



Jacek Rechulicz, Wojciech Płaska

Pracownia Rybactwa, Katedra Hydrobiologii, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

Wstępne wyniki badań dotyczących liczebności sandacza, *Sander lucioperca* (L.) w pierwszym roku po biomanipulacji w płytkim eutroficznym jeziorze

Wstęp

Ochrona wód powierzchniowych, a zwłaszcza jezior przed eutrofizacją jest obecnie jednym z głównych celów Dyrektywy Wodnej. Koszty doprowadzenia jezior do stanu, co najmniej dobrego są jednak niekiedy bardzo wysokie. Dlatego stosowanie metod biomanipulacji, przy uporządkowanej gospodarce zlewniowej, może być skutecznym narzędziem w osiągnięciu tego stanu. Niekiedy z przyczyn niezależnych od człowieka, nieodpowiednich warunków fizykochemicznych, w przypadku niewłaściwie prowadzonej gospodarki rybackiej lub zbyt dużej presji następuje ograniczenie możliwości naturalnego rozrodu ryb (Winkler i in. 1994, Zdanowski 2008). Doprowadzić to może do zaburzeń w strukturze troficznej jeziora, a w przypadku stosowania zabiegów biomanipulacji zmniejsza skuteczność tych zabiegów.

Efekt biomanipulacji jest niekiedy mało przewidywalny, gdyż w krótkim czasie powoduje poprawę struktury troficznej jeziora, ale jego długoterminowe efekty są niezadowalające, jeśli nie ma stwierdzonego rozrodu naturalnego ryb drapieżnych. Ważny jest fakt, że uzyskanie sukcesu rozrodczego jest podstawą sukcesu biomanipulacji, a oprócz zasilenia ichtiofauny w drapieżniki niezmiernie kluczowym okazuje się stworzenie i utrzymanie właściwych warunków rozrodczych, np. miejsca tarliskowe, sztuczne krześliska, oraz ochronnych, takich jak zwiększenie wymiaru ochronnego ryb drapieżnych oraz wprowadzenie i przestrzeganie właściwych limitów połowów (Horppila i in. 1998, Søndergaard i in. 2007).

Podstawowymi gatunkami wykorzystywanymi w zabiegach biomanipulacji są, w zależności od typu zbiornika, szczupak *Esox lucius* (L.) i sandacz *Sander lucioperca* (L.) (Drenner i Hambright 1999). Oba te gatunki wymagają zróżnicowanych warunków rozrodu. Dobór gatunku właściwego do biomanipulacji jest zwykle dość trudny, gdyż szereg jezior wykazuje niejednoznaczne cechy rybackich

typów jezior sandaczowego i linowo-szczupakowego. Często zarybienia prowadzone są kilkoma gatunkami ryb drapieżnych i dopiero po okresie kilku – kilkunastu lat można ocenić poprawność doboru gatunku drapieżnego do typu jeziora, na podstawie ich sukcesu rozrodczego. Zdarza się, że efekty zabiegów biomanipulacji są krótkotrwałe i spowodowane prawdopodobnie między innymi brakiem sukcesu rozrodczego drapieżników. Stąd celem pracy było stwierdzenie obecności oraz określenie udziału narybku 0+ sandacza, w ogólnej strukturze ichtiofauny Jeziora Miejskiego, jako wskaźnika sukcesu rozrodu naturalnego tego gatunku.

Materiał i metody

Jezioro Miejskie położone jest w zachodniej części Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego (51°30'N, 22°52'E). Jest to stosunkowo niewielkie (45,4 ha), płytkie (do 2,2 m) eutroficzne, polimiktyczne jezioro (Harasimiuk i in. 1998). Jezioro to ma dobrze rozwiniętą strefę litoralu. Spowodowane jest to głównie jego nieznaczną głębokością i porastaniem prawie całej misy jeziornej przez makrofity. Znaczna część roślinności zanurzonej obumiera jednak w lipcu na skutek pogarszających się warunków świetlnych spowodowanych intensywnymi zakwitami fitoplanktonu. Poziom stężeń związków biogenych w okresie badań był dość wysoki, zwłaszcza fosforu ogólnego, którego koncentracje znacznie przekraczały 0,030 mg P dm⁻³. Wpływało to na wysoką intensywność procesów produkcji pierwotnej w toni wodnej (Kornijów i in. 2006).

