



mgr Paweł PRUS  
dr Mirosława PRUS

INSTYTUT RYBACTWA ŚRÓDLĄDOWEGO IM. ST. Sakowicza  
W OLSZTYNIE

prof. dr hab. Romuald Z. KLEKOWSKI

POLSKA AKADEMIA NAUK

## RETENCJA PIERWIĄSTKÓW BIOGENICZNYCH ORAZ PRODUKCJA PIERWOTNA I WTÓRNA JAKO WSKAŹNIKI STABILNOŚCI EKOSYSTEMU ZBIORNIKÓW ZAPOROWYCH SOLINA I MYCZKOWCE

### Abstrakt

*Kompleksowe, badania dwóch górskich zbiorników zaporowych Solina i Myczkowce pozwoliły na prześledzenie zachodzących w nich procesów produkcji pierwotnej i wtórnej, a także posłużyły do skonstruowania modeli matematycznych opisujących reakcje ich ekosystemów na zmiany dopływu fostoru – pierwiastka zwykle decydującego o poziomie trofii wód. Badania obejmowały: parametry fizykochemiczne takie jak temperatura, stężenie tlenu, stężenia ważniejszych pierwiastków biogenicznych (formy azotu i fosforu), zawartość wapnia i cynku, przewodnictwo elektrolityczne i pH wody, przezroczystość wody itp. Badano także parametry biologiczne, takie jak liczebność, biomasa i skład gatunkowy fitoplanktonu, zooplanktonu, bentosu strefy litoralowej i profundalowej oraz ryb. Oceniono również biomasę i skład gatunkowy makrofitów.*

*Na podstawie oszacowań produkcji pierwotnej i wtórnej oraz wyników modelowania można wysnuć wniosek, że ekosystemy dużych, głębokich zbiorników górskich wykazują większą stałość i odporność na zakłócenia ich funkcjonowania w porównaniu ze zbiornikami nizinnymi, które za to charakteryzują się większą plastycznością. Wobec tego można założyć, że nawet wieloletnie działanie czynników sprzyjających eutrofizacji nie powoduje widocznych objawów pogorszenia stanu zbiorników górskich, natomiast w przypadku poważnego zaburzenia ich funkcjonowania równie długotrwały byłby proces rekultywacji, ze względu na małą plastyczność tego rodzaju układów.*

## 1. Wstęp

W świetle istniejącej literatury naukowej z dziedziny ekologii bardzo popularna jest hipoteza, że stabilność ekosystemu wzrasta wraz ze wzrostem bioróżnorodności i stopniem jego złożoności. Przemawia za tą hipotezą szereg argumentów. Po pierwsze, ubogie w gatunki biocenozy, np. wyspowe, silniej reagują na wkraczanie nowych gatunków, czyli sukcesję niż biocenozy bogate we florę i faunę. Ponadto w badaniach laboratoryjnych stwierdzono, iż w prostych układach eksperymentalnych (drapieznik – ofiara) dochodzi do silnych oscylacji, a często eliminacji jednej lub obu populacji. Najsilniej przemawiającym argumentem za tą hipotezą jest znany wszystkim przykład upraw jednogatunkowych, czyli tzw. monokultur w rolnictwie i leśnictwie i ich szczególnej podatności na inwazję szkodników. Podobnie jako przykład podaje się stosunkowo proste biocenozy arktyczne, w których wahania zagęszczenia populacji są dużo bardziej dramatyczne niż w bardzo złożonych biocenozach strefy tropikalnej (Odum, 1982).

Jednakże poza podanymi tu przykładami, inne już nie są tak wyraźnie jednoznaczne. Złożone systemy modelowe są często niestabilne. W przeciwieństwie do monokultur rolniczych, naturalne monokultury np. trzcinowisk nie wykazują takiej wrażliwości na inwazje szkodników. W lasach tropikalnych, podobnie jak w biocenozach arktycznych, zdarzają się silne wahania liczebności populacji pomimo ich dużej bioróżnorodności. Wahania te spowodowane są w tym przypadku ingerencją człowieka (np. wycinanie lasów).

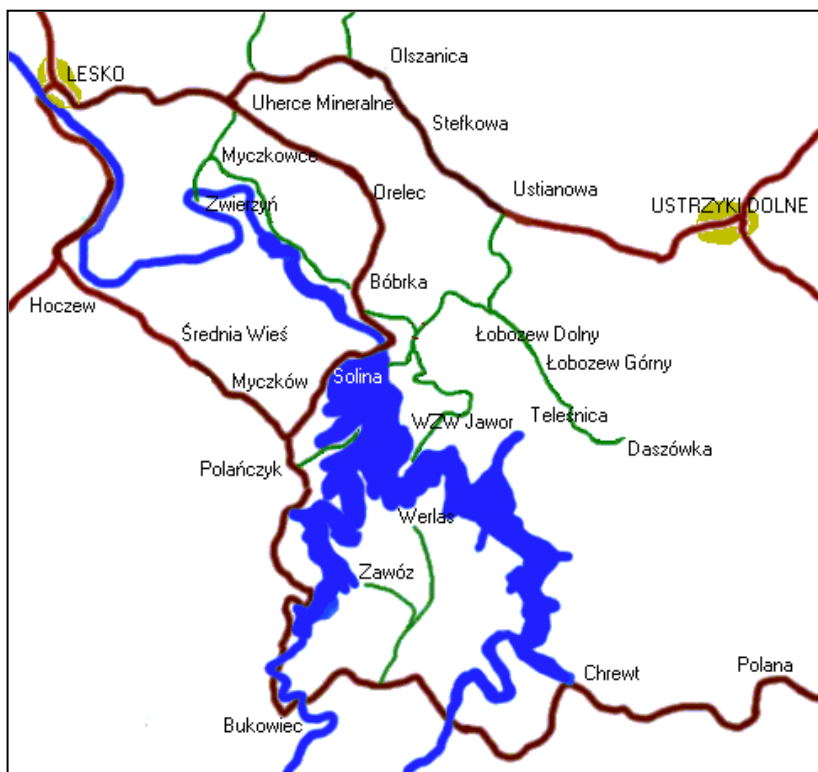
Lampert i Sommer (1996) rozróżniają trzy główne postacie stabilności:

- stałość – niezmienna liczebność osobników, biomasa, liczba gatunków. Nie jest to związane z zachowaniem *status quo*, ale z zachowaniem powtarzalności cykli. Uważa się, że jeśli w ekosystemie nie zachodzą żadne gwałtowne, niespodziewane zmiany to stabilność jest związana ze stałością czynników zewnętrznych lub odpornością układu na działanie zakłóceń.
- odporność, czyli zdolność do utrzymania *status quo* lub do zachowania przebiegu cykli lub trendów według ustalonego od lat schematu w warunkach zakłóceń. Cecha ta sprzyja stałości, ale nie jest jej jedynym źródłem.
- elastyczność (plastyczność) – zdolność ekosystemu do powrotu do stanu wyjściowego lub do odtworzenia przebiegu cykli po okresowym odchyleniu od stanu normalnego. Plastyczność długofalowo sprzyja zachowaniu stałości.

Jezióra strefy umiarkowanej i cieków wykazują znaczny stopień elastyczności. Organizmy żyjące w tych ekosystemach przystosowały się do zmian warunków środowiskowych wytwarzając np. stadia przetrwalnikowe lub mając zdolności do zasiedlenia na nowo środowiska. Jeśli zakłócenia są krótkotrwałe, to powrót do stanu wyjściowego jest bardzo szybki; jeśli zakłócenia są silne i długofalowe, to powrót do stanu wyjściowego jest bardzo powolny.

