. Ichthyol. 23: 9-18.
- LAURIDSEN T.L., LODGE D.M., 1996. Avoidance by *Daphnia magna* of fish and macrophytes: chemical cues and predator-mediated use of macrophyte habitat. Limnol. Oceanogr. 41: 794-798.
- LODGE D.M., CRONIN G., DONK E., FROELICH A.J., 1997. Impact of herbivory on plant standing crop: comparisons among biomes, between vascular and nonvascular plants, and among freshwater herbivore taxa. W: The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Red. E. Jeppesen, M. Sondergaard, M. Sondergaard, K. Christoffersen. Springer: 149-174.
- MARSZAŁ L., GRZYBKOWSKA M., PENCZAK T., GALICKA W., 1996. Diet and feeding of dominant fish populations in the impounded Warta River, Poland. Pol. Arch. Hydrobiol. 43: 185-202.
- METCALFE J.L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. Environ. Pol. 60: 101-139.
- NEWMAN R.M., 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates; a review. J. North. Am. Benthol. Soc. 10: 89-114.
- PENCZAK T., 1992. Fish production in the Warta River: postimpoundment study. Hydrobiologia 242: 87-93.
- PENCZAK T., GRZYBKOWSKA M., GALICKA W., 1996. Fish-benthos production relationships in large alluvial rivers: Allen paradox. Pol. Arch. Hydrobiol. 43: 257-272.
- PENCZAK T., KRUK A., 2005. Patternizing of impoundment impact (1985-2002) on fish assemblages in a lowland river using the Kohonen algorithm. J. Appl. Ichthyol. 21: 169-177.
- PENCZAK T., KRUK A., GRZYBKOWSKA M., DUKOWSKA M., 2006. Patterning of impoundment impact on chironomid assemblages and their environment with use of the self-organizing map (SOM). Acta Oecol. 30: 312-321.
- PETTS G.E., 1984. Impounded rivers. Perspectives for ecological management. Wiley, Chichester.
- ROBINSON C.T., UEHLINGER U., MONAGHAN M.T., 2003 a. Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. Aquat. Sci. 65: 210-222.
- ROBINSON C.T., UEHLINGER U., MONAGHAN M.T., 2003 b. Stream ecosystem response to multiple experimental floods from a reservoir. River Res. Appl. 20: 359-377.
- ROOKE J.B., 1984. The invertebrate fauna of four macrophytes in a lotic system. Freshwat. Biol. 14: 507-513.
- TOKESHI M., PINDER L.C.V., 1985. Microhabitas of stream invertebrates on two submersed macrophytes with contrasting leaf morphology. Hol. Ecol. 8: 313-319.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDEL J.R., CUSHING C.E., 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.
- WARD J.S., STANFORD J.A., 1980. Tailwater biota: ecological response to environmental alternations. W: Proceedings of the symposium on surface water impoundments ASCE. Minneapolis, Minnesota: 1516-1525.
- Wdrażanie Ramowej Dyrektywy Wodnej. Ocena stanu ekologicznego wód w Polsce. I Ogólnopolska Konferencja Naukowa. 2005. Red. B. Bis. Łódź.
- WESTLAKE D.F., 1973. Aquatic macrophytes in rivers: a review. Pol. Arch. Hydrobiol. 20: 31-40.

## THE RESPONSE OF THE BENTHOFAUNA TO RIVER IMPOUNDMENT

**Summary.** Macroinvertebrates' responses to environmental changes arising from flow regulations in the large lowland Warta River, central Poland, are presented. Two sites were studied: one below (WAB) and the other, control one, above (WAA) of the man-made Jeziorsko Reservoir. The investigations began in 1988/1989 and were repeated in annual cycles 1991/1992, 1992/1993 and 1995/1996. Upstream, flow was mostly natural and the highest macroinvertebrate abundance was recorded close to the riverbank and decreased sharply toward the mid-river. At WAB the same pattern of bentho fauna distribution was only recorded in the first investigated cycle. Later on, the dam's sluice operations resulted in periodic flow alternations, mostly reductions below natural flow level: the shoreline region (bank habitat) enlarged and contracted in response to dam operations and the bottom was frequently exposed to air. As a result, in this downstream habitat only organisms with high hemoglobin contents, like Chironomidae and Oligochaeta were able to exist. Submersed macrophytes, such as *Potamogeton pectinatus* and *P. lucens* appeared during the summer of 1992; they developed in a habitat located several meters from the banks (macrophyte habitat). They were responsible for a substantial increase of macroinvertebrate abundance, especially of epiphytic Chironomidae. Additionally, the retention of FPOM due to a dense bed of macrophytes created favourable conditions for large pelophilous taxa of Chironomidae and Oligochaeta. Downstream of the dam (WAB) at the macrophyte and bank habitats a high concentration of chlorophyll *a* (periphyton) was also recorded; this finding confirmed that the trophy of this site of the Warta River gradually increased.

**Key words:** macroinvertebrates, lowland river, discharge fluctuations, dam reservoir

*Adres do korespondencji – Corresponding address:*

*Małgorzata Dukowska, Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców, Uniwersytet Łódzki, ul. S. Banacha 12/16, 90-237 Łódź, Poland, e-mail: mdukow@biol.uni.lodz.pl*

*Zaakceptowano do druku – Accepted for print: 10.05.2007*

*Do cytowania – For citation: Dukowska M., Grzybkowska M., 2007. Reakcja bentofauny na piętrzenie. Nauka Przyr. Technol. 1, 2, #16.*