Późnym latem i wczesną jesienią 2006 roku przy współpracy z Zarządem Okręgu PZW w Lublinie (korzystając z finansowania Funduszu Małych Projektów w ramach Programu Współpracy Przygranicznej PHARE), przeprowadzono zarybienia gatunkami drapieżnymi ryb. Późnym latem 2006 roku zarybiono narybkiem sandacza (średnia Lt = 12 cm – 900 szt., ok. 0,75 kg ha⁻¹), narybkiem szczupaka (średnia Lt=12-14 cm – 1000 szt., ok. 22 szt.

ha⁻¹), oraz węgorzem (ok. 0,9 kg ha⁻¹). Dodatkowo jesienią zarybiono rocznym sumem (250 kg, ok. 5,5 kg ha⁻¹) oraz narybkiem szczupaka (215 kg, ok. 5 kg ha⁻¹) (Rechulicz 2008).

Wraz z zarybieniem gatunkami drapieżnymi w jeziorze wprowadzono szereg zabiegów i działań mających na celu ochronę i stworzenie optymalnych warunków naturalnego ich rozrodu i rozwoju. Działania te polegały na zwiększeniu wymiarów ochronnych i limitów połowów dla gatunków drapieżnych, wyznaczeniu miejsc tarliskowych z zakazem wędkowania, wprowadzeniu sztucznych tarlisk, ochronie roślinności, jako podłoża rozrodu i refugium dla narybku oraz wzmożonej ochronie przed kłusownictwem.

Monitoring ichtiofauny Jeziora Miejskiego prowadzono w latach 2006 i 2007 poprzez wykonanie odłowów kontrolnych ryb trzy razy w roku 2006, przed zabiegiem biomanipulacji, oraz trzy razy w roku 2007, jeden rok po jego przeprowadzeniu. Odłowy wykonano przy użyciu zestawów sieci S-REV multi-mesh gillnet (długość 40 m, wysokość 1,5 m) składających się z 14 paneli o zróżnicowanej wielkości oczek, tj. 10; 60; 30; 6,25; 43; 22; 50; 33; 12,5; 25; 8; 38; 75; 16,5 mm (CEN dokument 2005, Kelly i in. 2007). W każdym terminie łowiono zestawem 4 sieci S-REV multi-mesh gillnet.

Wszystkie złowione ryby oznaczono do gatunku, zmierzono ich długość całkowitą (Lt) (z dokładnością do 1 mm) i masę ciała (W) (z dokładnością do 1 g). Złowione sandacze podzielono na dwie klasy wielkości Lt ≤ 10 cm i Lt > 10 cm. Ryby o długości całkowitej Lt ≤ 10 cm sklasyfikowano jako narybek 0+, którego obecność świadczyła o rozrodzie naturalnym (sandacz z zarybień miał średnią długość 12 cm). Wyniki połowów ryb drapieżnych i sandacza przeliczono na jednostkę połowową określając liczebność (NPUE) wyrażoną w sztukach 12 h⁻¹ sieć⁻¹ oraz biomasę (WPUE) w gramach 12 h⁻¹ sieć⁻¹.

Ustalono bogactwo gatunkowe, liczbę i udział gatunków ryb drapieżnych w ichtiofaunie jeziora. Ponadto określono udział ryb drapieżnych oraz samego sandacza i jego dwóch klas wielkości (Lt ≤ 10 cm i Lt > 10 cm) w ogólnej liczebności i biomasy ryb.

W celu porównania liczebności małych sandaczy (NPUE) i ich biomasy (WPUE) przed i po biomanipulacji, z uwagi na nienormalny rozkład zmiennych (dla NPUE Shapiro-Wilk, W=0,595, p<0,0001; dla WPUE Shapiro-Wilk, W=0,643, p<0,001) zastosowano nieparametryczny test U Manna-Whitneya (M-W) dla dwóch grup niezależnych.

Podobnie po przetestowaniu rozkładu długości całkowitej (Lt – Shapiro-Wilk, W=0,593, p<0,0001) i masy ciała sandaczy (W – Shapiro-Wilk, W=0,302, p<0,0001) do porównania zmian tych parametrów przed i po biomanipulacji wykorzystano nieparametryczny test U Manna-Whitneya (M-W) dla dwóch grup niezależnych. Wszystkie analizy wykonano przy poziomie istotności p ≤ 0,05 za pomocą programu Statistica 6.0.