Bardzo dobrym przykładem reakcji ekosystemu na zmianę jego stabilności jest proces eutrofizacji powodowany dopływem ze zlewni do zbiornika fosforu i azotu. Jeśli dopływ jest jednorazowy (np. jednorazowe nawożenie pól leżących na terenie zlewni), to nie pozostawia to żadnego trwałego efektu. Fosfor jest wbudowywany do biomasy i następnie sedymentuje w postaci materii organicznej. Na dnie pozostaje związany w kompleksowych związkach z żelazem i w warunkach tlenowych nie uwalnia się. Jeśli proces ten ma charakter długofalowy i fosfor dostaje się do zbiornika ze ściekami, lub spływem powierzchniowym w sposób ciągły, to promuje to wzrost produkcji pierwotnej, a w konsekwencji zmiany w łańcuchu pokarmowym. Wybudowanie oczyszczalni ścieków nie spowoduje zmiany natychmiastowej, dlatego, że w tym momencie zakłóceniem dla zmienionego systemu jest odcięcie dopływu pierwiastków biogenicznych. Powstałe w zbiorniku warunki beztlenowe przy dnie powodują uwalnianie fosforu i jego obieg, a tym samym decydują o produkcji pierwotnej (Kajak, 1998). Postępująca eutrofizacja mogła spowodować wymianę gatunków kluczowych np. zastąpienie ryb drapieżnych rybami karpiołowatymi (Wiśniewski, 2002). Rozwój nitkowatych glonów ograniczył rozwój dużych planktonowych filtratorów itp. Zmian takich nie da się cofnąć w krótkim czasie. Potrzebne na to są lata rekultywacji zbiornika.

Kompleksowe badania dwóch górskich zbiorników zaporowych Solina i Myczkowce (Prus i in., 2005) pozwoliły na prześledzenie zachodzących w nich procesów, a także posłużyły do skonstruowania modeli matematycznych opisujących zachodzące w nich procesy. Na Rys. 1 przedstawiono usytuowanie tych zbiorników tworzących kaskadę. Badania obejmowały: parametry fizykochemiczne takie jak temperatura, stężenie tlenu, stężenia ważniejszych pierwiastków biogenicznych (formy azotu i fosforu), zawartość wapnia i cynku, przewodnictwo elektrolityczne i pH wody, przezroczystość wody itp.



Rys. 1. Schemat usytuowania zbiorników zaporowych Solina i Myczkowce.

Badano także parametry biologiczne, takie jak liczebność, biomasa i skład gatunkowy fitoplanktonu, zooplanktonu, bentosu strefy litoralowej i profundalowej oraz ryb. Oceniono również biomasę i skład gatunkowy makrofitów. Na podstawie zebranych danych sporządzono modele matematyczne odpowiedzi zbiorników na zmiany dopływu fosforu jako pierwiastka decydującego o stanie troficznym ekosystemów wodnych.

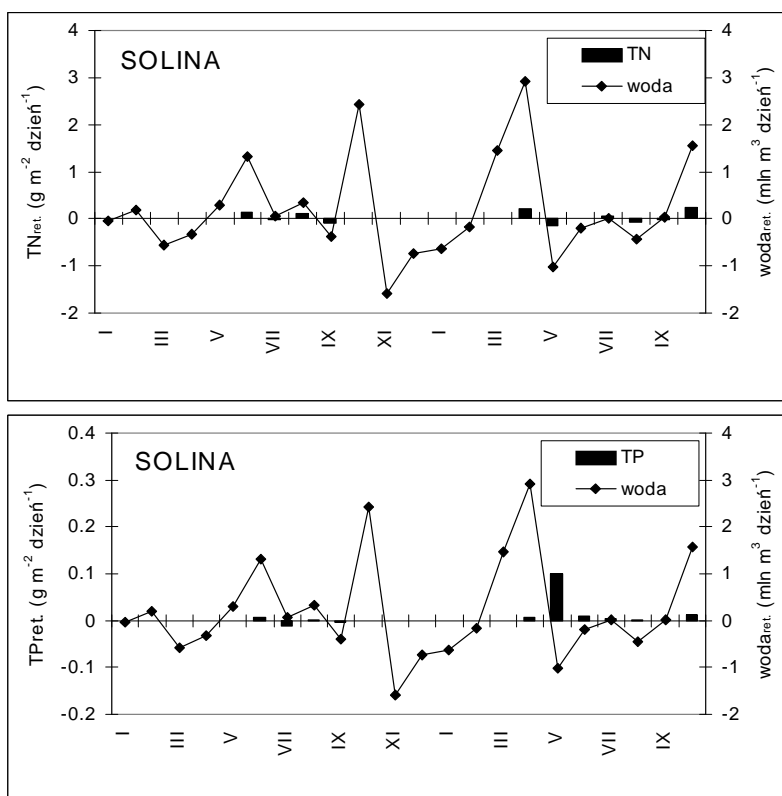
## 2. Retencja azotu i fosforu w badanych zbiornikach

Sezonowe zmiany w retencji wody, azotu i fosforu ogólnego w czasie dwuletnich badań przedstawiają Rys. 2 i 3. W zbiorniku Solińskim (Rys. 2) przy dużych sezonowych wahaniami retencji wody, retencja azotu ogólnego była niska i nie zmieniała się istotnie w czasie sezonu wegetacyjnego. Retencja fosforu była w Solinie z reguły dodatnia, w obu latach badań.

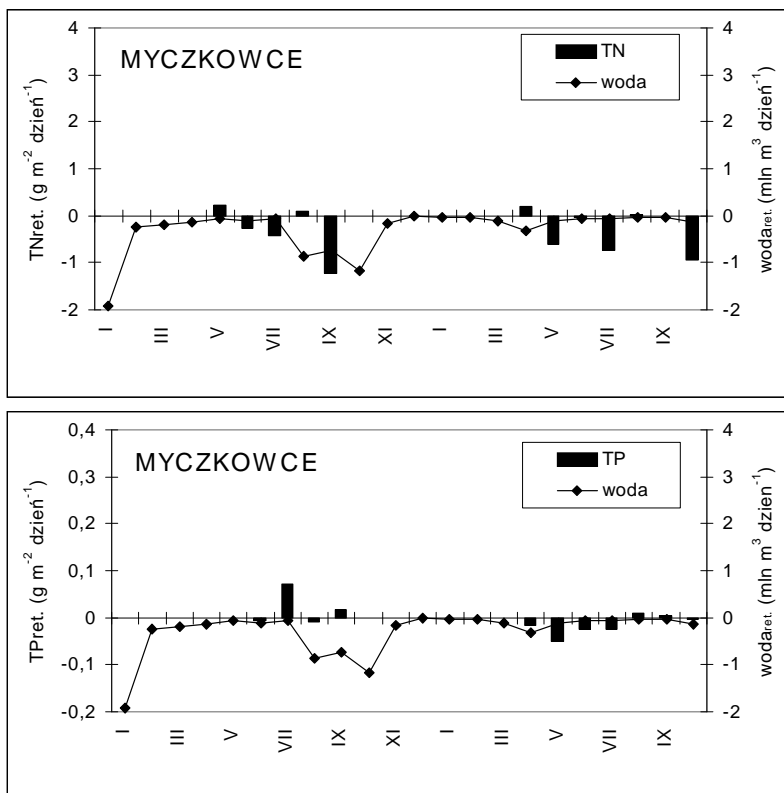
Natomiast w zbiorniku Myczkowce (Rys. 3) retencja wody była ujemna, przy czym w 2002 roku notowano znaczne wartości, a w 2003 r. – niskie. Retencja azotu w

Myczkowcach z reguły była ujemna i dość wysoka, jedynie w maju w obu latach badań stwierdzono dodatnią retencję azotu, podczas gdy dla retencji fosforu zanotowano również wartości ujemne (szczególnie w 2003 r.).

W Solinie roczna retencja azotu stanowiła od 10 do 27% dopływu, a fosforu wahała się od -10 do +80% dopływu. W całym systemie kaskadowym Solina – Myczkowce retencja azotu wynosiła od -2 do +10%, zaś fosforu od -66 od +64% w stosunku do ilości dopływającej do układu z zasilających go rzek: Sanu, Solinki i potoku Czarnego. Natomiast zbiornik Myczkowce charakteryzował się ujemną retencją azotu (średnio -18% dopływu), a retencja fosforu wahała się od +30 do -10%. Wskazuje to na typowo rzeczny charakter tego zbiornika.



