

Zrównoważone korzystanie
z zasobów rybackich
na tle ich stanu w 2012 roku

Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku

pod redakcją
Macieja Mickiewicza



Unia Europejska
Europejski
Fundusz
Rybacki



Olsztyn 2013

Recenzent: dr hab. Konrad Turkowski, prof. UWM

Redakcja naukowa: prof. dr hab. Arkadiusz Wołos

Redakcja techniczna: Henryk Chmielewski

Projekt okładki: Arkadiusz Wołos, Henryk Chmielewski

Zdjęcia na okładce: Wędkarz na jeziorze Ukiel (fot. A. Wołos)
Zbiornik Mietków (fot. A. Wołos)

Skład, łamanie, grafika: Jarmila Grzegorzczuk, Henryk Chmielewski

*Wydanie monografii współfinansowano ze środków Unii Europejskiej
z funduszy Programu Operacyjnego „Ryby 2007-2013” w ramach projektu pt.
„Opracowanie i wdrażanie zasad zrównoważonego korzystania z zasobów
rybackich oraz rozwój współpracy przedstawicieli sektora rybactwa śródlądowego”*

© Copyright by
Instytut Rybactwa Śródlądowego
Olsztyn 2013

ISBN 978-83-60111-71-0

Wydawnictwo Instytutu Rybactwa Śródlądowego
10-719 Olsztyn-Kortowo, ul. Oczapowskiego 10
tel. (089) 524 01 71, fax (089) 524 05 05
E-mail: wydawnictwo@infish.com.pl

Druk: RYTTER INVESTMENT, 09-400 Płock, ul. Przemysłowa 20

Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku

Autorzy:

prof. dr hab. Arkadiusz Wołos, dr inż. Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska,
dr inż. Maciej Mickiewicz, mgr inż. Tomasz Czerwiński, dr inż. Andrzej Lirski,
prof. dr hab. Wojciech Radecki, mgr inż. Piotr Traczuk, mgr inż. Marek Trella,
prof. dr hab. Zdzisław Zakęś, mg inż. Konrad Partyka, dr hab. Mirosław Szczepkowski,
prof. IRS, dr inż. Bożena Szczepkowska, prof. dr hab. Andrzej Hutorowicz,
dr hab. Jacek Kozłowski, prof. UWM, prof. dr hab. Janusz Terlecki,
dr inż. Anna Goździejewska, dr inż. Krzysztof Kozłowski, dr inż. Lech Doroszczyk,
Bronisław Długoszewski, dr inż. Mariusz Teodorowicz, dr hab. Paweł Poczyczyński,
prof. UWM, dr inż. Joanna Szymanowicz, dr hab. Małgorzata Woźniak, prof. UWM,
mgr inż. Jacek Szlakowski, mgr inż. Mikołaj Adamczyk, mgr inż. Janusz Ligęza,
dr Paweł Prus, dr hab. Wiesław Wiśniewolski, prof. IRS, dr inż. Paweł Buras

Spis treści

Analiza jeziorowej produkcji rybackiej w 2012 roku.....	9
Arkadiusz Wołos, Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska, Maciej Mickiewicz	
Gospodarka zarybieniowa w jeziorach polskich w 2012 roku	21
Maciej Mickiewicz	
Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2012 roku	35
Arkadiusz Wołos, Maciej Mickiewicz, Tomasz Czerwiński	
Stan gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2012 roku	45
Tomasz Czerwiński	
Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2012 roku	55
Arkadiusz Wołos, Andrzej Lirski, Tomasz Czerwiński	
Zagadnienia prawne – zarybianie karpem jezior i zbiorników zaporowych.....	67
Wojciech Radecki	
Charakterystyka kolonii lęgowych kormorana czarnego w północno-wschodniej Polsce	81
Piotr Traczuk	
Presja i połowy wędkarskie w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2011 roku.....	93
Arkadiusz Wołos, Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska, Marek Trella	
Systemy recykulacyjne – możliwości wykorzystania w produkcji materiału zarybieniowego ryb jeziorowych.....	103
Zdzisław Zakęś, Konrad Partyka	
Podchów szczupaka w warunkach kontrolowanych – aktualne metody i nowe możliwości	117
Mirosław Szczepkowski, Bożena Szczepkowska	
Ocena stanu ekologicznego jezior na podstawie elementów biologicznych (głównie fitoplanktonu) w świetle postanowień Ramowej Dyrektywy Wodnej Unii Europejskiej	127
Andrzej Hutorowicz	
Zmiany składu ichtiofauny i wybranych elementów środowiska w jeziorze Wobiel po przydusze zimowej w sezonie 2009-2010	147
Jacek Kozłowski, Janusz Terlecki, Anna Goździewska, Krzysztof Kozłowski, Lech Doroszczyk, Bronisław Długoszewski, Mariusz Teodorowicz, Paweł Poczyczyński, Joanna Szymanowicz, Małgorzata Woźniak	
Monitoring spływu węgorka srebrzystego z wykorzystaniem tradycyjnych rybackich narzędzi połowowych	167
Jacek Szlakowski, Mikołaj Adamczyk, Janusz Ligęza, Paweł Prus, Wiesław Wiśniewolski, Paweł Buras	
Problemy oceny skuteczności urządzeń służących migracji ryb.....	189
Wiesław Wiśniewolski, Janusz Ligęza, Mikołaj Adamczyk, Paweł Prus	

Analiza jeziorowej produkcji rybackiej w 2012 roku

Arkadiusz Wołos, Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska, Maciej Mickiewicz

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Analiza jeziorowej produkcji rybackiej w 2012 roku oparta jest na danych zawartych w kwestionariuszach ankietowych nadesłanych do Zakładu Bioekonomiki Rybactwa IRS przez 114 podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, których łączna powierzchnia wynosi 239889,09 ha. W porównaniu z rokiem ubiegłym (Wołos i in. 2012) badana próba jest identyczna pod względem liczby podmiotów, ale większa pod względem areалу jezior o 4181 ha. Analizowana powierzchnia stanowi zatem 88,8% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko, która wynosi około 270 tys. ha, a tym samym jest wysoce reprezentatywna dla całości rybactwa jeziorowego w naszym kraju.

Badane podmioty gospodarcze użytkowały także obiekty stawowe o łącznej powierzchni 5026,20 ha, co oznacza wzrost areálu stawów w stosunku do roku ubiegłego o 793,30 ha. Posiadanie przez liczne gospodarstwa obiektów stawowych oznacza, że wiele z nich nie ma wyłącznie jeziorowego charakteru, ale można je scharakteryzować jako „stawowo-jeziorowe”. Taki też podział gospodarstw – na „jeziorowe” i „stawowo-jeziorowe” – przyjęto jako podstawę w metodyce rozdziału niniejszej monografii poświęconego sytuacji ekonomiczno-finansowej gospodarstw rybackich w 2012 roku.

Analogicznie jak w opracowaniach na temat produkcji rybackiej w poprzednich latach, badane podmioty zostały podzielone na regiony ("Mazury", "Pomorze", "Wielkopolska") oraz rodzaje podmiotów (spółki, prywatne, PZW i inne). Kwalifikacja poszczególnych gospodarstw do wyróżnionych umownie regionów przeprowadzona została nie tylko w oparciu o kryterium geograficzne, ale także podobieństwo systemów gospodarowania i stanu środowiska jezior. W ten sposób można m.in. tłumaczyć zaliczenie okręgów Polskiego Związku Wędkarskiego w Lublinie, Chełmie i Legnicy do regionu "Wielkopolski".

TABELA 1a

Analizowane gospodarstwa rybackie w regionie „MAZURY”

"MAZURY" (123169,83 ha)
Czyżewski K., jez. Tajno, Bargłów Kość.
Gospodarstwo Jeziorowe Sp. z o.o. w Elku
Gospodarstwo Rybackie "Bartołty Wielkie", Fenicki P.
Gospodarstwo Rybackie "Falko", Falkowscy A. i G., Boksze Osada
Gospodarstwo Rybackie "Lok Fish" Kozłowski K.
Gospodarstwo Rybackie "Mikołajki" Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie "Ostróda" Sp. z o.o., Warlity
Gospodarstwo Rybackie "Śniardwy" Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Augustów, Skoczko A.
Gospodarstwo Rybackie Holak J., Haraburda Z., Rajgród
Gospodarstwo Rybackie Itawa Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie PZW w Suwałkach
Gospodarstwo Rybackie Sp. z o.o. w Mrągowie
Gospodarstwo Rybackie Szwaderki Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie w Giżycku Sp. z o.o., Piękna Góra
Gospodarstwo Rybackie w Mułach, Symonowicz E.
Gospodarstwo Rybacko-Wędkarskie Olsztyn, Wyszyński B.
Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie
Klimko St., Michnowce
Kompania Mazurska Pasym Sp. z o.o.
Krutul R., Sejny
Łowisko Tobołowo, Osewski M., Suwałki
Niezależne Towarzystwo Wędkarskie, Kwidzyn
Okręg Mazowiecki PZW w Warszawie, Zakład Rybacki Janowo
Okręg PZW w Białymstoku
Okręg PZW w Ciechanowie
Okręg PZW w Elblągu
Okręg PZW w Olsztynie
Okręg PZW w Toruniu, Zespół Gospodarki Rybacko-Wędkarskiej, Grzmięca
"Pod Sieją" Sp. z o.o., Czarnakowizna k. Suwałk
Popławski J., Krasnopol
Sieńkowski J., Płociczno
Sobolewski P., Elk
Staśkielunas J., Kompocie
Tomkiel R., Giby
Wigierski Park Narodowy
Wołagiewicz Cz., Sejny
Zakład Rybacki Bogaczewo Sp. z o.o.
Zdanio R., Suwałki

Do gospodarstw innych włączono Parki Narodowe, Niezależne Towarzystwo Wędkarskie w Kwidzynie, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, Nadleśnictwo Choczewo i Zespół Szkół Rolniczych Centrum Kształcenia Praktycznego w Bolesławowie.

Wszystkie analizowane gospodarstwa w podziale na wyróżnione trzy regiony zestawiono w tabelach 1a ("Mazury"), 1b ("Pomorze") i 1c ("Wielkopolska"). Największa liczba

TABELA 1b

Analizowane gospodarstwa rybackie w regionie „POMORZE”

"POMORZE" (71676,32 ha)
Boczek J., Gdynia
Bouma J., Miastko
FBHU "MODEHPOLMO" Sp. z o.o., Szczecin
Firma Wędkarska "LESZCZ", Samet A., Ciecholewy
Gospodarstwo Jeziorowe Sarbsk, Turek A., Łeba
Gospodarstwo Jeziorowo-Stawowe, Stolec Cz., Osława-Dąbrowa
Gospodarstwo Pomocnicze przy Drawieńskim Parku Narodowym
Gospodarstwo Rolno-Rybackie Męczykowski W., Nowe Karpno
Gospodarstwo Rolno-Rybackie Ostrów Mausz, Męczykowski S., Sulęcyno
Gospodarstwo Rybackie "Mielno" Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Czerepaniak M., Ińsko
Gospodarstwo Rybackie Łukasik J., Kościerzyna
Gospodarstwo Rybackie Tomana K., Borzechowo
Gospodarstwo Rybackie w Charzykowych Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie w Czaplinku Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Złotów, Ciosański G.
Gospodarstwo Rybackie Żywicki K., Łętowo
Gospodarstwo Rybacko-Wędkarskie Rurzyca, Letki P., Szwecja
Gospodarstwo Wodne "Kochanka", Włodarczyk L., Boraszewo, Skórcz
Kasprowicz W., Osiek
Kruse T., Miastko
Kruza T., Rzepnica
Nadleśnictwo Choczewo
Okręg Nadnotecki PZW w Pile
Okręg PZW w Bydgoszczy
Okręg PZW w Gdańsku
Okręg PZW w Szczecinie
Park Narodowy "Bory Tucholskie"
Prondziński F., Kłęczno Małe, Studzienice
Prywatne Gospodarstwo Rybackie, G. Karnowska, Ocypel
Przeds. Prod.-Hand. "Aquamar" Sp. z o.o., Miastko
Przedsiębiorstwo Rybackie Sp. z o.o., Szczecinek
Przedsiębiorstwo Rybackie Złocieniec Sp. z o.o.
"RADBUR" Sp. z o.o., Somonino
Rybackie Gospodarstwo Jeziorowe, Kuczborski Z., Szczytno, Przechlewo
Słowiński Park Narodowy
Wańke K., Sępólno Krajeńskie
Zakład Rybacki w Wątczu, Kieszkowski i Wspólnicy Spółka jawna
Zakłady Rybackie "Wdzydze" Sp. z o.o., Czarłina
Zesp.Szk.Roln.,Centrum Kształcenia Praktycznego,Bolesławowo,Skarszewy

podmiotów leży w regionie "Pomorze" (40), następnie na "Mazurach" (39), zaś najmniejsza w "Wielkopolsce" (35). W nieco odmiennej kolejności układa się wielkość całkowitej powierzchni jezior w poszczególnych regionach, a więc odpowiednio 123169,83 ha ("Mazury"), 71676,32 ha ("Pomorze") i 45042,94 ha ("Wielkopolska").

TABELA 1c

Analizowane gospodarstwa rybackie w regionie „WIELKOPOLSKA”

"WIELKOPOLSKA" (45042,94 ha)
"AKME" Sp. z o.o., Wiśniewski Z., Wrocław
"Hod-Ryb", Jerzyński R., Dobiegniew
"Inter-Fisch" Sp. z o.o., Inowrocław
FPH "Gromatex" Sp. z o.o., Tuczno
Gospodarstwo Rybackie "Gopło" Sp. z o.o. w Kruszwicy
Gospodarstwo Rybackie "Gośławice" Sp. z o.o., Konin
Gospodarstwo Rybackie "Karp" Sp. z o.o., Osiecznica
Gospodarstwo Rybackie "Polesie" Sp. z o.o., Sosnowica
Gospodarstwo Rybackie "Przedecz", Krzywdziński J., Przedecz
Gospodarstwo Rybackie Bogucin Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Jedlanka, Wielgosz A.J.
Gospodarstwo Rybackie Jezioro Kiekrz, Szpopier Ch., Poznań
Gospodarstwo Rybackie Łysinin Sp. z o.o., Gąsawa
Gospodarstwo Rybackie Miłostaw Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Sieraków Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Sława Sp. z o.o.
Gospodarstwo Rybackie Sp. z o.o., Międzyrzecz
Gospodarstwo Rybackie Włocławek Sp. z o.o. w Szpetalu Górnym
Gospodarstwo Rybackie Zbąszyń, Sp. z o.o.
Jeziorowo-Stawowe Gospodarstwo Rybackie Sp. z o.o., Lutom
Kwitowski Z., Wilczyn
Okręg Płocko-Włocławski PZW we Włocławku
Okręg PZW w Chełmie
Okręg PZW w Gorzowie Wielkopolskim
Okręg PZW w Legnicy
Okręg PZW w Lesznie
Okręg PZW w Lublinie
Okręg PZW w Koninie
Okręg PZW w Poznaniu
Ośr. Wypoczynkowy "Jutrzenka", Gołębki, Skrzypczak T., Trzemeszno
Polski Związek Wędkarski Okręg w Zielonej Górze
Przeds.Prod.Ryb.i Usł.-Przetw."MAJ" Sp. z o.o., Wągrowiec
PW FISKAR, Wielgosz P., Lublin
Urząd Miasta i Gminy Margonin
Wielkopolski Park Narodowy

Ogólna charakterystyka gospodarstw

Pod względem powierzchni jezior użytkowanych przez badane gospodarstwa zwraca uwagę przewaga regionu "Mazury", który z arealem 123,17 tys. ha stanowił 51,3% całkowitej analizowanej powierzchni jeziorowej (tab. 2). Na region "Pomorze" przypada 29,9% powierzchni jezior, a na "Wielkopolskę" 18,8%. Można zasadnie założyć, że taki układ odpowiada rzeczywistym różnicom między arealem jezior w wyróżnionych regionach geograficznych.

TABELA 2

Ogólna charakterystyka gospodarstw

	Liczba gospodarstw	Pow. jezior		Liczba jezior	Średnia powierzchnia (ha)		Powierzchnia stawów		Dominujący region lub podmiot	% pow.
		ha	%		Gospodarstwa*	Jeziora	ha	%		
Regiony										
"Mazury"	39	123169,83	51,3	1017	3158,2	121,11	1224,1	24,4	Spółki	56,5
"Pomorze"	40	71676,32	29,9	861	1791,9	83,25	739,4	14,7	Spółki	53,5
"Wielkopolska"	35	45042,94	18,8	752	1286,9	59,90	3062,7	60,9	Spółki	61,1
Podmioty										
Spółki	39	136159,92	56,8	998	3491,3	136,43	3951,6	78,6	"Mazury"	51,2
PZW	20	66308,83	27,6	1323	3315,4	50,12	453,1	9,0	"Mazury"	58,2
Prywatne	45	22638,49	9,4	243	503,1	93,16	620,7	12,4	"Mazury"	53,3
Inne	10	14781,85	6,2	66	1478,2	223,97	0,8	0,0	"Pomorze"	74,9
Razem	114	239889,09	100,0	2630	2104,3	91,21	5026,2	100,0	Spółki	56,8

* bez powierzchni stawów

Pod względem liczby użytkowanych jezior nie wystąpiły już takie znaczne różnice; na "Mazurach" ich liczba wynosiła 1017, na "Pomorzu" 861, a w "Wielkopolsce" 752, zaś całkowita ich liczba 2630 (o 21 więcej niż w poprzednim roku). Podobnie jak w roku ubiegłym największe powierzchnie jezior użytkowały podmioty z regionu "Mazury" (średnio 3158,2 ha), następnie z "Pomorza" (1791,9 ha), a najmniejsze ponownie z "Wielkopolski" (1286,9 ha). Średnia powierzchnia 1 jeziora dla całego badanego zbioru gospodarstw wynosiła 91,21 ha, przy czym w regionie "Mazury" była największa (121,11 ha), mniejsza na "Pomorzu" (83,25 ha) i zdecydowanie najmniejsza w "Wielkopolsce" (59,90 ha).

Największe powierzchnie stawów użytkują podmioty z regionu "Wielkopolska" – w sumie 3062,7 ha, co stanowi 60,9% całkowitej powierzchni stawowej, następnie z regionu "Mazury" (1224,1 ha, 24,4%) i zdecydowanie najmniejsze w regionie "Pomorze" (739,4 ha, 14,7%).

We wszystkich regionach dominującą formą własności gospodarstw rybackich były spółki, reprezentujące 61,1% powierzchni jezior w "Wielkopolsce", 56,5% na "Mazurach" i 53,5% w regionie "Pomorze". W sumie spółki użytkują 56,8% analizowanej powierzchni jezior, okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego 27,6%, podmioty prywatne (osoby fizyczne) 9,4%, a gospodarstwa "inne" 6,2%. Zdecydowanie najwięcej jezior użytkuje Polski Związek Wędkarski (1323), następnie spółki (998), gospodarstwa prywatne (243), a na końcu inne podmioty (66).

Przy średniej powierzchni jednego gospodarstwa wynoszącej 2104,3 ha jezior, zwraca uwagę największa średnia wielkość powierzchni jezior gospodarstwa o charakterze spółki (3491,3 ha), a w następnej kolejności w okręgach Polskiego Związku Wędkarskiego (3315,4 ha), gospodarstwach innych (1478,2 ha) i zdecydowanie najmniejsza

podmiotu prywatnego (503,1 ha). W wyodrębnionych grupach gospodarstw wystąpiły także znaczne różnice w średniej powierzchni użytkowanego jeziora – zdecydowanie największe były zbiorniki użytkowane przez gospodarstwa inne (średnia powierzchnia 223,97 ha), po przeciwnej stronie były jeziora Polskiego Związku Wędkarskiego (50,12 ha) i podmiotów prywatnych (93,16 ha). Pomiędzy nimi znajdowały się jeziora użytkowane przez spółki, których średnia powierzchnia wynosiła 136,43 ha.

Biorąc pod uwagę użytkowany areal obiektów stawowych, zdecydowanie przodowały gospodarstwa o charakterze spółek (78,6% całkowitej powierzchni stawów), następne były podmioty prywatne (12,4%), okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego (9,0%), zaś gospodarstwa inne w ogóle nie posiadały stawów.

Charakterystyka produkcji rybackiej

Podstawowe parametry produkcyjno-gospodarcze uzyskane przez badane podmioty w 2012 roku, w podziale na wyróżnione trzy regiony oraz formy własności, zestawiono w tabeli 3. Całkowita produkcja jeziorowa w badanym zbiorze 114 gospodarstw rybackich wyniosła 1903,72 tony ryb towarowych (o 314 ton mniej niż w roku 2011), z czego około 1010 ton przypada na region "Mazury", około 642 tony na region "Pomorze" i około 252 tony na "Wielkopolskę". Średnia dla wszystkich badanych podmiotów wydajność spadła w stosunku do roku 2011 i wynosiła 7,94 kg/ha, czyli była niższa o 1,47 kg/ha. Pod względem osiągniętej wydajności nie wystąpiły znaczniejsze różnice między regionami "Pomorze" i "Mazury"; najwyższą wydajność – tak jak przed rokiem – osiągnięto na "Pomorzu" – 8,96 kg/ha, następnie na "Mazurach" (8,20 kg/ha), zaś zdecydowanie niższą w regionie "Wielkopolska" – 5,59 kg/ha. Trzeba stwierdzić, że we wszystkich regionach wydajności obniżyły się, przy czym stopa spadkowa była najmniejsza na "Mazurach", a największa na "Pomorzu". Wniosek ten dotyczy także wszystkich rodzajów podmiotów gospodarczych. Zdecydowanie najwyższą wydajność osiągnęły gospodarstwa określone jako inne (16,78 kg/ha), następnie prywatne (9,02 kg/ha) i spółki (8,47 kg/ha), zaś zdecydowanie najniższą gospodarstwa prowadzone przez badane okręgi PZW (4,50 kg/ha). Wyraźnie niższa niż w pozostałych grupach podmiotów wydajność osiągana w jeziorach Polskiego Związku Wędkarskiego wynika z prostego faktu, że w większości badanych okręgów nie prowadzi się eksploatacji narzędziami rybackimi, a jedyną formą eksploatacji pogłowia ryb jest wędkarstwo.

W układzie regionalnym zwraca uwagę, analogicznie jak przed rokiem, najwyższy odłów ryb jeziorowych na 1 zatrudnionego w regionie "Pomorze" (2237 kg), co przynajmniej częściowo wynika z najwyższego udziału rybaków jeziorowych w ogólnym zatrudnieniu (51,6%) oraz niewielkiego arealu użytkowanych stawów. Zdecydowanie największy stosunek

TABELA 3

Charakterystyka parametrów produkcyjno-gospodarczych

Region lub podmiot	Odtowy ryb jeziorowych			Liczba zatrudnionych						Pow. jezior w ha		Liczba jezior na rybarka*	% pow. stawów do pow. jezior	kg/ha 2012/2011 [%]	
	Ogółem tony	kg/ha	kg na pracownika	kg na rybarkę jeziorowego*	Rybaków jeziorowych zatrudnionych				% rybaków jeziorowych do liczby zatrudnionych	na prawnicownik					
					Ogółem	na stałe	samoza-trudnieni	sezonowi			razem				
Regiony															
"Mazury"	1009,94	8,20	2140	6273	472	88	46	27	161	34,1	261,0	765,0	6,3	0,99	91,8
"Pomorze"	641,96	8,96	2237	4338	287	68	29	51	148	51,6	249,7	484,3	5,8	1,03	77,8
"Wielkopolska"	251,82	5,59	710	2511	355	53	20	27	100	28,2	127,0	449,1	7,5	6,80	76,5
Podmioty															
Spółki	1152,77	8,47	1767	5257	652	143	26	50	219	33,6	208,7	620,9	4,6	1,28	82,1
PZW	298,58	4,50	1028	4327	291	19	37	13	69	23,8	228,3	961,0	19,2	0,58	92,0
Prywatne	204,26	9,02	1688	2196	121	24	32	37	93	76,9	187,1	243,4	2,6	0,90	79,2
Inne	248,11	16,78	4962	8861	50	23	0	5	28	56,0	295,6	527,9	2,4	0,03	91,7
RAZEM	1903,72	7,94	1709	4651	1114	209	95	105	409	36,8	215,4	586,1	6,4	2,10	84,4

* uwzględniono etaty rybaków jeziorowych zatrudnionych na stałe, samozaatrudnionych i sezonowych

powierzchni stawów do powierzchni jezior wystąpił w "Wielkopolsce" (6,80%). W regionie "Mazury" zanotowano 6273 kg odłowionych ryb przypadających średnio na 1 rybaka jeziorowego, na "Pomorzu" 4338 kg, zaś zdecydowanie najmniej w "Wielkopolsce" (2511 kg). W stosunku do roku 2011 (Wołos i in. 2012) parametr ten obniżył się we wszystkich regionach jeziorowych.

W układzie podmiotowym zwraca uwagę zdecydowanie najwyższy odłów na jednego rybaka jeziorowego w gospodarstwach innych (8861 kg) oraz najniższy w podmiotach prywatnych (2196 kg). W gospodarstwach PZW wskaźnik ten wyniósł 4327 kg, a w spółkach 5257 kg. W stosunku do roku 2011 zanotowano spadek odłowu na 1 rybaka jeziorowego we wszystkich rodzajach podmiotów, a zwłaszcza w spółkach i grupie określonej jako inne.

Z pozostałych parametrów zamieszczonych w tabeli 3 trzeba zauważyć, że zdecydowanie największy areał jezior przypadający na 1 rybaka jeziorowego wystąpił w gospodarstwach PZW (961 ha), zaś wyraźnie najmniejszy w gospodarstwach prywatnych (243,4 ha). W gospodarstwach Polskiego Związku Wędkarskiego odnotowano również zdecydowanie najniższy odsetek rybaków jeziorowych w całkowitym zatrudnieniu (23,8%), podczas gdy w gospodarstwach prywatnych odsetek ten był najwyższy, wynosząc 76,9%. W gospodarstwach innych i w spółkach udział ten osiągnął odpowiednio 56% oraz 33,6%. Można stwierdzić, iż w porównaniu z rokiem 2011 udział rybaków jeziorowych (zatrudnionych na różnych zasadach – na stałe i sezonowo oraz poprzez samozatrudnienie) w całkowitym zatrudnieniu obniżył się o około 3 punkty procentowe.

Analizując wydajności jezior osiągnięte w ostatnich 8 latach (2004-2011), widać wyraźnie, że na ostatnie osiem lat przypada stały i wyraźny spadek – poza wyjątkowym rokiem 2011, kiedy produkcja jeziorowa wykazała wzrost w stosunku do roku 2010. Na początku badanego okresu wydajność wynosiła 11,11 kg/ha, natomiast w latach 2006-2012 spadła do poziomu 7,94 kg/ha. W układzie podmiotowym spadek wydajności w roku 2012 objął wszystkie rodzaje gospodarstw, co także odnotowano w układzie regionalnym (tab. 4).

TABELA 4

Wydajność jezior w latach 2005-2012 (kg/ha)

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Średnia
Regiony									
"Mazury"	10,17	10,50	9,50	8,88	8,96	8,32	8,93	8,20	9,18
"Pomorze"	12,41	10,74	10,49	10,59	9,00	8,40	11,52	8,96	10,26
"Wielkopolska"	11,71	9,69	8,62	8,21	8,36	5,90	7,31	5,59	8,17
Podmioty									
Spółki	11,92	11,08	10,68	10,05	9,41	8,75	10,32	8,47	10,09
PZW	7,16	7,05	5,83	5,25	5,34	4,10	4,89	4,50	5,52
Prywatne	9,34	10,01	8,47	9,09	10,63	10,22	11,39	9,02	9,77
Inne	22,28	18,54	19,28	19,60	16,03	13,68	18,30	16,78	18,06

Całkowita produkcja ryb towarowych z rozpatrywanej powierzchni blisko 240 tys. ha jezior wyniosła w 2012 roku 1903,72 tony (tab. 5). Dane zamieszczone w tabeli 5 zostały ekstrapolowane na całkowitą powierzchnię 270 tys. ha jezior użytkowanych rybacko w Polsce (tab. 6). Oszacowana w ten sposób ogólna produkcja ryb jeziorowych wyniosła 2142,66 tony, czyli o 396 ton mniej niż w 2011 roku (Wołos i in. 2012), wracając tym samym do poziomu z roku 2010 (Wołos i in. 2011). Spadek produkcji jeziorowej nie był jednak jednoznaczny, tzn. objął on zarówno gatunki cenne (tzw. wybór), jak i mniej cenne. Wzrosły nieznacznie odłowy siei,

TABELA 5

Odłowy z 239,9 tys. ha jezior w 2012 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	183,74	Leszcz D	199,81
Sieja	10,44	Leszcz S	243,78
Węgorz	75,59	Leszcz M	145,73
Sandacz	105,00	Leszcz razem	589,32
Szczupak	242,69	Krąp	54,10
Lin	131,08	Karp	21,50
Okoń DS	93,14	Amur	0,40
Okoń M	40,40	Tołpyga	21,71
Okoń razem	133,54	Stynka	21,43
Karaś	82,88	Sum	1,61
Płoć S	120,14	Inne	9,18
Płoć M	99,37	Ogółem 1903,72	
Płoć razem	219,51		

TABELA 6

Ekstrapolowane odłowy z 270,0 tys. ha jezior w 2012 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	206,80	Leszcz D	224,89
Sieja	11,75	Leszcz S	274,38
Węgorz	85,08	Leszcz M	164,02
Sandacz	118,18	Leszcz razem	663,29
Szczupak	273,15	Krąp	60,89
Lin	147,53	Karp	24,20
Okoń DS	104,83	Amur	0,45
Okoń M	45,47	Tołpyga	24,44
Okoń razem	150,30	Stynka	24,12
Karaś	93,28	Sum	1,81
Płoć S	135,22	Inne	10,33
Płoć M	111,84	Ogółem 2142,66	
Płoć razem	247,06		

TABELA 7

Wydajność wybranych gatunków i grup gatunków w latach 2011-2012

	2011		2012	
	kg/ha	%	kg/ha	%
I. Gatunki zarybiane				
litoralowe	2,10	22,30	1,88	23,65
koregonidy	0,92	9,76	0,81	10,20
karp i roślinożerne	0,24	2,57	0,18	2,29
węgorz	0,31	3,32	0,32	3,97
sandacz	0,48	5,06	0,44	5,51
Razem	4,05	43,01	3,62	45,62
II. Gatunki niezarybiane				
okoń	0,57	6,05	0,56	7,01
leszcz M i krąp	1,10	11,70	0,83	10,50
leszcz S	1,26	13,41	1,02	12,81
leszcz D	1,01	10,75	0,83	10,50
płoc S	0,58	6,19	0,50	6,31
płoc M	0,64	6,48	0,41	5,22
inne	0,20	2,41	0,16	2,03
Razem	5,36	56,99	4,32	54,38
Ogółem I i II	9,41	100,00	7,94	100,00

węgorza i suma, natomiast zmniejszyły wszystkich pozostałych gatunków, w tym w największym stopniu leszcza, płoci, szczupaka, tołpygi i stynki. Spadki produkcji rybkiej znalazły swoje odzwierciedlenie przy porównaniu danych o wydajnościach osiągniętych w ostatnich dwóch latach w podziale na gatunki zarybiane i niezarybiane (tab. 7).

W przypadku gatunków zarybianych, zanotowana wydajność uległa zmniejszeniu – z poziomu 4,05 kg/ha do 3,62 kg/ha (spadek o 10,6%), natomiast gatunków niezarybianych z poziomu 5,36 kg/ha do 4,32 kg/ha (spadek o 19,4%).