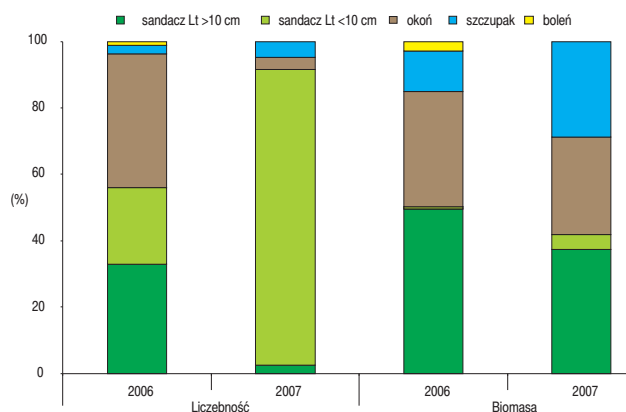
Wyniki

Ogółem w Jeziorze Miejskim w okresie prowadzenia badań stwierdzono występowanie 14 gatunków ryb. W roku 2006 (przed biomanipulacją) odnotowano obecność 13 gatunków (od 9 do 11 w zależności od terminu połowów), natomiast w 2007 r. – 11 gatunków (od 7 do 10). Boleń *Aspius aspius* (L.), leszcza *Abramis brama* (L.) i lina *Tinca tinca* (L.) złowiono tylko w 2006 roku, natomiast różanek *Rhodeus sericeus amarus* (Bloch) tylko w 2007. Spośród ryb drapieżnych zarówno przed, jak i po biomanipulacji występowały trzy gatunki: sandacz, szczupak i okoń *Perca fluviatilis* (L.), natomiast boleń odnotowano tylko w pierwszym roku badań.

Udział ryb drapieżnych był zróżnicowany, przed biomanipulacją gatunki te stanowiły średnio 3,19% ogólnej liczebności ryb, a w strukturze biomasy – 21,63%. Po zarybieniach i zabiegach ochronnych ich udział w strukturze liczebności zwiększył się prawie trzykrotnie, natomiast w strukturze biomasy nieznacznie się zmniejszył do wartości 17,25%.

Spośród gatunków drapieżnych dominującym w liczebności w 2006 roku był sandacz, którego udział wynosił ogółem 56,1%, w tym narybek 0+ (Lt ≤ 10 cm) stanowił ok. 23,2%. W następnym roku udział sandacza zwiększył się do 91,6%, w tym udział sandacza 0+ zwiększył się niemal 4-krotnie (81,5% ogólnej liczebności ryb drapieżnych) (rys. 1). W strukturze biomasy gatunek ten przed biomanipulacją stanowił blisko 51% ogólnej masy ryb drapieżnych, w tym sandacza 0+ jedynie 0,6%. W drugim roku badań, pomimo że ogólny udział sandacza w biomasy wyraźnie zmniejszył się (o ok. 12%), ale blisko 8-krotnie wzrosła biomasa sandacza 0+ (do 4,5 %) (rys. 1).

W Jeziorze Miejskim zarówno w pierwszym, jak i drugim roku badań łowiono zbliżone ogólne liczebności ryb wyrażone jednostką połowową, odpowiednio 214,00 NPUE i 232,25 NPUE (tab. 1). Jednak liczebność ryb drapieżnych zwiększyła się kilkukrotnie, głównie za sprawą sandacza 0+, którego liczebność zwiększyła się ze średnio 1,58



Rys. 1. Struktura liczebności i biomasy ryb drapieżnych w Jeziorze Miejskim przed (2006 r.) i po biomanipulacji (2007 r.).

NPUE do 18,50 NPUE (tab. 1). Średnia masa łowionych ryb okazała się nieco większa po biomanipulacji i zabiegach ochronnych, niż przed ich przeprowadzeniem i wynosiła odpowiednio 6105,67 WPUE w 2007 oraz 5111,65 WPUE w roku 2006. Ogólna biomasa łowionego sandacza nieco się zmniejszyła (ok. 20%), jednak biomasa sandacza 0+ zwiększyła się z 6,50 WPUE przed biomanipulacją do 47,70 WPUE w rok po jej przeprowadzeniu (tab. 2). Pomimo znaczących różnic w wartości NPUE i WPUE sandacza 0+ przed i po zabiegach związanych z biomanipulacją, okazały się one nieistotne statystycznie (M-W test, $U=2,00$, $z=-0,577$, $p=0,564$).