Rys. 2. Retencja azotu ogólnego (TN) i fosforu ogólnego (TP) w zbiorniku Solińskim w latach 2002 – 2003 na tle retencji wody.



Rys. 3. Retencja azotu ogólnego (TN) i fosforu ogólnego (TP) w zbiorniku Myczkowieckim w latach 2002 – 2003 na tle retencji wody.

Tomaszek i Koszelnik (2003) stwierdzili, że dla zbiornika Solińskiego retencja azotu waha się w zakresie od  $-0,02$  do  $0,41$  g m<sup>-2</sup>, a dla zbiornika Rzeszów wybudowanego na Wisłoce od  $0,18$  do  $2,12$  g m<sup>-2</sup>. W obu zbiornikach obserwowano również duże sezonowe wahania azotu ogólnego. Niskie wartości obserwowano jesienią i zimą. Ujemną retencję stwierdzono w Solinie latem, co spowodowane było bardzo niskim dopływem wody. Według autorów jest to czynnik decydujący o retencji azotu w tym zbiorniku. Potwierdzeniem tego był fakt, iż w następnym roku badań, gdy dopływ wody był wyższy, nie obserwowano ujemnej retencji. Na zasadnicze znaczenie przepływu dla retencji azotu w Solinie wskazują również wyniki obecnych badań, w których ujemną retencję azotu zanotowano tylko latem 2003 r., przy niskim dopływie i ujemnej retencji wody. Natomiast w płytszym zbiorniku Rzeszów retencja azotu zależy w większym stopniu od zmian objętości wody (Tomaszek i Koszelnik 2003).

W wielu pracach przeważa pogląd, że retencja azotu i fosforu jest wprost proporcjonalna do czasu retencji wody (Nielsen i in., 1995, Kawara i in. 1998,

Straskraba 1998, Saunders i Kalff 2001). Jednakże niektóre płytkie i pozbawione stratyfikacji termicznej zbiorniki z krótkim czasem wymiany wody wykazują większą zdolność do retencji azotu niż duże i głębokie (Howarth i in. 1996). Wynika to z lepszego kontaktu słupa wody z warstwą osadu dennego w płytkich zbiornikach, co powoduje łatwiejszą asymilację azotu odłożonego przez zwierzęta bentosowe i łatwiejsze zachodzenie procesów denitryfikacyjnych. (Josefson i Rasmussen 2000, Tomaszek i Czerwieniec 2000).

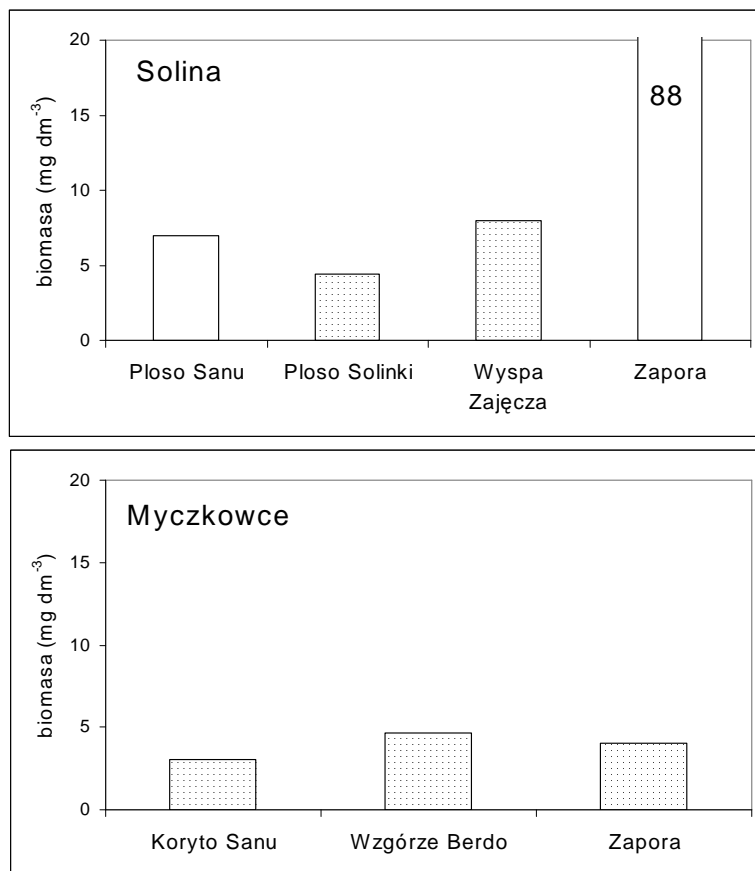
### 3. Elementy oceny produkcji pierwotnej i wtórnej

Produkcja pierwotna zależy przede wszystkim od natężenia światła, trofii zbiornika i temperatury wody. Produkcja pierwotna i wtórna jest większa w zbiornikach płytszych niż głębszych z uwagi na to, że przy tym samym ładunku substancji biogenicznych w tych głębszych rozcieńcza się on w większej ilości wody. Tak więc zbiorniki duże i głębokie zwykle mają charakter oligotroficzny, przy braku dopływu zanieczyszczeń. Ocena produkcji pierwotnej i wtórnej oparta jest na wielkości biomasy i stosunku produkcji do biomasy (P : B) (Kajak, 1998).

#### 3.1. Biomasa i skład gatunkowy fitoplanktonu

W zbiorniku Solińskim w ciągu całego sezonu wegetacyjnego zarówno temperatura na powierzchni wody, stężenie tlenu, procent nasycenia wody tlenem, a także przezroczystość były dogodne dla rozwoju fitoplanktonu. Biomasa osiągała niższe wartości na stanowiskach położonych w piosach rzek Sanu (około  $7,0 \text{ mg dm}^{-3}$ ) i Solinki ( $4,5 \text{ mg dm}^{-3}$ ) zaś w głównej części zbiornika przy zaporze zanotowano wartości sięgające  $88,0 \text{ mg dm}^{-3}$  (Rys. 4). Ta wysoka wartość biomasy spowodowana była wysoką liczebnością glonu z rodzaju *Dinobryon* (89%) na tym stanowisku w okresie letnim. W składzie gatunkowym stosunkowo wysoki procentowy udział miały ponadto kryptofity – *Cryptomonas* do 53%. Uwagę zwraca niski procentowy udział sinic maksymalnie do 10% i okrzemek do 25%, na jesieni. W zbiorniku Myczkowieckim biomasa fitoplanktonu była niska na wszystkich stanowiskach i nie przekraczała  $4,5 \text{ mg/dm}^3$  w ciągu całego sezonu (Rys. 4). W składzie gatunkowym przeważały okrzemki (do 61%) i kryptofity (do 75%). Nie stwierdzono obecności żadnych gatunków sinic. Tak niska biomasa glonów w tym zbiorniku związana jest z jego odmiennym reżimem hydrologicznym. Zbiornik Myczkowce jest zasilany wodą z hypolimnionu Soliny, która charakteryzuje

się temperaturą niższą nawet o 10°C niż wody powierzchniowe (Bijok i in. 1999, Prus i in. 2005). Duże znaczenie ma też silny przepływ wody oraz krótki czas retencji w zbiorniku Myczkowieckim (3 dni).



Rys. 4. Biomasa fitoplanktonu (mg dm<sup>-3</sup> mokrej masy) w różnych częściach zbiorników zaporowych Solina i Myczkowce.

Biomasa fitoplanktonu w badanych zbiornikach nie odbiega od stwierdzanej w innych zbiornikach górskich. I tak w zbiorniku Czorsztyńskim maksymalne wartości (do około 17 mg dm<sup>-3</sup>) stwierdzano w czerwcu, zaś w pozostałym okresie wahała się ona od 2,0 na jesieni do 8,0 późnym latem (Starmach i Jelonek 2003). W zbiorniku Dobczyce przykładowo dla roku 1999 najniższa wartość wynosiła 0,66 mg dm<sup>-3</sup>, najwyższa – 45,7 mg dm<sup>-3</sup> a średnio 12,5 mg dm<sup>-3</sup> (Wilk–Woźniak 2000). Natomiast w płytkim zbiorniku Zegrzyńskim wartości te wahały się 55 do 110 mg dm<sup>-3</sup> mokrej masy (Prus i in., dane niepublikowane).