Podsumowanie

Pod względem ogólnej wielkości produkcji ryb towarowych z jezior rok 2012 był ponownie rokiem „spadkowym”, w którym zanotowaliśmy zmniejszenie wydajności do 7,94 kg/ha, czyli tylko nieznacznie większego od najniższego jej poziomu w 2010 roku (7,90 kg/ha). Spadek ogólnej wydajności był spowodowany przez zmniejszenie produkcji większości gatunków, a szczególnie leszcza, płoci i szczupaka. Odłowy węgorza po bardzo znaczącym spadku (o 28,6%) w roku 2011, ustabilizowały się na poziomie około 85 ton. Spadek ogólnej produkcji jezirowej wpłynął na zmniejszenie wielkości przycho-

dów w przeliczeniu na jednostkę powierzchni, mimo że w stosunku do poprzedniego roku nastąpił wzrost średniej ceny jednego kilograma odłowionych ryb. Na ten temat, a także szerzej o kondycji ekonomicznej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior piszemy w jednym z kolejnych rozdziałów niniejszej monografii.

Literatura

- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Mickiewicz M. 2011 – Analiza jeziorowej produkcji rybackiej w 2010 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 7-17.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Mickiewicz M. 2012 – Analiza jeziorowej produkcji rybackiej w 2011 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 7-17.

Gospodarka zarybieniowa w jeziorach polskich w 2012 roku

Maciej Mickiewicz

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Opracowanie dotyczące zarybień jezior polskich w 2012 roku oparte zostało na danych ankietowych dotyczących ilości wprowadzonego materiału zarybieniowego danego gatunku, jego wartości oraz powierzchni jezior, jaka została nim zarybiona. Dane te uzyskano od 114 podmiotów gospodarczych użytkujących ogółem blisko 240 tys. ha jezior. Pełny wykaz tych podmiotów znajduje się w opracowaniu poświęconym analizie jeziorowej produkcji ryb w roku 2012.

Badana próba gospodarstw różni się nieco od zbioru analizowanego w poprzednim roku (Mickiewicz 2012a). Różnica ta polega przede wszystkim na większej łącznej powierzchni jezior użytkowanych w 2012 roku przez analizowane podmioty. Powierzchnia ta w 2012 roku, w porównaniu z rokiem 2011 była większa o 4181 ha. Stanowi to około 1,8%, co oznacza, że porównywanie danych dotyczących wielkości zarybień z 2012 roku, z danymi z 2011 roku jest uzasadnione. Analizowana powierzchnia jezior stanowi około 89% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko, która wynosi około 270 tys. ha, tak więc badana próba jest wysoce reprezentatywna dla całości rybactwa jeziorowego w Polsce.

Opracowanie na temat gospodarki zarybieniowej prowadzonej w jeziorach polskich w 2012 roku oparte zostało również na danych ankietowych dotyczących wartości wprowadzonego materiału zarybieniowego danego gatunku oraz powierzchni jezior, jaka została nim zarybiona. Powyższe dane udostępniły wszystkie ankietowane podmioty gospodarcze. Liczba i powierzchnia tych podmiotów w podziale na poszczególne wyróżnione regiony jeziorowe została przedstawiona w tabelach 1-4. W tabelach 1-7, w nawiasach, podano też wartości dotyczące 2011 roku.

Gatunki ryb wprowadzone do jezior

Analizowane gospodarstwa rybackie wprowadziły w 2012 roku do użytkowanych jezior 20 gatunków ryb. W kolejności od najczęściej do najrzadziej wprowadzanych były to:

- 1) szczupak (105 gospodarstw),
- 2) lin (79 gospodarstw),
- 3) węgorz (72 gospodarstwa),
- 4) sandacz (64 gospodarstwa),
- 5) sielawa (51 gospodarstw),
- 6) karp (46 gospodarstw)
- 7) sum (37 gospodarstw),
- 8) sieja (36 gospodarstw),
- 9) karaś (34 gospodarstwa),
- 10) okoń (11 gospodarstw),
- 11) płoć (8 gospodarstw),
- 12) leszcz (7 gospodarstw),
- 13) jaź (5 gospodarstw),
- 14) amur (4 gospodarstwa),
- 15) boleń (3 gospodarstwa),
- 16) troć jeziorowa (3 gospodarstwa),
- 17) pstrąg potokowy (2 gospodarstwa),
- 18) tołpyga (1 gospodarstwo),
- 19) miętus (1 gospodarstwo)
- 20) pstrąg tęczowy (1 gospodarstwo).

Ilość materiału zarybieniowego

Charakterystyka ilościowych parametrów opisujących gospodarkę zarybieniową w 2012 roku została przedstawiona w tabelach 1 – 4. W tabelach tych, obok ilości materiału zarybieniowego, podobnie jak w opracowaniach dotyczących jeziorowej gospodarki zarybieniowej z lat poprzednich (Mickiewicz 2008, 2009, 2010, 2011, 2012a), podany został udział (%) gospodarstw zarybiających danym gatunkiem w wyróżnionych regionach i w skali ogólnopolskiej. Wskaźnik ten może być pomocny w zobrazowaniu rangi danego gatunku w jeziorowej gospodarce zarybieniowej w zależności od regionu, a także – w sposób pośredni – ukazuje ogólnie rozumianą jakość ekosystemów jeziorowych w poszczególnych regionach.

Wyniki analizy poszczególnych parametrów gospodarki zarybieniowej zostały tradycyjnie przedstawione w umownym podziale na trzy podstawowe regiony jeziorowe w Polsce: „Mazury”, „Pomorze” i „Wielkopolskę”. Kwalifikacja poszczególnych gospodarstw do wyróżnionych regionów przeprowadzona została nie tylko w oparciu o kryteria geograficzne, ale także podobieństwo systemów gospodarowania i stanu środowiska jezior. Do regionu „Wielkopolska” zaliczono gospodarstwa leżące w sercu tego regionu, na Kujawach oraz Pojezierzu Lubuskim i Myśliborskim, a także jeziora regionu lubelskiego i Polski południowej, do regionu „Mazury” gospodarstwa położone na wschód od Wisły i na północ od Narwi, zaś do „Pomorza” gospodarstwa działające na zachód od Wisły i na północ od linii Bydgoszcz – Ujście n. Notecią – Kalisz Pomorski – Pyrzyce – Szczecin.

Aby ułatwić porównanie ilości materiału zarybieniowego poszczególnych gatunków wprowadzonego do jezior w roku 2011 i 2012, w tabelach 1 – 4, w nawiasach, podano też wartości dotyczące roku 2011.

Zarybienia węgorzem

W tabeli 1 przedstawiono parametry ilościowe i jakościowe, charakteryzujące zarybienia węgorzem jezior w 2012 roku.

W 2012 roku wprowadzono do jezior polskich nieco większą (o 144 kg) ilość podchowanego narybku węgorza, niż w 2011 roku. Był to materiał większy (średnio 98 szt./kg), niż w roku 2011 (średnio 114 szt./kg), zatem liczba narybku węgorza w 2012 roku była o ponad 106 tys. szt. mniejsza, niż w roku poprzednim.

W analizowanym 2012 roku, podobnie jak w roku 2011, żadne z gospodarstw nie zarybiło jezior węgorzem szklistym. Z taką sytuacją, tzn. brakiem zarybień węgorzykiem montee lub zarybieniami w ilościach absolutnie minimalnych mamy do czynienia już od kilkunastu lat, praktycznie od połowy lat 90. XX wieku.

Jeśli chodzi o podchowany narybek węgorza, stwierdzić trzeba, iż charakteryzuje się on bardzo dużą różnorodnością, zarówno ze względu na jego zakres wielkościowy, jak i – co za tym idzie – zakres cenowy. Ceny węgorza zarybieniowego różne są nie tylko ze względu na wielkość materiału zarybieniowego i termin jego zakupu, ale również ze względu na jego nabywaną ilość.

Liczba gospodarstw zarybiających węgorzem w roku 2012, stanowiła w stosunku do całkowitej liczby analizowanych gospodarstw ponad 63%, można więc mówić w ostatnich latach o rosnącym zainteresowaniu zarybianiem jezior węgorzem (w roku 2011 – 58%, 2010 – 60%, 2009 – 57%, 2008 – 54%, 2007 – 52%, 2006 – 50%).

Tabela 1

Zarybienia węgorzem jezior polskich w 2012 roku (w nawiasach dane z roku 2011)

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
powierzchnia (ha)	123170 (119329)	45043 (44698)	71676 (71681)	239889 (235708)
liczba gospodarstw	39 (42)	35 (32)	40 (40)	114 (114)
Węgorz narybek podchowany				
udział zarybiających gospodarstw (%)	59,0 (52,4)	68,6 (62,5)	62,5 (60,0)	63,2 (57,9)
kilogramy	1888 (2633,5)	2901 (2357)	2832 (2486,5)	7621 (7477)
sztuki	222330 (275940)	268850 (283030)	256150 (294410)	747330 (853380)
szt./kg	118 (105)	93 (120)	90 (118)	98 (114)
zakres (szt./kg)	10-480 (10-490)	10-200 (10-360)	10-490 (10-545)	10-490 (10-545)
średnia cena (zł/kg)	283,17 (287,55)	254,06 (250,10)	177,94 (194,79)	236,93 (242,47)
zakres (zł/kg)	80-470 (130-470)	70-460 (60-440)	70-490 (60-370)	70-490 (60-470)
Węgorz szklisty (montee)				
liczba gospodarstw	- -	- -	- -	- -
kilogramy	- -	- -	- -	- -

Zarybienia sielawą i sieją

Zarybienia sielawą i sieją w 2012 roku przedstawiono w tabeli 2. Jeśli chodzi o sielawę, to w skali ogólnopolskiej trzeba zwrócić uwagę na pewien wzrost liczby gospodarstw zarybiających tym gatunkiem (w roku 2011 około 41%, w roku 2012 blisko 45%), a przede wszystkim wzrost ilości wylęgu wprowadzonego do jezior (o ponad 70 mln szt.) oraz spadek ilości narybku letniego (o blisko 2,5 mln szt.). Zarówno za wzrost ilości wylęgu sielawy, jak i spadek ilości jej narybku letniego odpowiadają zarybienia przeprowadzone w regionie "Mazury".

W przypadku siei, w skali ogólnopolskiej, w roku 2012 w porównaniu z rokiem 2011, wzrosły zarybienia wszystkimi formami materiału zarybienowego – wylęgiem o 8,3 mln szt., narybkiem letnim o 680 tys. szt., narybkiem jesiennym o 1,4 tony, zaś starszymi formami o 110 kg. O wzroście zarybień sieją w skali ogólnopolskiej zdecydowały wzrosty praktycznie we wszystkich wyróżnionych regionach jeziorowych.

Tabela 2

Zarybienia sielawą i sieją jezior polskich w 2012 roku (w nawiasach dane z roku 2011)

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
powierzchnia (ha)	123170 (119329)	45043 (44698)	71676 (71681)	239889 (235708)
liczba gospodarstw	39 (42)	35 (32)	40 (40)	114 (114)
Sielawa				
udział zarybiających gospodarstw (%)	48,7 (42,9)	34,3 (31,3)	50,0 (47,5)	44,7 (41,2)
wylęg (tys. szt.)	212 166 (148 750)	23 156 (22 100)	86 550 (80 800)	321 872 (251 650)
narybek letni (tys. szt.)	4550 (7039)	- -	29 -	4579 (7039)
Sieja				
udział zarybiających gospodarstw (%)	41,0 (28,6)	14,3 (9,4)	37,5 (45,0)	31,6 (29,0)
wylęg (tys. szt.)	6589 (120)	20 (20)	4655 (2800)	11 264 (2940)
narybek letni (tys. szt.)	962 (535)	25 (20)	515 (264)	1502 (819)
narybek jesienny (kg)	2353 (1584)	835 (293)	887 (822)	4075 (2699)
starsze formy (kg)	488 (138)	60 -	- (300)	548 (438)

Zarybienia szczupakiem, sandaczem i sumem

Zarybienia szczupakiem, sandaczem i sumem w 2012 roku przedstawiono w tabeli 3. Wiadomym jest, że szczupak od kilkunastu już lat jest najważniejszym gatunkiem w jeziornoj gospodarce zarybieniowej. Tezę tę, oprócz efektów badań przeprowadzonych metodą skali rang (Mickiewicz i Wołos 2012), rokrocznie potwierdza m.in. udział procentowy gospodarstw wprowadzających do jezior szczupaka. W roku 2011 był on na tym samym poziomie, co w roku 2010 (około 90-91%), zaś w roku 2012 wzrósł jeszcze do nieco ponad 92%, można go zatem uznać za rekordowy w ciągu minionego dziesięciolecia. W skali ogólnopolskiej wzrosły zarybienia wylęgiem (o blisko 45 mln szt.), narybkiem jesiennym (o ponad 6,5 tony) i starszymi niż narybek jesienny formami materiału zarybieniowego (o blisko 1,5 tony), obniżyły się zaś zarybienia narybkiem letnim (o ponad 5,3 mln szt.).

W 2012 roku zarybień sandaczem w skali ogólnopolskiej dokonało 56% analizowanych gospodarstw rybackich (w roku 2011 – 54%). Analizując ilościowo również w skali ogólnopolskiej zarybienia sandaczem, trzeba stwierdzić, że pojawiły się zarybienia wylęgiem (ponad 7

Tabela 3

Zarybienia szczupakiem, sandaczem i sumem jezior polskich w 2012 roku (w nawiasach dane z roku 2011)

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
powierzchnia (ha)	123 170 (119 329)	45 043 (44 698)	71 676 (71 681)	239 889 (235 708)
liczba gospodarstw	39 (42)	35 (32)	40 (40)	114 (114)
Szczupak				
udział zarybiających gospodarstw (%)	95,0 (97,6)	85,7 (81,3)	95,0 (90,0)	92,1 (90,4)
wylęg (tys. szt.)	108 427 (70 747)	2810 (2071)	34 074 (27 832)	145 311 (100 650)
narybek letni (tys. szt.)	255 (5340)	856 (868)	922 (1143)	2032 (7351)
narybek jesienny (kg)	11 722 (11 865)	19 582 (13 316)	9752 (9344)	41 056 (34 525)
starsze formy (kg)	2734 (1250)	1150 (1685)	1512 (1011)	5396 (3946)
Sandacz				
udział zarybiających gospodarstw (%)	61,5 (61,9)	71,4 (71,9)	37,5 (32,5)	56,1 (54,4)
wylęg (tys. szt.)	900 -	2000 -	4170 -	7070 -
narybek letni (tys. szt.)	2721 (1412)	1448 (1413)	1055 (1823)	5224 (4648)
narybek jesienny (kg)	1410 (1222)	3674 (2598)	955 (556)	6039 (4376)
starsze formy (kg)	- (204)	333 (576)	110 (130)	443 (910)
Sum				
udział zarybiających gospodarstw (%)	30,8 (31,0)	57,1 (53,1)	12,5 (15,0)	32,5 (31,6)
narybek letni (tys. szt.)	- -	- (5,3)	52,0 (27,0)	52,0 (32,3)
narybek jesienny (kg)	1230 (1200)	428 (62)	64 (75)	1722 (1337)
narybek 1+ (kg)	48 -	100 -	- -	148 -
kroczek (kg)	418 (989)	3879 (2866)	47 (247)	4344 (4102)
starsze formy (kg)	- -	1381 (416)	- -	1381 (416)

mln szt.), których nie odnotowano w 2011 roku, wzrosły zarybienia narybkiem letnim (o blisko 600 tys. szt.) i narybkiem jesiennym (o blisko 1,7 tony), obniżyły się zaś zarybienia starszymi niż narybek jesienny formami materiału zarybieniowego sandacza (o blisko 470 kg).

W przypadku zarybień sumem można powiedzieć, że w skali ogólnopolskiej pozostały one na zbliżonym ilościowo poziomie do roku 2011, a nawet, że nieznacznie wzrosły w przypadku wszystkich form materiału zarybieniowego.

Zarybienia linem, karasiem i karpem

Zarybienia linem, karasiem i karpem w 2012 roku przedstawiono w tabeli 4. W skali całego kraju łączne zarybienie narybkiem jesiennym i 1+ lina wzrosło w porównaniu z rokiem 2011 o ponad 2,1 tony. Nieznaczny wzrost (o ponad 1,1 tony) można też odnotować w przypadku kroczków. Obniżył się natomiast udział gospodarstw zarybiających linem (o 2,6 punktów procentowych – w roku 2011 wyniósł on około 72%, a w omawianym 2012 roku około 69%). Warto wspomnieć, iż lin, podobnie jak w ostatnich 6 latach, również w roku 2012 znalazł się na drugim po szczupaku miejscu pod względem liczby gospodarstw zarybiających danym gatunkiem.

W porównaniu z 2011 rokiem, w 2012 roku można odnotować zdecydowany spadek zarybień narybkiem jesiennym i 1+ karasia (aż o ponad 16,2 tony). Wzrosły natomiast ilościowo zarybienia kroczkami (o blisko 3,4 tony). Udział gospodarstw zarybiających karasiem pozostał na poziomie zbliżonym do poziomu z roku 2011 (wzrósł o niecały 1 punkt procentowy).

Łączne zarybienie w skali wszystkich rozpatrywanych gospodarstw narybkiem jesiennym i 1+ karpia wyniosło w 2012 roku blisko 3,2 tony (w roku 2011 blisko 3,1 tony), zaś kroczkami i starszymi formami karpia blisko 108 ton (w roku 2011 blisko 100 ton). Można więc powiedzieć, że ilość materiału zarybieniowego karpia wprowadzonego do jezior w latach 2011 i 2012 była na zbliżonym poziomie („ze wskazaniem” na nieznaczny wzrost w roku 2012). Podobnie było również z udziałem gospodarstw zarybiających karpem (w tym wypadku odwrotnie – „ze wskazaniem” na spadek względem roku 2011 o 3,5 punktów procentowych).

Zarybienia pozostałymi gatunkami

W 2012 roku sytuacja zarybień jezior innymi, niż powyżej krótko omówionymi gatunkami ryb, przedstawiała się w następujący sposób:

- **Okoń** – 3 gospodarstwa z regionu "Mazury" (404 kg narybku, zarybiono 1441 ha jezior), 8 gospodarstw z regionu "Wielkopolska" (2770 kg narybku, 4453 ha jezior).

Tabela 4

Zarybienia linem, karasiem i karpem jezior polskich w 2012 roku (w nawiasach dane z roku 2011)

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
powierzchnia (ha)	123 170 (119 329)	45 043 (44 698)	71 676 (71 681)	239 889 (235 708)
liczba gospodarstw	39 (42)	35 (32)	40 (40)	114 (114)
Lin				
udział zarybiających gospodarstw (%)	71,8 (83,3)	71,4 (62,5)	65,0 (67,5)	69,3 (71,9)
narybek jesienny (kg)	3845 (2106)	1135 (892)	210 (40)	5190 (3038)
narybek 1+ (kg)	80 (60)	- -	100 (137)	180 (197)
kroczek (kg)	11 219 (13 603)	22 051 (16 671)	18 236 (20 125)	51 506 (50 399)
Karaś				
udział zarybiających gospodarstw (%)	28,2 (26,2)	45,7 (40,6)	17,5 22,5	29,8 28,9
narybek jesienny (kg)	200 (1574)	6050 (3190)	- (17 590)	6250 (22 354)
narybek 1+ (kg)	- (200)	450 (2488)	2120 -	2570 (2688)
kroczek (kg)	3043 (4030)	12 036 (8140)	7101 (6619)	22 180 (18 789)
Karp				
udział zarybiających gospodarstw (%)	28,2 (30,9)	62,9 (75,0)	32,5 (32,5)	40,4 (43,9)
narybek jesienny (kg)	- (208)	1045 (1350)	- -	1045 (1558)
narybek 1+ (kg)	368 -	1780 (1475)	- (50)	2148 (1525)
kroczek (kg)	15 902 (13 600)	62 852 (56 597)	19 738 (20 323)	98 492 (90 520)
starsze formy (kg)	- (3146)	5066 (2609)	4156 (3670)	9222 (9425)

- **Płoć** – 2 gospodarstwa z regionu "Mazury" (612 kg narybku, zarybiono 2659 ha jezior), 6 gospodarstw z regionu "Wielkopolska" (5164 kg narybku, 5741 ha jezior).
- **Leszcz** – 1 gospodarstwo z regionu "Mazury" (410 kg dłoniaka, zarybiono 32 ha jezior), 5 gospodarstw z regionu "Wielkopolska" (3840 kg dłoniaka, 2370 ha jezior), 1 gospodarstwo z regionu "Pomorze" (100 kg dłoniaka, 34 ha jezior).

- **Jaź** – 2 gospodarstwa z regionu "Mazury" (170 kg kroczków i 20 kg narybku jesiennego), 3 gospodarstwa z regionu "Wielkopolska" (1222 kg kroczków).
- **Amur** – 1 gospodarstwo z regionu "Pomorze" (25 kg kroczków, 100 ha jezior), 3 gospodarstwa z regionu "Wielkopolska" (70 kg kroczków, 413 ha jezior).
- **Boleń** – 2 gospodarstwa z regionu "Wielkopolska" (55 kg narybku jesiennego), 1 gospodarstwo z regionu "Mazury" (8 tys. szt. narybku letniego, 50 kg narybku jesiennego).
- **Troć jeziorowa** – 1 gospodarstwo z regionu "Mazury" (30 tys. szt. narybku letniego, 313 kg narybku jesiennego), 1 gospodarstwo z regionu "Pomorze" (210 tys. szt. wylęgu, 2550 szt. smoltów, 190 kg tarlaków), 1 gospodarstwo z regionu "Wielkopolska" (7,5 kg narybku jesiennego).
- **Pstrąg potokowy** – 1 gospodarstwo z regionu "Mazury" (5 tys. szt. narybku letniego), 1 gospodarstwo z regionu "Wielkopolska" (13,7 tys. szt. narybku letniego).
- **Tołpyga** – 1 gospodarstwo z regionu "Pomorze" (50 kg kroczków, 320 ha jezior).
- **Pstrąg tęczy** – 1 gospodarstwo z regionu "Mazury" (500 kg ryby towarowej).
- **Miętus** – 1 gospodarstwo z regionu "Mazury" (290 tys. szt. wylęgu).

Wielkość powierzchni jezior zarybianych poszczególnymi gatunkami

W tabeli 5 przedstawiono udział powierzchni zarybianych danymi gatunkami w całkowitych powierzchniach wyróżnionych regionów, jak i w skali ogólnopolskiej.

Udział użytkowanej przez analizowane gospodarstwa powierzchni jezior zarybionej koregonidami zwiększył się w porównaniu z 2011 rokiem – zwłaszcza w przypadku siei. Udział powierzchni jezior zarybionej sielawą wyniósł około 22% (w 2011 roku około 21%), zaś udział powierzchni zarybionej sieją wyniósł około 19% (w 2011 roku około 9%). W skali kraju zdecydowały o tym zarybienia w regionach "Mazury" i "Pomorze".

W 2012 roku, w skali kraju, podobnie jak w kilkunastu ostatnich latach, największy odsetek całkowitej analizowanej powierzchni jezior zarybiono szczupakiem (82%). W roku 2011 odsetek ten wyniósł blisko 80%. W roku 2012 odsetek ten najwyższy był w regionie "Mazury" – osiągnął około 93%.

Udział powierzchni zarybionej sandaczem w porównaniu z rokiem 2011, wzrósł o niemal 7 punktów procentowych, do poziomu 39,5%. W przypadku suma, w skali kraju, udział zarybionej powierzchni pozostał na zbliżonym poziomie do poziomu z roku 2011. Zarówno pod względem udziału powierzchni zarybianej sandaczem, jak i sumem dominował region "Wielkopolska".

Tabela 5

Udział (%) powierzchni jezior zarybionej poszczególnymi gatunkami w całkowitej analizowanej powierzchni w 2012 roku (w nawiasach dane z roku 2011)

Gatunki/Regiony	Mazury 100% = 123170 ha (100% = 119329 ha)	Wielkopolska 100% = 45043 ha (100% = 44698 ha)	Pomorze 100% = 71676 ha (100% = 71681 ha)	Razem 100% = 239889 ha (100% = 235708 ha)
	%			
sielawa	23,8	9,9	25,9	21,8
	(21,8)	(9,8)	(25,9)	(20,8)
sieja	20,0	4,7	25,0	18,6
	(10,4)	(2,1)	(12,0)	(9,3)
szczupak	93,3	65,8	72,9	82,0
	(93,6)	(58,7)	(70,3)	(79,9)
sandacz	35,7	52,1	38,2	39,5
	(31,0)	(51,3)	(24,0)	(32,7)
sum	12,0	33,7	2,7	13,3
	(12,5)	(26,1)	(2,8)	(12,1)
lin	41,7	42,0	32,2	38,9
	(46,0)	(39,0)	(38,2)	(42,3)
karaś	5,5	33,4	7,7	11,4
	(9,2)	(40,4)	(9,9)	(15,3)
karp	11,6	43,1	12,8	17,9
	(7,1)	(44,7)	(9,9)	(15,1)

Powierzchnia jezior zarybiona linem zmniejszyła się nieco w stosunku do 2011 roku – jej odsetek wyniósł w skali kraju blisko 39% (w roku 2011 ponad 42%). Najwyższy odsetek powierzchni zarybionej linem odnotować można w regionach "Wielkopolska" i "Mazury" (około 42%).

Pod względem udziału powierzchni zarybianej karasiem i karpem zdecydowanie dominował region "Wielkopolska". W skali kraju udział powierzchni zarybianej karasiem zmniejszył się, z około 15% w 2011 roku do około 11% w 2012 roku, natomiast udział powierzchni zarybionej karpem zwiększył się z około 15% w 2011 roku do blisko 18% w roku 2012.

Analizując dane z tabeli 5, trzeba zauważyć, że wskaźnik udziału powierzchni jezior zarybionej danym gatunkiem może być pomocny w zobrazowaniu rangi danego gatunku w jezirowej gospodarce zarybieniowej w zależności od regionu, a także – w sposób pośredni – ukazuje ogólnie rozumianą jakość ekosystemów jezirowych w poszczególnych regionach.

Podobnie jak w opracowaniach na temat gospodarki zarybieniowej z lat poprzednich, w tabeli 5 nie uwzględniono węgorza, jako że w związku z jego biologią i behawiorem,

wszelkie obliczenia odnoszące się do powierzchni, na którą został wprowadzony, nie do końca przedstawiałyby obraz możliwości wędrówek tego gatunku i jego faktycznego rozprzestrzeniania się w połączonych ze sobą wodach jezior, rzek i mniejszych cieków. Z tego też powodu nie został uwzględniony w tabeli 6, która przedstawia wartość zarybień poszczególnymi gatunkami w przeliczeniu na powierzchnię, która została nimi zarybiona.

Tabela 6

Wartość zarybień poszczególnymi gatunkami w zł/ha powierzchni zarybionej danym gatunkiem (114 gospodarstw, ok. 240 tys. ha jezior). W nawiasach podano dane z roku 2011, dotyczące 114 gospodarstw, użytkujących ok. 236 tys. ha jezior

Gatunki/Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
	zł/ha			
sielawa	36,4	22,2	20,2	29,5
	(33,6)	(20,0)	(19,5)	(27,1)
sieja	35,2	21,1	28,8	32,0
	(28,1)	(17,4)	(41,4)	(32,9)
szczupak	23,1	21,0	22,3	22,6
	(18,8)	(17,3)	(23,2)	(19,7)
sandacz	7,0	13,7	17,6	11,7
	(4,9)	(10,6)	(10,9)	(8,0)
sum	5,6	7,7	15,0	7,2
	(5,8)	(5,5)	(11,8)	(6,1)
lin	4,9	16,6	11,8	9,0
	(4,5)	(13,8)	(11,9)	(8,2)
karaś	4,4	8,8	12,2	8,4
	(5,1)	(5,6)	(29,6)	(10,2)
karp	13,2	43,1	29,3	30,2
	(23,2)	(37,2)	(36,5)	(33,7)

Wartość zarybień

W przypadku koregonidów, w skali kraju, wartości zarybień były najwyższe spośród wartości zarybień wszystkimi analizowanymi gatunkami oprócz karpia. Wartość zarybień sielawą w stosunku do roku 2011 wzrosła – wyniosła około 30 zł/ha (w roku 2011 – około 27 zł/ha). Wartość zarybień sieją natomiast bardzo nieznacznie spadła – z poziomu około 33 zł/ha w 2011 roku do 32 zł/ha w 2012 roku.

W przypadku drapieżników, w porównaniu z rokiem 2011, w skali kraju, wzrosła wartość zarybień szczupakiem (o blisko 3 zł/ha), wzrosły też wartości zarybień sandaczem (o blisko 4 zł/ha) oraz sumem (o około 1 zł/ha).

W porównaniu z rokiem 2011, wartość zarybień linem w skali kraju (oczywiście, podobnie jak w wypadku innych gatunków, mierzona wartością zarybień przypadającą

na zarybioną powierzchnię), wzrosła nieco – o blisko 1 zł/ha. Natomiast w przypadku karasia, odnotować trzeba, iż wartość zarybień tym gatunkiem, w stosunku do wartości z roku 2011 obniżyła się – o blisko 2 zł/ha.

W skali ogólnopolskiej, w 2012 roku, zarybienia karpem osiągnęły najwyższą po wartości zarybień sieją wartość wśród wszystkich analizowanych gatunków – wyniosła ona ponad 30 zł/ha (w 2011 roku – blisko 34 zł/ha). Pamiętać jednak trzeba, iż tak wysoka wartość zarybień karpem wiąże się z niedużymi powierzchniami jezior, które są zarybiane tym gatunkiem.

Należy w tym miejscu raz jeszcze przypomnieć, iż na obraz wartości zarybień poszczególnymi gatunkami w przeliczeniu na zarybioną powierzchnię jezior wpływ mają po pierwsze ceny materiału zarybieniowego (Mickiewicz 2012b), obowiązujące w danym roku (zwłaszcza form podchowanych, a co za tym idzie droższych), po drugie wielkość powierzchni zarybionej danym gatunkiem oraz, po trzecie, ilość wprowadzonego do jezior materiału zarybieniowego danego gatunku, a przede wszystkim ilość form podchowanych jego materiału zarybieniowego.

Choć węgorz nie został uwzględniony w tabeli 6, można pokusić się o przedstawienie pewnych danych na temat wartości zarybień tym gatunkiem. Z analizowanych 114 jeziorowych gospodarstw rybackich 72 wprowadziły do jezior materiał zarybieniowy węgorza o wartości nieco ponad 1,5 mln zł (w roku 2010 – ponad 1,5 mln zł, w roku 2011 – ponad 1,7 mln zł). W przeliczeniu na powierzchnie gospodarstw zarybiających węgorzem i w podziale na wyszczególnione regiony jeziorowe, wartość tych zarybień przedstawiała się w sposób następujący:

- "Mazury" – ok. 5 zł/ha (w roku 2010 – ok. 7 zł/ha, w roku 2011 – ok. 8 zł/ha),
- "Wielkopolska" – ok. 15 zł/ha (w roku 2010 – ok. 11 zł/ha, w roku 2011 – ok. 13 zł/ha),
- "Pomorze" – ok. 15 zł/ha (w roku 2010 – ok. 13 zł/ha, w roku 2011 – ok. 11 zł/ha).