TABELA 1

Liczebność ryb odłowionych (w jednostkach połowowych NPUE (szt. $12 \text{ h}^{-1} \text{ sieć}^{-1}$)) w Jeziorze Miejskim przed i po biomanipulacji. SD – odchylenie standardowe

	Rok 2006 (przed biomanipulacją)		Rok 2007 (po biomanipulacji)	
	n = 12		n = 12	
	średnia±SD	zakres	średnia±SD	zakres
Ogółem dla roku	214,00	46,75-351,75	232,25	51,00-413,50
Ryby drapieżne	6,83±1,10	0,00-6,50	20,75±6,73	0,00-37,00
Sandacz	3,83±1,53	0,00-4,75	19,00±15,96	0,00-37,00
W tym: Lt < 10 cm	1,58±1,52	0,00-4,75	18,50±23,15	0,00-37,00
Lt > 10 cm	2,25±1,44	1,25-4,25	0,50±1,96	0,00-1,00

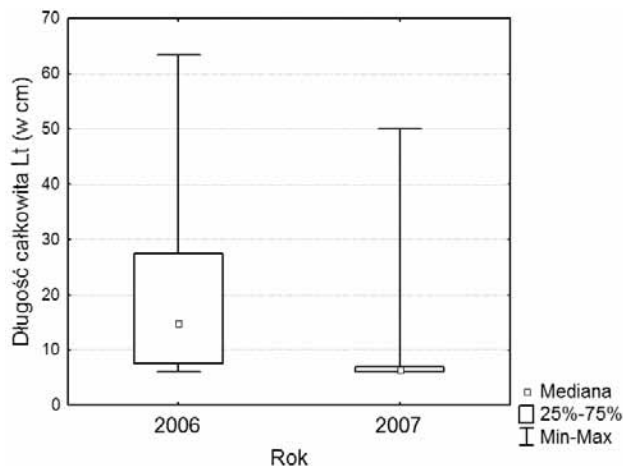
TABELA 2

Biomasa ryb odłowionych (w jednostkach połowu WPUE ($\text{g } 12 \text{ h}^{-1} \text{ sieć}^{-1}$)) w Jeziorze Miejskim przed i po biomanipulacji. SD – odchylenie standardowe

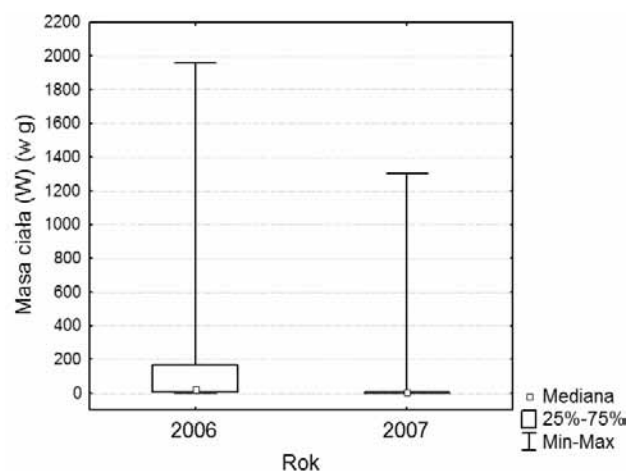
	Rok 2006 (przed biomanipulacją)		Rok 2007 (po biomanipulacji)	
	n = 12		n = 12	
	średnia±SD	zakres	średnia±SD	zakres
Ogółem dla roku	5111,65	2258,20-7560,25	6105,67	3507,50-8703,85
Ryby drapieżne	1105,89±5,60	0,00-938,00	1053,17±7,62	0,00-655,50
Sandacz	555,11±7,27	0,00-814,25	440,90±10,23	0,00-655,50
W tym: Lt < 10 cm	6,50±0,81	0,00-19,50	47,70±12,53	0,00-95,40
Lt > 10 cm	548,61±4,04	322,82-814,25	393,20±12,43	130,90-655,50

Jak wykazała analiza wyników badań, sandacz w Jeziorze Miejskim osiągał w pierwszym roku badań długość całkowitą (Lt) w zakresie od 6 do 63,4 cm ($\pm 12,54$), w drugim roku badań natomiast maksymalna długość całkowita wynosiła 50 cm, przy nieco mniejszej zmienności tej cechy ($SD=5,05$). Analiza statystyczna wykazała, że przez rok, od przeprowadzenia biomanipulacji, średnia długość całkowita sandacza zmniejszyła się istotnie z 18,45 cm do 7,29 cm, a mediana odpowiednio 14,8 cm i 6,5 cm (M-W test, $U=385,00$, $z=7,20$, $p<0,0001$) (rys. 2).