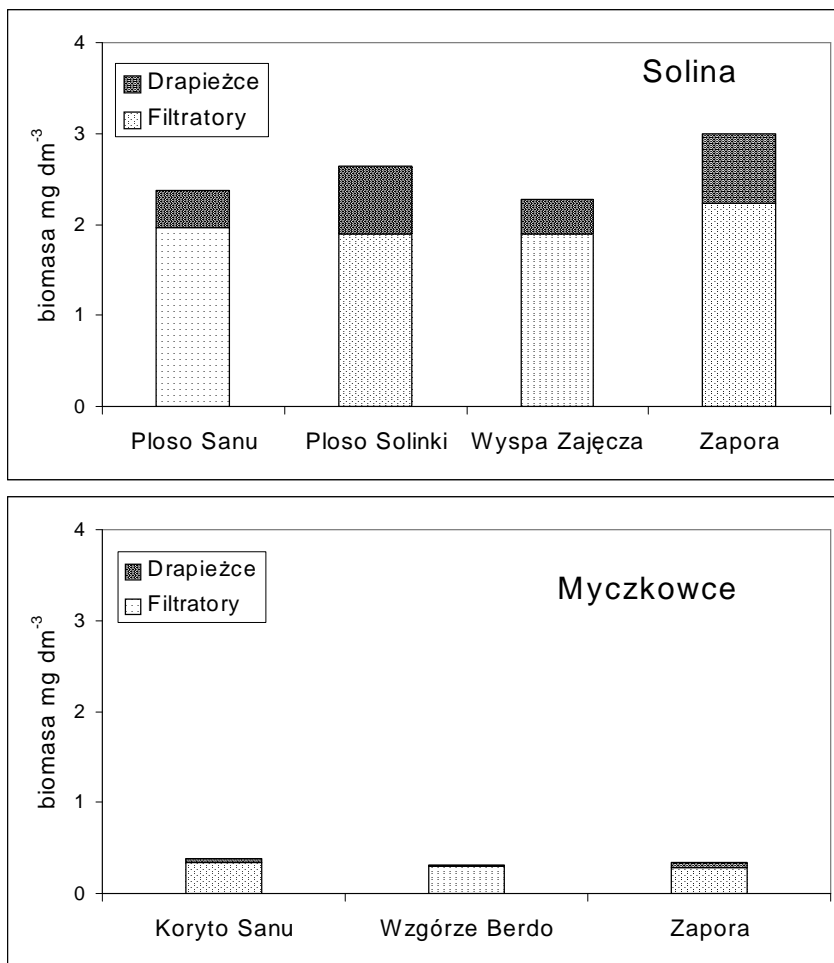
### 3.2. Biomasa i skład gatunkowy zooplanktonu

W Solinie biomasa zooplanktonu na wszystkich stanowiskach była podobna i wahała się od około 2,5 do 3,0 mg dm<sup>-3</sup>. Udział gatunków filtrujących stanowił ponad 80% (Rys 5). Największy udział procentowy drapiezców obserwowano w plosie Solinki i przy zaporze.

Spośród Cladocera gatunkiem drapieżnym była *Leptodora kindti* a wśród Copepoda *Mesocyclops leucartii*, *Cyclops vicinus*, *Acanthocyclops robustus* i *Mesocyclops oithonoides*.

W zbiorniku Myczkowce biomasa zooplanktonu była na wszystkich stanowiskach jednakowa i bardzo niska (około 0,5 mg dm<sup>-3</sup>). Były to głównie gatunki filtrujące. Procentowy udział drapieżników był znikomy. Związane jest to podobnie jak w przypadku fitoplanktonu z odmienną hydrologią zbiornika i oczywiście niską biomasą i liczebnością fitoplanktonu.

Notowane w badanych zbiornikach biomasy zooplanktonu były dość niskie w porównaniu z innymi zbiornikami górskimi. I tak biomasa zooplanktonu w zbiorniku Czorsztyńskim wahała się od 1,5 do 20,0 mg dm<sup>-3</sup>, średnio wynosiła 3,8 mg dm<sup>-3</sup>. Dominującymi gatunkami były wrotki z rodzaju *Keratella*, *Asplanchna priodonta*, *Daphnia cucullata* i *D. longispina* spośród Cladocera, z Copepoda – *Cyclops strenuus* i *Synchaeta sp.* (Starmach i Jelonek 2003). Natomiast w zbiorniku Dobczyce średnia biomasa zooplanktonu wynosiła 12,6 mg dm<sup>-3</sup>. Uwagę zwraca bogactwo gatunkowe – stwierdzono 48 gatunków zooplanktonu. Najliczniejszą grupą były wrotki (28 gatunków), mniej licznymi: wioślarki (12 gatunków) i Copepoda (8 gatunków). Taka różnorodność gatunkowa, wysoka liczebność i biomasa związane są z dużą żyznością tego zbiornika, spowodowaną dopływem ścieków komunalnych z usytuowanych powyżej niego miast (Fleituch i Pocięcha 2000), przy jednoczesnym utrzymywaniu korzystnego składu ichtiofauny, ze stosunkowo dużym udziałem ryb drapieżnych (sandacz, szczupak, okoń – łącznie do 30% biomasy), ograniczających ekspansję drobnych ryb karpiovatych odżywiających się zooplanktonem (Jelonek i Godlewska, 2000). Dla porównania w nizinnym zbiorniku Zegrze biomasa zooplanktonu wahała się od 0,22 do 4,0 mg dm<sup>-3</sup>. (Prus i in., dane niepublikowane).



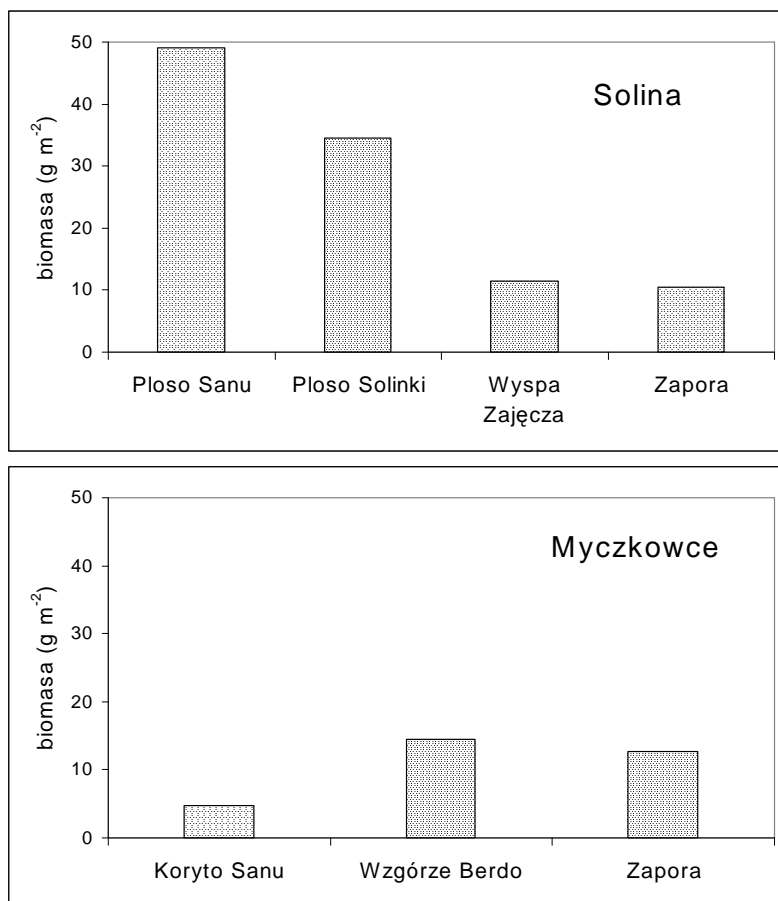
Rys. 5. Biomasa zooplanktonu filtrującego i drapieżnego ( $\text{mg dm}^{-3}$  mokrej masy) w różnych częściach zbiorników zaporowych Solina i Myczkowce.