W tabeli 7 przedstawione zostały udziały wartości zarybień najważniejszymi analizowanymi gatunkami. Z danych przedstawionych w tabeli 7 wynika jasno, jaka była pozycja danego gatunku w jeziorowej gospodarce zarybieniowej w 2012 roku w danym regionie, a także w skali kraju. W skali tej zdecydowanym dominantem był szczupak z udziałem wynoszącym ok. 35%. Na kolejnych pozycjach znalazły się węgorz i sielawa (po ok. 12%), sieja (ok. 11%) i karp (ok. 10%). Kolejne gatunki pod względem udziału wartości ich materiału zarybieniowego to sandacz (ok. 9%) i lin (ok. 7%). Na końcu można wymienić karasia i suma (po ok. 2%).

Tabela 7

Udział (%) wartości zarybień poszczególnymi gatunkami w całkowitej analizowanej wartości zarybień w 2012 roku (w nawiasach dane z roku 2011)

Gatunki/ Regiony	Mazury 100% = 5937220 zł (100% = 4831266 zł)	Wielkopolska 100% = 3058425 zł (100% = 2435950 zł)	Pomorze 100% = 3660253 zł (100% = 3368130 zł)	Razem 100% = 12655898 zł (100% = 10635346 zł)
	%			
węgorz	8,2 (15,5)	18,7 (19,9)	13,3 (14,2)	12,2 (16,1)
sielawa	18,0 (18,1)	3,2 (3,6)	10,3 (10,8)	12,2 (12,4)
sieja	14,6 (7,2)	1,5 (0,7)	14,1 (10,6)	11,3 (6,8)
szczupak	44,7 (43,4)	20,3 (18,7)	31,8 (34,7)	35,1 (35,0)
sandacz	5,2 (3,8)	10,5 (10,0)	13,1 (5,6)	8,8 (5,8)
sum	1,4 (1,8)	3,8 (2,6)	0,8 (0,7)	1,8 (1,6)
lin	4,2 (5,1)	10,2 (9,9)	7,4 (9,7)	6,6 (7,7)
karaś	0,5 (1,2)	4,3 (4,1)	1,9 (6,2)	1,8 (3,5)
karp	3,2 (4,1)	27,4 (30,5)	7,4 (7,7)	10,2 (11,3)

Podsumowanie

W ramach podsumowania warto podać jeszcze kilka informacji odnośnie całkowitych wartości zarybień jezior polskich w 2012 roku (tab. 7). Łączna wartość zarybień jezior najważniejszymi gatunkami, dokonanych w 2012 roku przez analizowane 114 jeziorowych gospodarstw rybnych, użytkujących blisko 240 tys. ha jezior wyniosła 12,66 mln zł (w 2010 roku – 9,89 mln zł, w 2011 roku – 10,63 mln zł). W przeliczeniu na całkowitą analizowaną powierzchnię jezior wyniosło to 52,76 zł/ha (w 2010 roku – 41,60 zł/ha, w 2011 roku – 45,12 zł/ha).

W podziale na wyszczególnione regiony jeziorowe, łączna wartość zarybień jezior przedstawiała się w sposób następujący:

- "Mazury" – 5,94 mln zł, 48,20 zł/ha (w 2011 roku – 4,83 mln zł, 40,49 zł/ha),
- "Wielkopolska" – 3,06 mln zł, 67,90 zł/ha (w 2011 roku – 2,44 mln zł, 54,50 zł/ha),
- "Pomorze" – 3,66 mln zł, 51,07 zł/ha (w 2011 roku – 3,37 mln zł, 46,99 zł/ha).

W 2012 roku całkowita wartość zarybień jezior (**52,76 zł/ha**), w stosunku do wartości produkcji ryb jeziorowych (**88,07 zł/ha** – patrz rozdział o sytuacji ekonomicznej jeziorowych gospodarstw rybackich) stanowiła **60%**. W stosunku do wartości produkcji ryb jeziorowych i wartości sprzedanych zezwoleń wędkarskich (**69,49 zł/ha** – patrz rozdział o sytuacji ekonomicznej jeziorowych gospodarstw rybackich), które łącznie wyniosły **157,56 zł/ha**, wartość zarybień stanowiła blisko **34%**. Tak więc wymagany w większości umów dzierżawy rybackiego prawa użytkowania jezior próg 15% wartości odłowów ryb przeznaczanych na zarybienia, w roku 2012, podobnie jak w okresie minionych kilkunastu lat został znacznie przekroczony.

Literatura

- Mickiewicz M. 2008 – Jeziorowa gospodarka zarybieniowa w 2007 roku – W: Stan i uwarunkowania gospodarki rybackiej prowadzonej w wodach śródlądowych (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 15-28.
- Mickiewicz M. 2009 – Gospodarka zarybieniowa prowadzona w jeziorach polskich w 2008 roku – W: Stan i uwarunkowania rozwoju rybactwa śródlądowego (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 19-33.
- Mickiewicz M. 2010 – Zarybienia jezior w 2009 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2009 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 19-34.
- Mickiewicz M. 2011 – Jeziorowa gospodarka zarybieniowa w Polsce w 2010 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 19-34.
- Mickiewicz M. 2012a – Jeziorowa gospodarka zarybieniowa w 2011 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 19-35.
- Mickiewicz M. 2012b – Porównanie średnich cen ryb towarowych i materiału zarybieniowego stosowanych przez podmioty prowadzące gospodarkę rybacką w obwodach rybackich w 2009 i 2011 roku – Komun. Ryb. 1: 2-6.
- 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.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2012 roku

Arkadiusz Wołos, Maciej Mickiewicz, Tomasz Czerwiński

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp i podstawy metodyczne

Analiza sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2012 roku została przeprowadzona na podstawie pełnych danych o charakterze ekonomicznym i gospodarczym, zawartych w kwestionariuszach ankietowych otrzymanych od 64 gospodarstw prowadzących gospodarkę rybacką w jeziorach o całkowitej powierzchni 169963 ha oraz użytkujących stawy (karpiove lub pstrągowe, a czasem i karpiove, i pstrągowe) o całkowitym areale 3162,8 ha.

W porównaniu z rokiem 2011 (Wołos i in. 2012), jest to próba mniejsza o 1 podmiot, ale większa pod względem powierzchni jezior o 4571 ha. W ten sposób spełnia ona w pełni wymogi reprezentatywności, gdyż analizowane gospodarstwa użytkują 62,9% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce. Badane podmioty gospodarują na jeziorach położonych we wszystkich regionach jeziorowych Polski ("Mazury", "Pomorze", "Wielkopolska") i reprezentują wszystkie najważniejsze formy własności, czyli głównie spółki i gospodarstwa prywatne (osoby fizyczne), a także kilka gospodarstw działających w ramach okręgów Polskiego Związku Wędkarskiego.

W przeprowadzonych analizach zastosowano analogiczne podejście metodyczne jak w poprzednich latach, tzn. podzielono badany zbiór podmiotów na tzw. gospodarstwa „stawowo-jeziorowe” oraz „jeziorowe”. Podstawą takiego podziału jest fakt, że nazwa „jeziorowe gospodarstwo rybackie” jest pojęciem umownym, bowiem w rzeczywistości podmioty tak określone gospodarują zarówno na jeziorach, jak i obiektach stawowych (karpiowych i/lub pstrągowych), prowadząc także inną, często całkowicie pozarybacką działalność (np. przetwórstwo ryb, usługi turystyczne, gastronomiczne i wiele innych).

W niniejszym opracowaniu badany zbiór 64 analizowanych podmiotów gospodarczych podzielono na dwa podzbiory, umownie nazwane gospodarstwami „stawowo-jeziorowymi”, o ogólnej powierzchni 59643 ha jezior, oraz gospodarstwami „jeziorowymi”, o łącznym areale 110320 ha jezior. Jedynym kryterium tak zastosowanego podziału była wysokość przychodów osiągniętych w 2012 roku ze sprzedaży produkcji stawowej – zarówno z produkcji pstrąga tęczowego, jak i karpia oraz innych gatunków produkowanych w stawach. Jeśli suma tych przychodów była wyższa niż przychód ze sprzedaży produkcji jeziorowej, dany podmiot zaliczono do gospodarstw „stawowo-jeziorowych”, jeżeli przychody z produkcji stawowej były niższe, niż z produkcji jeziorowej, podmiot włączono do grupy gospodarstw „jeziorowych”.

Charakterystyka gospodarstw rybackich i parametrów produkcyjno-gospodarczych

Grupa gospodarstw „stawowo-jeziorowych” liczyła 19 podmiotów, a grupa gospodarstw „jeziorowych” 45 podmiotów. Podstawowe wskaźniki ekonomiczne i produkcyjno-gospodarcze, charakteryzujące obie grupy gospodarstw oraz cały badany zbiór, zestawiono w tabelach 1 i 2.

Powierzchnie jezior i stawów w obu grupach gospodarstw zasadniczo się różnią, co oczywiście wynika z zastosowanego kryterium podziału. I tak, na zdecydowanie mniej liczną grupę gospodarstw „stawowo-jeziorowych” ($N = 19$) przypada 82,9% całkowitego areалу użytkowanych stawów, podczas gdy na liczniejszą grupę gospodarstw „jeziorowych” ($N = 45$) tylko 17,1%. Analiza parametrów dotyczących *sensu stricto* gospodarki jeziorowej – wydajności i wartości odłowionych ryb (w zł/ha), także wykazała różnice. Wydajność odłowów ryb jeziorowych w grupie „stawowo-jeziorowej” (8,48 kg/ha) była nieznacznie niższa niż w grupie „jeziorowej” (8,67 kg/ha), ale w obu grupach nastąpił spadek opisywanego parametru w stosunku do roku 2011. Pochodną osiągniętych wydajności, a w jeszcze większym stopniu różnic w średniej cenie odłowionych ryb, jest wartość produkcji jeziorowej w przeliczeniu na jednostkę powierzchni. W całym badanym zbiorze podmiotów wartość ta wyniosła 88,07 zł/ha (była o 3,8 zł/ha niższa niż przed rokiem), w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” 87,77 zł/ha, natomiast w „jeziorowych” 88,24 zł/ha, czyli w obu grupach była niemal identyczna (tab. 1). Wynika to głównie z faktu, iż w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” łowiono nieco więcej wartościowych ryb (tzw. wybór), czego wypadkową jest średnia cena 1 kg ryb w wysokości 10,35 zł – o 0,17 zł wyższa niż w grupie „jeziorowej”. W porównaniu z rokiem 2011 (Wołos i in. 2012) średnia cena 1 kg ryb w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” była o 2,10 zł wyższa, natomiast w „jeziorowych” o 0,76 zł wyższa.

Tabela 1

Liczba, powierzchnia i podstawowe dane o odłowach i zarybieniach analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa "stawowo-jeziorowe"	Gospodarstwa "jeziorowe"	Razem
Liczba gospodarstw	19	45	64
Powierzchnia jezior (ha)	59643	110320	169963
Powierzchnia stawów (ha)	2622,8	540,0	3162,8
Wydajność odłowów ryb jeziorowych (kg/ha)	8,48	8,67	8,60
Całkowita wartość odłowów ryb jeziorowych (zł)	5234907	9734547	14969454
Wartość odłowów ryb jeziorowych (zł/ha)	87,77	88,24	88,07
Średnia cena kg ryb (zł)	10,35	10,18	10,24

Tabela 2

Wybrane parametry produkcyjno-gospodarcze analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa "stawowo-jeziorowe"	Gospodarstwa "jeziorowe"	Razem
Średnia powierzchnia jezior w gospodarstwie (ha)	3139,10	2451,56	2655,67
Średnia powierzchnia jednego jeziora w gospodarstwie (ha)	111,07	150,30	133,72
Średnia powierzchnia stawów w gospodarstwie (ha)	138,04	12,00	49,42
Powierzchnia stawów (ha/100 ha jezior)	4,40	0,49	1,86
Powierzchnia jezior (ha na 1 pracownika)	176,82	274,43	229,90
Powierzchnia jezior (ha na 1 rybaka jeziorowego*)	683,20	630,40	650,45
Liczba jezior na 1 rybaka jeziorowego*	6,17	4,20	4,86
Liczba pracowników	337	402	739
w tym udział rybaków jeziorowych* (%)	25,9	43,5	35,4
Odłów ryb jeziorowych (kg na 1 pracownika)	1499	2379	1978
Odłów ryb jeziorowych (kg na 1 rybaka jeziorowego)*	5891	5465	5595

* w tym rybacy jeziorowi zatrudnieni na stałe, samozatrudnieni i sezonowi

Trzeba w tym miejscu wyjaśnić, że wydajność dla całego zbioru 64 gospodarstw wynosząca 8,60 kg/ha jest wyższa niż wydajność obliczona dla wszystkich badanych 110 podmiotów (7,94 kg/ha – por. rozdział dotyczący analizy produkcji rybackiej) i wynika to z faktu, że do analizy sytuacji ekonomiczno-finansowej nie wzięto pod uwagę wyników uzyskanych od licznych podmiotów prywatnych (z uwagi na brak kompletnych danych) oraz tych okręgów PZW, które co prawda dostarczyły odpowiednie pełne dane, ale dotyczyły one wszystkich użytkowanych wód, w tym rzek i zbiorników zaporowych, które nie były przedmiotem niniejszej analizy.

Analiza wybranych parametrów produkcyjno-gospodarczych w obu grupach gospodarstw pozwala na wyciągnięcie wniosku, iż w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” mamy do czynienia z wyraźnie większą, niż w gospodarstwach „jeziorowych” wydajnością pracy rybaków jeziorowych. Świadczy o tym wysokość średniego odłowu przypa-

dająca na jednego rybaka jeziorowego, wynosząca w tej pierwszej grupie 5891 kg, a w grupie drugiej 5465 kg (tab. 2). Warto dodać, że w porównaniu z rokiem ubiegłym w obu grupach gospodarstw parametr ten zmniejszył się o 9%, przy czym stopa spadkowa w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” wyniosła 21,6%, natomiast w „jeziorowych” 2,6%.

W tym miejscu nasuwa się drugi istotny wniosek – większy odłów na 1 rybaka w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” niż w „jeziorowych” był osiągnięty pomimo obiektywnie trudniejszych warunków gospodarowania, czego wyrazem jest mniejsza średnia powierzchnia jednego jeziora (111,07 ha wobec 150,30 ha) oraz większa liczba jezior przypadających na rybaka jeziorowego (6,17 wobec 4,20). Znaczne różnice w parametrach takich jak: średnia powierzchnia stawów w gospodarstwie, udział powierzchni stawów w stosunku do powierzchni jezior i udział rybaków jeziorowych w całkowitej liczbie zatrudnionych wynikają z przyjętego kryterium podziału. To samo dotyczy parametrów będących pochodną całkowitego zatrudnienia, takich jak odłów na pracownika oraz powierzchnia jezior na pracownika. Warto przy tym zauważyć, że udział rybaków jeziorowych w ogólnym zatrudnieniu całego badanego zbioru gospodarstw wynoszący 35,4% był na niższym poziomie niż w roku 2011 o 10,7% (tab. 2). Godny podkreślenia jest również fakt, iż przeciętne gospodarstwo „stawowo-jeziorowe” zatrudnia prawie dwa razy więcej pracowników (średnio 17,7) niż gospodarstwo „jeziorowe” (średnio 8,9), co w sposób oczywisty wynika z różnic w profilu działalności obu wyróżnionych grup gospodarstw, a zwłaszcza zaangażowania pracowników gospodarstw z grupy pierwszej w produkcję stawową.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa

Podstawowe wskaźniki ekonomiczne gospodarstw analizowanych jako cały zbiór oraz w podziale na „stawowo-jeziorowe” i „jeziorowe” przedstawiają tabele 3, 4 i 5. Dane zawarte w tabeli 3 nie wymagają szerszego komentarza. Jest rzeczą oczywistą, że w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” na produkcję podstawową w znacznie większym stopniu składa się produkcja karpia i innych gatunków produkowanych w stawach karpowych (45,62%), a także produkcja pstrąga (42,31%) niż w gospodarstwach „jeziorowych”. W tym miejscu trzeba podkreślić, że w porównaniu z rokiem 2011 udział produkcji karpia zmniejszył się, natomiast odsetek produkcji pstrąga tęczowego zwiększył. W grupie gospodarstw „jeziorowych” sprzedaż ryb odłowionych w jeziorach stanowiła 84,12% przychodów ze sprzedaży produkcji podstawowej, podczas gdy sprzedaż karpia i pstrąga odpowiednio 7,99% i 7,89%. Niski był udział produkcji jeziorowej w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” (12,07%), co sprawia, że o sytuacji ekonomiczno-fi-

nansowej tej grupy gospodarstw w znacznym stopniu decyduje chów karpia i/lub pstrąga, podczas gdy w grupie gospodarstw „jeziorowych” – produkcja ryb towarowych w jeziorach (tab. 3). Obie grupy gospodarstw wykazują także przychody ze sprzedaży zezwoleń na wędkowanie w jeziorach oraz z innych form działalności, często wykraczających poza formy uważane tradycyjnie za działalność rybacką. W tabeli 4 przedstawiono wszystkie wymienione składniki przychodów na tle kosztów działalności i zysku brutto w obu wyróżnionych grupach i w całym zbiorze badanych podmiotów, przy czym parametry te są wyrażone w przeliczeniu na jednostkę powierzchni użytkowanych jezior.

Tabela 3

Udział różnych form produkcji rybackiej w przychodach z produkcji podstawowej

Wyszczególnienie	Gospodarstwa "stawowo-jeziorowe"	Gospodarstwa "jeziorowe"	Razem
	%	%	%
Produkcja jeziorowa	12,07	84,12	27,25
Produkcja pstrąga	42,31	7,89	35,05
Produkcja karpia i innych gatunków w stawach	45,62	7,99	37,70
Produkcja podstawowa	100	100	100

Analizując wielkość przychodów całkowitych widać ogromną różnicę w ich wielkości: w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” wyniosły one 967,45 zł/ha, podczas gdy w gospodarstwach „jeziorowych” 330,53 zł/ha. Średni przychód całkowity dla całego zbioru 64 gospodarstw wyniósł 554,03 zł/ha, a więc był o 66,77 zł/ha (czyli o 13,7%) większy niż w roku 2011 (Wołos i in. 2012), przy czym wzrost ten dotyczy zarówno grupy „jeziorowej” (wzrost o 23,6%), a w mniejszym stopniu „stawowo-jeziorowej” (10,1%). W całym zbiorze 64 gospodarstw zmniejszyły się przychody z produkcji jeziorowej, natomiast wzrosły przychody ze wszystkich pozostałych form działalności, w tym najbardziej ze sprzedaży pstrąga tęczowego, w mniejszym stopniu sprzedaży zezwoleń na wędkowanie, sprzedaży karpia i innych form działalności. Przychody ze sprzedaży zezwoleń wędkarskich w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” (77,57 zł/ha) były wyższe niż w grupie „jeziorowej” (65,13 zł/ha), ale ich udział w przychodach całkowitych w pierwszej z wymienionych grup wynosił tylko 8,0%, podczas gdy w grupie drugiej 19,7% (tab. 4). Ogólnie trzeba stwierdzić, że w całym analizowanym zbiorze gospodarstw przychody ze sprzedaży produkcji podstawowej były wyższe niż w 2011 roku o 35,9%, a zanotowany znaczny wzrost przychodów całkowitych zawdzięczamy głównie sprzedaży pstrąga tęczowego.

Opisane zmiany w wysokości przychodów (wyrażonych w zł na 1 ha powierzchni jeziorowej) spowodowały pewne istotne zmiany w ich strukturze procentowej. I tak, udział przychodów ze sprzedaży produkcji podstawowej w przychodach całkowitych

Tabela 4

Podstawowe wskaźniki ekonomiczne analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa "stawowo-jeziorowe"		Gospodarstwa "jeziorowe"		Razem	
	zł/ha*	%	zł/ha*	%	zł/ha*	%
Przychody całkowite	967,45	100	330,53	100	554,03	100
w tym:						
Produkcja podstawowa	726,95	75,1	104,90	31,7	323,19	58,3
w tym:						
– jeziorowa	87,77	9,1	88,24	26,7	88,07	15,9
– pstrąga	307,54	31,8	8,27	2,5	113,29	20,4
– karpia	331,64	34,2	8,39	2,5	121,83	22,0
Oplaty wędkarskie	77,57	8,0	65,13	19,7	69,49	12,5
Inne przychody	162,93	16,9	160,50	48,6	161,35	29,2
Koszty całkowite	935,92		311,61		530,69	
Zysk brutto	31,53		18,92		23,34	

* wszystkie przychody przeliczono na 1 ha powierzchni jezior

Tabela 5

Podstawowe wskaźniki w grupach gospodarstw „stawowo-jeziorowych” i „jeziorowych”

Wyszczególnienie	Gospodarstwa "stawowo-jeziorowe"	Gospodarstwa "jeziorowe"	Razem
Wskaźnik rentowności (%)	3,37 ⁽¹⁾	6,07 ⁽²⁾	4,40
Przychody całkowite (zł na 1 zatrudnionego)	171221	90705	127370
Zysk brutto (zł na 1 zatrudnionego)	5580	5190	5368
Średnie przychody całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	3036921	810301	1471329
Średnie koszty całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	2937955	763933	1409346
Średni zysk brutto (zł na 1 gospodarstwo)	98966	46368	61983
Wskaźnik rozwojowości (%)	4,44	4,86	4,60
Stosunek nakładów na inwestycje do przychodów całkowitych (%)	3,46	4,77	3,97

⁽¹⁾ z rekompensatami wodnośrodowiskowymi Wr = 8,02%

⁽²⁾ z rekompensatami wodnośrodowiskowymi Wr = 8,92%

zwiększył się do poziomu 58,3%, przy czym zwiększył się o 6,3 punktu procentowego ze sprzedaży pstrąga, zmniejszył o 3 punkty procentowe ze sprzedaży ryb jeziorowych, natomiast w przypadku karpia pozostał na tym samym poziomie. Zmniejszył się natomiast, chociaż nieznacznie, udział sprzedaży zezwoleń na wędkowanie (o 0,4 punktu procentowego), a także odsetek innych form działalności (o 2,8 punktu procentowego).

Przedstawione wyniki pozwalają na stwierdzenie, że w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” zanotować można wyższą efektywność gospodarowania niż w grupie „jeziorowej”, o czym zdecydowały m.in. tak obiektywne czynniki, jak znacznie większe

możliwości osiągania przychodów z produkcji ryb w stawach. Właśnie te obiektywne czynniki sprawiły, że wyliczony zysk brutto na 1 ha powierzchni jeziorowej pozostał w grupie „stawowo-jeziorowej” na wyższym poziomie (31,53 zł/ha) niż w grupie „jeziorowej” (18,92 zł/ha). Warto jednak dodać, że parametr ten uległ znacznemu zmniejszeniu właśnie w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” (w roku 2011 wyniósł 86,45 zł/ha), zaś w grupie „jeziorowej” był tylko nieznacznie niższy (w roku 2011 20,31 zł/ha).

Najbardziej istotne implikacje w sytuacji ekonomiczno-finansowej całego zbioru analizowanych gospodarstw rodzi jednak zestawienie przychodów całkowitych i kosztów działalności w latach 2011 i 2012. Okazało się bowiem, że zanotowanemu wzrostowi przychodów całkowitych (przypomnijmy – o 13,7%) towarzyszyła większa stopa wzrostowa kosztów całkowitych prowadzonej działalności (o 19,7%), co rzecz jasna wpłynęło w sposób zasadniczy ujemnie na rentowność rozpatrywanych podmiotów – zwłaszcza w grupie „stawowo-jeziorowej” obciążonej rosnącymi kosztami produkcji ryb w stawach.

Wśród „innych” przychodów analizowane 64 podmioty gospodarcze wymieniły (w kolejności od najczęściej do najrzadziej wymienianych): obrót rybą nie pochodzącą z własnej produkcji i handel przetworami rybnymi, usługi turystyczne typu pensjonaty lub mała gastronomia, przetwórstwo ryb, usługi wylęgarniczo-podchowowe i sprzedaż materiału zarybieniowego, odsetki od lokat i inne przychody finansowe, wynajem pomieszczeń, sklepy rybne, odszkodowania, dotacje (np. NFOŚiGW), sprzedaż środków trwałych, opłaty za pomosty, dzierżawa, pozysk i sprzedaż trzciny, port żeglarski, slipowanie i zimowanie jachtów, parking, agroturystyka wędkarska, zawody wędkarskie, szkutnictwo, prace porządkowe i egzaminy. Jak już wyżej wspomniano, te „inne” przychody (średnio 161,35 zł/ha) stanowią poważny składnik przychodów całkowitych, znacznie przekraczający wielkość przychodów z produkcji ryb towarowych z jezior (88,07 zł/ha). Warto także dodać, że w grupie „jeziorowej” inne przychody stanowiły aż 48,6% przychodów całkowitych, a w grupie „stawowo-jeziorowej” 16,9%.

W tabeli 5 przedstawiono najważniejsze wskaźniki charakteryzujące sytuację ekonomiczno-finansową całego badanego zbioru gospodarstw oraz wyróżnionych grup „stawowo-jeziorowej” i „jeziorowej”. Wskaźnik rentowności dla całego zbioru gospodarstw wyniósł 4,40%, a więc był zdecydowanie niższy niż w 2011 roku (9,95%). Warto zwrócić uwagę, że w grupie „stawowo-jeziorowej” parametr ten wyniósł 3,37%, zaś w grupie „jeziorowej” 6,07%. Trzeba dodać że po uwzględnieniu wielkości rekompensat wodno-środowiskowych wskaźnik rentowności w pierwszej grupie wyniósł 8,02%, natomiast w drugiej 8,92%. Pozostałe parametry zamieszczone w tabeli 5 także wykazały znaczne różnice. Przychody całkowite na 1 zatrudnionego były w grupie „stawowo-jeziorowej” (171221 zł – wzrost o 11910 zł w porównaniu z rokiem 2011) prawie 2-krotnie wyższe niż w grupie „jeziorowej” (90705 zł – wzrost o 13285 zł). Inna niż w roku 2011 relacja cecho-

wała zysk brutto na 1 zatrudnionego, który w pierwszej z tych grup wynosił 5580 zł (w 2011 roku 15671 zł), a w drugiej 5190 zł (w 2011 roku 5879 zł), co w grupie „stawowo-jeziorowej” oznacza znaczny, a w „jeziorowej” niewielki spadek w stosunku do roku ubiegłego. Bardzo wyraźna różnica wystąpiła w wielkości średnich przychodów całkowitych na 1 gospodarstwo, które w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” osiągnęły poziom 3036921 zł i były 3,7-krotnie wyższe niż w grupie „jeziorowej” (810301 zł). W grupie „stawowo-jeziorowej” zmniejszył się wyraźnie średni zysk brutto na 1 gospodarstwo – do poziomu 98966 zł (w roku 2011 – 285554 zł), podczas gdy w grupie „jeziorowej” był on wyższy niż w poprzednim roku.

Analiza ostatniego z rozpatrywanych parametrów – wskaźnika rozwojowości (tj. stosunku sumy nakładów na inwestycje i wykup majątku do przychodów całkowitych w %) oraz jego porównania z latami wcześniejszymi wskazują na jego spadek w porównaniu z rokiem 2011. W rozpatrywanym roku 2012 wskaźnik ten wyniósł 4,60%, przy czym w grupie „jeziorowej” osiągnął poziom 4,86%, a w „stawowo-jeziorowej” 4,44%. Biorąc pod uwagę tylko inwestycje, ich stosunek procentowy do przychodów całkowitych w całym analizowanym zbiorze gospodarstw wyniósł 3,97%, w grupie „jeziorowej” 4,77%, a w grupie „stawowo-jeziorowej” 3,46%.

Wykorzystanie środków z Programu Operacyjnego „Zrównoważony rozwój sektora rybołówstwa i nadbrzeżnych obszarów rybackich 2007-2013”

Zakres wsparcia finansowego objętego PO RYBY 2007-2013 jest niezwykle szeroki, dzięki czemu inwestycje generowane przez ten instrument finansowy przekroczyły kilkakrotnie wielkość nakładów inwestycyjnych ponoszonych tylko w ramach własnych funduszy i środków. W analizowanym roku całkowita wartość inwestycji (wraz z wykupem majątku) zrealizowanych przez różne podmioty uprawnione do rybackiego użytkowania jezior wynosiła około 17,75 mln zł. W ramach PO Ryby 2007-2013 w roku 2012 podmioty te złożyły ponad 120 wniosków, z czego 62 zostały zrealizowane na łączną kwotę 12,33 mln zł. Inwestycje te zostały zrefundowane zarówno w ramach osi II oraz poprzez Lokalne Grupy Rybackie. Średnia wartość inwestycji wyniosła 198 tys. zł. Z środków tych beneficjenci najczęściej finansowali inwestycje w specjalistyczny sprzęt do transportu ryb (samochody ciężarowe, przyczepy, baseny wraz z osprzętem do zabudowy itp.), maszyny rolnicze (kosiarki, ładowacze, ciągniki) oraz zakup dodatkowego wyposażenia (wagi, wytwornice lodu, pakowarki, myjki ciśnieniowe). Kilka wniosków dotyczyło doposażenia Straży Rybackiej w dodatkowy sprzęt oraz zakupu zestawów do

monitoringu zasobów wodnych (np. samochody terenowe, łodzie, noktowizory, echo-sondy, gps-y, lornetki). Nie można również pominąć działań polegających na budowie, modernizacji i remontach obiektów, które poprawiają infrastrukturę oraz warunki pracy. Największą inwestycją refundowaną w ramach PO Ryby była budowa wylęgarni za kwotę 3,390 mln zł.

Podsumowanie

Wyniki przeprowadzonych analiz można krótko podsumować w następujących kilku punktach:

- Podstawowy wskaźnik charakteryzujący sytuację ekonomiczno-finansową badanych podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, czyli wskaźnik rentowności – bez uwzględnienia rekompensat wodnośrodowiskowych – wyniósł w 2012 roku 4,40%, przy czym w grupie „stawowo-jeziorowej” osiągnął poziom 3,37%, natomiast w grupie „jeziorowej” 6,07%. Spadek tego wskaźnika w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” w największym stopniu był związany ze znacznym zwiększeniem kosztów prowadzonej działalności, których wzrostowa stopa procentowa przewyższyła stopę wzrostu przychodów całkowitych. Mimo tych spadków, przedstawione wyniki świadczą o tym, że nasze gospodarstwa rybackie nadal sprawnie radzą sobie z niekorzystnymi dla całej gospodarki czynnikami makroekonomicznymi związanymi z ogólnoswiatowym kryzysem gospodarczym.
- Gospodarstwa określone jako „stawowo-jeziorowe”, czyli takie, w których przychód generowany przez gospodarkę stawową przekracza przychód pochodzący z produkcji jeziorowej – biorąc pod uwagę *sensu stricto* gospodarkę jeziorową – charakteryzowały się większą sprawnością gospodarowania niż gospodarstwa określone jako „jeziorowe”, chociaż poziom gospodarowania między wyróżnionymi grupami podmiotów uległ „spłaszczeniu” w porównaniu z poprzednimi latami badań.
- Wartość odłowów ryb jeziorowych (w zł/ha) była w grupie „stawowo-jeziorowej” niemal identyczna jak w grupie „jeziorowej”, mimo że podmioty z tej grupy uzyskiwały niższą wydajność. Przyczyną takiej sytuacji jest nieco wyższa średnia cena złowionych ryb jeziorowych w pierwszej grupie (10,35 zł/kg) w porównaniu z grupą drugą (10,18 zł/kg).
- Całkowite przychody rozpatrywanych 64 gospodarstw rybackich osiągnęły w 2011 roku 94,2 mln zł. Ponieważ badana przez nas próba gospodarstw reprezentuje 62,9% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce (określanej na 270 tys. ha), można z dużą ostrożnością oszacować, że globalne

przychody podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior osiągnęły w badanym roku poziom 150 mln złotych.