Sandacz w Jeziorze Miejskim przed biomanipulacją i wprowadzeniem działań ochronnych, osiągał masę ciała w zakresie od 1 do 1960 g ($\pm 315,69$), natomiast w następnym roku maksymalna masa wynosiła 1302 g, przy dwa razy mniejszej zmienności tej cechy ($SD=149,05$). Analiza



Rys. 2. Długość całkowita (Lt) sandacza przed i po biomanipulacji w Jeziorze Miejskim; długość całkowita sandacza w obu latach badań jest różna istotnie statystycznie (M-W test, $U=385,00$, $z=7,20$, $p<0,0001$).



Rys. 3. Masa ciała sandacza (W) przed i po biomanipulacji w Jeziorze Miejskim; średnia masa ciała sandacza w obu latach badań jest istotnie statystycznie różna (M-W test, $U=551,50$, $z=6,32$, $p<0,0001$).

wyników wykazała, że średnia masa ciała sandacza zmniejszyła się statystycznie istotnie ze 144,81 g do 19,76 g, a mediana odpowiednio 24,5g i 2,2 g (M-W test, $U=551,50$, $z=6,32$, $p<0,0001$) (rys. 3).

Dyskusja

Sandacz jest jednym z podstawowych gatunków ryb drapieżnych, który ma bardzo duże znaczenie w gospodarce rybackiej wód śródlądowych. Jego znaczenie nie ogranicza się jedynie do celów komercyjnych, ale także rekreacyjnego połowu ryb (Bonar 1977, Lehtonen i in. 1996). Jak podają Mickiewicz i Wołos (2012) znaczenie tego gatunku jest duże, gdyż stanowi on średnio rocznie ponad 48% wprowadzanego materiału na ok. 18,5% powierzchni zarybianych wód. Daje mu to 7 miejsce wśród podstawowych gatunków, którymi zarybiane są nasze wody.

Nie można zapomnieć o znaczeniu sandacza, jako drapieżnika w kształtowaniu zależności troficznych i jego ważnej roli, obok szczupaka, jako ryby utrzymującej odpowiednią strukturę ryb i właściwe proporcje w sieci troficznej (Benndorf 1990, Mehner i in. 2001, Wysujack i in. 2002). Sandacz wykorzystywany jest często, wraz ze szczupakiem, jako narzędzie w biomanipulacji poprzez zarybienia gatunkami drapieżnymi. Jednak jego skuteczność, jako drapieżnika jest nieco inna niż szczupaka. Co prawda nie jest tak wymagający, jeśli chodzi o podłoże, ale ważną cechą jego siedliska i miejsc do rozrodu jest obecność zawiesiny, wpływająca na przejrzystość wody (Savino i Stein 1989, Venerantaa i in. 2011).

Jak podaje wielu autorów (Koonce i in. 1977, Serns 1982, Lappalainen i Lehtonen 1995, Frankiewicz i in. 1996, Dörner i in. 1999) warunki i parametry siedliskowe odgrywają wielką rolę przy rozrodzie i właściwym rozwoju młodocianych form sandacza. Skuteczność zarybienia gatunkami drapieżnymi zależy od wspomnianych powyżej parametrów fizyczno-chemicznych i siedliskowych, ale dodatkowo od stałego wspierania naturalnego rozrodu populacji. Takie właśnie działania oparte na szeroko pojętej ochronie siedlisk i wprowadzeniu biernych metod ochrony miało miejsce w przypadku Jeziora Miejskiego (Kornijów i in. 2006).

W niniejszych badaniach, jako wskaźnik sukcesu rozrodzonego określono obecność osobników sandacza o długości ≤ 10 cm. Z uwagi na to, że zarybienia prowadzono narybkiem wielkości od 12 do 14 cm, stąd w celu oszacowania skuteczności naturalnego rozrodu przyjęto wielkość narybku sandacza 0+, jako długość całkowitą $L_t \leq 10$ cm.