### 3.3. Biomasa zwierząt bentosowych strefy profundalu i litoralu

Bentos w profundalu zbiornika Myczkowieckiego charakteryzował się dużo niższą biomasa: maksymalnie około  $15 \text{ g}$  mokrej masy  $\text{m}^{-2}$  w porównaniu do  $50 \text{ gm}^{-2}$  stwierdzonych w Solinie. (Rys. 6).

W strefie profundalowej w zbiorniku Solińskim biomasa zwierząt bentosowych była najwyższa w płosie Sanu na głębokości około  $30 \text{ m}$ , a najniższa przy zaporze na głębokości około  $55 \text{ m}$ . Dominującą grupą były skąposzczety, drugą, co do wielkości larwy ochotkowatych. Sporadycznie na stanowisku przy zaporze znajdowano gatunki typowo litoralowe jak np. ośliczka wodna. Związane to było prawdopodobnie z dobrymi warunkami tlenowymi przy dnie. Bentos w profundalu zbiornika

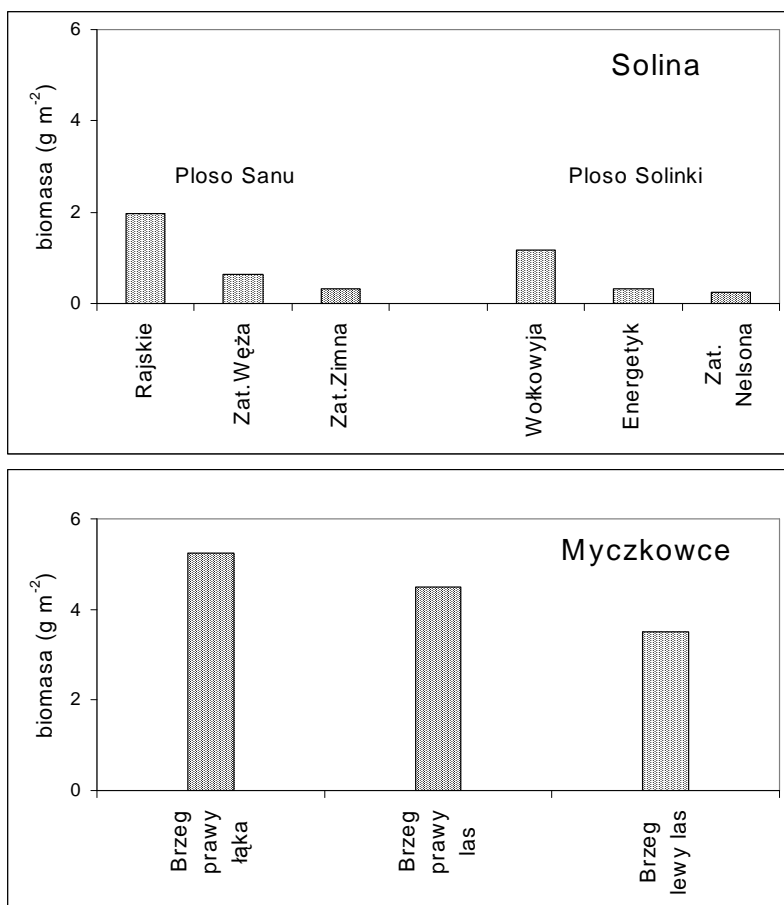
Myczkowieckiego charakteryzował się brakiem zdecydowanej dominacji któregoś z gatunków oraz większą bioróżnorodnością niż w Solinie.



Rys. 6. Biomasa zwierząt bentosowych (g m<sup>-2</sup> mokrej masy) w profundalu różnych części zbiorników zaporowych Solina i Myczkowce.

Odwrotną zależność otrzymano dla biomasy zwierząt bentosowych strefy litoralowej (Rys. 7). W zbiorniku Solina, gdzie litoral jest praktycznie niewykształcony z powodu dużych wahań poziomu wody sięgających do 10 m i związanej z tym silnej erozji strefy brzegowej, najwyższe biomasy stwierdzono w pobliżu ujścia rzek do zbiornika, a w miarę oddalania się od nich biomasa bentosu malała (od 2,0 do poniżej 0,5 g m<sup>-2</sup>). Skład gatunkowy był bardzo ubogi – występowały tu tylko skąposzczety, larwy ochotkowatych, a czasami wodopójki i chruściki domkowe. W Myczkowcach biomasa zwierząt bentosowych w litoralu była wyższa (do 5,5 g m<sup>-2</sup>). Stwierdzono stosunkowo dużą bioróżnorodność – około 15 grup systematycznych. Wynika to z

pokrycia dna zbiornika bogatą gatunkowo i liczebnie roślinnością zanurzoną. W zbiorniku tym stwierdzono wszystkie grupy troficzne, podczas gdy w Solinie praktycznie nie stwierdzono filtratorów.



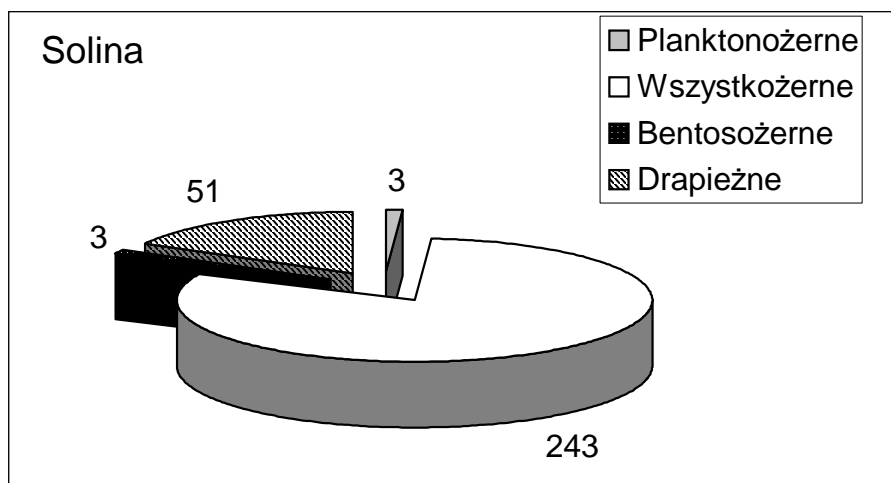
Rys. 7. Biomasa zwierząt bentosowych (g m<sup>-2</sup> mokrej masy) w litoralu różnych części zbiorników zaporowych Solina i Myczkowce.

Dla porównania różnorodność gatunkowa fauny dennej niedawno powstałego zbiornika Czorsztyńskiego była niska. Podobnie jak w Solinie stanowiły ją głównie skąposzczety i larwy ochotkowatych (Starmach i Jelonek 2003). W zbiorniku Dobczyckim biomasa fauny dennej wahała się od 6,3 do 12,4 g m<sup>-2</sup>, w tym skąposzczetów od 5,24 do 12,0 g m<sup>-2</sup>, a larw ochotkowatych od 0,4 do 1,4 g m<sup>-2</sup>. (Fleituch 2000). Jest to typowe dla głębokich zbiorników zaporowych w Polsce

(Dumnicka i in. 1986, Płużański i in. 1990), a wyższe niż w Solinie i Myczkowcach wartości biomasy notowane w zbiorniku Dobczyckim związane są z wyższą trofią wód zasilającej ten zbiornik rzeki Raby.

### 3.4. Biomasa ryb

Ichtyofauna zbiornika Solińskiego charakteryzuje się niską liczebnością i biomasa, a także dość ubogim składem gatunkowym. W zbiorniku tym stwierdzono 10 gatunków ryb o łącznej biomasy szacowanej na  $300 \text{ kg ha}^{-1}$ . Największy udział w biomasy mają ryby wszystkożerne i drapieżne. Ryby typowo planktonożerne i bentosożerne stanowią znikomy procent biomasy (Rys. 8).