Literatura

Wołos A., Mickiewicz M., Czerwiński T. 2012 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2011 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 37-45.

Stan gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2012 roku

Tomasz Czerwiński

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Analizą gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w 2012 roku objęto 92 zbiorniki zaporowe o łącznej powierzchni 45232 ha. W porównaniu z poprzedni rokiem oznacza to wzrost liczby badanych zbiorników, przy nieco mniejszej powierzchni całkowitej. Brak kilku bardzo dużych zbiorników z południa kraju spowodował znaczne obniżenie się średniej powierzchni analizowanego zbiornika – do 492 ha. Nadal jednak próba ta jest wysoce reprezentatywna, ponieważ stanowi ponad 84% powierzchni wszystkich zbiorników zaporowych w kraju.

W celach porównawczych zastosowano takie same podejście metodyczne, tzn. analizowane zbiorniki podzielono na dwie grupy: eksploatowane rybacko i obiekty, na których nie prowadzi się odłowów rybackich. W pierwszej grupie w 2012 roku znalazło się 15 zbiorników o łącznej powierzchni 29250 ha, zaś w drugiej 77 zbiorników o całkowitej powierzchni 15982 ha. Średnia powierzchnia zbiornika eksploatowanego rybacko wynosiła 1950 ha, zaś zbiornika, w którym nie prowadzono odłowów rybackich 208 ha.

W zbiornikach zaporowych przedstawionych w tabeli 1 eksploatacja rybacka prowadzona była systematycznie od kilkunastu lat (np. Zegrze, Włocławek, Siemianówka, Goczałkowice, Koronowski) lub połowy prowadzone były nieregularnie z mniejszą intensywnością (np. Ścierniawica, Czchów, Turawa, Jeziersko, Dobczyce).

W tabeli 2 przedstawiono podstawowe informacje o analizowanych zbiornikach zaporowych, w których jedyną formą prowadzonej gospodarki rybacko-wędkarskiej były zarybienia, wędkarskie połowy oraz sporadyczne połowy kontrolne.

Tabela 1

Podstawowe informacje o analizowanych zbiornikach zaporowych eksploatowanych rybacko

Zbiorniki eksploatowane rybacko	Powierzchnia	Użytkownik
Koronowski	1118	Jacek Kaczmarek
Ścierniawica	70	Osoba fizyczna
Zegrze	3852	PZW Mazowiecki
Włocławek	7911	PZW Płocko-Włocławski
Siemianówka	3253	PZW Białystok
Czorsztyn	1120	PZW Nowy Sącz
Klimkówka	266	PZW Nowy Sącz
Turawa	1782	PZW Opole
Sulejów	1960	PZW Piotrków Trybunalski
Jezioro	3720	PZWSieradz
Dobczyce	970	RZGW Kraków
Goczałkowice	2600	Spółka
Zemborzyce	278	PZW Lublin
Czchów	255	PZW Tarnów
Dobromierz	95	Zakład Wodociągów i Kanalizacji Świebodzice
Razem	29250	
Średnia powierzchnia zbiornika	1950	

Tabela 2

Podstawowe informacje o analizowanych zbiornikach zaporowych
nieeksploatowanych rybacko

Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	Powierzchnia	Użytkownik
Porąbka	386,1	PZW Bielsko Biała
Tresna	1020	PZW Bielsko Biała
Smukała	111	PZW Bydgoszcz
Tryszczyn	87	PZW Bydgoszcz
Gródek	108	PZW Bydgoszcz
Żur	443	PZW Bydgoszcz
Kozłowo	20	PZW Bydgoszcz
Majdan Zahorodnyński	48	PZW Chełm
Niwa	44,3	PZW Chełm
Stańków	41,7	PZW Chełm
Staw Parypse	14,8	PZW Chełm
Husynne	99	PZW Chełm
Tuliłow	15	PZW Chełm
Wytyczno	550	PZW Chełm
Zahajki	235	PZW Chełm
Żółtańce	46,9	PZW Chełm
Poraj	380	PZW Częstochowa
Pierzchały	189	PZW Elbląg
Kolbudy Dolne	54	PZW Gdańsk
Łapino Dolne	37	PZW Gdańsk
Zalew Bledzewski	80	PZW Gorzów Wlkp.
Bukówka	167	PZW Jelenia Góra
Leśna	110	PZW Jelenia Góra
Jezioro Modre	7,2	PZW Jelenia Góra

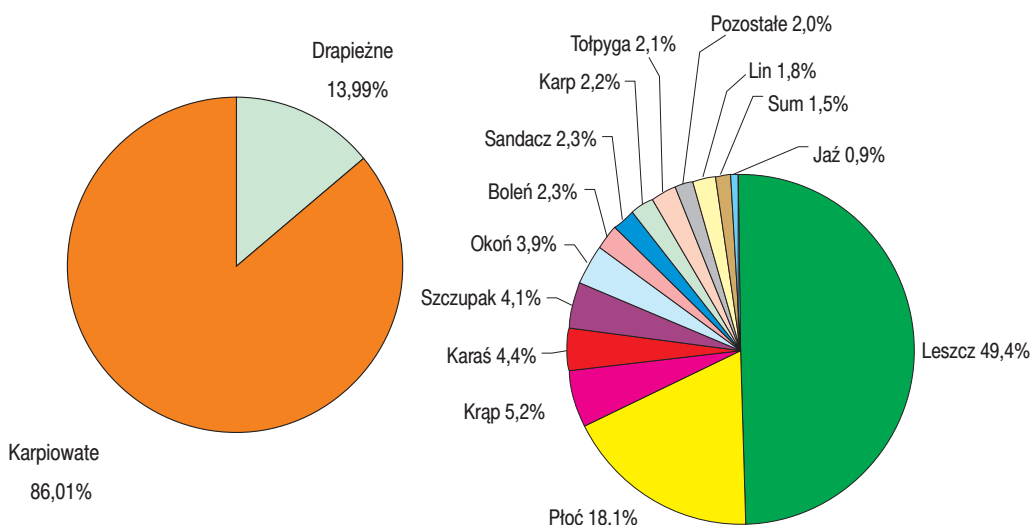
Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	Powierzchnia	Użytkownik
Pilchowice	175	PZW Jelenia Góra
Wrzeszczyn	40	PZW Jelenia Góra
Złotnicki	130	PZW Jelenia Góra
Szałe	167	PZW Kalisz
Roszków	34,2	PZW Kalisz
Brody Itzeckie	260	PZW Kielce
Chańcza	270	PZW Kielce
Lubianka	35	PZW Kielce
Małogoszcz	29	PZW Kielce
Borków	36	PZW Kielce
Sielpia	60	PZW Kielce
Cedzyna	60	PZW Kielce
Mostki	21	PZW Kielce
Rejów	30	PZW Kielce
Umer	11,9	PZW Kielce
Szydłówek	12	PZW Kielce
Starachowice	68	PZW Kielce
Bliżyn	14	PZW Kielce
Suchedniów	35	PZW Kielce
Wióry	257	PZW Kielce
Stupca	265,5	PZW Konin
Przykona	120	PZW Konin
Hajka	100	PZW Koszalin
Rosnowo	190	PZW Koszalin
Stup	292	PZW Legnica
Różnów	1060	PZW Nowy Sącz
Głębinów	1912	PZW Opole
Otmuchów	1712	PZW Opole
Dobrzyca	92	PZW Piła
Koszyce II	103,7	PZW Piła
Koszyce I	46	PZW Piła
Jastrowie	150	PZW Piła
Podgaje	116	PZW Piła
Mielimąka	47,59	PZW Piła
Cieszanowice	217	PZW Piotrków Trybunalski
Drzewica	100	PZW Piotrków Trybunalski
Miedzna	180	PZW Piotrków Trybunalski
Lipówka	28	PZW Poznań
Jeżewo	76	PZW Poznań
Radzyny	110	PZW Poznań
Rusałka	36,7	PZW Poznań
Środa	42	PZW Poznań
Domaniów	390	PZW Radom
Siczki	32,2	PZW Radom
Pionki	17	PZW Radom
Lisowo	75	PZW Szczecin
Sicina	30,8	PZW Szczecin
Rejowice	177	PZW Szczecin
Kozielno	270	PZW Wałbrzych
Topola	275	PZW Wałbrzych

Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	Powierzchnia	Użytkownik
Mietków	795	PZW Wrocław
Nielisz	724	PZW Zamość
Sosnowka	160	Wodnik – Wodociągi i Kanalizacja Jelenia Góra
Razem	15982	
Średnia powierzchnia zbiornika	208	

Odłowy

W 2012 roku w zbiornikach eksploatowanych rybacko wydajność gospodarcza wahała się w granicach od 0,29 kg/ha do nawet 62,30 kg/ha. Średnia wydajność wszystkich zbiorników wynosiła 12,53 kg/ha. W porównaniu z poprzedni rokiem (Czerwiński 2012) oznacza to nieznaczny spadek, choć łączny odłów z analizowanych zbiorników był o 9 ton większy i wynosił ponad 366,5 tony.

Struktura gatunkowa odłowów rybackich była niemal identyczna jak w poprzednim sezonie. Niezmiennie od kilku lat dominują gatunki karpiowate, które łącznie stanowiły w 2012 roku ponad 86% masy łowionych ryb (rys. 1). Niemal połowę stanowił leszcz (49,43%), zaś odsetek płoci kształtował się na stałym poziomie około 18%. Udziały pozostałych karpiowatych, tj. krąpia (5,16%), karasia (4,35%), karpia (2,24%) i lina (1,80%) nie odbiegały zasadniczo od wyników uzyskiwanych w poprzednich latach (rys. 2). Wśród drapieżników udział szczupaka wyniósł 4,05%, zaś odsetek okonia zwiększył się do 3,91%. Pozostałe drapieżniki nie stanowiły istotnych pozycji w strukturze, a ich łączny udział wynosił nieco ponad 6%.



Rys. 1. Struktura odłowów gospodarczych w zbiornikach eksploatowanych rybacko.

Rys. 2. Struktura odłowów gospodarczych w zbiornikach eksploatowanych rybacko (100% = 366528 kg).

Zarybienia

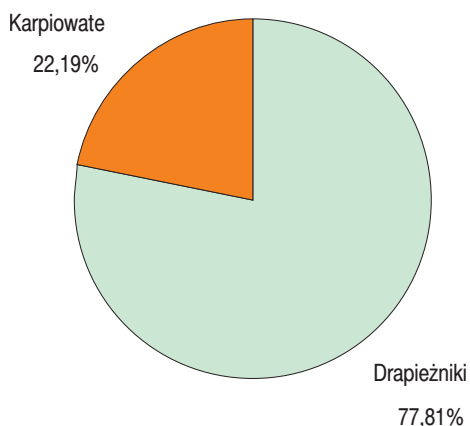
Już od kilku lat notuje się wzrost kwoty przeznaczanej na zarybienia wszystkich zbiorników zaporowych, która w roku 2012 wynosiła już 5,35 mln zł. Względna wartość zarybień również wzrosła w stosunku do odnotowanej w poprzednim roku i osiągnęła wielkość 118,27 zł/ha. Wartość zarybień w poszczególnych zbiornikach kształtowała się od 3 zł/ha do prawie 1146 zł/ha. Odnotowano również przypadki, kiedy w badanych zbiornikach nie prowadzono żadnych zabiegów gospodarczych, głównie z powodu czynników zewnętrznych, takich jak powódź lub remont zbiornika.

W przeliczeniu na jednostkę powierzchni w grupie zbiorników nieeksploatowanych rybacko zarybienia były wyższe (121,58 zł/ha), niż w zbiornikach eksploatowanych rybacko (116,47 zł/ha). W wyróżnionych grupach zbiorników kwoty bezwzględne wynosiły odpowiednio: 1,94 mln zł i 3,41 mln zł.

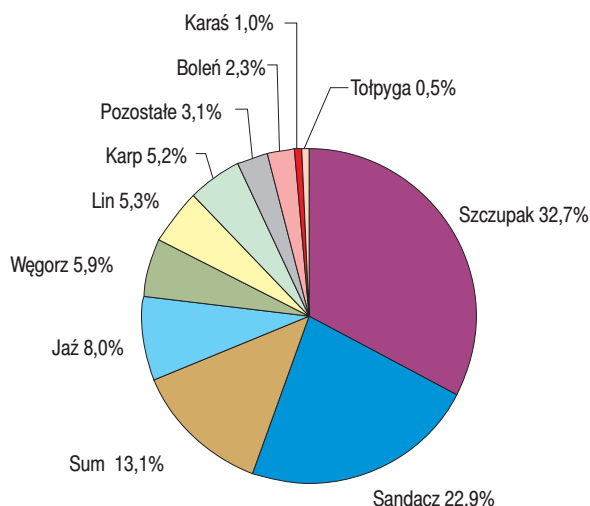
W zbiornikach eksploatowanych rybacko nakłady na zarybienia oscylowały między 23 zł/ha a 412 zł/ha. W grupie tej w przypadku kilku zbiorników zaporowych już kolejny rok notuje się nakłady przekraczające 200 zł/ha.

W bardzo licznym zbiorze zbiorników nieeksploatowanych rybacko nakłady na zarybienia cechowały się znaczną zmiennością – począwszy od zbiorników, których nie zarybiano, a skończywszy na ekstremalnie wysokich zarybieniach rzędu 935 zł/ha, a nawet 1146 zł/ha.

Rok 2012 to kolejny sezon, w którym w zarybieniach obserwuje się spadek udziału gatunków drapieżnych w zbiornikach eksploatowanych rybacko (rys. 3). Drapieżniki łącznie stanowiły nieco ponad 77% wartości zarybień, przy czym dominował szczupak (32,68%), sandacz (22,86%) i sum (13,08%). Utrzymująca się dość wysoka ranga jазia przyczyniła się do utrzymania pierwszej pozycji tego gatunku w nakładach na zarybienia w grupie gatunków karpiowatych (8,03%). W zbiornikach eksploatowanych rybacko udział węgorza w zarybieniach wynosił 5,94%, czyli tyle samo, ile w poprzednim sezonie. Na dalszych pozycjach znalazły się szczególnie cenione przez wędkarzy taksony, tj. lin (5,27%) oraz karp (5,22%). Nie zanotowano natomiast istotnych zmian w zarybieniach boleń (2,34%) i karasiem (1,03%). Pozostałe gatunki (certa, brzana, świnka, okoń, kleń, tołpyga) wprowadzane były sporadycznie, a ich łączny udział nie przekroczył 4% (rys. 4).



Rys. 3. Struktura zarybień zbiorników zaporowych eksploatowanych rybacko (100% = 116,47 zł/ha).



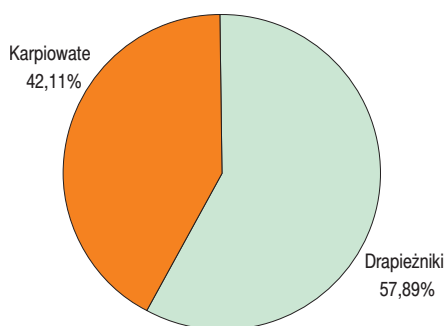
Rys. 4. Struktura wartościowa zarybień zbiorników zaporowych eksploatowanych rybacko (100% = 116,47 zł/ha).

natomiast nakłady na zarybienia linem (9,23%), jaziem (5,53%) i karasiem (4,05%), a nieco obniżyły się w przypadku suma (5,07%). W dalszej kolejności sporadycznie zarybiano miętusem, trocią jeziorową, pstrągiem potokowym i boleniem (rys. 6).

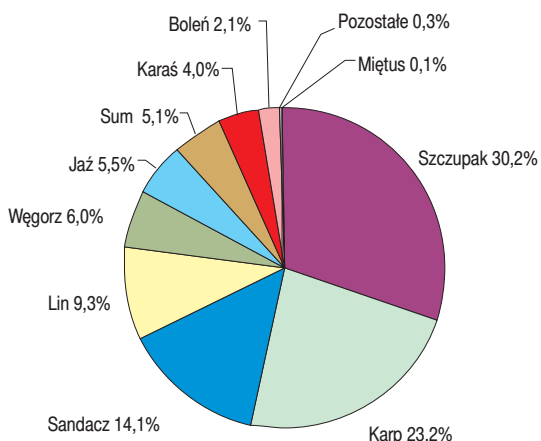
W tabeli 3 przedstawiono wartość zarybień (zł/ha) wybranych najważniejszych gatunków w podziale na zbiorniki z połowami gospodarczymi oraz nieeksploatowane rybacko.

Wartość zarybień sześcioma najważniejszymi gatunkami wynosiła 92,13 zł/ha, czyli ponad 86% całkowitej kwoty zarybieniowej. W grupie siedmiu zbiorników, w których pro-

W relacjach pomiędzy zarybieniami drapieżnikami a rybami spokojnego żeru w zbiornikach nieodławianych gospodarczo również zanotowano nieznaczny wzrost udziału karpioatych, który wynosił już 42,11% (rys. 5). Podobnie jak w poprzednim roku w hierarchii nakładów na zarybienia najwyższe pozycje zajęły trzy gatunki: szczupak (30,20%), karp (23,21%) i sandacz, którego udział wzrósł do 14,09%. W roku 2012 w zbiornikach nieeksploatowanych rybacko wartość zarybień węgorzem obniżyła się z 8,99% do 6,00%. Wzrosły



Rys. 5. Struktura zarybień zbiorników zaporowych nieeksploatowanych rybacko (100% = 121,58 zł/ha).



Rys. 6. Struktura wartościowa zarybień zbiorników zaporowych nieeksploatowanych rybacko (100% = 121,58 zł/ha).

Tabela 3

Wartość zarybień (zł/ha) najważniejszymi gatunkami ryb w zbiornikach z połowami gospodarczymi oraz nieeksploatowanych rybacko

Gatunek	Szczupak	Sandacz	Sum	Lin	Karp	Węgorz	Łącznie 6 głównych gatunków	Łącznie wszystkie gatunki
Zbiorniki eksploatowane rybacko	38,06	26,62	15,23	6,13	6,08	6,92	92,13	116,47
Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	36,72	17,13	6,17	11,33	28,22	7,29	106,86	121,58

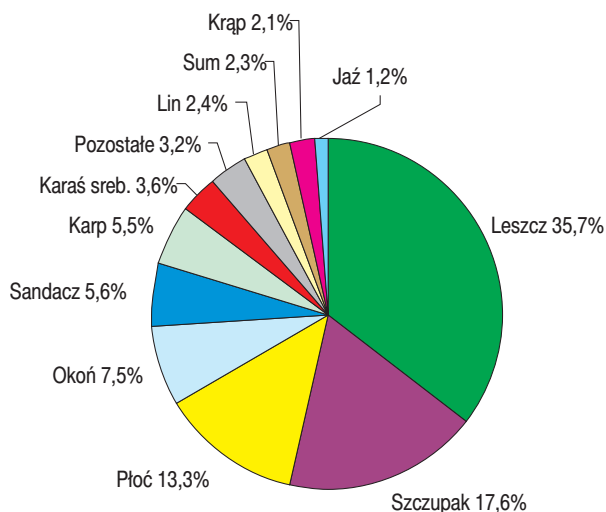
wadzone były odłowy rybackie, wartość zarybień szczupakiem, sandaczem i sumem była większa niż w zbiornikach nieeksploatowanych rybacko i wynosiła odpowiednio 38,38 zł/ha, 26,62 zł/ha i 15,23 zł/ha. W zbiornikach nieeksploatowanych uwidacznia się natomiast czterokrotnie większa wartość nakładów na zarybianie karpiem – 28,22 zł/ha, zaś w przypadku węgorza (wartość zarybień 7,29 zł/ha) różnica była niewielka i wynosiła tylko 0,37 zł/ha. W roku 2012 do analizowanych zbiorników wprowadzono łącznie ponad 1679 kg narybku podchowanego węgorza o wartości około 318 tys. zł.

Połowy wędkarskie

W 2012 roku wprowadzono nowe pytanie w ankiecie – dotyczące presji i połowach wędkarskich w zbiornikach zaporowych. Dane, które uzyskano, pochodziły z różnych lat (większość z roku 2011), gdyż analiza rejestrów wędkarskich w poszczególnych okręgach PZW dokonywana jest z różnym przesunięciem czasowym. Dodatkowo, dane te często zawierały tylko informację o masie złowionych ryb, bez podania liczby wędkarzy oraz wielkości badanej próby. Wobec tego analiza połowów wędkarskich w zbiornikach zaporowych ma tylko charakter jakościowy.

Uzyskane dane o połowach wędkarskich dotyczyły 81 zbiorników zaporowych o łącznej powierzchni wynoszącej ponad 39 tys. ha. Łączna deklarowana masa odłowionych ryb wynosiła 564 tony, co daje wydajność na poziomie 14,43 kg/ha. Warto zaznaczyć, że wielkość ta nie uwzględnia stopy zwrotów rejestrów wędkarskich, która może wynosić od kilku do nawet 60%. Można zatem uznać, że połowy wędkarskie w zbiornikach mogą być znacznie wyższe niż wyliczone na podstawie analizowanych rejestrów.

W strukturze gatunkowej połowów wędkarskich dominowały gatunki karpionowate, a mianowicie leszcz (35,67%), płoć (13,26%) oraz karp (5,52%) i karaś srebrzysty (3,56%). Łącznie ryby spokojnego żeru stanowiły ponad 67% masy odłowu, czyli około 378 ton (rys. 7). Drapież-

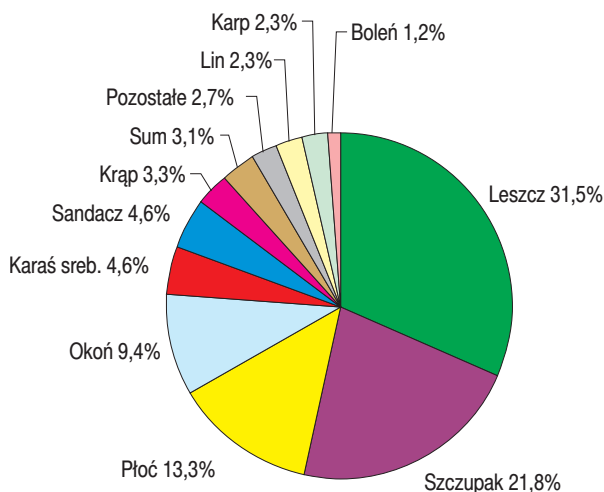


Rys. 7. Struktura połowów wędkarskich w 81 zbiornikach zaporowych (100%=564225 kg).

żniki reprezentowane były przez kilka taksonów, jednak tylko 3 odgrywały istotną rolę. Były to: szczupak (17,55%), okoń (7,45%) i sandacz (5,62%). Pozostałe gatunki stanowiły okazjonalny przyłów świadczący o dość dużej bioróżnorodności zbiorników zaporowych. Były to np. lin (2,42%), sum (2,35%) i jaź (1,21%). W przypadku dwóch ostatnich zastanawiający jest fakt relatywnie dużych nakładów na zarybienia (544 tys. zł i 318 tys. zł), przy ich niskiej efektywności. Jak już jednak wcześniej wspomniano, nieznana jest procentowa stopa zwrotu rejestrów, więc do

takich wniosków należy podchodzić z dużą rezerwą.

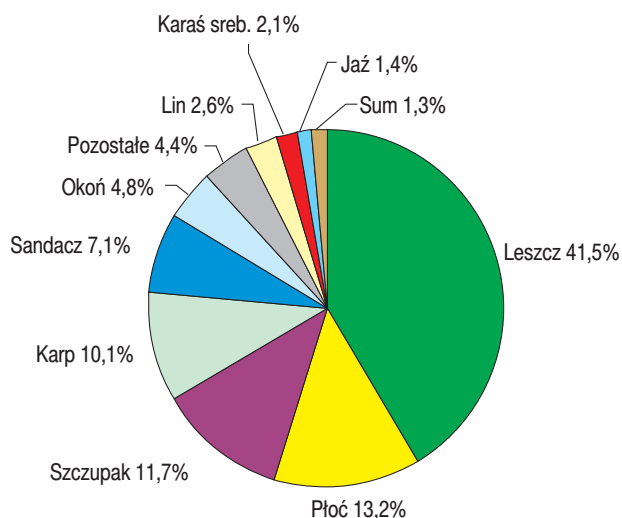
Bardzo interesująco przedstawiają się różnice w połowach wędkarskich w zbiornikach eksploatowanych rybacko i tych poddanych tylko presji wędkarskiej. W jedenastu zbiornikach użytkowanych przez rybaków i wędkarzy wydajność połowów wędkarskich wynosiła 14,43 kg/ha, czyli łącznie zawodowe i amatorskie odłowy mogły wynosić około 626 ton (25,67 kg/ha). W koszyku wędkarskim dominował leszcz (31,49%), a następnie szczupak



Rys. 8. Struktura połowów wędkarskich w 11 zbiornikach zaporowych eksploatowanych rybacko (100%=328033 kg).

(21,80%), płóc (13,31%) i okoń (9,38%). Łącznie drapieżniki stanowiły ponad 40% odławianych amatorsko ryb (rys. 8).

W przypadku zbiorników poddanych wyłącznie presji wędkarskiej deklarowana wielkość połowów wynosiła 236 ton, czyli około 16 kg/ha. Połowy amatorskie z tych zbiorników charakteryzują się jednak większą przewagą ryb karpiowatych niż w przypadku zbiorników łowionych przez obie grupy użytkowników. Leszcz stanowił ponad 41%, w dalszej kolejno-



Rys. 9. Struktura połowów wędkarskich w 70 zbiornikach zaporowych niełowi-
nych rybacko (100%=236192 kg).

ści łowiono płoć (13,19%), czyli podobnie jak w zbiornikach eks-
ploataowanych rybacko. Udział
szczupaka wynosił 11,65 % i –
podobnie jak udział okonia
(4,78%) – był niemal dwukrotnie
mniejszy niż w grupie zbiorników
eksploataowanych rybacko. Nieco
liczniej natomiast w połowach
w tych zbiornikach pojawiały się
karp (10,07%) i sandacz (7,08%).
Pozostałe gatunki łowione były
okazjonalnie.

Różnice w strukturach
połowów (głównie ryb drapie-
żnych), w obu grupach zbiorni-
ków mogą również wynikać z róż-

nic w ich morfologii. Przypomnijmy, iż zbiorniki eksploatowane rybacko posiadają śred-
nią powierzchnię wynoszącą 1950 ha, a więc są to duże zbiorniki zaporowe na dużych
rzekach. Drugie natomiast, to z reguły małe zbiorniki o średniej powierzchni 208 ha, naj-
częściej mające charakter retencyjny i zlokalizowane z reguły na niewielkich ciekach.

Podsumowanie

W 2012 roku w zbiornikach eksploatowanych rybacko uzyskano wydajność gospo-
darczą wahającą się od 0,29 kg/ha do 62,30 kg/ha, co oznacza średnią wydajność na
poziomie 12,53 kg/ha. Łączny odłów z analizowanych zbiorników wynosił ponad 366
ton. Wartość zarybień tej grupy zbiorników wynosiła 3,04 mln zł, co w przeliczeniu na ich
łączną powierzchnię wyniosło 116,47 zł/ha. W poszczególnych zbiornikach wartość
zarybień wahała się od całkowitego ich braku do 386 zł/ha. Ponad 86% wartości zary-
bień przypadło na sześć najważniejszych gatunków – szczupaka, sandacza, suma, lina,
karpia i węgorza, na które łączne nakłady wyniosły 92,13 zł/ha.

W zbiornikach nieeksploatowanych gospodarczo wartość zarybień w 2012 roku
wynosiła 121,58 zł/ha. Największe znaczenie w tych zbiornikach posiadały trzy gatunki –
szczupak, karp oraz sandacz, których wartość zarybień wynosiła odpowiednio 36,72
zł/ha, 28,22 zł/ha i 17,13 zł/ha. Całkowite nakłady na zarybienia w tych zbiornikach
osiągnęły wartość 1,94 mln zł.

Literatura

Czerwiński T. 2012 – Stan gospodarki rybackiej prowadzonej w 2011 roku w zbiornikach zaporowych – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS Olsztyn: 47-54.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2012 roku

Arkadiusz Wołos, Andrzej Lirski¹, Tomasz Czerwiński

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

¹Zakład Rybactwa Stawowego w Żabieńcu, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Celem przeprowadzonych badań było określenie sytuacji ekonomiczno-finansowej polskiej akwakultury w 2012 roku. Dominującymi gatunkami są w niej karp i pstrąg tęczowy (Lirski i Myszkowski 2012), a więc z tego względu analizie poddano gospodarstwa specjalizujące się w chowie wymienionych ryb. Prezentowane wyniki są czwartymi z rzędu całościowymi badaniami sektora; poprzednie dotyczyły 2005 roku (Wołos i in. 2006), 2007 roku (Wołos i in. 2008) oraz 2010 roku (Wołos i in. 2011). Kilkuletni już okres badań i przeprowadzanie analiz na zbliżonej grupie podmiotów, umożliwiają obiektywną analizę sytuacji ekonomicznej sektora nie tylko w jednym sezonie, lecz także ukazanie kierunków zmian w dłuższym okresie. Bardziej systematyczne było śledzenie kondycji ekonomicznej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, a wyniki analiz corocznie prezentowano w opracowaniach monograficznych, żeby wymienić tylko pracę dotyczącą sytuacji ekonomiczno-finansowej tych podmiotów w 2011 roku (Wołos i in. 2012). Kondycja ekonomiczna charakteryzująca zbiór 64 badanych podmiotów w 2012 roku została przedstawiona w jednym z rozdziałów niniejszej monografii.

Założenia metodyczne

Badania opierały się na zbiorze podmiotów prowadzących chów i hodowlę ryb w obiektach typu pstrągowego i karpiego, przy użyciu specjalnie zaprojektowanych kwestionariuszy, poddanych stosownym analizom opartym w przeważającej mierze na metodyce użytej we wcześniejszych opracowaniach Wołosa i in. (2006, 2008, 2011).

W badaniach użyto kwestionariuszy nieznacznie zmodyfikowanych w stosunku do poprzednich wzorów. Wprowadzono do nich pytanie dotyczące rekompensat wodno-środowiskowych, których wpływ na ekonomikę gospodarstw karpiowych w ostatnich latach jest znaczący. Druki ankiet rozesłano do osób zarządzających gospodarstwami stawowymi (prezesów spółek, dyrektorów gospodarstw państwowych, właścicieli oraz dzierżawców).

Ogółem wysłano lub przekazano osobiście 41 kwestionariuszy, a wypełnione ankiety zwróciły **34 gospodarstwa** (**21** karpiowych i **13** pstrągowych), co stanowi w pełni zadowalający zwrot wynoszący blisko 83%. W nadesłanych kwestionariuszach zawarte były następujące dane:

- rodzaj obiektów produkcyjnych,
- przychody ze sprzedaży ryb towarowych,
- przychody ze sprzedaży materiału obsadowego i zarybieniowego,
- przychody z działalności przetwórczej,
- przychody z obrotu rybami nie pochodzącymi z produkcji własnej,
- przychody z eksportu ryb,
- przychody z działalności łowisk specjalnych,
- przychody z usług turystycznych,
- wartość rekompensat wodnośrodowiskowych,
- pozostałe przychody,
- koszty w podziale na następujące składniki: zatrudnienie, energia, materiał obsadowy, pasze, nawożenie, wapnowanie, leczenie, profilaktyka i obsługa weterynaryjna, koszty reklamy i promocji, usługi, wykup majątku i dzierżawa, amortyzacja, pozostałe koszty operacyjne,
- zysk,
- status prawny podmiotu,
- produkcja poszczególnych gatunków – ryb towarowych i materiału zarybieniowego przeznaczonego na sprzedaż,
- liczba projektów, kwota i rodzaje inwestycji dofinansowanych ze środków „PO Ryby 2007-2013”.