Wzrost narybku sandacza 0+ jest szczególnie uzależniony od wyżej wspomnianych warunków, a także od strefy przebywania. Jak podali Frankiewicz i in. (1996) sandacz 0+ przebywający w strefie litoralu wzrastał wyraźnie szybciej niż w strefie otwartej wody. Prowadziło to do wyraźnego rozdzielenia dwóch grup zróżnicowanych pod względem tempa wzrostu. A dodatkowo jak podali Karjalainen i in. (1996) oraz Kirjasniemi i Valtonen (1997) wczesna obecność ryb w diecie powoduje lepszy wzrost i większą przeżywalność młodego sandacza. Początek drapieżniczego trybu życia młodego sandacza nie jest jednoznacznie określony. Według Van Densen (1985) oraz Buijse i Houthuijzen (1992) zaczyna on żerować na rybach już przy długości 5-7 cm, natomiast inne badania pokazują, że dopiero w drugim roku życia przechodzi na typowe drapieżnictwo (Winkler 1989, Lugovaja 1992).

Jak wykazała analiza wyników badań, w następnym roku po biomanipulacji i wprowadzeniu działań ochronnych liczebność sandacza 0+ ($L_t \leq 10$ cm) wzrosła ok. 8-krotnie. Niewiele natomiast uległa zmianie ogólna jego biomasa, która wręcz się nieco zmniejszyła, głównie za sprawą dużego udziału sandacza 0+ (rys. 1). O pojawieniu się większej liczebności młodocianych ryb o długości całkowitej do

10 cm świadczyła także zmiana struktury wielkości sandacza. Widoczne było to wyraźnie w przypadku średniej długości całkowitej i masy ciała, gdzie różnice te okazały się istotne statystycznie (rys. 2 i 3). Jednocześnie ta zmiana struktury wielkości może być realnym wskaźnikiem skutecznego rozrodu sandacza w tym jeziorze.

Prawdopodobnie okres jednego roku od przeprowadzenia biomanipulacji i działań ochronnych, jest zbyt krótkim czasem, aby jednoznacznie ocenić kierunek rozwoju populacji sandacza. Na uwagę zasługuje fakt, że pomimo tego, że zarybiano zarówno sandaczem jak i szczupakiem, który jest dużo lepszym narzędziem biomanipulacyjnym, to w Jeziorze Miejskim właśnie sandacz odniósł sukces rozrodowy. Miała na to wpływ zapewne specyfika zbiornika i pomimo zaklasyfikowania do typu linowo-szczupakowego (Harasimiuk i in. 1998), to szereg jego cech (m.in. rozbudowana strefa helofitów, obecność zawiesiny ograniczająca przejrzystość wody itp.) sprzyjało naturalnemu rozrodowi sandacza.

Ciekawy efekt pokazały badania Benndorf i in. (1984), wskazujące na pewną zasadę, że skuteczność działań biomanipulacyjnych przy użyciu sandacza jest często krótkoterminowa. Sandacze o długości całkowitej poniżej 10 cm skutecznie mogą atakować i zjadać małe karpiowate, co zdecydowanie poprawia skuteczność zabiegów biomanipulacji, poprzez aktywne zmniejszenie presji na największy zooplankton (np. *Daphnia galeata* – główny filtrator wody) (Benndorf i in. 1984, 1988, Dörner i in. 1999). Zależność ta mogłaby być istotnym etapem do utrzymania długotrwałych efektów zabiegów biomanipulacji i podtrzymania właściwych proporcji w piramidzie troficznej. Jednak jak podał autor (Benndorf i in. 1984, 1988), w przypadku jeziora Bautzen zjawisko to okazało się krótkotrwałe, gdyż w dłuższym okresie rozwijały się sinice (*Microcystis*) i powodowały wzrost stężeń toksyn sinicowych.

Podsumowując, w wyniku szeregu zabiegów i sprzyjających warunków w pierwszym roku po przeprowadzeniu biomanipulacji i zabiegów ochronnych zaobserwowano wyraźny wzrost liczebności sandacza oraz zmniejszenie się jego średniej długości całkowitej i masa ciała. Zapewne młode sandacze mogą wywierać wpływ na młodociane formy ryb karpiowatych, ale należy nadal obserwować ten ekosystem w celu weryfikacji skuteczności tej presji, oczekując stabilnej poprawy stanu ekologicznego jeziora. Nie można zapomnieć o dalszym, trwałym wspieraniu populacji ryb drapieżnych poprzez działania ochronne związane z rozrodem, tj. limity odłowów, ograniczenie presji wędkarskiej i zwiększenie wymiarów ochronnych. Możliwe, że udało się sandaczowi utworzyć populację, która rokrocznie się rozmnaża, ale pamiętać należy o utrzymaniu odpowiednich warunków dla podtrzymania kondycji tej populacji. W następnych latach prowadzone były obserwacje Jeziora Miejskiego po to, aby monitorować populację drapieżnych ryb oraz kontrolować na podstawie jakości wody i struktury

troficznej ichtiofauny skuteczność zabiegów biomanipulacji i ochrony populacji drapieźników.