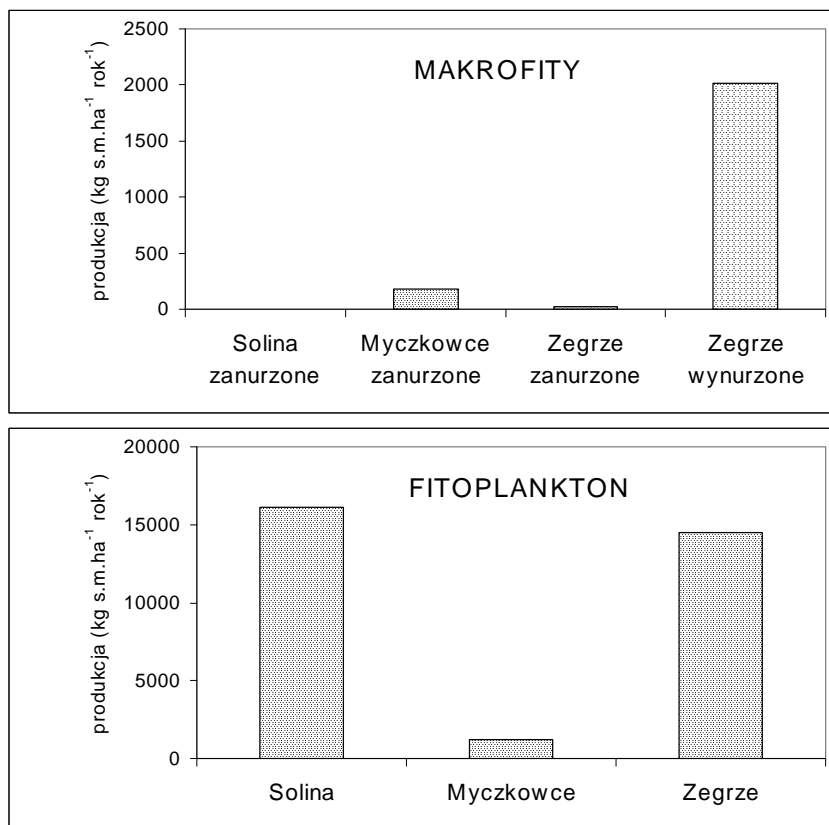
Rys. 8. Biomasa ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) różnych grup troficznych ryb w zbiorniku Solina.

Duży udział gatunków wszystkożernych, eurytopowych, jak płoć i leszcz, jest typowy dla starzejących się i podlegających eutrofizacji zbiorników zaporowych (Wiśniewolski, 2002, Wiśniewolski i in. 2005). Na tle innych zbiorników Solina znajduje się jeszcze w środkowej fazie tego procesu (mimo wieku zbiornika – niemal 40 lat), co wiąże się z dużą objętością i niską trofią wód. Duży udział płoci i leszcza (gatunków z powodzeniem wykorzystujących jako pokarm zarówno zooplankton jak i bentos) w ichtiofaunie, przy braku np. krąpia czy lina związany jest z niską biomasa bentosu w zbiorniku (Rys. 6, 7) (Prus i Wiśniewolski, 2005), a także ze stosunkowo niską termiką wód i brakiem dogodnych miejsc tarła i żerowania dla bardziej wymagających gatunków, przy niemal zupełnym braku roślinności wodnej (Prus i in. 2005).

#### 4. Oszacowanie produkcji pierwotnej

Produkcja makrofitów zanurzonych jest znikoma w Solinie (ok. 2 kg s.m ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>) i w związku z tym ich rola w obiegu pierwiastków biogenicznych jest nieistotna. W Myczkowcach produkcja makrofitów zanurzonych wynosi około 100 kg s.m ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup> (Rys. 9).

Makrofity zanurzone tworzą w Myczkowcach łąki podwodne pokrywające ponad 80% dna zbiornika. Zbiorowiska roślinności zanurzonej są dobrze rozwinięte i ich skład gatunkowy oraz biomasa są porównywalne do zbiorowisk występujących w litoralu naturalnych jezior (Ozimek 1983). W obu zbiornikach nie występują makrofity wynurzone poza nielicznymi z rodzaju *Equisetum* i *Calamagrostis* na brzegach zbiornika Myczkowce. Dla porównania w nizinym zbiorniku Zegrzyńskim stwierdzono wysoką produkcję roślinności wynurzonej, a bardzo niską zanurzonej (Rys. 9), tak więc w tym zbiorniku makrofity wynurzone pełnią istotną rolę w obiegu pierwiastków (Ozimek i inni 1990).



Rys. 9. Porównanie produkcji pierwotnej (kg suchej masy ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>) w górskich zbiornikach zaporowych Solina i Myczkowce oraz w nizinym zbiorniku Zegrzyńskim

Produkcja fitoplanktonu w Solinie jest porównywalna do produkcji w zbiorniku nizinym Zegrze. W Solinie wynika to z dużej przezroczystości wody i dobrego natlenienia. W zbiorniku Myczkowce ta produkcja jest o połowę niższa i wynika to z odmiennych warunków termicznych i silnego przepływu wody (Rys. 9). Podobna jak w Solinie wielkość produkcji fitoplanktonu w zbiorniku Zegrzyńskim wynika z dobrego nasłonecznienia, wyższej temperatury i większego dopływu pierwiastków biogenicznych.

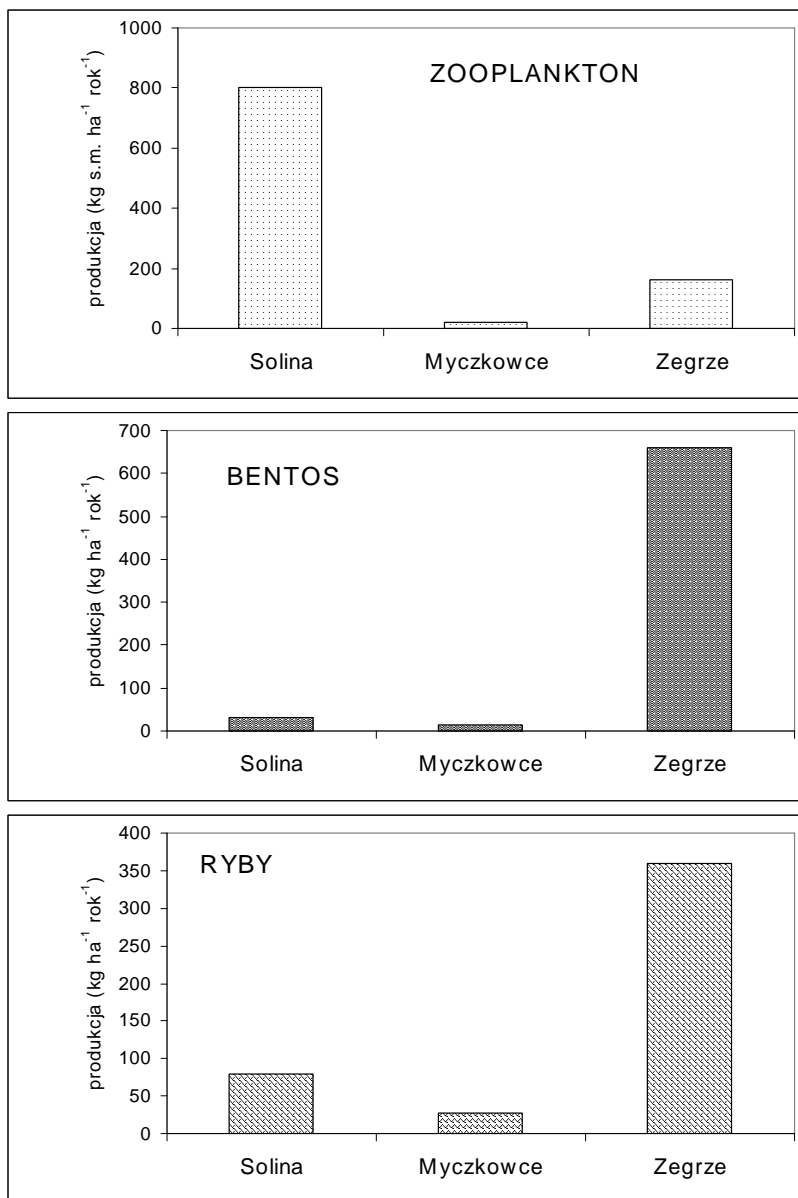
## **5. Oszacowanie produkcji wtórnej**

Na uwagę zasługuje wysoka produkcja zooplanktonu w zbiorniku Solińskim, która wynika z dobrych warunków tlenowych panujących w zbiorniku na jego całej głębokości i z dużej ilości pokarmu w postaci fitoplanktonu (Rys. 10). Natomiast produkcja w Myczkowcach jest porównywalna z produkcją w zbiorniku nizinym, ale przyczyny tego zjawiska są inne. W Myczkowcach poza brakiem fitoplanktonu powodem obniżenia produkcji jest szybka wymiana wody, a w zbiorniku Zegrzyńskim oprócz dość szybkiego przepływu istotna jest silna presja ryb planktonożernych (Wiśniewolski 2002).