Dane poddane analizom umożliwiły obliczenie szeregu parametrów, takich jak m.in. średni przychód na 1 gospodarstwo, średni przychód na 1 zatrudnionego, średnie koszty na 1 gospodarstwo, przeciętna struktura procentowa przychodów oraz kosztów, średni zysk na 1 gospodarstwo, średni zysk na 1 zatrudnionego, średni wskaźnik rentowności ($Wr = \text{wynik finansowy brutto} / \text{koszty uzyskania przychodów w \%}$), średnia cena 1 kg

sprzedanych ryb, poziom pobranych rekompensat wodnośrodowiskowych oraz udział procentowy rekompensat w przychodach całkowitych.

W celach porównawczych – dla pełniejszego zobrazowania sytuacji ekonomiczno-finansowej całego rybactwa śródlądowego – wyniki charakteryzujące gospodarstwa pstrągowe i karpiove zestawiono ze stosownymi parametrami cechującymi w 2012 roku gospodarstwa „jeziorowo-stawowe” i „jeziorowe”.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa ośrodków pstrągowych

Charakterystyka badanych gospodarstw

Badaniami objęto 13 gospodarstw pstrągowych, w tym 7 o statusie ośrodków prywatnych oraz 6 o statusie spółek z o.o. Zdecydowana większość – 11 podmiotów – położona jest na północy kraju (Pomorze Gdańskie, Pomorze Zachodnie i Pojezierze Mazurskie), po jednym reprezentuje region Podhala i Rostocza.

Produkcja

Łączna produkcja pstrąga tęczowego w badanych 13 gospodarstwach wyniosła **3308 ton**. Próbkę tę można uznać za w miarę reprezentatywną, gdyż produkcja uzyskana przez analizowane gospodarstwa stanowiła od 20,7% (szacunki oparte na ilości zużytych pasz), do 25,4% (szacunki oparte na danych ankietowych), całkowitej przewidywanej produkcji tego gatunku w 2012 roku, określonej na podstawie danych z roku poprzedniego na poziomie 13000-16000 ton (Bontemps 2012). Wartość podstawowej produkcji ryb towarowych stanowiła 75,6% przychodów całkowitych badanych gospodarstw. Oprócz pstrąga, który stanowił aż 97,3% całkowitej masy ryb towarowych, wyprodukowano także jesiota (1,4%), karpia (1,1%), pstrąga źródlanego (0,07%), a na pozostałe gatunki przypadało tylko 0,09% masy wyprodukowanych ryb towarowych. Oprócz ryb towarowych badane gospodarstwa produkowały materiał obsadowy (zarybieniowy) następujących gatunków: pstrąg tęczowy, łosoś, troć wędrowną, karp, sieja, sielawa, lin, szczupak, sum i jesiotr.

Zatrudnienie

W badanych gospodarstwach zatrudnione były 274 osoby, głównie na stałe (232), a także na niepełnym etacie, sezonowo oraz członkowie rodzin. Średnia wielkość produkcji w tych gospodarstwach kształtowała się na poziomie **12412 kg** ryb towarowych na 1 zatrudnionego.

Przychody

W 2012 roku rozpatrywane gospodarstwa osiągnęły przychody całkowite w wysokości 51,08 mln złotych, w tym:

- 42,86 mln złotych przypada na sprzedaż produkcji podstawowej, co stanowi 83,9% przychodów całkowitych (90,1% produkcji podstawowej przypada na ryby towarowe, a 0,9% na sprzedaż materiału obsadowego/zarybieniowego),
- 8,22 mln zł przypada na pozostałe przychody.

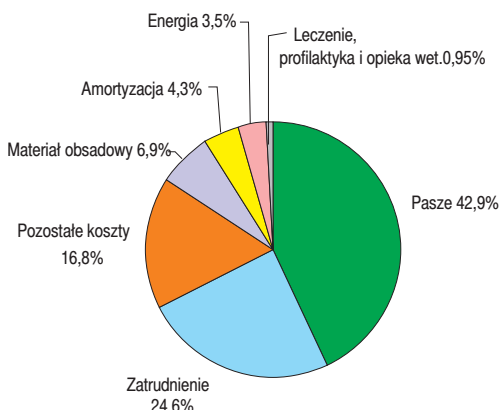
Struktura przychodów badanych gospodarstw w 2012 roku przedstawiała się następująco:

- sprzedaż ryb towarowych – 38,598 mln zł (75,6%),
- sprzedaż materiału obsadowego i zarybieniowego – 4,262 mln zł (8,3%),
- przychody z przetwórstwa – 4,142 mln zł (8,1%),
- obrót rybą nie pochodzącą z własnej produkcji – 0,813 mln zł (1,6%),
- eksport ryb i przetworów rybnych – 0,292 mln zł (0,6%),
- usługi turystyczne – 0,169 mln zł (0,3%),
- łowiska specjalne – 0,035 mln zł (0,1%),
- pozostałe przychody – 2,772 mln zł (5,4%).

Przychody ze sprzedaży ryb (towarowych, materiału obsadowego, eksportu itp.), zdecydowanie dominują i stanowią 92,6% całości przychodów. W badanym zbiorze podmiotów statystyczne gospodarstwo pstrągowe w roku 2012 uzyskało przychód z produkcji podstawowej wynoszący 3,297 mln zł, a całkowity przychód w wysokości 3,930 mln zł. Oznacza to, że średni przychód na 1 zatrudnioną osobę osiągnął **186438 zł**, przy średniej cenie 1 kg sprzedanych ryb na poziomie **11,34 zł**.

Struktura kosztów

Całkowite koszty badanych obiektów wynosiły 45,287 mln zł, co daje średnio 3,484 mln zł na 1 gospodarstwo. Podstawowym czynnikiem generującym koszty w badanych gospodarstwach był zakup paszy, który stanowił **42,86%** całkowitej wartości kosztów ponoszonych przez analizowane podmioty (rys. 1). Drugą pozycję zajmują koszty zatrudnienia, których udział wynosił 24,64%. W dalszej kolejności uplasowały się koszty zakupu mate-



Rys. 1. Struktura kosztów gospodarstw pstrągowych (100% = 45,287 mln zł).

riału obsadowego (6,94%), amortyzacja (4,29%), energia (3,54%), leczenie, profilaktyka i opieka weterynaryjna (0,95%) oraz pozostałe koszty działalności (16,79%). W przeliczeniu na 1 zatrudnioną osobę koszt zatrudnienia wynosił **40728 zł**.

Rentowność

Całkowity zysk w badanych obiektach wyniósł 5,797 mln zł, co w przeliczeniu na 1 gospodarstwo daje średni zysk na poziomie **445923 zł**. W przeliczeniu na 1 zatrudnionego średni zysk osiągnął **21157 zł**.

Średni wskaźnik rentowności (W_r) w analizowanych gospodarstwach wynosił **12,80%**, przy czym tylko jedno z badanych gospodarstw pstrągowych wykazało nieznaczny ujemny wynik finansowy (stratę).

Wykorzystanie środków z Programu Operacyjnego „Zrównoważony rozwój sektora rybołówstwa i nadbrzeżnych obszarów rybackich 2007-2013”

Badane gospodarstwa pstrągowe zrealizowały w 2012 roku 10 projektów współfinansowanych w ramach PO Ryby 2007-2013. Łączna pomoc finansowa wyniosła 2,323 zł. Daje to wskaźnik stosunku uzyskanych środków do przychodów całkowitych w wysokości 4,55%. Warto tu odnotować, że taki sam stosunek nakładów na inwestycje do przychodów całkowitych osiągnął 14,48%. Uzyskane środki wykorzystano na następujące działania: zakup samochodów do przewozu ryb, instalacja mikrosit, budowa sklepu i smażalni ryb.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa ośrodków karpowych

Charakterystyka badanych gospodarstw

Analizę przeprowadzono na zbiorze 21 podmiotów prowadzących chów i hodowlę karpia. Ankiety wysłano do gospodarstw karpowych o zróżnicowanej powierzchni ewidencyjnej stawów, formie własności i zróżnicowanym położeniu w kraju, z uwzględnieniem wszystkich ważnych centrów chowu. Łączna powierzchnia analizowanych gospodarstw karpowych wyniosła 14018 ha, co stanowi około 25% teoretycznej powierzchni użytkowanych stawów w Polsce. W badaniach reprezentowane były gospodarstwa stawowe o zróżnicowanej powierzchni. Średnia ich wielkość wyniosła około 667 ha, najmniejsze gospodarstwo miało 16,5 ha, największe ponad 6000 ha. W klasie wielkości do 100 ha znalazły się cztery gospodarstwa (19,0%), w klasie od 100,1 do 500,0 ha – jednaście podmiotów (52,5%), od 500,1 do 1000,0 ha cztery gospodarstwa (19,0%), ponad 1000 ha – dwa gospodarstwa (9,5%).

Wśród badanych dwudziestu jeden podmiotów przeważały gospodarstwa o statusie określanym jako „osoby prawne”, wśród nich było osiem spółek z o.o. i pięć zakładów doświadczalnych jednostek naukowych oraz obiekty należące do Lasów Państwowych. Osiem gospodarstw należało do osób fizycznych. Gospodarstwa zaliczane do grupy „osoby prawne” obejmowały 92,7% analizowanej powierzchni stawowej, „osoby fizyczne” 7,3%. Największe powierzchnie stawowe należały do spółek z o.o. – łącznie 9552 ha.

Procentowy udział powierzchni stawowych użytkowanych przez osoby fizyczne w niniejszej analizie odbiega od obrazu uzyskanego w ramach badań statystyki publicznej (Lirski i Myszkowski 2013). Według tych badań, w Polsce w 2011 roku „osoby prawne” miały 48,4% udziału w powierzchni, „osoby fizyczne” 44,9%, natomiast „inne” 6,7%. Mniejszy udział powierzchni użytkowanych przez osoby fizyczne w prezentowanych badaniach wynika z faktu, że hodowcy o statusie rolnika ryczałtowego nie mają obowiązku prowadzenia księgowości, zatem uzyskanie szczegółowych danych ekonomicznych jest bardzo trudne. Ponadto gospodarstwa użytkowane przez osoby fizyczne mają zazwyczaj niższą niż pozostałe powierzchnię. Średnia powierzchnia badanych w 2012 roku gospodarstw należących do osób fizycznych wyniosła 127,0 ha, natomiast gospodarstw „osób prawnych” 1000,0 ha.

Całościowe badania akwakultury przy zastosowaniu kwestionariusza RRW-22 ujmują obiekty stawowe o powierzchniach ponad 1 ha, dzięki czemu udział osób fizycznych jest w nich dużo bardziej znaczący.

Pomimo powyższych uwag, uzyskane odpowiedzi z gospodarstw o zróżnicowanym statusie własnościowym i wielkości pozwalają na wszechstronne przedstawienie sytuacji ekonomicznej sektora.

Produkcja

W analizowanych gospodarstwach całkowita produkcja ryb przeznaczonych do konsumpcji wyniosła **3048 ton**, z czego na podstawowy gatunek, czyli karpia, przypadało 2601 ton (85,3%). Pozostałe gatunki ryb konsumpcyjnych wykazane w ankietach to: amur biały, tołpygi (biała i pstra), karasie (pospolity i srebrzysty), lin, szczupak, sum europejski, sandacz, jesiotr, pstrągi oraz inne gatunki.

Produkcja materiału obsadowego i zarybieniowego wszystkich gatunków wyniosła 395,12 ton, z czego karpia 317,88 ton, czyli 80,4%. Pozostałe gatunki materiału obsadowego/zarybieniowego to: amur biały, tołpygi (biała i pstra), karaś (pospolity i srebrzysty), lin, szczupak, sum europejski, sandacz, jaź oraz inne gatunki.

Zatrudnienie

W analizowanych 21 gospodarstwach zatrudnionych było łącznie 518 osób, z czego pracowników pełnoetatowych było 411 (79,3%), natomiast na niepełnym etacie 19 (3,7%). Pracowników sezonowych zatrudnianych w okresie spiętrzenia robót w trakcie obsad i odłowów stawów, czy sprzedaży grudniowej, zgłoszono w ankietach 69 (13,3%). Bardzo popularna jest w prywatnych gospodarstwach forma zatrudniania członków własnych rodzin jako pracowników niepełnych. Respondenci zgłosili 19 takich osób (3,7%). Biorąc pod uwagę jedynie pracowników pełnoetatowych, zatrudnienie wynosiło 3 osoby na 100 ha, natomiast uwzględniając także osoby zatrudnione sezonowo i pracę członków rodzin wskaźnik wyniósł 4 osoby na 100 ha. Średnia wielkość produkcji na jednego zatrudnionego kształtowała się na poziomie **6654 kg**.

Przychody

Badane gospodarstwa osiągnęły w 2012 łączne przychody w wysokości 37,778 mln zł, średnio 2695 zł/ha, z czego poszczególne składniki wyniosły:

- przychody ze sprzedaży ryb towarowych – 26,817 mln zł (70,1%),
- przychody ze sprzedaży materiału obsadowego i zarybieniowego – 4,733 mln zł (12,5%),
- obrót rybą nie pochodzącą z własnej produkcji – 1,842 mln zł (4,9%),
- usługi turystyczne – 0,417 mln zł (1,1%),
- przychody z wędkarstwa – 0,138 mln zł (0,37%),
- eksport ryb – 0,131 mln zł (0,35%),
- przychody z przetwórstwa – 0,063 mln zł (0,17%),
- pozostałe przychody – 3, 636 mln zł (9,6%).

Przychody ze sprzedaży ryb (towarowych, materiału obsadowego, eksportu) zdecydowanie dominują i stanowią 83,12% całości przychodów. Zmieniające się preferencje konsumenckie i oczekiwanie rynku na karpia przetworzonego nie spowodowały jeszcze w większości analizowanych gospodarstw podjęcia decyzji o rozpoczęciu chociażby działalności MLO (marginalnej, lokalnej i ograniczonej).

Średnia cena zbytu jednego kilograma ryb towarowych wyniosła **9,3 zł**, natomiast karpia 9,5 zł. Najtańsze były ryby karpiowate: karaś – 6,5 zł, tołpygi – 4,6 zł, droższy od karpia był lin – 10,6 zł, najdroższe były ryby drapieżne: sandacz – 17,8 zł, sum europejski – 16,8 zł, szczupak – 15,2 zł. Udział ryb dodatkowych w chowie stawowym wyniósł w 2012 roku 14,7% i był zbliżony do wskaźnika uzyskiwanego w Polsce od lat (Lirski 2011).

Koszty

Całkowite koszty w analizowanych gospodarstwach wyniosły 48,974 mln zł, średnio 3493,7 zł/ha. Ranking kosztów w gospodarstwach karpiowych w 2012 roku przedstawia się następująco (rys. 2):

- zatrudnienie – 35,49%,
- pasze – 21,77%,
- pozostałe koszty – 20,10%,
- amortyzacja – 10,14%,
- usługi obce – 3,46%,
- zakup materiału obsadowego – 3,1%,
- energia – 1,97%,
- dzierżawa – 1,42%,



Rys. 2. Struktura kosztów gospodarstw karpiowych (100% = 48,9 mln zł).

przy relatywnie niewielkich kosztach wapnowania (1,3%), nawożenia (0,66%), leczenia ryb (0,32%) i reklamy (0,28%).

W 2012 roku odnotowywano na rynku rekordowe ceny zbóż stosowanych do karmienia ryb. Tym częściowo można tłumaczyć wzrost wskaźnika udziału pasz w kosztach ogólnych w porównaniu z sezonem 2010, w którym wynosił on 18,36% (Wołos i in. 2011).

Średni koszt skarmionej paszy na jeden hektar stawów wszystkich kategorii wyniósł w 2012 roku około 760 zł/ha, co oznacza jej zużycie na poziomie około 1 tony/ha. Zapotrzebowanie na paszę obsady narybkowej lub kroczkowej w chowie niskointensywnym wynosi 1100-2500 kg/ha (Guziur i Woźniak 2006). Udział kosztów żywienia w poszczególnych analizowanych gospodarstwach był bardzo zróżnicowany. Obok gospodarstw prowadzących intensywny chów i zużywających w związku z tym duże ilości pasz, odnotowano też duże podmioty, które przy rzadkich obsadach ryb zrationalizowały i ograniczyły koszty ich karmienia.

W porównaniu z rokiem 2010 roku zmniejszył się w ostatnim sezonie udział kosztów robocizny. W 2010 roku wynosił on 41,19% (Wołos i in. 2011), w 2012 osiągnął wartość 35,49%. Podobnie jak w przypadku kosztów karmienia, również w przypadku kosztów robocizny należy odnotować znaczne różnice pomiędzy poszczególnymi gospodarstwami karpiowymi – koszty te są niższe w gospodarstwach prowadzonych przez osoby fizyczne.

Rentowność

Całkowity zysk brutto wraz z rekompensatami wodnośrodowiskowymi dla badanych 21 gospodarstw wyniósł 4,475 mln zł. Zysk na jednego zatrudnionego osiągnął wartość 8646 zł. W analizowanej grupie trzy gospodarstwa uzyskały ujemny wynik finansowy, co miało niewątpliwy wpływ na wskaźnik rentowności (Wr), który dla całego zbioru 21 podmiotów wyniósł **9,14%**.

Wykorzystanie środków z Programu Operacyjnego „Zrównoważony rozwój sektora rybołówstwa i nadbrzeżnych obszarów rybackich 2007-2013”

Wśród ankietowanych gospodarstw dziewięć zrealizowało dwanaście projektów na ogólną sumę 2,961 mln. Przeważały zakupy samochodów i basenów do transportu ryb, oprócz tego wybudowano jeden sklep, przeprowadzono modernizację gospodarstwa, utwardzono drogi, dofinansowano straż rybacką. Środki unijne pozwalają gospodarstwom na dostosowanie się do nowych wymogów sanitarnych i weterynaryjnych. Specyfika realizowanych inwestycji powoduje, że poprawa rentowności chowu karpia powinna być widoczna w dłuższej perspektywie czasowej. Wskaźnik stosunku uzyskanych środków do przychodów całkowitych wynosił 7,84%. Warto tu odnotować, że taki sam stosunek nakładów na inwestycje do przychodów całkowitych osiągnął 20,97%.

Wpływ rekompensat wodnośrodowiskowych na rentowność gospodarstw karpiovych

Rekompensaty wodnośrodowiskowe pojawiły się w badaniach ekonomiczno- finansowych po raz pierwszy. Celem tego środka jest zrekompensowanie hodowcom stosowania tradycyjnych metod produkcji wspomagających ochronę i poprawę stanu środowiska oraz zachowanie bioróżnorodności. Wypełnienie poszczególnych wymogów przez hodowcę, ponad wymagane przez ramy prawne, wiąże się z płatnościami wyrażonymi w kwocie na hektar dla hodowli ryb, w których wypełniane są obowiązki wodnośrodowiskowe.

Z rekompensat wodnośrodowiskowych nie korzystało w 2012 roku w grupie badanych podmiotów jedynie jedno, najmniejsze gospodarstwo. Ogólnie na konta ankietowanych gospodarstw wpłynęło 15,670 mln z tytułu zrealizowania umów za działania w 2012 roku. Średnia stawka wyniosła 1117 zł/ha, najniższa 741 zł/ha, najwyższa natomiast 2182 zł/ha. Różnice stawek wynikają z faktu, że nabory odbywały się w czterech transzach, jedynie beneficjenci pierwszej mogli skorzystać z wyboru wszystkich dostępnych opcji. Hodowcy mają również możliwość dowolnego doboru wymogów działań wodnośrodowiskowych. Udział rekompensat w przychodach całkowitych wyniósł średnio 29,3% (od 9,59 do 53,28%).

Uzyskane w 2012 roku środki finansowe z tytułu wykonania działań wodnośrodowiskowych diametralnie zmieniły na korzyść sytuację finansową gospodarstw karpowych. O ile bez rekompensat jedynie osiem wśród badanych gospodarstw uzyskało dodatni wynik finansowy, a średnia strata wyniosła 743,8 zł/ha, to po uwzględnieniu rekompensat w grupie nierentownych, z ujemnym wynikiem finansowym pozostały trzy podmioty, natomiast ogólny dla całego zbioru podmiotów wynik finansowy był dodatni i wyniósł 319,2 zł/ha. Wskaźnik rentowności (Wr) dla wszystkich badanych gospodarstw bez uwzględnienia rekompensat wyniósł -22,86%, natomiast po uwzględnieniu rekompensat 9,14%.

Podsumowanie

Przedstawione w niniejszym opracowaniu wyniki analizy sytuacji ekonomiczno-finansowej gospodarstw rybackich w 2012 roku, podzielonych na ośrodki pstrągowe i karpowe – po ich uzupełnieniu o wyniki analizy podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior (a te z kolei podzielone na gospodarstwa „stawowo-jeziorowe” i „jeziorowe”, patrz rozdział na temat kondycji ekonomicznej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior), pozwalają na sformułowanie następujących wniosków natury ogólniejszej, przy czym wybrane wskaźniki charakteryzujące cztery wyróżnione grupy gospodarstw zestawiono w tabeli 1.

Tabela 1

Wybrane wskaźniki ekonomiczno-finansowe gospodarstw rybackich w 2012 roku

Wskaźnik	Gospodarstwa pstrągowe	Gospodarstwa karpowe	Gospodarstwa "stawowo-jeziorowe"	Gospodarstwa "jeziorowe"
Wskaźnik rentowności (%)	12,80	9,14 ⁽¹⁾	8,02 ⁽²⁾	8,92 ⁽³⁾
Średni przychód na 1 zatrudnionego (zł)	186438	73001	171221	90705
Średni zysk na 1 zatrudnionego (zł)	21157	8646	5580	5190
Udział produkcji ryb w przychodach (%)	84,5	82,9	75,1 ⁽⁴⁾	31,7 ⁽⁴⁾
Średnia cena 1 kg ryb (zł)	11,34	9,30	10,35	10,18

⁽¹⁾ bez rekompensat wodnośrodowiskowych Wr = -22,86%

⁽²⁾ bez rekompensat wodnośrodowiskowych Wr = 3,37%

⁽³⁾ bez rekompensat wodnośrodowiskowych Wr = 6,07%

⁽⁴⁾ bez sprzedaży materiału obsadowego/zarybieniowego

- 1) Opłacalność poszczególnych form produkcji rybackiej była zróżnicowana, ale występujące różnice były mniejsze niż w poprzednich latach badań. Podobnie jak w okresach wcześniejszych, najwyższym i bardzo stabilnym wskaźnikiem rentowności charakteryzowały się gospodarstwa pstrągowe.
- 2) Także inne wyliczone wskaźniki przemawiają za uznaniem produkcji pstrąga tęczowego za wysoce efektywną – oczywiście w warunkach roku 2012. Decyduje o tym m.in.

średni przychód na 1 zatrudnionego (186,4 tys. zł – wzrost o 18% w stosunku do roku 2010) oraz wskaźnik zysku na 1 zatrudnionego (21,16 tys. zł – wzrost o 24%).

- 3) Decydujący wpływ na w miarę pozytywną sytuację ekonomiczną gospodarstw karpio-
wych miały rekompensaty wodnośrodowiskowe. Bez uwzględnienia wpływów finan-
sowych z rekompensat trzynaście gospodarstw odnotowało ujemny wynik finansowy,
osiem było rentownych. Wskaźnik rentowności bez rekompensat wyniósł -22,86%.
Średnia stawka rekompensat wyniosła 1118 zł/ha (od 741 zł/ha do 2182 zł/ha).
- 4) Wielkość produkcji karpia na jednostkę powierzchni stawów była bardzo zróżnicowana,
obok doskonałych wydajności liczne są przypadki bardzo niskiej, na pograniczu eksten-
sywnej produkcji. Straty ryb powodowane są głównie ich chorobami i presją zwierząt
rybożernych. Konieczna wydaje się racjonalizacja wszystkich kosztów w gospodar-
stwach karpio-
wych, głównie zatrudnienia oraz żywienia ryb. Należy odnotować, że średni
przychód na 1 zatrudnionego w porównaniu z rokiem 2010 obniżył się o około 40%.
- 5) Obniżenie o pięć punktów procentowych, w porównaniu z 2010 rokiem, udziału pro-
dukcji ryb w przychodach może wskazywać na próby dywersyfikacji dochodów
w gospodarstwach karpio-
wych.
- 6) Wielkość przychodów przypadających na 1 zatrudnionego w porównaniu z rokiem
2010 w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” zwiększyła się o 30%, natomiast
w gospodarstwach „jeziorowych” o 34%.
- 7) Średnia cena 1 kg ryb towarowych w ośrodkach pstrągowych była najwyższa, nato-
miast w gospodarstwach karpio-
wych najniższa. W stosunku do roku 2010 średnia cena
ryb wyprodukowanych w gospodarstwach pstrągowych wzrosła o 32,8%, w „stawo-
wo-jeziorowych” o 28,9%, „jeziorowych” o 7,2% i karpio-
wych o zaledwie 3,4%.
- 8) Godny odnotowania jest wysoki udział innych niż produkcja ryb przychodów w gospo-
darstwach uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, a zwłaszcza w ich pod-
zbiorze określonym jako gospodarstwa „jeziorowe”. W tej grupie pozaprodukcyjne
przychody stanowiły 68,3%, z czego 19,7% przypadało na sprzedaż zezwoleń na
wędkowanie, a 48,6% na tzw. inne przychody, o których szerzej piszemy w rozdziale
na temat sytuacji ekonomiczno-finansowej gospodarstw uprawnionych do rybackie-
go użytkowania jezior.

Literatura

- Bontemps S. 2012 – Ogólna krajowa produkcja i sprzedaż pstrągów tęczowych w 2011 r. –
Komun. Ryb. 4: 25-27.
- Guziur J., Woźniak M. 2006 – Produkcja ryb w małych zbiornikach wodnych – Wyd. Oficyna
Wydawnicza „Hoża”.

- Lirski A. 2011 – Stan gospodarki karpiovej w Europie – W: Chów karpia w Europie. Stan obecny trudności, perspektywy. Wyd. IRS, Olsztyn: 15-23.
- Lirski A., Myszkowski L. 2013 – Polska akwakultura w 2011 roku na podstawie analiz kwestionariuszy RRW-22. Część 2. – Komun. Ryb.1: 16-24.
- Wołos A., Mickiewicz M., Lirski A., Myszkowski L. 2006 – Opłacalność śródlądowej produkcji rybackiej w 2005 roku – W: Rybactwo, wędkarstwo, ekorozwój (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 39-52.
- Wołos A., Lirski A., Czerwiński T., Turkowski K. 2008 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2007 roku – W: Stan i uwarunkowania gospodarki rybackiej prowadzonej w wodach śródlądowych (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 39-46.
- Wołos A., Lirski A., Czerwiński T. 2011 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2010 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 55-63.
- Wołos A., Mickiewicz M., Czerwiński T. 2012 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2011 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 37-45.

Zagadnienia prawne – zarybianie karpiem jezior i zbiorników zaporowych

Wojciech Radecki

Instytut Nauk Prawnych PAN, Zakład Prawa Ochrony Środowiska we Wrocławiu

Wprowadzanie do wód otwartych gatunków ryb uznawanych za nierodzące się w środowisku naturalnym wiąże się z jedną z najważniejszych idei nowoczesnej ochrony przyrody, jaką jest ochrona różnorodności biologicznej, zwanej także bioróżnorodnością. Dlatego od naszkicowania tej problematyki rozpoczynam rozważania.

Ochrona różnorodności biologicznej

Jest ona przedmiotem zarówno konwencji międzynarodowych, jak i prawa wewnętrznego. W dniu 5 czerwca 1992 r. w Rio de Janeiro została sporządzona Konwencja o ochronie różnorodności biologicznej (ratyfikowana przez Polskę; tekst polski w DzU z 2002 r. nr 184, poz. 1532). Różnorodność biologiczna została zdefiniowana jako zróżnicowanie wszystkich żywych organizmów pochodzących, *inter alia*, z ekosystemów lądowych, morskich i innych wodnych ekosystemów oraz zespołów ekologicznych, których są one częścią. Dotyczy to różnorodności w obrębie gatunku, pomiędzy gatunkami oraz ekosystemami. Definicja z konwencji została powtórzona w art. 5 pkt 16 polskiej ustawy z 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (DzU z 2009 r. nr 151, poz. 1220 ze zm.).

Jednym z istotnych zagrożeń bioróżnorodności jest dopuszczenie do niekontrolowanego wprowadzania gatunków obcych. Stąd też z mocy art. 8 lit. (h) konwencji każda umawiająca się strona zobowiązała się, w miarę możliwości i potrzeb, do zapobiegania wprowadzaniu, kontrolowania lub tępienia tych obcych gatunków, które zagrażają ekosystemom, siedliskom lub gatunkom.

Do tej problematyki polski ustawodawca odniósł się w art. 120 ustawy o ochronie przyrody, w którym:

- w ust. 1 ustanowił zakaz wprowadzania do środowiska przyrodniczego oraz przemieszczania w tym środowisku roślin, zwierząt lub grzybów gatunków obcych, a także ich form rozwojowych,
- w ust. 2 postawił wymóg zezwolenia Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska na sprowadzanie do kraju roślin, zwierząt lub grzybów gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym, rozwijając ten wymóg od strony proceduralnej w szczegółowych przepisach ust. 2a-2f,
- w ust. 3 wyłączył stosowalność przepisów ust. 1 i 2 do gatunków ryb objętych regulacją art. 3 ustawy z 18 kwietnia 1985 r. o rybactwie śródlądowym (DzU z 2009 r. nr 189, poz. 1471 ze zm.) oraz przepisami ustawy z 19 lutego 2004 r. o rybołówstwie (DzU nr 62, poz. 574 ze zm.).

W opracowaniach z zakresu nauk przyrodniczych pojawiają się dwa pojęcia istotne dla rozważań nad różnorodnością biologiczną:

- gatunek obcy (obcego pochodzenia, nierodzimym) – gatunek lub niższy takson wprowadzony (przeniesiony) świadomie lub zawleczony przypadkowo przez człowieka poza zasięg, w którym występuje lub występował w przeszłości, włączając w to części, gamety, nasiona lub jaja, dzięki którym mógł on i może przeżywać i rozmnażać się; nie dotyczy to jednak gatunków spontanicznie rozprzestrzeniających się poza ich dotychczasowe naturalne zasięgi, nawet gdy wynika to w jakimś stopniu z przekształcenia środowiska i krajobrazu, ani takich, które pojawiają się masowo nieregularnie lub w krótkich okresach,
- gatunek inwazyjny – gatunek, który we względnie szybkim tempie i dużej liczbie osobników kolonizuje nowe tereny i siedliska, wywołując przy tym negatywne, niekiedy katastrofalne efekty w ekosystemach i gospodarce; inwazyjność dotyczy zarówno gatunków obcych, jak i rodzimych, poszerzających swój areal lub spektrum siedliskowe¹.

Na tym tle pojawiają się trzy pytania: czy karp jest (1) gatunkiem obcym i (2) gatunkiem inwazyjnym oraz (3) jakie to ma znaczenie dla ochrony różnorodności biologicznej.

Karp w świetle ustaleń nauk przyrodniczych

Jak wywodzi Andrzej Witkowski, naturalny obszar występowania nominatywnego podgatunku karpia obejmuje zlewisko ponto-kaspijsko-aralskie (zlewisko Morza Kaspijskiego, Czarnego i Aralskiego), skąd przeniknął w okresie plejstocenijskim do systemu

¹ Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz, *Gatunki obce w faunie Polski*, Kraków 2011, s. 25.