Literatura

- Benndorf J. 1990 – Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe – *Hydrobiologia* 200/201: 187-203.
- Benndorf J., Kneschke H., Kossatz K., Penz E. 1984 – Manipulation of the pelagic food web by stocking with predacious fishes – *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 69: 407-428.
- Benndorf J., Schultz H., Benndorf A., Unger R., Penz E., Kneschke H., Kossatz K., Dumke R., Hornig U. 1988 – Food-web manipulation by enhancement of piscivorous fish stocks: longterm effects in the hypertrophic Bautzen Reservoir – *Limnol.* 19: 97-110.
- Bonar A. 1977 – Relations between exploitation, yield and community structure in polish pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) lakes, 1966-71 – *J. Fish. Res. Bd. Can.* 34: 1576-1580.
- Buijse A.D., Houthuijzen R.P. 1992 – Piscivory, Growth, and Size-Selective Mortality of Age 0 Pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49 (5): 894-902.
- CEN document. 2005 – Water quality – Sampling of fish with multi-mesh gillnets – EN 14757: 2005.
- Dörner H., Wagner A., Benndorf J. 1999 – Predation by piscivorous fish on age-0 fish: spatial and temporal variability in a biomanipulated lake (Bautzen reservoir, Germany) – *Hydrobiologia* 408/409: 39-46.
- Drenner W., Hambright K.T. 1999 – Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique – *Arch. Hydrobiol.* 146, 2: 129-165.
- Frankiewicz P., Dabrowski K., Zalewski M. 1996 – Mechanism of establishing bimodality in size distribution of age 0 pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.) in the Sulejów Reservoir, Central Poland – *Ann. Zool. Fen.* 33: 321-327.
- Harasimiuk M., Michalczyk M., Turczyński M. 1998 – Jeziora Łęczyńsko-Włodawskie. Monografia przyrodnicza – Wyd. UMCS, Lublin, 176 p.
- Horppila J., Peltonen H., Malinen T., Luokkanen E., Kairesalo T. 1998 – Top-down or bottom-up effects by fish: issues of concern in biomanipulation of lakes – *Restor. Ecol.* 6, 1: 20-28.
- Karjalainen J., Lehtonen H., Turunen T. 1996 – Variation in the realtive year-class strength of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in two Finnish lakes at different latitudes – *Ann. Zool. Fen.* 33: 437-442.
- Kelly F.L., Champ W.S.T., Connor L., Rosell R., Harrison A. 2007 – Task 6.2: Sampling procedures for fish in lakes (PART B). Testing of various fish sampling gear types (fyke nets, monofilament multi-mesh gillnets, braided gill nets, seine nets and electrofishing) on selected lakes in the NS Share area. Preliminary analysis – NS Share report: 1-94.
- Kirjasniemi M., Valtonen T. 1997 – Winter mortality of young-of-the-year pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) – *Ecol. Freshw. Fish.* 6: 155-160.
- Koonce J.F., Baagenaal T.B., Carlisle R.F., Hokanson K.E.F., Nagięć M. 1977 – Factors influencing year-class strength of percid: a summary and a model of temperature effects – *J. Fish. Res. Bd. Can.* 34: 1900-1909.
- Kornijów R., Płaska W., Rechulicz J., Pęczuła W., Paleolog A., Stępień B. 2006 – Badania hydrobiologiczne i ichtiobiologiczne jeziora Miejskie – W: Poprawa stanu ekologicznego i optymalizacja wykorzystania turystycznego zlewni zespołu jezior Miejskie i Kleszczów w gminie Ostrów Lubelski, jako rozwiązanie pilotażowe do wdrażania na obszarach pojeziernych Euroregionu Bug. Gmina Ostrów Lubelski (Ed.) Chmielewski T. Tow. Ziemi Ostrowa Lubelskiego. Ostrów Lubelski: 16-17.
- Lappalainen J., Lehtonen H. 1995 – Year – class strength of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) in relation to environmental factors in a shallow Baltic Bay – *Ann. Zool. Fen.* 32: 411-419.
- Lehtonen H., Hansson S., Winkler H. 1996 – Biology and exploitation of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in the Baltic Sea area – *Ann. Zool. Fen.* 33: 525-535.
- Lugovaja E.S. 1992 – Peculiarities of biology and dynamics of abundance of certain commercial fish in the Vistula Bay. Ecological fisheries research in the Vistula Bay, Baltic Sea – *Trudy Atlant NORO, Kaliningrad:* 84-120.
- Mehner T., Kasprzak P., Wysujack K., Laude U., Koschel R. 2001 – Restoration of a stratified lake (Feldberger Haussee, Germany) by a combination of nutrient load reduction and long-term biomanipulation – *Int. Rev. Hydrobiol.* 86: 253-265.
- Mickiewicz M., Wołos A. 2012 – Economic ranking of the importance of fish species to lake fisheries stocking management in Poland – *Arch. Pol. Fish.* 20: 11-18.
- Rechulicz J. 2008 – Ichthyofauna of shallow Miejskie Lake one year after biomanipulation – *TEKA Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr.* 5: 117-125.
- Savino J.F., Stein R.A. 1989 – Behavior of fish predators and their prey: habitat choice between open waters and dense vegetation – *Environ. Biol. Fish.* 24: 287-293.
- Serns S.I. 1982 – Influence of various factors of density and growth of age 0 walleyes in Escababa Lake, Wisconsin, 1958-1980 – *Trans. Am. Fish. Soc.* 111: 299-306.
- Søndergaard M., Jeppesen E., Lauridsen T.L., Skov Ch., Van Nes E.H., Roijackers R., Lammens E., Portielje R. 2007 – Lake restoration: successes, failures and long-term effects – *J. Appl. Ecol.* 44: 1095-1105.
- Van Densen W.L.T. 1985 – Piscivory and the development of bimodality in size distribution of 0+ pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) – *Z. Andew. Ichthyol.* 3: 119-131.
- Venerantaa L., Urhob L., Lappalainen A., Kallasvuob M. 2011 – Turbidity characterizes the reproduction areas of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) in the northern Baltic Sea – *Estuar. Coast. Shelf S.* 95: 199-206.
- Winkler H.M., Debus L.R., Thiel R., Franek D. 1994 – Variability of young and small sized fish community in a southern Baltic estuary from 1983 to 1992 – *Proc. VIII Congress od SEI, Oviedo Spain.* 26. Sept. to 2. Oct. 1994.
- Winkler H.M. 1989 – The role of predators in fish communities in shallow coastal waters of the Southeast Baltic – *Rapp. Cons. Int. Explor. Mer.* 190: 125-132.
- Wysujack K., Kasprzak P., Laude U., Mehner T. 2002 – Management of a pikeperch stock in a longterm biomanipulated stratified lake: efficient predation versus low recruitment – *Hydrobiologia* 479: 169-180.
- Zdanowski B. 2008 – Ograniczenia rozwoju akwakultury w warunkach degradacji środowiska – *Komun. Ryb.* 3: 1-6.