Niska produkcja bentosu w zbiornikach górskich (Rys. 10) wynika ze znikomego udziału bentosu litoralowego w ogólnej produkcji, podczas gdy w zbiorniku nizinym udział obu grup bentosu jest podobny i wysoki.

Wysoka produkcja ryb obserwowana w zbiorniku Zegrzyńskim (Rys. 10) spowodowana jest dużą dostępnością pokarmu (głównie bentosu) oraz dogodnymi warunkami termicznymi w całej masie wody (Prus i Wiśniewolski 2005, Prus i in. 2005).

Niska produkcja ryb obserwowana w Solinie jest wynikiem znacznie mniejszych zasobów pokarmowych, ograniczonych niemal wyłącznie do zooplanktonu i bentosu strefy profundalowej, z którego korzystać mogą tylko niektóre gatunki ryb (np. leszcz), a który niedostępny jest dla większości ciepłolubnych gatunków, grupujących się głównie w strefie epilimnionu (Prus i Wiśniewolski, 2005, Wiśniewolski i in. 2005).



Rys. 10. Porównanie produkcji wtórnej (kg suchej masy ha<sup>-1</sup> rok<sup>-1</sup>) w górskich zbiornikach zaporowych Solina i Myczkowce oraz w nizinnym zbiorniku Zegrzyńskim.

## 6. Modele matematyczne funkcjonowania ekosystemów zbiorników

Na podstawie otrzymanych wyników przepływu pierwiastków biogenicznych, ich retencji w zbiorniku, biomasy zasiedlającej go flory i fauny, a także wyliczonej produkcji sporządzano modele matematyczne opisujące zachodzące w nim procesy.



Modele układów ekologicznych zbiorników zaporowych były konstruowane na podstawie wiedzy o bilansie biotycznym (materii i energii) ekosystemów jeziorowych, przy założeniu roli fosforu jako czynnika ograniczającego. Uwzględniono następujące elementy: 1 – fosfor nieorganiczny rozpuszczony w wodzie, 2 – fitoplanktonu, 3 – zooplankton filtrujący, 4 – zooplankton drapieżny, 5 – bentos, 6 – ryby planktonożerne, 7 – ryby bentosożerne, 8 – ryby drapieżne, 9 – detrytus. Wejściami układu są: promieniowanie słoneczne, dopływ fosforu i dopływ allochtonicznej materii organicznej do zbiorników. Wyjściami układu są: materia organiczna i fosfor, odkładane w osadach dennych. Przy konstruowaniu modeli uwzględniono średnioroczne wielkości biomas oraz przepływów materii i energii. Prezentowane modele sporządzono w języku STELLA 8,0, a struktura tego rodzaju modeli została opisana w literaturze (Klekowski i Menshutkin 1996, 2002).

Modelowe reakcje ekosystemu dużego zbiornika górskiego (Solina) przy zmiennych wpływach zewnętrznych były bardzo różne od stwierdzonych dla zbiorników nizinnych (Zegrze, Sulejów). Porównanie wyników wykazuje, że przypadkowe zmiany zewnętrznych oddziaływań, o takiej samej względnej intensywności, wpływają inaczej na oba badane typy zbiorników. W ekosystemie zbiorników Sulejów i Zegrze powstają silne wahania biomasy fitoplanktonu i zooplanktonu, przy czym brak jest synchronizacji tych wahań ze zmianami warunków zewnętrznych. W ekosystemie Soliny tego rodzaju wahania są niewielkie. Zwraca uwagę fakt, że wyrównane w czasie wahania dopływu fosforu we wszystkich badanych zbiornikach nie wywołują praktycznie żadnych zmian biomas bentosu i ryb drapieżnych. Powyższe wnioski pozwalają na przypisanie większej bezwładności wobec zewnętrznych oddziaływań ekosystemowi Soliny w porównaniu do ekosystemu zbiornika Sulejów czy Zegrze.

Wyniki modelowania wskazują też, że fitoplankton zbiornika Myczkowce znacznie silniej reaguje na przypadkowe zmiany warunków zewnętrznych niż pozostałe elementy biotyczne ekosystemu. Jak wynika z analizy modelowej zooplanktonowa część ekosystemu zbiornika Myczkowce jest znacznie mniej zależna od losowych zmian warunków zewnętrznych niż analogiczna część ekosystemu zbiornika Sulejowskiego i Zegrzyńskiego. Wiąże się to z tym, że w zbiorniku Myczkowce przepływy materii i energii są bardziej równomiernie podzielone między planktonem i bentosem, a w zbiornikach Sulejów i Zegrze dominuje bentosowa część ekosystemu, obdarzona większą bezwładnością.

## **6. Podsumowanie**

Porównując otrzymane dane dla produkcji zbiornika zaporowego Solina można stwierdzić, że wartości produkcji fitoplanktonu, zooplanktonu, bentosu i ryb mieszczą się z reguły w granicach obserwowanych dla jezior mezotroficznycych i eutroficznycych strefy umiarkowanej (Kajak 1998). Znacząco wyższa niż w jeziorach produkcja bentosu, obserwowana dla zbiornika Zegrzyńskiego, podyktowana jest wyjątkową obfitością podstawowego pokarmu tej grupy zwierząt (sedymentującej zawiesiny, z dużym udziałem glonów planktonowych), wnoszonego przez zasilające zbiornik duże, nizinne rzeki. Bardzo wysoka produkcja ryb, obserwowana w zbiorniku Zegrzyńskim, jest pochodną opisanej wyżej produkcji fauny dennej, stanowiącej podstawowy pokarm dominujących w tym zbiorniku gatunków ryb (Prus i Wiśniewolski 2005). Natomiast otrzymane wartości produkcji dla zbiornika Myczkowce nie są porównywalne z danymi dla jezior, z uwagi na przepływowy charakter tego zbiornika, upodabniający go w większym stopniu do środowisk rzecznych.

Porównując modele dla zbiornika Solińskiego i Sulejowskiego stwierdzono, że ekosystem zbiornika nizinnego reaguje na wzrost dopływu fosforu wzrostem biomasy bentosu, a ekosystem Soliny – wzrostem biomasy początkowo filtratorów zooplanktonowych, a następnie zooplanktonu drapieżnego. Reakcja biomasy fitoplanktonu na zmiany koncentracji fosforu nieorganicznego i jest w obu zbiornikach górskich podobna. Ogólnie ekosystemy zbiorników górskich (Solina, Myczkowce) charakteryzują się znacznie większą stabilnością i odpornością na działanie czynników zakłócających, niż ekosystemy zbiorników nizinnych (Sulejowski, Zegrzyński). Wiąże się to prawdopodobnie z większą bezwładnością ekosystemu Soliny, wynikającą z jej znacznej objętości oraz stosunkowo niewielkiej powierzchni zlewni, co rzutuje także na funkcjonowanie położonego niżej zbiornika Myczkowce. Zbiorniki nizinne, jak Zegrzyński czy Sulejowski, znajdują się pod znacznie większym wpływem dopływu pierwiastków biogenicznych (szczególnie fosforu i azotu) z obejmującej znaczną powierzchnię zlewni, a przy małej średniej głębokości brak im stabilizującego działania objętości mas wody.