Dunaju. Karp był pierwszym introdukowanym gatunkiem ryby do wód polskich. Prawdopodobnie został wprowadzony już w XIII-XIV wieku. Jako gatunek wybitnie hodowlany był początkowo utrzymywany w stawach przyklasztornych, później hodowany w innych gospodarstwach. Dziś jest to jeden z najpospolitszych i szeroko rozprzestrzenionych gatunków na obszarze prawie całej Polski. Występuje głównie w stawach rybnych, ale odnotowany też został w ok. 50% naszych rzek. Jego liczebność w wodach otwartych uzależniona jest od wielkości zarybień oraz ucieczek z gospodarstw hodowlanych. W wodach otwartych karp konkuruje o pokarm odżywiając się bentosem. Z racji tego, że penetruje partie denne (nawet do głębokości 13 cm), uwalnia z osadów znaczne ilości biogenów i wprowadza je do toni wodnej w postaci zawiesiny. Przy dużych zagęszczeniach może zmieniać w istotny sposób warunki środowiskowe (m.in. zakwity glonów), przyspieszając tempo eutrofizacji naturalnych akwenów, a przez to negatywnie oddziaływać na rodzime gatunki ryb. Ze względu na to, że w wodach otwartych rozmnaża się tylko sporadycznie, nie stanowi większego zagrożenia dla rodzimej ichtiofauny².

Na podstawie wypowiedzi przyrodników wolno przyjąć, że karp jest istotnie gatunkiem obcym (nierodzimym), ale nie jest gatunkiem inwazyjnym.

Dawne spory wokół zarybiania karpem

Przepis art. 3 ustawy rybackiej w brzmieniu obowiązującym przed wejściem w życie ustawy z 24 września 2010 r. o zmianie ustawy o rybactwie śródlądowym (DzU nr 200, poz. 1322) stanowił, że na wprowadzanie do wód gatunków ryb, które w Polsce nie występują, było wymagane zezwolenie ministra właściwego do spraw rybołówstwa wydane w porozumieniu z ministrem właściwym do spraw środowiska, po zasięgnięciu opinii Państwowej Rady Ochrony Przyrody.

Przedmiotem regulacji art. 3 ustawy rybackiej w ówczesnym brzmieniu były gatunki ryb, które w Polsce nie występują. Ustawa nie zawierała bezwzględnego zakazu wprowadzania gatunków obcych do wód, lecz jedynie zakaz wprowadzania ich bez wymaganego zezwolenia.

Przewidziane w art. 3 ustawy w brzmieniu pierwotnym zezwolenie było decyzją administracyjną wydawaną w szczególnym trybie. Organem właściwym do wydania decyzji jest minister właściwy do spraw rybołówstwa. Warunkami formalnymi były:

- zasięgnięcie opinii Państwowej Rady Ochrony Przyrody; z istoty opinii wynika, że nie była ona wiążąca, minister miał jedynie obowiązek jej zasięgnąć, ale nie musiał jej uwzględnić,

² A. Witkowski, *Karp*, [W:] *Gatunki obce ...*, op. cit., s. 385-387.

- porozumienie z ministrem właściwym do spraw środowiska; tu już sytuacja była inna, porozumienie jest bowiem wiążącą formą współdziałania między organami, a zatem jeżeli ten minister nie zgodził się na wydanie zezwolenia, minister właściwy do spraw rybołówstwa zezwolenia udzielić nie mógł.

W poprzednim stanie prawnym pojawiło się istotne pytanie, czy na zarybianie jezior karpem było potrzebne zezwolenie przewidziane w art. 3 ustawy rybackiej w brzmieniu sprzed nowelizacji z 24 września 2010 r. Przedstawiciel Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi uważał, że nie. Argumentował, że decydujące znaczenie ma stanowisko jednostki naukowej upoważnionej do opiniowania operatów rybackich, która jest władna stwierdzić, że zarybienia karpem określonej wody, wyznaczane dawkami zarybieniowymi, są zgodne z ustawową definicją racjonalnej gospodarki rybackiej. Powołał się przy tym na opinię Państwowej Rady Ochrony Przyrody z 30 stycznia 2003 r., według której gatunki ryb, które są w Polsce od kilku lub kilkudziesięciu lat, należy dopuścić do chowu i hodowli wyłącznie w gospodarstwach rybackich i nie używać ich do zarybień wód otwartych. Ale gatunki ryb, które występują w Polsce od ponad stu lat, należy uznać za składnik ichtiofauny polskiej i dopuścić do warunkowego zarybiania wód otwartych. Do tej drugiej grupy Rada zaliczała karpia jako gatunek wprowadzone obcego pochodzenia, ale występujący w Polsce od ponad stu lat. Rada dopuszczała zatem warunkowe zarybiania karpem wód otwartych³.

Problem nie był, wbrew pozorom, łatwy do rozstrzygnięcia. Zapewne upieranie się, że karp jest „gatunkiem, który w Polsce nie występuje”, mogłoby być uznane za sprzeczne z tą regułą interpretacyjną, która nakazuje odczytywać przepisy prawne zgodnie ze zwykłym znaczeniem użytych w nich słów. Ustawa rybacka nie posługiwała się pojęciem „gatunków nierodzimych”, lecz „gatunków, które w Polsce nie występują”, to zaś nie jest to samo. Co do tego, że karp w Polsce występuje, żadnych wątpliwości nie było, nie ma i być nie może. Chodziło jednak o to, czy art. 3 ustawy rybackiej miał być interpretowany w duchu Konwencji o różnorodności biologicznej, a przypomnieć trzeba, że ta konwencja jako ratyfikowana za uprzednią zgodą wyrażoną w ustawie ma pierwszeństwo przed polską ustawą rybacką. Z sensu konwencji wynika, że gatunkiem obcym jest taki, którego wcześniej nie było w tym ekosystemie (jezioro jest podręcznikowym przykładem ekosystemu), do którego ma być wprowadzony. Byłem przeto skłonny interpretować art. 3 polskiej ustawy rybackiej z uwzględnieniem konwencji, a wobec tego uznać, że jeżeli w jeziorze, które ma być zarybiane karpem, wcześniej karpia nie było, to sytuacja odpowiada hipotezie art. 3 ustawy rybackiej, a zatem nie ma wprowadzić bezwzględnego zakazu zarybiania karpem, ale warunkiem legalności jest uzyskanie zezwolenia ministra

³ Stanowisko ministra i opinia Rady zostały opublikowane w „Wędkarzu Polskim” 2003, nr 6, s. 41 i 44.

właściwego do spraw rybołówstwa wydanego w trybie określonym w art. 3 ustawy rybackiej⁴. Było to rozwiązanie zgodne z konwencją, która przecież nie statuuje zakazu wprowadzania gatunków „obcych” (cokolwiek byśmy pod tym pojęciem rozumieli), ale nakazuje stosowanie środków kontrolnych, którymi są zwłaszcza zezwolenia.

Dylematy pogłębiło rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z 31 stycznia 2007 r. w sprawie konkursu ofert na oddanie w użytkowanie obwodu rybackiego (DzU nr 27, poz. 181). Załącznik nr 3 do rozporządzenia reguluje sposób ustalenia znaczenia gatunków materiału zarybieniowego dla wód obwodu rybackiego. W tabeli wskazującej na wartość współczynnika znaczenia ryb dla rybackiego typu wody (k) dla trzech rybackich typów wody: rzeka, jezioro, zbiornik zaporowy – po wymienieniu gatunków o wyższych współczynnikach (5, 4, 3, 2) mamy ostatnią pozycję oznaczoną „pozostałe” ze współczynnikiem „1”, ale z odnośnikiem oznaczonym literą „f”, którego treść jest następująca:

„f” Z wyłączeniem karpia, karasia srebrzystego, krąpia, leszcza, płoci, wzdręgi oraz amura, pstrąga tęczowego, tołpygi białej i pstrej oraz innych ryb obcych rodzimej faunie.

Redakcja owej litery „f” jest dość charakterystyczna. Połączenie dwóch grup gatunków ryb spójnikiem „oraz” (zamiast po prostu przecinkiem) sugeruje, że wprowadzając za zarybianie tymi gatunkami ryb w ogóle nie przyznaje się żadnych punktów, ale mamy różnicę:

- karp, karaś srebrzysty, krąp, leszcz, płoć, wzdręga to gatunki niebędące gatunkami obcymi, innymi słowy będące gatunkami, które w Polsce występują, co od razu eliminuje wymóg zezwolenia z art. 3 ustawy rybackiej w brzmieniu obowiązującym w 2007 r.,
- amur, pstrąg tęczowy, tołpyga biała i pstra to gatunki obce, wobec czego zarybianie nimi takiego zezwolenia wymaga.

Powstawało zatem pytanie, czy zarybianie tymi gatunkami jest dozwolone, czy zabronione. Nie było podstaw prawnych do wniosku, że jest ono zabronione, aczkolwiek za zarybianie tymi gatunkami nie przyznawało się żadnych punktów. Ale zabronione nie było, dlatego nie było podstaw prawnych do karania za zarybianie (bez zezwolenia ministra) karpem, karasiem srebrzystym, krąpiem, leszczem, płocią czy wzdręgą. Dopiero zarybianie amurem, pstrągiem tęczowym, tołpygą białą i pstrą można było uznać za wykroczenie, jeżeli następowało bez zezwolenia ministra wymaganego przez art. 3 ustawy rybackiej w brzmieniu sprzed nowelizacji.

Na gruncie Konwencji o różnorodności biologicznej było do obrony stanowisko, że wpuszczenie nie tylko gatunków obcych, ale także karpia i innych gatunków wskazanych w części pierwszej wspomnianej litery „f” do wody, w której ich wcześniej nie było, wyma-

⁴ W. Radecki, *Kompendium Prawa Rybackiego*, Poznań 2011, s. 73, gdzie odwołałem się do poprzednich wydań tego opracowania.

gało zezwolenia ministra. Takie rozumienie przepisów polskiej ustawy rybackiej dyktowała Konwencja o różnorodności biologicznej.

Przedstawiciele nauk przyrodniczych poszli jeszcze dalej uznając, że zarybianie wód otwartych karpem było bezprawne i karalne⁵. Co więcej, Państwowa Rada Ochrony Przyrody zmieniła zdanie, odstępując od poglądu, że ryby znajdujące się w wodach polskich od co najmniej 100 lat należy uznać za rodzime. W komunikacie Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Warszawie z 17 września 2008 r. skierowanym do uprawnionych do rybactwa na terenie województwa mazowieckiego⁶ można było przeczytać, że zgodnie z opinią Komisji do spraw ochrony mokradeł, obszarów słodkowodnych i morskich Państwowej Rady Ochrony Przyrody samo wpisanie zarybiania gatunkami obcymi w operacie rybackim nie może być podstawą dokonywania zarybień. Uprawniony do rybactwa winien każdorazowo uzyskać zezwolenie ministra właściwego do spraw rybołówstwa, wydane w porozumieniu z ministrem właściwym do spraw środowiska, po zasięgnięciu opinii Rady. Zarybianie karpem i karasiem srebrzystym dokonane bez takiego zezwolenia jest bezprawne i karalne.

Zasadniczo odmienny pogląd prezentowali przedstawiciele Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie⁷. Sam także nie kwestionowałem zarybiania wód karpem i karasiem srebrzystym bez zezwolenia ministra, jeżeli było to zgodne z operatem rybackim⁸. Pogląd przedstawicieli Instytutu, a tym samym i mój, ponieważ się z nim zgadzałem, spotkał się z kolejnym niewybrednym atakiem w czasopiśmie wędkarskim⁹.

Nowelizacja ustawy rybackiej

Nowela z 24 września 2010 r. do ustawy rybackiej zasadniczo zmieniła ten stan prawny i rozstrzygnęła większość z występujących poprzednio wątpliwości. W miejsce jednego lakonicznego przepisu art. 3 ustawy rybackiej w brzmieniu sprzed nowelizacji wprowadziła dość skomplikowaną instytucję prawną, na którą składają się:

- przepisy dziesięciu artykułów polskiej ustawy rybackiej, tj. art. 3, 3a, 3b, 3c, 3d, 3e, 3f, 3g, 3h i 3i,

⁵ R. Pietrzak, *Nielegalne zarybianie karpem*, „Wędkarski Świat” 2008, nr 4, s. 34-35 oraz tegoż autora

⁶ *Wyrok na karpia*, „Wędkarski Świat” 2008, nr 10, s. 54-55.

⁷ Tekst w „Wędkarskim Świecie” 2008, nr 11, s. 3.

⁸ M. Mickiewicz, A. Wołos, *Zarybianie karpem wód, na których ustanowiono obwody rybackie*,

„Komunikaty Rybackie” 2008, nr 6, s. 19-21.

⁹ W. Radecki, *Problemy Prawa Rybackiego. Karp i karaś srebrzysty*, „Komunikaty Rybackie” 2008, nr 6, s. 21-24 oraz także mego autorstwa *Interpretacje prawnicze. Zarybianie wód otwartych karpem*, „Ochrona Środowiska. Prawo i Polityka” 2008, nr 4, s. 57-60.

⁹ K. Koźmiński, W obronie własnej. Opinia prawnika. Usłużny Instytut Rybactwa, „Wędkarski Świat” 2009, nr 3, s. 54-55.

- bezpośrednio obowiązujące rozporządzenie Rady (WE) nr 708/2007 z 11 czerwca 2007 r. w sprawie wykorzystania w akwakulturze gatunków obcych i niewystępujących miejscowo (Dz.Urz. UE L 168 z 28.06.2007, str. 1),
- przepisy wykonawcze do polskiej ustawy rybackiej.

Zacznę od rozporządzenia unijnego nr 708/2007. Jego ideę i założenia wyjaśnia preambuła, z której przytoczę kilka najbardziej interesujących myśli:

- W przeszłości akwakultura czerpała korzyści gospodarcze z wprowadzania gatunków obcych i przenoszenia gatunków niewystępujących miejscowo (na przykład pstrąga tęczowego, ostrygi wielkiej i łososia), a celem polityki na przyszłość jest optymalizacja korzyści związanych z wprowadzaniem i przenoszeniem przy jednoczesnym uniknięciu zmian w ekosystemach, zapobieganiu negatywnym biologicznym interakcjom z populacjami miejscowymi, w tym zmianom genetycznym, oraz ograniczaniu rozprzestrzeniania gatunków niedocelowych i ich szkodliwego oddziaływania na siedliska przyrodnicze.
- Inwazyjne gatunki obce uważane są za jedną z głównych przyczyn wymierania gatunków rodzimych i utraty bioróżnorodności. Na podstawie art. 8 lit. h) Konwencji o różnorodności biologicznej, której stroną jest Unia Europejska, każda umawiająca się strona jest zobowiązana, w miarę możliwości i w zależności od przypadku, do zapobiegania wprowadzaniu, a także do kontrolowania lub eliminowania tych gatunków obcych, które zagrażają rodzimym ekosystemom, siedliskom lub gatunkom.
- Unia Europejska powinna opracować własne przepisy ramowe w celu zapewnienia odpowiedniej ochrony siedlisk wodnych przed ryzykiem związanym z wykorzystywaniem gatunków nierodzimych w akwakulturze. Przepisy te powinny obejmować procedury analizy potencjalnego ryzyka, przyjmowanie środków opartych na zasadach działania zapobiegawczego i ostrożności, jak również przyjęcie, w razie konieczności, planów awaryjnych.

Jak głosi art. 1 rozporządzenia nr 708/2007, ustanawia ono przepisy ramowe regulujące praktyki stosowane w akwakulturze w odniesieniu do gatunków obcych i niewystępujących miejscowo w celu oceny i zminimalizowania ewentualnego oddziaływania tych gatunków oraz wszelkich gatunków niedocelowych na środowisko wodne, przyczyniając się w ten sposób do zrównoważonego rozwoju tego sektora.

Pośród obszernego tzw. słowniczka zamieszczonego w art. 3 rozporządzenia nr 708/2007, definiującego dziewiętnaście pojęć, przytoczę kilka mających szczególnie istotne znaczenie dla interpretacji przepisów polskich. I tak:

W odniesieniu do akwakultury rozporządzenie w art. 3 pkt 1 odsyła do art. 3 lit. d) rozporządzenia Rady (WE) nr 1198/2006 z 27 lipca 2006 r. w sprawie Europejskiego Funduszu Rybackiego; ten ostatni przez akwakulturę nakazuje rozumieć hodowlę lub chów organizmów wodnych przy pomocy technik opracowanych w celu zwiększenia produkcji tych organizmów powyżej naturalnej zdolności środowiska.

Kolejne pojęcia definiuje już samo rozporządzenie nr 708/2007:

Przez organizmy wodne należy rozumieć wszelkie gatunki żyjące w wodzie należące do królestwa zwierząt, roślin i pierwotniaków, łącznie z dowolnymi częściami, gametami, nasionami, jajami lub zarodnikami ich osobników, które mogłyby przeżyć, a następnie rozmnażać się (art. 3 pkt 4).

Gatunki obce (art. 3 pkt 6) oznaczają:

- a) gatunki lub podgatunki organizmu wodnego obecne poza ich znanym naturalnym zasięgiem i obszarem występowania;
- b) organizmy poliploidalne i zdolne do rozrodu gatunki sztucznie hybrydizowane, niezależnie od ich naturalnego zasięgu lub obszaru występowania.

Gatunki niewystępujące miejscowo (art. 3 pkt 7) oznaczają gatunki lub podgatunki organizmów wodnych, które ze względów biogeograficznych nie występują w strefie mieszczącej się w granicach ich naturalnego zasięgu występowania.

Gatunki niedocelowe (art. 3 pkt 8) oznaczają gatunki lub podgatunki organizmu wodnego o prawdopodobnym szkodliwym wpływie na środowisko wodne, które w sposób niezamierzony są przemieszczane wraz z wprowadzanymi lub przenoszonymi organizmami wodnymi, z wyłączeniem organizmów wywołujących choroby, które zostały objęte specjalną dyrektywą.

Występujące w rozporządzeniu pojęcie przemieszczania (art. 3 pkt 9) jest kategorią zbiorczą obejmującą wprowadzenie lub przeniesienie, przy czym:

- wprowadzenie (art. 3 pkt 10) oznacza proces, w wyniku którego gatunek obcy zostaje przemieszczony w sposób zamierzony do środowiska poza naturalnym zasięgiem występowania, w celu jego wykorzystania w akwakulturze,
- przeniesienie (art. 3 pkt 11) oznacza proces, w wyniku którego gatunek niewystępujący miejscowo zostaje w sposób zamierzony przemieszczony w ramach swojego naturalnego zasięgu występowania, w celu jego wykorzystania w akwakulturze, na obszar, na którym wcześniej nie występował ze względów biogeograficznych.

Przemieszczanie (wprowadzenie lub przeniesienie) może być rutynowe lub nierutynowe, przy czym:

- przemieszczanie rutynowe (art. 3 pkt 16) oznacza przemieszczenie organizmów wodnych ze źródła, które ma niskie ryzyko przeniesienia gatunków niedocelo-

wych i które, ze względu na specyfikę organizmów wodnych lub wykorzystywanej metody akwakultury, jak np. systemy zamknięte, nie niesie ze sobą ryzyka wystąpienia ekologicznych działań niepożądanych,

- przemieszczanie nierutynowe (art. 3 pkt 17) oznacza przemieszczanie organizmów wodnych, które nie spełnia kryteriów przemieszczania rutynowego.

Podstawowa idea rozporządzenia została wyrażona w jego art. 4, według którego państwa członkowskie zapewniają przyjęcie wszystkich stosownych środków w celu uniknięcia niekorzystnych skutków dla bioróżnorodności, w szczególności dla funkcjonowania gatunków, siedlisk i ekosystemów, jakie mogą wynikać z wprowadzenia lub przeniesienia organizmów wodnych i gatunków niedocelowych występujących w akwakulturze i rozprzestrzeniania się tych gatunków w środowisku naturalnym.

Rozporządzenie stosuje się do wprowadzania gatunków obcych i przenoszenia gatunków niewystępujących miejscowo w celu ich wykorzystania w akwakulturze Unii (art. 2 ust. 1), nie stosuje się go do przenoszenia gatunków niewystępujących miejscowo w obrębie państw członkowskich, ale z wyjątkiem przypadków, w których przesłanki naukowe dają podstawy do przewidywania zagrożeń ekologicznych spowodowanych przeniesieniem (art. 2 ust. 2), czyli w tych przypadkach rozporządzenie stosuje się.

Bardzo istotną regulację zawiera art. 2 ust. 5 rozporządzenia, według którego rozporządzenia generalnie nie stosuje się (ale z wyjątkiem jego art. 3 i 4) do gatunków wymienionych w załączniku IV. Ten załącznik wymienia dziesięć gatunków: pstrąg tęczowy, pstrąg źródlany, karp, amur biały, tołpyga biała, tołpyga pstra, ostryga wielka, małż japoński lub filipiński, bass wielkogębowy, golec zwyczajny. Do tych gatunków nie stosuje się oceny ryzyka, o której mowa w art. 9, z wyjątkiem przypadków, w których państwa członkowskie pragną podjąć środki mające na celu ograniczenie wykorzystania danych gatunków na ich terytorium.

Ustawodawca polski w art. 3 ust. 1 ustawy rybackiej wprowadził kategorię zbiorczą nazwaną działaniami z wykorzystaniem ryb gatunku uznanego za nierodzimym, różnicując w jej obrębie:

- 1) wprowadzenie ryb gatunku obcego polegające na zarybieniu wód (art. 3 ust. 1 pkt 1),
- 2) wprowadzeniu w rozumieniu art. 3 pkt 10 rozporządzenia nr 708/2007 ryb gatunku obcego (art. 3 ust. 1 pkt 2)

przy czym przez gatunek obcy nakazał rozumieć gatunek obcy w znaczeniu przyjętym w art. 3 pkt 6 rozporządzenia nr 708/2007.

Zasadą generalną ujętą w art. 3 ust. 1 jest, że na działania w nim wskazane niezbędne jest uzyskanie zezwolenia ministra właściwego do spraw rybołówstwa, wydawanego w trybie szczegółowo uregulowanym w art. 3a-3h ustawy rybackiej, ale zaraz następny

art. 3 ust. 2 pkt 1 i 2 wskazują, kiedy zezwolenie nie jest wymagane. Stosowanie tych przepisów jest uzależnione od rozporządzeń wykonawczych. Ustawa rybacka w art. 3f nakazuje ministrowi właściwemu do spraw rybołówstwa wydanie rozporządzeń określających:

- 1) wykaz gatunków ryb uznanych za nierodzone oraz warunki, w szczególności techniczne, organizacyjne lub gospodarcze, wprowadzania ryb tych gatunków, dla których nie jest wymagane zezwolenie, z rozróżnieniem:
 - a) art. 3 ust. 1 pkt 1, tj. zarybień,
 - b) art. 3 ust. 1 pkt 2, tj. innego wprowadzania,
- 2) wykaz gatunków ryb uznanych za rodzime.

Rozporządzenie wykonawcze

Na podstawie art. 3f ustawy rybackiej Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi wydał 16 listopada 2012 r. rozporządzenie w sprawie wykazu gatunków ryb uznanych za nierodzone i wykazu gatunków ryb uznanych za rodzime oraz warunków wprowadzania gatunków ryb uznanych za nierodzone, dla których nie jest wymagane zezwolenie na wprowadzenie (DzU z 2012 r. poz. 1355).

Do gatunków ryb, o których mowa w art. 3 ust. 1 pkt 1 ustawy rybackiej, tj. gatunków ryb uznanych za nierodzone, dla których zezwolenie na zarybienie nie jest wymagane, minister zaliczył:

- 1) głowacicę (*Hucho hucho*) występującą w rzekach Dunajcu, Rabie, Sanie, Skawie i Sole oraz w ich dopływach,
- 2) karpia (*Cyprinus carpio*) w jeziorach i zbiornikach zaporowych.

W odniesieniu do obu tych gatunków, tj. zarówno głowacicy, jak i karpia, przepis § 5 ust. 1 rozporządzenia określił następujące warunki dopuszczalności wprowadzania ich do powierzchniowych wód śródlądowych:

- 1) w operacie rybackim przewidziano wprowadzenie ryb tych gatunków i uzasadniono to oraz określono rodzaj i ilość materiału zarybieniowego,
- 2) operat rybacki, w którym przewidziano wprowadzenie ryb tych gatunków, uzyskał pozytywną opinię sporządzoną przez uprawnioną jednostkę wskazaną w przepisach wydanych na podstawie art. 6a ust. 6 ustawy rybackiej,
- 3) pochodzą one z obiektu przeznaczonego do chowu lub hodowli ryb, w którym w okresie 3 lat poprzedzających to wprowadzenie nie stwierdzono występowania gatunku niedocelowego w rozumieniu art. 3 pkt 8 rozporządzenia nr 708/2007.

Jeśli chodzi o głowacicę, to spełnienie tych trzech warunków wystarczy, aby zarybianie głowacicą było legalne. Jeżeli zaś chodzi o karpia, to niezbędne jest spełnienie

dodatkowego warunku o charakterze ilościowym. Mianowicie § 5 ust. 2 rozporządzenia stanowi, że w przypadku ryb z gatunku karp warunkiem wprowadzenia do jezior i zbiorników zaporowych jest ponadto zastosowanie dawki zarybieniowej odpowiednio nie większej niż:

- 1) 4 kg i 5 kg krocza karpia na 1 ha powierzchni obwodu rybackiego – dla jezior i zbiorników zaporowych o powierzchni nieprzekraczającej 100 ha,
- 2) 3 kg i 4 kg krocza karpia na 1 ha powierzchni obwodu rybackiego – dla jezior i zbiorników zaporowych o powierzchni powyżej 100 ha do 500 ha,
- 3) 2 kg i 3 kg krocza karpia na 1 ha powierzchni obwodu rybackiego – dla jezior i zbiorników zaporowych o powierzchni powyżej 500 ha.

Praktycznie oznacza to, że władający obwodem rybackim, który chce zarybiać jezioro lub zbiornik zaporowy karpem, jest zobowiązany postępować według następującego schematu:

- sporządza operat rybacki (lub wprowadza zmiany do operatu rybackiego) zamieszczając w nim zamiar zarybiania karpem, przy czym:
 - jest zobowiązany utrzymać limit ilościowy wskazany w § 5 ust. 2 rozporządzenia,
 - uzasadnia, dlaczego chce zarybiać karpem,
 - wskazuje, że w obiekcie, z którego pochodzi materiał zarybieniowy, w okresie 3 lat nie stwierdzono występowania gatunku niedocelowego w rozumieniu art. 3 pkt 8 rozporządzenia nr 708/2007, tj. gatunku lub podgatunku organizmu wodnego o prawdopodobnym szkodliwym wpływie na środowisko,
- przedstawia operat (lub jego zmianę) do zaopiniowania uprawnionej jednostce.

Przypomnę, że wydane na podstawie art. 6a ust. 6 ustawy rybackiej rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z 29 marca 2002 r. w sprawie operatu rybackiego (DzU nr 44, poz. 414) nadal obowiązuje i ustawa nowelizacyjna z 24 września 2010 r. nie nakazuje zastąpić go nowym. Owszem, minister może wydać nowe rozporządzenie, ale nie musi tego uczynić.

Rozporządzenie w sprawie operatu rybackiego wyznacza trzy jednostki naukowe upoważnione do opiniowania operatów:

- 1) Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie (wszedł w miejsce występującej w tekście rozporządzenia Akademii Rolniczej w Szczecinie),
- 2) Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie,
- 3) Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie.

Dopiero pozytywna opinia jednej z trzech upoważnionych jednostek naukowych pozwala na zarybianie karpem.

Kilka uwag dodatkowych

Na tle regulacji rozporządzenia pojawiają się pewne kwestie wymagające wyjaśnienia. Pierwsze pytanie można ująć następująco: czy wymogi rozporządzenia stosuje się na wodach nieobjętych obwodami rybackimi? Odpowiedź przecząca jest oczywista, ponieważ zarybianie karpem jest fragmentem racjonalnej gospodarki rybackiej, a do prowadzenia takiej zobowiązany jest – zgodnie z art. 6 ust. 1 i 2 ustawy rybackiej – tylko uprawniony do rybactwa w obwodzie rybackim. Na obwody rybackie dzieli się tylko śródlądowe wody powierzchniowe płynące. Na wodach stojących, obojętnie czy są to wody w jeziorach bezodpływowych, z zbiornikach poźwirowych czy w gliniankach, uprawniony do rybactwa – a jest nim właściciel gruntu pod wodami stojącymi, tym samym właściciel wód stojących (art. 12 ust. 1 ustawy z 18 lipca 2001 r. Prawo wodne – DzU z 2012 r. poz. 145 ze zm.) – może czynić wszystko, co mu się podoba, może zarybiać wody karpem w dowolnej ilości i bez żadnych ograniczeń, nie potrzebuje na to żadnego zezwolenia ani innej decyzji administracyjnej.

Drugie pytanie brzmi: czy z § 5 ust. 2 rozporządzenia z 16 listopada 2012 r. wynika, że jeziora (oczywiste jest, że chodzi tylko o jeziora przepływowe będące prawnie wodami płynącymi) i zbiorniki zaporowe (one z istoty swej są wodami płynącymi) można zarybiać tylko kroczeniem karpia i jakie znaczenie ma wyraz „odpowiednio” użyty w tym przepisie? Nie mam wątpliwości, że minister dopuszcza jedynie zarybienia kroczeniem. Zapewne wziął pod uwagę to, że zarybianie jezior narybkiem nie przynosiło na ogół dobrych rezultatów, straty w obsadach dochodziły do 70%¹⁰, a zarybianie karpem handlowym jest w ogóle bez sensu. Wyraz „odpowiednio” występujący w § 5 ust. 2 rozporządzenia z 16 listopada 2012 r. należy chyba rozumieć w ten sposób, że maksymalna dawka zarybieniowa krocza karpia wynosi:

- jeżeli powierzchnia wody nie przekracza 100 ha:
 - jeśli jest to jezioro – 4 kg,
 - jeśli jest to zbiornik zaporowy – 5 kg,
- jeżeli powierzchnia wody przekracza 100 ha, ale nie przekracza 500 ha:
 - jeśli jest to jezioro – 3 kg,
 - jeśli jest to zbiornik zaporowy – 4 kg,
- jeżeli powierzchnia wody przekracza 500 ha:
 - jeśli jest to jezioro – 2 kg,
 - jeśli jest to zbiornik zaporowy – 3 kg;

szkoda, że minister nie wyraził tego jaśniej.

¹⁰J. A. Szczerbowski (red.), *Rybactwo śródlądowe*, Olsztyn 2008, s.238.

Trzecie pytanie można sformułować tak: w jaki sposób należy wykazać, że w obiekcie hodowlanym nie było w ciągu 3 ostatnich lat gatunków niedocelowych? Minister tego nie rozstrzygnął, wobec czego należy przyjąć, że wystarczy oświadczenie prowadzącego ośrodek hodowlany.

Odpowiedzialność prawna

Ostatnim przepisem ustawy rybackiej dotyczącym gatunków obcych jest art. 3i tej ustawy ustanawiający powszechnie obowiązujące zakazy:

- 1) wprowadzania ryb gatunku obcego, na których wprowadzenie jest wymagane zezwolenie przewidziane w art. 3 ust. 1 (a zatem z wyłączeniem sytuacji, w których zgodnie z art. 3 ust. 2 zezwolenie nie jest wymagane), w dwóch wariantach:
 - bez wymaganego zezwolenia albo
 - wbrew warunkom określonym w tym zezwoleniu,
- 2) wprowadzania ryb z gatunków wymienionych w wykazie określonym w przepisach wydanych na podstawie art. 3f pkt 1 (tj. w wykazie zwalniającym określone gatunki z wymogu uzyskania zezwolenia) niezgodnie z warunkami określonymi w tych przepisach,
- 3) przenoszenia ryb określonych gatunków niezgodnie z warunkami ich przenoszenia określonymi w przepisach wydanych na podstawie art. 3 ust. 3, jeżeli warunki te zostały określone w tych przepisach.