Przyjęto po recenzji 28.01.2013 r.

PRELIMINARY RESULTS OF PIKEPERCH, *SANDER LUCIOPERCA* (L.), REPRODUCTIVE SUCCESS ONE YEAR AFTER BIOMANIPULATION IN A SHALLOW LAKE

Jacek Rechulicz, Wojciech Płaska

ABSTRACT. The aim of the study was to determine the contribution of pikeperch aged 0+ (Lt < 10 cm) to the ichthyofauna structure as an indicator of the reproductive success of this species in Lake Miejskie where biomanipulation was performed. The treatment was carried out in late summer 2006, and comprised stocking the lake with the predatory fish species pike, pikeperch, European catfish, and eel. Gillnet monitoring catches were performed in the lake three times before biomanipulation in 2006, and then three times throughout 2007 after it. Overall, 14 fish species were noted, including four species of predatory fish. After biomanipulation, the share of predatory fish in the ichthyofauna abundance structure increased from 3.2% to 8.9%. Before biomanipulation, pikeperch accounted for more than half of the share of predators, approximately 23% of which was 0+ pikeperch juveniles (TL10 cm). Because of the fourfold increase in the number of 0+ pikeperch individuals one year after biomanipulation, the overall share of pikeperch among predators had increased to over 91%.

Keywords: Pikeperch, *Sander lucioperca*, reproductive success, fry 0+, biomanipulation, shallow lake