Można stąd wysnuć wniosek, że ekosystemy dużych, głębokich zbiorników górskich wykazują większą stałość i odporność (Lampert i Sommer 1996) na zakłócenia ich funkcjonowania, natomiast zbiorniki nizinne charakteryzuje większa plastyczność. Wobec tego można założyć, że nawet wieloletnie działanie czynników

sprzyjających eutrofizacji nie powoduje widocznych objawów pogorszenia stanu zbiorników górskich, natomiast w przypadku poważnego zaburzenia ich funkcjonowania równie długotrwały byłby proces rekultywacji, ze względu na małą plastyczność tego rodzaju układów. W zbiornikach nizinnych natomiast obserwuje się stosunkowo szybki proces eutrofizacji, co ma związek z zasadniczym znaczeniem dopływu pierwiastków biogenicznych ze zlewni dla ich funkcjonowania. Plastyczność tego rodzaju układów może być pomocna w podjętych odpowiednio wcześniej działaniach ochronnych i rekultywacyjnych, jednak przy długotrwałym oddziaływaniu czynników sprzyjających eutrofizacji brak stałości i odporności na zaburzenia prowadzi do praktycznie nieodwracalnych zmian ich funkcjonowania.

## Literatura

1. Bijok, P., Prus, M., Prus, T. 1999. *Solina – Myczkowce cascade system: A newly created aquatic site in the Carpathian Mts for Long Term Ecological Research in Poland*. w: P. Bijok, M. Prus (red). *Long Term Ecological Research – Examples, Methods, Perspectives for Central Europe*. – Proc. ILTER Regional Workshop, 16 – 18 Sept. Małdralin, USLTER Network Office, Dziekanów Leśny, 107 – 112.
2. Dumnicka, E., Zięba, J., Żurek, R. 1986. *Characteristics of zooplankton and macrobenthos in the Rożnów dam reservoir (Southern Poland)*. *Acta Hydrobiol.*, 28: 393 – 413.
3. Fleituch T. 2000. *Fauna denna*. w: J. Starmach, G. Mazurkiewicz–Boroń (red). *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – Eutrofizacja – Ochrona*. Zakład Biologii Wód im. Karola Starmacha PAN, Kraków, 112 – 135.
4. Fleituch, T., Pocięcha, A. 2000. *Zooplankton*. w: J. Starmach, G. Mazurkiewicz–Boroń (red). *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – Eutrofizacja – Ochrona*. Zakład Biologii Wód im. Karola Starmacha PAN, Kraków, 113 – 120.
5. Howarth R., Billen G., Swaney D. 1996. *Regional nitrogen budgets and riverine N and P fluxes for the drainage to the North Atlantic Ocean: natural and human influence*. *Biogeochemistry* 35: 75 – 139.
6. Jelonek M., Godlewska M. 2000. *Ichtiofauna*. w: J. Starmach, G. Mazurkiewicz–Boroń (red). *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – Eutrofizacja –*

- Ochrona*. Zakład Biologii Wód im. Karola Starmacha PAN, Kraków, 137 – 147.
7. Josefson A. B., Rasmussen B. 2000. *Nutrients retention by benthic macrofaunal biomass of Danish estuaries: importance of nutrient loads and residence time*. *Estuar. coas. shelf Sci.* 50: 205 – 216.
  8. Kajak Z. 1998. *Hydrobiologia – limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. Warszawa, PWN, 356.
  9. Kawara O., Yura E., Fujii S., Matsumoto T. 1998. *A study on the role of hydraulic retention time in eutrofication of the Asahi River dam reservoir*. *Water Sci. Technol.* 37: 245 – 252.
  10. Klekowski R. Z., Mienszutkin V. V. 1996. *Modelowanie matematyczne procesów ekologicznych*. Polska Akademia Nauk, Warszawa.
  11. Klekowski R. Z., Mienshutkin V. V. 2002. *Modelowanie komputerowe w ekologii* – Towarzystwo Naukowe KUL, Lublin.
  12. Lampert W., Sommer U. 1996. *Ekologia wód śródlądowych*. Warszawa, PWN, 390.
  13. Nielsen K., Nielsen L. P., Rasmussen P. 1995. *Estuarine nitrogen retention independently estimated by the denitrification rate mass balance methods: a study of Norsminde Fjord Denmark*. *Mat. Ecol. Prog. Ser.* 119: 275 – 283.
  14. Odum, E. P. 1982. *Podstawy ekologii*. PWRiL, Warszawa, 661.
  15. Płużański, A., Półtorak, T., Tomaszek, J., Granops, M., Żurek, R., Dumnicka, E. 1990. *Charakterystyka limnologiczna zbiorników Górnego Sanu (Solina – Myczkowce)*. w: Z. Kajak (red.) *Funkcjonowanie ekosystemów wodnych ich ochrona i rekultywacja*. Cz. I. Ekologia zbiorników zaporowych i rzek. SGGW – AR, Warszawa, 276 – 279.
  16. Ozimek T. 1983. *Biotic structure and processes in the lake system of r. Jorka watershed (Masurian Lakeland, Poland)*. X. Biomass and distribution of submerged macrophytes. *Ekol. pol.* 31: 781 – 792.
  17. Ozimek T., Gulati R. D., Van Donk E. 1990. *Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The Lake Zwemlust example*. *Hydrobiologia* 200/201: 399 – 407.
  18. Prus P., Wiśniewolski W. 2005. *Zróźnicowanie bazy pokarmowej ryb w górskim i nizinym zbiorniku zaporowym i jego konsekwencje dla składu ichtiofauny*. w: M. Mickiewicz i A. Wołos (red.) *Rybactwo w jeziorach*,

- rzekach i zbiornikach zaporowych w 2004 roku, (Monografia). Wydawnictwo IRS Olsztyn: 87 – 106.
19. Prus T., Prus M., Prus P., Ozimek T. 2005. *Charakterystyka ekologiczna zbiorników zaporowych Solina i Myczkowce na Sanie*. W: II Konf. Nauk. – Techn. „Błękitny San” – *Ochrona środowiska, walory przyrodnicze i rozwój turystyki w dolinie Sanu*. Związek Gmin Turystycznych Pogórza Dynowskiego, 33 – 47.
  20. Saunders D. L., Kalff J. 2001. *Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers*. *Hydrobiologia* 443: 305 – 312.
  21. Starmach J., Jekłonek M. 2003. *Ocena stanu ichtiofauny i środowiska wodnego Zbiornika Czorsztyńskiego*. *Supplementa Acta Hydrobiol* 6: 65 – 87.
  22. Straskraba M. 1998. *Limnological differences between deep valley reservoir and deep lakes*. *Int. Res. ges.Hydrobiol.* 83 (Special Issue): 1 – 12.
  23. Tomaszek J. A., Czerwieńiec E. 2000. *In situ chamber denitrification measurements in reservoir sediments, as an example from south-east Poland*. *Ecol. Eng.* – 16: 61 – 71.
  24. Tomaszek J. A., Koszelnik P. 2003. *A simple model of nitrogen retention in reservoirs*. *Hydrobiologia* 504: 51 – 58.
  25. Wilk–Woźniak E. 2000. *Fitoplankton*. W: J. Starmach, G. Mazurkiewicz–Boroń (red). *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – Eutrofizacja – Ochrona*. Zakład Biologii Wód im. Karola Starmacha PAN, Kraków, 95 – 112.
  26. Wiśniewolski W. 2002. *Zmiany w składzie ichtiofauny, jej biomasa oraz odłowy w wybranych zbiornikach zaporowych Polski*. *Arch. Pol. Fish.* 10 Suppl. 2: 5 – 73.
  27. Wiśniewolski W., Borzęcka I., Buras P., Prus P., Szlakowski J. 2005. *Ichtiofauna bieszczadzkich zbiorników zaporowych, a gospodarka rybacka i potrzeby ochrony środowiska*. w: II Konf. Nauk.–Techn. “Błękitny San” – *Ochrona środowiska, walory przyrodnicze i rozwój turystyki w dolinie Sanu*. Związek Gmin Turystycznych Pogórza Dynowskiego, 127 – 147.