Naruszenie któregoś z tych zakazów jest przestępstwem przewidzianym w art. 27c ust. 1 pkt 4 ustawy rybackiej.

Do punktu 2 odnosi się rozporządzenie z 16 listopada 2012 r. Oznacza to, że zarybianie karpem bez spełnienia warunków określonych w rozporządzeniu jest przestępstwem z art. 27c ust. 1 pkt 4 ustawy rybackiej zagrożonym grzywną, karą ograniczenia wolności albo pozbawienia wolności do lat 2, z obowiązkiem orzeczenia środków karnych, spośród których wchodzi w rachubę podanie orzeczenia skazującego do publicznej wiadomości na koszt skazanego oraz zakaz składania ofert w konkursie na oddanie w użytkowanie obwodu rybackiego na okres od roku do 3 lat.

Charakterystyka kolonii lęgowych kormorana czarnego w północno-wschodniej Polsce

Piotr Traczuk

Zakład Rybactwa Jeziorowego w Giżycku,
Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp

Kormoran czarny *Phalacrocorax carbo sinensis* (L.) jest ptakiem migrującym, ale bezwzględnie związanym ze środowiskiem wodno-łądowym. Buduje on gniazda na stałym podłożu, najczęściej na drzewach, niekiedy na krzewach, a sporadycznie lokuje gniazda bezpośrednio na ziemi. Ptaki te odżywiają się polując na ryby w okolicznych ekosystemach wodnych: jeziorach, rzekach, zbiornikach zaporowych, stawach.

Na terenie Polski (w obecnych granicach administracyjnych) obecność kormorana czarnego notowano już na początku XIX wieku. Tischler w swojej pracy (1941) podaje, że w latach 1823-1886 istniała kolonia na wyspie Lipowej na jeziorze Marąg, a w latach 1922-1939 w okolicy Jeziora Dobskiego, sporadycznie widywano niewielkie ilości kormoranów. Szczegółowe informacje o kolonii kormoranów na wyspie Wysoki Ostrów na Jeziorze Dobskim opisał Puchalski w 1954 roku. Mierzwiński w 1954 roku opisuje kolonię kormorana na jeziorze Rydzówka, gdzie na dwóch wyspach ptaki ulokowały swoje gniazda. W późniejszych latach pojawiają się informacje o koloniach kormoranów na jeziorach: Czerwica, Wulpińskie, Łuknajno, Gielądzkie, Dąbrowa Wielka. W 1992 roku przeprowadzono ostatnie, oficjalne liczenie kormoranów w Polsce, w którym wykazano 2392 gniazd kormoranów znajdujących się w północno-wschodniej Polsce. Od 2005 roku pracownicy Zakładu Rybactwa Jeziorowego w Giżycku prowadzą obserwacje kormoranów w koloniach lęgowych w północno-wschodniej Polsce, co uzupełniło informacje o populacji kormoranów na omawianym terenie.



Fot. 1. Młode kormorany w gnieździe.

Charakterystyka kolonii

Liczebność kormoranów jest zróżnicowana w zależności od warunków środowiskowych oraz kondycji populacji. W ciągu ostatnich 100 lat populacja kormorana czarnego wzrosła z kilkudziesięciu par lęgowych do prawie 30000 par lęgowych w skali całego kraju (Bzoma 2011). Znaczącym czynnikiem determinującym wybór terenów lęgowych jest zapewne dostępność pokarmu oraz odpowiednie warunki siedliskowe. Ze względu na



Rys. 1. Rozmieszczenie i liczebność kolonii lęgowych kormorana w północno-wschodniej Polsce w 2012 r.

znaczną „jeziorność” terenów północno-wschodniej Polski, usytuowanych jest tu ponad 20 kolonii lęgowych (tab. 1), wykorzystywanych przez około 20-25% krajowej populacji kormoranów. Kolonie na omawianym terenie rozmieszczone są nieregularnie, a zasięg polowań obejmuje znaczny areal jezior (rys. 1). Kormorany na terenie północno-wschodniej Polski przebywają najczęściej w okresie marzec-październik i przez większość tego czasu trwale są związane z kolonią lęgową oraz okolicznymi akwenami wodnymi.

Kormorany wykazują znaczną plastyczność w kryteriach wyboru miejsca lęgowego, co skutkuje tym, że w niektórych lęgowiskach gniazda usytuowane są na solidnych

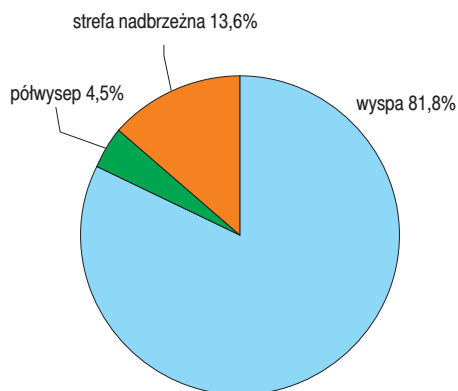
Tabela 1

Liczebność i lokalizacja gniazd jeziorowych kolonii kormoranów na wschód od Wisły

Lp.	Nazwa jeziora	Rok					
		1992	2005	2009	2010	2011	2012 ²
1	Czerwica	170	215	71	bd	-	-
2	Dobskie	680	567	618	588	588	569
3	Druglin	-	-	-	-	-	15
4	Gaładuś	146	548	476	441	451	404
5	Gawlik	26	50	16	15	2	27
6	Gołdopiwo	-	-	180	191	176	120
7	Inulec	-	17	-	-	-	-
8	Jaśkowskie	-	112	231	bd	268	239
9	Klebarskie	-	-	123	108	123	81
10	Niegocin	86	-	-	-	-	-
11	Kurki	-	40	-	-	-	-
12	Limajno	-	47	121	127	93	78
13	Łasińskie	-	79	76	bd	62	65
14	Łaśmiady	-	317	418	359	413	376
15	Marąg	434	431	509	554	485	468
16	Mielno	133	42	-	-	-	-
17	Nidzkie	-	-	171	189	337	246
18	Omulew	-	-	63	164	155	99
19	Pilwąg	-	37	-	14	-	-
20	Płaskie	-	-	18	bd	-	41
21	Rańskie	134	100	149	bd	249	252
22	Rucewo Wielkie	-	-	-	-	95	150
23	Rydzówka	310	646	657	595	576	586
24	Sasek Mały	115	100	173	bd	224	172
25	Sasek Wielki	47	50	85	95	104	88
26	Selęt Wielki	-	-	27	bd	65	38
27	Selmęt Wielki	80	-	-	-	-	-
28	Serwy	13	62	141	174	172	151
29	Warnoły	-	295	1345	1401	1447	1366
30	Wulpińskie	18	345	186	305	361	355
Razem		2392	4100	5854	6160	6446	5986

bd – brak danych w 2010 r.

² kolorem czerwonym oznaczono informacje pochodzące od p. Szymona Bzomy



Rys. 2. Preferencje siedliskowe w terenach lęgowych kormoranów w 2012 roku.

drzewach zapewniających wieloletnie użytkowanie, a niekiedy miejsca lęgowe nie rokują trwałości kolonii dłużej niż przez kilka lat. We wszystkich znanych obecnie koloniach lęgowych w północno-wschodniej Polsce, kormorany budują gniazda na substracie organicznym i sytuują je na drzewach lub krzewach. Najczęściej kolonie lęgowe kormorana czarnego znajdują się na terenie wysp jeziornych, a rzadziej ptaki wykorzystują fragmenty stałego lądu: półwysyp lub zalesiony odcinek linii brzegowej jeziora (tab. 2, rys. 2, fot. 2, 3).

Tabela 2

Charakterystyka kolonii lęgowych kormoranów istniejących w 2012 roku w północno-wschodniej Polsce

Nazwa jeziora	Ilość gniazd w 2012 r. (n)	Typ siedliska	Typ drzewostanu	Wielogatunkowość kolonii
Dobskie	569	wyspa	bez czarny + drzewa liściaste	kormoran + czapla
Druglin	15	wyspa	drzewa liściaste	kormoran
Gaładuś	404	wyspa	drzewa liściaste + bez czarny	kormoran + czapla
Gawlik	27	wyspa	drzewa liściaste	kormoran
Gołdopiwo	120	wyspa	olcha	kormoran
Jaśkowskie	239	wyspa	drzewa liściaste	kormoran + czapla
Klebarskie	81	wyspa	drzewa liściaste	kormoran + czapla
Limajno	78	wyspa	drzewa liściaste + sosna	kormoran + czapla
Łasińskie	65	wyspa	drzewa liściaste	kormoran
Marąg	468	wyspa	drzewa liściaste	kormoran + czapla
Nidzkie	246	wyspa	drzewa liściaste + sosna	kormoran + czapla
Płaskie	41	wyspa	olcha	kormoran
Rańskie	252	wyspa	drzewa liściaste	kormoran + czapla
Serwy	151	wyspa	sosna	kormoran
Warnoły	1366	wyspa	sosna + olcha	kormoran
Wulpińskie	355	wyspa	olcha + inne drzewa liściaste	kormoran + czapla
Rydzówka	586	2 wyspy	drzewa liściaste	kormoran + czapla
Omulew	99	wyspa + półwysyp	drzewa liściaste + sosna	kormoran + czapla
Łaśmiady	376	półwysyp	sosna + drzewa liściaste	kormoran + czapla
Selęt Wielki	38	strefa nadbrzeżna	drzewa liściaste + sosna	kormoran + czapla
Sasek Mały	172	strefa nadbrzeżna	olcha + sosna	kormoran + czapla
Sasek Wielki	88	strefa nadbrzeżna	drzewa liściaste + sosna	kormoran

Część miejsc lęgowych kormorana czarnego to kolonie, które w ciągu ostatnich 20 lat zanikły zupełnie lub są na skraju zaniku, oraz kolonie nowo powstałe (lub nowo odkry-



Fot. 2. Kolonia kormoranów na jeziorze Warnołty.



Fot. 3. Ubogi drzewostan w kolonii lęgowej kormoranów na jeziorze Gołdopiwo.

te i opisane). Do kolonii które przestały istnieć lub zanikają zaliczyć można te z jezior: Niegocin, Inulec, Kurki, Mielno, Płaskie, Selmęt Wielki, Czerwica i Gawlik.

Nowo odkryte kolonie lęgowe lub te, do których prawdopodobnie przeniosły się kormorany z innych miejsc lęgowych to kolonie na jeziorach: Rucewo Wielkie, Druglin.

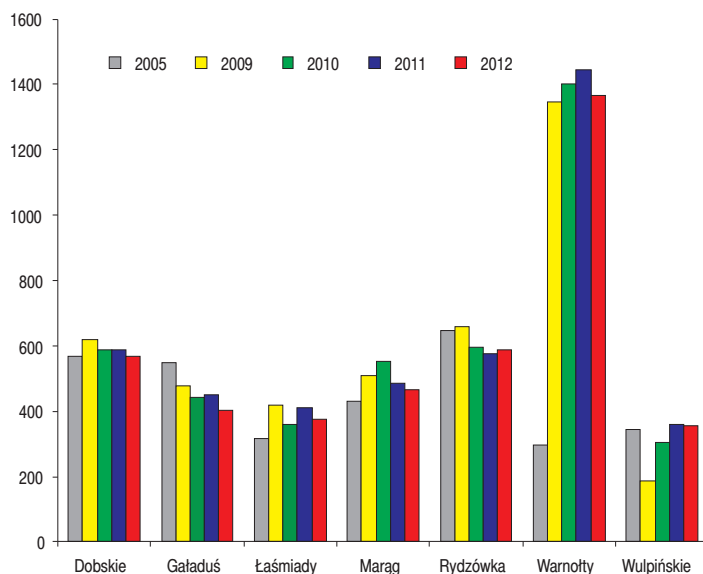
Pod względem „trwałości” kolonii lęgowych, w latach 1992-2012 zmieniała się liczba i lokalizacja lęgówisk, wskutek czego część z nich istnieje od kilkudziesięciu lat, natomiast niektóre kolonie zanikają w dość szybkim czasie. W oparciu o dostępne informacje sporządzono wykres, który przedstawia czasowe tendencje liczebności gniazd w kilku wybranych koloniach (tab. 3, rys. 3).

Tabela 3

Liczebność gniazd w „długoletnich” koloniach lęgowych w latach 2005-2012

Nazwa jeziora	Rok				
	2005	2009	2010	2011	2012
Dobskie	567	618	588	588	569
Gaładuś	548	476	441	451	404
Łaśmiady	317	418	359	413	376
Marąg	431	509	554	485	468
Rydzówka	646	657	595	576	586
Warnoły	295	1345	1401	1447	1366
Wulpińskie	345	186	305	361	355

Najczęściej spotykane na omawianym terenie kolonie lęgowe to wyspy, zasiedlone przez kormorany tylko w pewnej części dostępnego terenu. Drzewostan w tych kolo-



Rys. 3. Tendencje liczebności gniazd w wybranych koloniach lęgowych.

niach jest uszkodzony, ale część drzew nie została dotychczas zasiedlona przez kormorany. Skrajnym przykładem może być kolonia lęgowa na Jeziorze Dobskim. W okresie powstawania lęgowiska wyspa gęsto porośnięta była drzewami iglastymi z niewielką domieszką drzew liściastych (głównie w nadbrzeżnej części wyspy), a przez ponad 50 lat funkcjonowania kolonii kormoranów drzewostan na wyspie uległ prawie całkowitej degradacji, a obecna szata roślinna składa się ze zniszczonych krzewów bzu czarnego, a w niższej partii trawy i pokrzyw. Pomimo degradacji drzewostanu, kormorany nieprzerwanie wykorzystują wyspę jako miejsce lęgowe, przy czym do gniazdowania zaadaptowały kikuty drzew i krzewy bzu (fot. 4, 5).

W regionie północno-wschodniej Polski znajduje się kilka niewielkich kolonii lęgowych, które od kilku lat wykazują pewną stabilizację lub niewielki rozrost populacji lęgowej kormoranów na przykład nad jeziorami Serwy, Sasek Wielki, Klebarskie, Łasińskie, Limajno, natomiast część tych kolonii uległa redukcji lub została porzucona, czego przykładem mogą być kolonie na jeziorach Czerwica, Gawlik, Pilwąg.

Specyficznym przykładem jest kolonia lęgowa kormorana czarnego na jeziorze Warchoły. Kolonia ta obejmuje niewielką wyspę, porośniętą głównie sosną (ponad 70% powierzchni wyspy). W 2005 roku w opisywanej kolonii stwierdzono 295 gniazd kormoranów i usytuowane były w centralnej części wyspy, wyłącznie na wysokich sosnach.



Fot. 4. Zdegradowane środowisko w kolonii lęgowej na jeziorze Dobskim.



Fot. 5. Adaptacja kormoranów do warunków środowiskowych – bez czarny jako podstawowe „rusztowanie” dla gniazd.

W 2010 roku drzewa iglaste zostały na tyle zniszczone, przy jednoczesnym i gwałtownym wzroście liczby par lęgowych, że gniazda zajmowały ponad 90% występujących na wyspie drzew, włącznie z niewielkimi olchami. W 2012 roku degradacja drzewostanu iglastego była na tyle masowa, że część spróchniałych, połamanych lub przechylonych sosen nie została wykorzystana do założenia gniazd. Spowodowało to zagęszczenie gniazd na drzewach liściastych (głównie nadbrzeżne olchy) oraz założenie pierwszy raz, gniazd na miniwyspie położonej tuż przy właściwej kolonii, którą porasta kilkanaście niewielkich olch (stwierdzono tam około 40 gniazd) (fot. 6, 7).

Część kormoranów nie przystępuje do lęgów i tworzy kolonie noclegowe. Od ponad 15 lat znane jest noclegowisko nad Jeziorem Długim Wigierskim, gdzie w ostatnich latach obserwowano pobyt do 2500 kormoranów (w okresie jesiennym, wraz z młodymi ptakami), a nieliczne doniesienia wskazują na obecność noclegowiska na jeziorze Mamry (Krzywosz i Traczuk 2009) i Selmęt Wielki (inf. ustna).

Presja kormorana na pogłowie ryb

Podejmowane od kilkunastu lat badania diety kormoranów (Martyniak i in. 1997, Nitecki i Kopcewicz 1997, Krzywosz 2008, Krzywosz i Traczuk 2010) wskazują znaczące



Fot. 6. Zniszczone drzewa i zdegradowane środowisko w kolonii lęgowej na jeziorze Warnołty.



Fot. 7. Obumarłe sosny wskutek liczego gniazdowania kormoranów czarnych.

różnice w strukturze gatunkowej ryb-ofiar z kolonii nadmorskich i śródlądowych, co sugeruje rozdzielne traktowanie wpływu kormoranów na różne ekosystemy wodne.

W oparciu o kilkuletnie analizy pokarmu kormoranów na obszarze pomiędzy dolną Wisłą a północno-wschodnią granicą kraju, ustalono, że wielkość diety kormoranów oscyluje około 2000 ton zjedzonej ryby w każdym roku (Krzywosz 2008, Krzywosz i in. 2009, Krzywosz i Traczuk 2011).

Nieregularne rozproszenie kolonii lęgowych w północno-wschodniej Polsce powoduje, że presja kormoranów na poszczególne wody jest nierównomierna i ma to znaczący wpływ na ichtiofaunę tych zbiorników wodnych. Obliczenia dokonane w 2011 roku wykazują drastyczne różnice w „potencjalnym” eksploataowaniu zasobów rybnych przez kormorany (tab. 4).

Tabela 4

Presja kormorana czarnego na jeziora Pojezierza Mazurskiego w 2011 roku (kg/ha)

Obciążenie (kg/ha)	Liczba jezior (n)	Łączna powierzchnia jezior (ha)	% powierzchni całkowitej
3,9*	318	23309,5	17,6
4,0-9,9	62	5083,0	3,8
10,0-19,9	304	38612,4	29,1
20,0-29,9	165	38158,8	28,8
30,0-39,9	115	22941,5	17,3
40,0-49,9	29	3732,9	2,8
50,0-59,9	7	865,8	0,7
Razem	1000	132703,9	100,0

* – jeziora poza zasięgiem kolonii lęgowych

Podsumowanie i wnioski

Gwałtowne zwiększenie populacji kormoranów, rejestrowane od końca lat 90. XX wieku wskazuje, że zagrożenie dla egzystencji kormorana czarnego minęło, a kormoran stał się powszechny i szeroko rozprzestrzeniony.

Większość średnich i dużych kolonii lęgowych utrzymuje swój status ilościowy, a w niektórych przypadkach liczba gniazd w obrębie kolonii znacząco wzrosła. Zauważalne jest to, że tylko niektóre małe „skupiska lęgowe” były podatne na znaczną redukcję liczby gniazd lub zanikły całkowicie.

W ciągu ostatnich 20 lat liczba gniazdujących kormoranów prawie się potroiła, natomiast liczba kolonii lęgowych wzrosła zaledwie o 50%.

Kolonia z jeziora Warnoły może być ważnym przykładem agresywnej ekspansji kormorana w zajmowanym środowisku wraz z gwałtownym wzrostem liczebności populacji



Fot. 8. „Zgubione” ofiary kormorana czarnego.

łęgowej. Jednocześnie dobitnie świadczy o szybkim i destrukcyjnym wpływie obecności kormoranów na ekosystem leśny, zwłaszcza gdy dominuje w nim drzewostan iglasty.

Stała obecność kormoranów oraz zapotrzebowanie pokarmowe tych ptaków powinny być uwzględniane zarówno podczas realizacji zadań ochrony przyrody i ichtiofauny, jak i w aspekcie racjonalnej gospodarki rybackiej. Konieczne jest zatem opracowanie aktów prawnych, które załagodzą obecny konflikt interesów pomiędzy użytkownikami rybackimi a administracją i służbami ochrony przyrody.

Literatura

- Bzoma Sz. 2011 – Program ochrony kormorana *Phalacrocorax carbo* w Polsce. Strategia zarządzania populacją kormorana w Polsce – SGGW, Warszawa , s. 120.
- Krzywosz T. 2008 – Wpływ kormorana czarnego na zasoby naszych jezior – W: Użytkownik rybacki – nowa rzeczywistość (Red.) M. Mizieliński. Wyd. PZW Warszawa: 97-101.
- Krzywosz T., Traczuk P. 2009 – Skład diety kolonii kormorana czarnego *Phalacrocorax carbo sinensis* (L.) na Jeziorze Dobskim – Komun. Ryb. 2: 15-19.
- Krzywosz T., Szymkiewicz M., Traczuk P. 2009 – Rola zwierząt prawnie chronionych w województwie warmińsko-mazurskim – W: (Red.) A. Wołos. Diagnoza aktualnego stanu oraz perspektywy rozwoju rybactwa śródlądowego i nadbrzeżnych obszarów rybackich w województwie warmińsko-mazurskim. Wyd. IRS, Olsztyn: 163-178.

- Krzywosz T., Traczuk P. 2010 – Wpływ kormorana czarnego na jeziora w rejonie Mazur – W: M. Mickiewicz (Red.) Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2009 roku. Wyd. IRS, Olsztyn: 133-142.
- Krzywosz T., Traczuk P. 2011 – Dla kogo hodujemy materiał zarybieniowy? – W: Nowe gatunki w akwakulturze – rozród, podchów, profilaktyka (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 325-333.
- Martyniak A., Mellin M., Stachowiak P., Wittke A. 1997 – Food composition of cormorants *Phalacrocorax carbo* in two colonies in Nord-East Poland – Ekol. pol. 45, 1: 245.
- Mierziński W. 1954 – Ciąg dzikich gęsi na Mazurach – Chrońmy Przyr. Ojcz. 10, 3-4:75-76.
- Nitecki Cz., Kopcewicz P. 1997 – Ocena podstawowych parametrów sukcesu lęgowego kormoranów. W: (Red.) L. Stępniewicz. Ocena presji kormorana czarnego *Phalacrocorax carbo sinensis* na ichtiofaunę Zalewu Wiślanego. Raport nr 3.
- Puchalski F. 1954 – Wyspa kormoranów – Nasza Księgarnia, Warszawa.
- Przybyś J. 1997 – Kormoran – Wyd. Lubelskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin, s. 108.
- Tischler F. 1941 – Die Vögel Ostpreussens u. seiner Nachbargebiete – Königsberg-Berlin.

Presja i połowy wędkarskie w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybne w 2011 roku

Arkadiusz Wołos, Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska, Marek Trella
Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Analiza presji i połowów wędkarskich przeprowadzona na danych z ośmiu wytypowanych gospodarstw rybnych reprezentujących trzy wyróżnione regiony jeziorowe (Wołos i Draszkiewicz-Mioduszevska 2012) pozwoliła na scharakteryzowanie m.in. sezonowości presji wędkarskiej, podstawowych parametrów cechujących badanych wędkarzy, wielkości i struktury gatunkowej odłowów wędkarskich oraz opracowanie rankingu najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb w 2010 roku.

W niniejszym, dotyczącym 2011 roku opracowaniu analogicznie przedstawiono wyniki badań ankietowych wędkarzy łowiących ryby w jeziorach użytkowanych przez te same gospodarstwa rybne. Ponadto, na podstawie uzyskanych wyników oraz liczby zezwoleń wędkarskich sprzedanych w 2011 roku przez gospodarstwa rybne oszacowano wielkość odłowów wędkarskich z całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybnie w Polsce.

Materiały i metodyka

Badania ankietowe wędkarzy przeprowadzono w następujących gospodarstwach rybnych:

- Gospodarstwo Rybnie Augustów (zwane dalej umownie Gospodarstwo „Augustów”),
- Gospodarstwo Rybnie Bogucin Sp.z o.o. (Gospodarstwo „Bogucin”),
- Gospodarstwo Jeziorowe Sp. z o.o. w Ełku (Gospodarstwo „Ełk”),

- Gospodarstwo Rybackie Łysinin Sp.z o.o. (Gospodarstwo „Łysinin”),
- Gospodarstwo Rybackie Sp.z o.o. w Mrągowie (Gospodarstwo „Mrągowo”),
- Gospodarstwo Rybacko-Wędkarskie Rurzyca (Gospodarstwo „Rurzyca”),
- Gospodarstwo Rybackie Sława Sp z o.o. (Gospodarstwo „Sława”),
- Przedsiębiorstwo Rybackie Złocieniec Sp. z o.o. (Gospodarstwo „Złocieniec”).

Wytypowane gospodarstwa reprezentują trzy wyodrębnione regiony jeziorowe naszego kraju, a mianowicie "Mazury", "Pomorze" i "Wielkopolskę" (patrz opracowanie nt. zarybień jezior). Ogółem zebrano i poddano analizie 637 kwestionariuszy ankietowych, zawierających m.in. pytania dotyczące liczby dni wędkowania w poszczególnych miesiącach sezonu 2011, masy odłowów poszczególnych gatunków ryb, a także najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków.

Dla każdego gospodarstwa i dla całego zbioru ankiet obliczono następujące parametry:

- całkowitą liczbę dni wędkowania,
- średnią liczbę dni wędkowania na 1 wędkarza,
- całkowity odłów ryb,
- średni odłów roczny na 1 wędkarza,
- średni odłów dzienny na 1 wędkarza,
- strukturę gatunkową odłowów wędkarskich.

Strukturę gatunkową odłowów wędkarskich porównano ze strukturą gatunkową odłowów rybackich, wykorzystując do tego dane o odłowach gospodarczych z powierzchni 270 tys. ha jezior uzyskanych w 2011 roku (Wołos i in. 2012).

Ranking najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb opracowano przy zastosowaniu metody skali rang. Gatunkom wymienionym przez wędkarzy na 1 miejscu przyznano trzy punkty, wymienionym na drugim miejscu 2 punkty, a na miejscu trzecim 1 punkt. Następnie zsumowano liczbę punktów przypadających na każdy gatunek, a w końcowym etapie obliczono procentowy udział każdego gatunku w całkowitej sumie punktów przyznanych wszystkim gatunkom.

Na podstawie wyników badań gospodarstw rybackich obliczono liczbę zezwoleń sprzedanych w 2011 roku, w podziale na całoroczne, sezonowe i jednodniowe, a następnie obliczono liczbę każdego rodzaju zezwoleń przypadającą na jednostkę powierzchni. Wykorzystując średnie wielkości odłowów rocznych oraz dziennych uzyskanych przez wędkarzy łowiących ryby w jeziorach użytkowanych przez osiem wymienionych gospodarstw rybackich oszacowano wielkość odłowów wędkarskich uzyskanych w 2011 roku z całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce tj. 270 tys. ha.

Wyniki

Podstawowe parametry charakteryzujące presję i odłowy wędkarskie

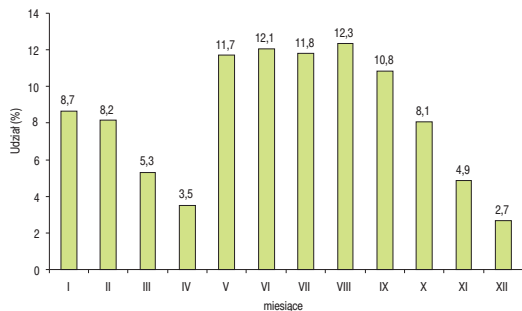
Średnia liczba dni wędkowania na 1 wędkarza w całej badanej próbie wyniosła 40,4, mieszcząc się w przedziale od 14,7 dni (Gospodarstwo „Rurzyca”) do 69,8 dni (Gospodarstwo „Łysinin”). W ciągu całego roku 2011 badani wędkarze odłowili łącznie 32301 kg ryb, co w przeliczeniu na 1 wędkarza dało wskaźnik 50,7 kg ryb, przy wahaniach od 26,0 kg (Gospodarstwo „Mrągowo”) do 113,3 kg (Gospodarstwo „Łysinin”). Średni odłów dzienny na 1 wędkarza wyniósł w całym badanym zbiorze 1,34 kg, wykazując dość wyraźne różnice – od 0,79 kg w Gospodarstwie „Mrągowo” do 2,49 kg w Gospodarstwie „Rurzyca” (tab. 1). Warto odnotować, że zarówno średnia liczba dni wędkowania, jak i średni roczny odłów na 1 wędkarza były wyższe niż w roku 2010, natomiast średni odłów dzienny przypadający na 1 wędkującego niższy o 0,09 kg (Wołos, Draszkiewicz-Mioduszevska 2012).

Tabela 1

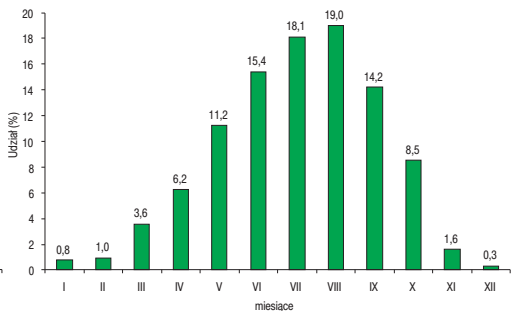
Podstawowe parametry charakteryzujące badanych wędkarzy oraz odłowy wędkarskie w jeziorach 8 gospodarstw rybackich w 2011 roku

Gospodarstwo	Liczba ankietowanych wędkarzy	Całkowita liczba dni wędkowania	Średnia liczba dni wędkowania na 1 wędkarza	Odłów		
				Ogółem (kg)	Średni odłów roczny na 1 wędkarza (kg)	Średni odłów dzienny na 1 wędkarza (kg)
"Augustów"	58	2341	40,4	2643	45,6	1,13
"Bogucin"	47	2228	47,4	2102	44,7	0,94
"Ełk"	82	2611	31,8	3737	45,6	1,43
"Łysinin"	64	4466	69,8	7254	113,3	1,62
"Mrągowo"	100	3284	32,8	2598	26,0	0,79
"Rurzyca"	96	1410	14,7	3513	36,6	2,49
"Sława"	102	6608	64,8	6990	68,5	1,06
"Złocieniec"	88	2761	31,4	3464	39,4	1,25
RAZEM	637	25709	40,4	32301	50,7	1,34

Do zobrazowania sezonowości presji wędkarskiej posłużyły wyniki uzyskane dla dwóch gospodarstw – „Ełk” i „Łysinin”. Rozkład dni wędkowania w poszczególnych miesiącach roku 2011 był w przypadku obu gospodarstw nieco odmienny (rys. 1 i 2). Wskazuje on na znaczną sezonowość wędkowania, bowiem gros presji wędkarskiej skoncentrowane było na pięciu miesiącach (maj-wrzesień, szczyt w lipcu), na które przypadało 58,7% dni wędkowania w Gospodarstwie „Ełk” i aż 77,9% w przypadku Gospodarstwa „Łysinin”. Nieznaczna część presji w tym drugim gospodarstwie (1,8%) przypadała na



Rys. 1. Gospodarstwo „Ełk” – rozkład dni wędkowania w poszczególnych miesiącach.



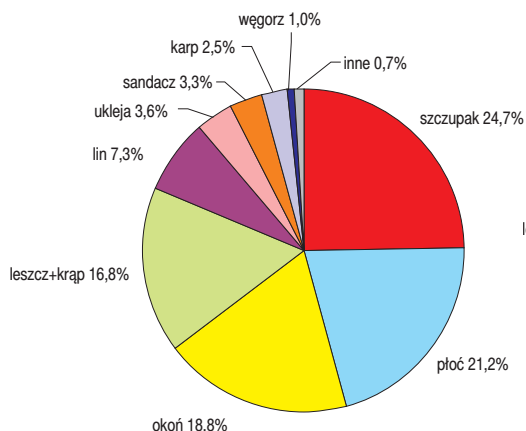
Rys. 2. Gospodarstwo „Łysinin” – rozkład dni wędkowania w poszczególnych miesiącach.

dwa miesiące zimowe (styczeń-luty) w okresie odłowów podlodowych, natomiast w Gospodarstwie „Ełk” na te dwa miesiące przypadało 16,9% dni wędkowania. W obu gospodarstwach najniższa presja wędkarska miała miejsce w grudniu.

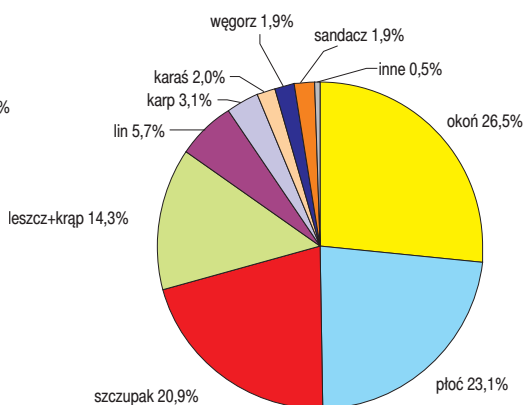
Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich

Uzyskane wyniki badań ankietowych pozwoliły na określenie struktury gatunkowej odłowów wędkarskich w jeziorach użytkowanych przez osiem rozpatrywanych gospodarstw rybackich.

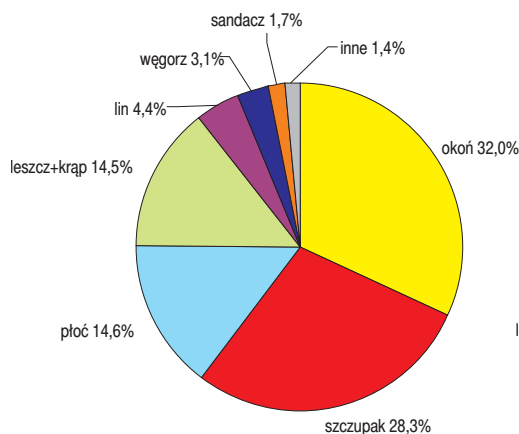
Na strukturę gatunkową odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Augustów” złożyło się 13 taksonów ryb (rys. 3). Drapieżniki reprezentowane były głównie przez szczupaka (24,7%) oraz okonia (18,8%), a w mniejszych ilościach przez



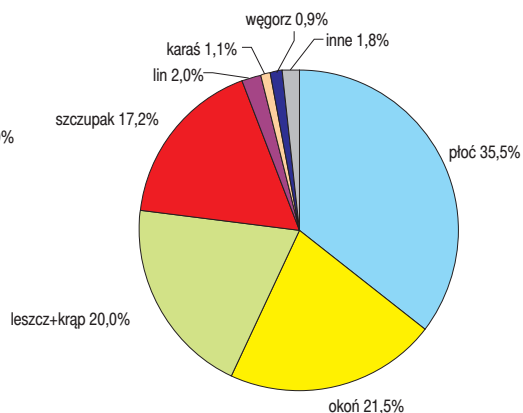
Rys. 3. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Augustów”.



Rys. 4. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Ełk”.



Rys. 5. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Mrągowo”.



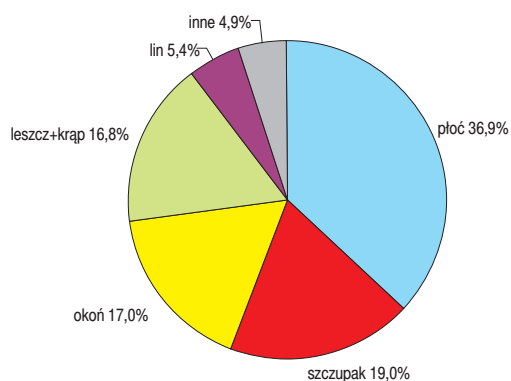
Rys. 6. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Żłocieniec”.

sandacza i węgorza (łącznie oba gatunki 4,4%). Warto wspomnieć o karpiowatych – płoci z udziałem 21,2% oraz leszczu i krąpiu stanowiących łącznie 16,8%. Udział lina wyniósł 7,4% odłowów całkowitych z jezior tego Gospodarstwa, natomiast sporadycznie zanotowano karpia, karasia i sieję.

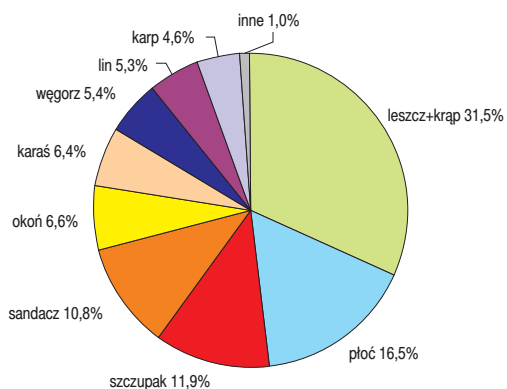
W strukturze odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Ełk” (rys. 4) zwraca uwagę wysoki udział dwóch podstawowych gatunków drapieżnych – okonia i szczupaka, których udziały wynosiły odpowiednio 26,5% i 24,1%, zaś łączny udział drapieżników (włączając 1,9% sandacza i 1,9% węgorza) osiągnął aż 54,4% całkowitej masy odłowów wędkarskich. Kolejne miejsca zajęły pospolite gatunki karpiowate – płoć, leszcz i krap, których łączny odsetek wyniósł 37,4%. Z pozostałych łowionych gatunków warto odnotować 5,7-procentowy udział lina.

Struktura odłowów z jezior Gospodarstwa „Mrągowo” (rys. 5) była zróżnicowana i składała się na nią 12 gatunków. Zdecydowanie najwięcej, bo 32% stanowił okoń, a z pozostałych drapieżników 28,3% szczupak, 3,1% węgorz oraz 1,7% sandacz. Na wspomniane gatunki drapieżne przypadało aż 61,5% odłowów, co było najwyższym odsetkiem wśród ośmiu badanych gospodarstw rybackich. Pospolite gatunki karpiowate stanowiły tylko 29,1% całkowitej masy złowionych ryb, w tym 14,6% przypadło na płoć, a 14,5% na leszcza i krąpia. Warto wspomnieć o linie, którego udział osiągnął 4,4%. Pozostałe gatunki, tj. ukleja, karaś, karp i sieja wystąpiły w odłowach w śladowych ilościach.

W odłowach z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Żłocieniec” (rys. 6) przeważały pospolite gatunki karpiowate (płoć, leszcz i krap), które stanowiły łącznie 55,5%



Rys. 7. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Hurzyca”.



Rys. 8. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Łysinin”.

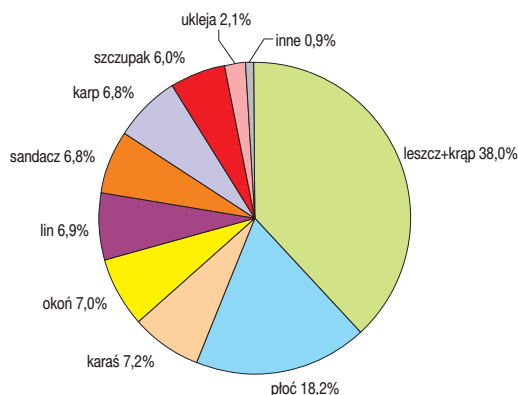
całkowitej masy złowionych przez wędkarzy ryb. Gatunki drapieżne charakteryzowały się wysokim udziałem (łącznie 40,5%), z czego na okonia przypadało 21,5%, a na szczupaka 17,2%. Niewielkimi udziałami charakteryzowały się pozostałe łowione gatunki, a mianowicie lin, węgorz, ukleja, amur, sandacz, karp i sieja.

Struktura odłowów z jezior Gospodarstwa „Hurzyca” (rys. 7) była zdominowana przez pospolite gatunki karpiowate, które łącznie stanowiły 53,7% całkowitej masy złowionych ryb. Udział szczupaka wynosił 19,0%, a okonia 17,0%. Udział lina osiągnął 6,5%, a wśród innych łowionych gatunków wystąpiły wzdręga, ukleja i kleń.

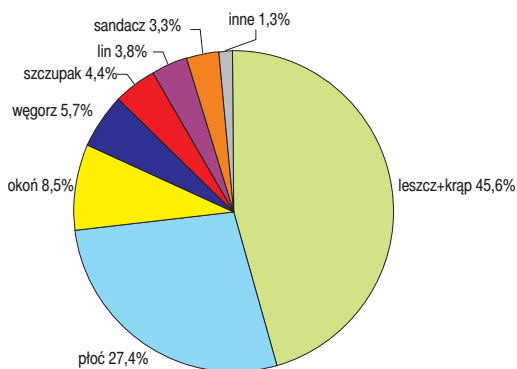
Na strukturę gatunkową odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Łysinin” złożyło się 12 taksonów ryb (rys. 8). Drapieżniki stanowiły łącznie 34,7%, a wśród nich na pierwszym miejscu wymieniano szczupaka (11,9%), dalej sandacza (10,8%), okonia (6,6%) oraz węgorza (5,4%). Warto wspomnieć o pospolitych karpiowatych – leszczu i krápiu stanowiących łącznie 31,5% oraz płoci z udziałem 16,5%. Odsetki karasia, lina i karpia wynosiły odpowiednio 6,4%, 5,3% i 4,6%, natomiast sporadycznie łowiono amura i ukleję.

W strukturze odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Bogucin” (rys. 9) zwraca uwagę wysoki udział pospolitych gatunków karpiowatych – leszcza, krápi i płoci, których łączny odsetek wyniósł 56,2%. Trzy podstawowe gatunki drapieżne – okoi, sandacz i szczupak, stanowiły odpowiednio 7%, 6,8% i 6%, zaś łączny udział drapieżników (włączając 0,3% węgorza) osiągnął 20,1% całkowitej masy odłowów wędkarskich. Z pozostałych łowionych gatunków warto odnotować obecność karasia (7,2%), lina (6,9%) i karpia (6,8%).

W strukturze odłowów z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Sława” (rys. 10) pospolite gatunki karpiowate – leszcz, kráp i płoć stanowiły łącznie aż 73,0%, zaś gatun-



Rys. 9. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Bogucin”.

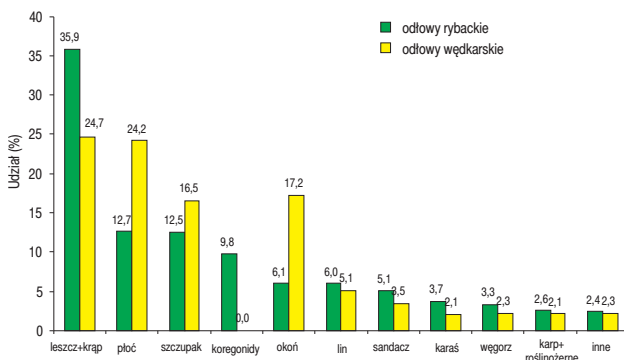


Rys. 10. Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo „Sława”.

ki drapieżne – okoń, węgorz, szczupak i sandacz odpowiednio 8,5%, 5,7%, 4,4% i 3,3%, zaś łącznie 21,9% odłowów całkowitych. Poza linem stanowiącym 3,8%, pozostałe gatunki (karaś, karp i ukleja) wystąpiły w odłowach sporadycznie.

Struktura gatunkowa odłowów wędkarskich i rybackich

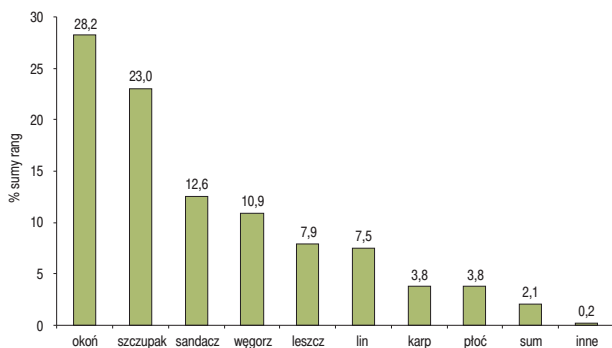
Na rys. 11 porównano strukturę gatunkową odłowów wędkarzy uzyskanych w jeziorach użytkowanych przez osiem badanych gospodarstw rybackich ze strukturą gatunkową odłowów gospodarczych z 270 tys. ha jezior (Wołos i in. 2012). Odłowy rybackie charakteryzowały się – ze zrozumiałych względów – 9,8-procentowym udziałem koregonidów, przy praktycznie „zerowym” udziale tych gatunków w odłowach wędkarskich. Wyższymi udziałami w odłowach gospodarczych cechowały się ponadto leszcz i krap, lin, sandacz, karaś, węgorz, karp i roślinożerne oraz inne (w tym głównie stynka). Odłowy wędkarskie różniły się wyraźnie od rybackich zdecydowanie wyższym odsetkiem okonia, ploci i szczupaka.



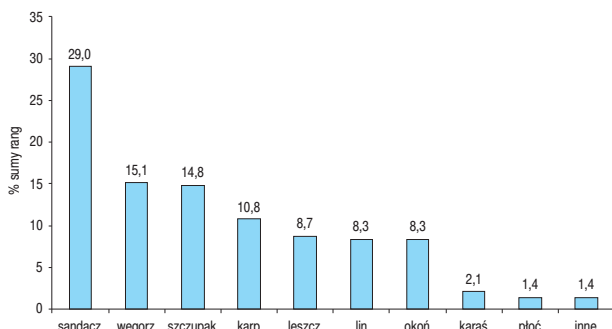
Rys. 11. Porównanie struktur gatunkowych odłowów wędkarskich i rybackich.

Gatunki ryb preferowane przez wędkarzy

Do określenia wędkarskich preferencji w stosunku do poszczególnych gatunków ryb wybrano dwa gospodarstwa – „Ełk” i „Łysinin”. W przypadku pierwszego gospodarstwa zdecydowanie najbardziej preferowane były dwa gatunki drapieżne – okoń i szczupak, na które przypadało odpowiednio 28,2% i 23,0% całkowitej sumy rang.



Rys. 12. Gospodarstwo „Ełk” – ranking najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb.



Rys. 13. Gospodarstwo „Łysinin” – ranking najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb.

miejscach z niższymi udziałami sumy rang w przedziale od 12,6% do 7,5% znalazły się sandacz (12,6%), węgorz (10,9%), leszcz (7,9%) i lin (7,5%). Na końcu rankingu odnotowano karpia (3,8%), plóc (3,8%), suma (2,1%) oraz „inne” gatunki (rys. 12). Na szczególne podkreślenie zasługuje fakt, że na pierwszych czterech miejscach znalazły się gatunki drapieżne.

W przypadku gospodarstwa „Łysinin” na pierwszych trzech miejscach były także gatunki drapieżne, chociaż w odmiernej kolejności. Zdecydowanie, z udziałem 29,0% sumy rang, przodował sandacz, a dwa pozostałe drapieżniki – węgorz i szczupak stanowiły odpowiednio 15,1% i 14,8%. Wysoka była także pozycja karpia (10,8%), a w następnej kolejności z udziałami w przedziale od 8,7% do 8,3% znalazły się leszcz, lin i okoń.

Na końcu rankingu karaś, plóc i „inne” gatunki (rys. 13).

Wielkość odłowów wędkarskich z jezior

Z danych ankietowych uzyskanych od 85 gospodarstw rybackich użytkujących łącznie 178,4 tys. ha jezior wynika, że w 2011 roku sprzedano w tych gospodarstwach 49616 zezwoleń całorocznych, 58694 zezwolenia sezonowe (np. 2-tygodniowe) oraz

113055 zezwoleń 1-dniowych. Oznacza to, iż na 1 ha powierzchni jezior przypadało: 0,28 zezwoleń całorocznych, 0,33 zezwoleń sezonowych i 0,63 zezwoleń 1-dniowych.

Przyjmując następujące założenia: średni roczny odłów przypadający na zezwolenie całoroczne – 50,7 kg, na zezwolenie sezonowe (10 dni wędkowania, średni dzienny odłów 1,34 kg) – 13,4 kg, zezwolenie 1-dniowe – 1,34 kg, można oszacować wielkość odłowów wędkarskich w jeziorach użytkowanych rybacko w Polsce w następujący sposób:

zezwoleń całorocznych – $50,7 \text{ kg} \times 0,28 \text{ zezwoleń} \times 270\,000 \text{ ha} = 3830 \text{ ton}$,

zezwoleń sezonowych – $13,4 \text{ kg} \times 0,33 \text{ zezwoleń} \times 270\,000 \text{ ha} = 1190 \text{ ton}$,

zezwoleń 1-dniowych – $1,34 \text{ kg} \times 0,63 \text{ zezwoleń} \times 270\,000 \text{ ha} = 230 \text{ ton}$.

Razem – 5250 ton

Wyliczony w ten sposób całkowity odłów wędkarski z jezior użytkowanych rybacko w Polsce wyniósł w 2011 roku 5250 ton i był tym samym o 110 ton mniejszy niż w roku 2010, co wynika z mniejszej liczby sprzedanych w badanym roku zezwoleń całorocznych i 1-dniowych oraz niższych średnich dziennych odłowów przypadających na statystycznego wędkarza jeziorowego (Wołos i Draszkiewicz-Mioduszevska 2012).

Dyskusja

W 2011 roku warunki wędkowania były mniej korzystne dla wędkarzy, czego najlepszym dowodem jest niższy średni dzienny odłów na 1 wędkarza wynoszący 1,34 kg (w 2010 r. 1,43 kg – Wołos i Draszkiewicz-Mioduszevska 2012). Średni roczny odłów na wędkarza w wysokości 50,7 kg był jednak wyraźnie wyższy niż w sezonie 2010, co wynika z większej liczby dni wędkowania przypadających na 1 wędkarza. W 2011 roku sprzedano mniejszą liczbę zezwoleń całorocznych i 1-dniowych oraz nieznacznie większą liczbę pozostałych rodzajów zezwoleń. Wypadkową opisanych zmian był spadek całkowitych odłowów wędkarskich z poziomu 5360 ton w 2010 roku do 5250 ton w rozpatrywanym roku 2011. Trzeba w tym miejscu jednak wskazać, że nawet te niższe odłowów wędkarskie w sezonie 2011 były dwukrotnie wyższe



niż odłowy gospodarcze (2540 ton, Wołos i in. 2012). Wielce prawdopodobny jest fakt, że przynajmniej częściowo za wskazany spadek odłowów wędkarskich – oprócz mniejszej liczby sprzedanych zezwoleń na wędkowanie – odpowiada nasilająca się z roku na rok presja kormorana czarnego na pogłowie ryb bytujące w jeziorach.

Struktury gatunkowe odłowów wędkarskich w jeziorach rozpatrywanych gospodarstw rybackich wykazały znaczne zróżnicowanie. Zdecydowanie największe udziały gatunków drapieżnych charakteryzowały odłowy z jezior gospodarstw „Mrągowo”, „Augustów” i „Ełk”, co pośrednio wskazuje na najbardziej korzystny stan środowiska jezior użytkowanych przez te gospodarstwa. Zdecydowanie najniższe odsetki gatunków drapieżnych charakteryzowały odłowy wędkarzy w jeziorach gospodarstw regionu „Wielkopolska”, ze skrajnie niskim udziałem tej grupy gatunków w przypadku gospodarstwa „Sława”. Jest rzeczą zrozumiałą, że przy niskich udziałach drapieżników zdecydowanie więcej łowiono pospolitych gatunków karpiowatych – leszcza, płoci i krąpia, co świadczy o posuniętym procesie eutrofizacji jezior użytkowanych przez gospodarstwa z tego regionu.

Literatura

- Wołos A., Mickiewicz M., Draszkiewicz-Mioduszevska H. 2012 – Analiza jezirowej produkcji rybackiej w 2011 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 7-17.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H. 2012 – Charakterystyka presji i połowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2010 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 55-64.

Systemy recyrkulacyjne – możliwości wykorzystania w produkcji materiału zarybieniowego ryb jeziorowych

Zdzisław Zakęś, Konrad Partyka

Zakład Akwakultury, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp

Światowa historia technologii produkcji organizmów wodnych w zamkniętych obiegach wody, nazywanych też systemami recyrkulacyjnymi (RAS) liczy około 40-50 lat. Początkowo projekty tego typu urządzeń powstawały jedynie w doświadczalnych jednostkach naukowych. W Polsce pierwsze RAS zaprojektowano i skonstruowano w latach 80. XX wieku na terenie Warmii i Mazur (Zakęś i Jarmołowicz 2009). Do końca XX wieku hodowle w RAS miały głównie charakter eksperymentalny, a skala i wielkość produkcji, w porównaniu z innymi metodami produkcji stosowanymi w akwakulturze, była niewielka. O bardziej dynamicznym rozwoju tej technologii możemy mówić dopiero w XXI wieku. Wiązało się to z opracowaniem nowych, wydajniejszych systemów uzdatniania wody, czyniących tę metodę bardziej „kontrolowaną” i opłacalną ekonomicznie.

Obecnie w RAS produkowanych jest bardzo wiele gatunków organizmów wodnych – skorupiaki, mięczaki i ryby. Ich odmienne wymagania środowiskowe skutkowały dużą różnorodnością rozwiązań technicznych stosowanych w RAS. Pojawiła się potrzeba usystematyzowania wiedzy i stworzenia klasyfikacji RAS. Z uwagi na fakt, że w RAS produkowane są zarówno organizmy morskie, jak i słodkowodne najbardziej podstawowym kryterium klasyfikacji RAS jest zasolenie wody. Wyróżnia się zatem systemy słonowodne, nazywane też morskimi, i słodkowodne. Zasolenie determinuje nasycenie wody tlenem. Wraz z jego wzrostem utrzymanie zakładanego poziomu tlenu w wodzie jest trudniejsze. Wpływ zasolenia na efektywność procesów biofiltracji (np. nitryfikacji) nie jest jednoznaczny. Jednak czynnik ten musi być brany pod uwagę przy projektowaniu morskich RAS.

Kolejnym kryterium, o charakterze podrzędnym, jest temperatura wody. Morskie i słodkowodne systemy RAS dzielą się na ciepłowodne i zimnowodne. Podział ten jest związany z preferencjami termicznymi hodowanych w nich organizmów, tj. ciepłolubnych (temperatura wody $> 15^{\circ}\text{C}$) i zimnolubnych (temperatura wody $< 15^{\circ}\text{C}$). Temperatura jest czynnikiem środowiskowym o charakterze fundamentalnym, wpływającym na efektywność procesów chemicznych i biologicznych. Determinuje metabolizm (np. zapotrzebowanie tlenowe) podchowiwanych organizmów i populacji bakterii tradycyjnie używanych do oczyszczania/uzdatniania wody w RAS. Dodatkowo wpływa na nasycenie wody tlenem (wraz z jej wzrostem obniża się koncentracja tlenu w wodzie), a także na wydalenie przez hodowane organizmy związków azotu i efektywność ich metabolizowania przez bakterie zasiedlające biofiltry. Czynnikiem ten musi być brany pod uwagę przy projektowaniu biofiltrów i systemów napowietrzenia/natleniania wody. Nie można jednak generalizować, że tempo metabolizmu (obciążenie RAS) gatunków zimnolubnych jest mniejsze niż ciepłolubnych.

Dlatego też trzecim kryterium podziału RAS jest poziom troficzny. Kryterium to opiera się na klasyfikacji trofii jezior (np. Zdanowski i Stawecki 2004), tak więc wyróżnia się RAS oligo-, mezo- i eutroficzne (tab. 1). O trofii RAS decyduje intensywność żywienia podchowiwanych skorupiaków, mięczaków czy ryb; wraz ze wzrostem poziomów żywienia obserwuje się pogorszenie jakości wody w RAS. Generalnie można przyjąć, że klasyfikacja ta jest ściślej związana z jakością wody, niż z intensywnością żywienia. Woda o najwyższej jakości charakteryzuje oligotroficzne RAS, a o najgorszej systemy eutroficzne. Oligotroficzne RAS są używane najczęściej do przeprowadzania rozrodu. Wartościowe reproduktory są przetrzymywane w niskich zagęszczeniach, w relatywnie dużych zbiornikach w celu eliminacji wpływu stresu. Zapłodnione jaja i larwy wielu gatunków są również bardzo wrażliwe i muszą mieć zapewnioną dobrą jakość wody. W mezotroficznych RAS prowadzona już jest produkcja w wysokich zagęszczeniach obsad, umożliwiającą uzyskiwanie opłacalności ekonomicznej. W tej grupie RAS jakość wody utrzymywania jest na bezpiecznym poziomie umożliwiającym uniknięcie zjawiska zahamowania wzrostu hodowanych organizmów i wystąpienia problemów zdrowotnych. Dopuszcza się krótkookresowe spadki koncentracji tlenu do 5 mg/l , wzrost poziomu całkowitego azotu amonowego ($\text{CAA} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$) do 1 mg/l (mierzone na odpływie z basenów podchowowych). Utrzymywanie zawiesiny ogólnej na poziomie $< 15\text{ mg/l}$ wynika z potrzeby unikania sytuacji szybkiego obrastania błoną biologiczną elementów RAS, szczególnie rur hydraulicznych, redukcji przepływu, a w efekcie efektywności pracy całego systemu. Zagraża to też rozwojem bakterii heterotroficznych i pogorszeniem pracy biofiltrów. Eutroficzne RAS są wykorzystywane do tuczu najbardziej tolerancyjnych środowiskowo gatunków (np. karpia, tilapii, sumów). W przypadku tilapii spadek concen-

tracji tlenu do poziomu 3,8 mg/l, a wzrost CAA do 2 mg/l nie skutkuje istotnym pogorszeniem tempa wzrostu. Pomimo niskich standardów jakości wody dla eutroficznych RAS wiele gatunków, szczególnie w fazie tuczu, można z powodzeniem produkować w tego rodzaju systemach.

Tabela 1

Standardy jakości wody proponowane dla poszczególnych typów/poziomów troficznych systemów recyrkulacyjnych (RAS) zalecane przy projektowaniu tego typu urządzeń (za Malone i DeLosReyes 1997, zmodyfikowane)

Wskaźnik jakości wody	Typ troficzny RAS			Uwagi
	oligotroficzny	mezotroficzny	eutroficzny	
Koncentracja tlenu (mg/l)	> 6,0	> 5,0	> 4,0	niski poziom implikuje stres, redukuje wzrost, zwiększa śmiertelność
Dwutlenek węgla (mg/l)	< 1,0	< 5,0	< 25,0	wysoka koncentracja wpływa na procesy respiracyjne, obniża pH do poziomu hamującego rozwój bakterii nityfikacyjnych
Całkowity azot amonowy (mg-N/l)	< 0,3	< 1,0	< 2,0	toksyczna (forma niezdyssocjowana (NH ₃)) w wysokich koncentracjach obniża tempo wzrostu, działa stresotwórczo, skutkuje podwyższoną śmiertelnością
Azotyny (mg-N/l)	< 0,3	< 1,0	< 2,0	toksyczne, powoduje stres respiracyjny (methemoglobinia), skutkuje podwyższoną śmiertelnością
Azotany (mg-N/l)	< 50	< 200	< 500	toksyczny dla niektórych morskich gatunków
Zawiesina ogólna (mg/l)	< 5,0	< 15,0	< 25,0	może powodować dysfunkcje skrzel
Mętność (NTU)	< 1,0	< 10,0	< 100	względnie estetyczne, wysoka mętność może utrudniać profilaktykę chorób
pH	> 7,0	> 7,0	> 7,0	niskie pH może działać hamująco na rozwój bakterii nityfikacyjnych
Alkaliczność (mg CaCO ₃ /l)	> 80,0	> 80,0	> 80,0	niska alkaliczność może hamować rozwój bakterii nityfikacyjnych w biofiltrze

Stan zaawansowania prac nad rozrodem i podchowem ważniejszych gatunków ryb jeziorowych w systemach recyrkulacyjnych

W ostatnim dziesięcioleciu poszerzył się znacząco zasób wiedzy na temat rozrodu i podchowu w RAS istotnych dla rybactwa jeziorowego gatunków ryb. Część metod opracowanych w skali laboratoryjnej i/lub półtechnicznej szybko i z powodzeniem została wdrożona w komercyjnych wylęgarniach. Inne, z różnych względów, do tej pory nie znalazły szerszego praktycznego zastosowania (tab. 1 i 2). Z taką sytuacją mamy do czynienia np. z okoniem, którego biotechniki rozrodu, w tym pozasezonowego, a także podchowu w RAS zostały w znaczącym stopniu opanowane (Szczerbowski i in. 2007). Należy jednak podkreślić, że rozwiązania te znalazły praktyczne zastosowanie w krajach Europy Zachodniej. Obecnie w RAS produkowany jest nie materiał zarybieniowy okonia, ale materiał obsadowy do dalszego tuczu tego gatunku do wielkości ryby konsumpcyjnej (masa ciała > 80 g) (Fontaine i in. 2008). Kończąc ten wątek należy stwierdzić, że techniki

kontrolowanego rozrodu i podchowu okonia mogą być z powodzeniem implementowane w komercyjnych obiektach wyposażonych w RAS, zajmujących się produkcją materiału zarybieniowego do wód otwartych.

Tabela 2

Stan zaawansowania prac wylęgarniczych obejmujących ważniejsze, z gospodarczego punktu widzenia, jeziorowe gatunki ryb (lab – wyniki prac laboratoryjnych; pra – wyniki w obiektach komercyjnych)

Gatunek	Tarło sztuczne		Stymulacja hormonalna		Stymulacja fototermiczna		Odklejanie ikry		Inkubacja ikry	
	lab	pra	lab	pra	lab	pra	lab	pra	lab	pra
Okoń	+	+/-	+	+/-	+	+/-	nd	nd	+	+
Sandacz	+	+	+	+	+	+/-	+	+	+	+
Sieja	+	+	+/-	-	-	-	+	+	+	+
Sielawa	+	+	-	-	-	-	+/-	+/-	+/-	+/-
Sum europejski	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
Szczupak	+	+	+/-	-	-	-	+	+	+	+

Objaśnienia: „+” – metoda opanowana, „+/-” metoda niedopracowana, „-” metoda nieopanowana lub niestosowana, nd – nie dotyczy

Trochę inaczej kształtuje się sytuacja z innym gatunkiem należącym do rodziny okoniowatych, a mianowicie sandaczem. Ryba ta od dziesięcioleci budziła i budzi nadal zainteresowanie rybaków i ichtologów, również w kontekście poznania/opracowania i optymalizacji metod produkcji materiału zarybieniowego. Relatywnie szybko praktyczne zastosowanie znalazły opracowane nie tak dawno metody sztucznego, stymulowanego hormonalnie rozrodu sandacza (tab. 2; Zakęś 2009). W Polsce opracowano też metodę pozasezonowego rozrodu tego gatunku, która została zaadaptowana w komercyjnych obiektach kilku krajów europejskich. Znalazła ona zastosowanie na farmach rybnych zajmujących się produkcją sandacza wielkości konsumpcyjnej w całorocznym, ciągłym cyklu produkcji w RAS. Uzasadnione wydaje się również jej stosowanie w obiektach nastawionych na produkcję materiału zarybieniowego. Umożliwia ona wyprodukowanie większego wielkościowo materiału, niż to ma miejsce w przypadku stosowania sztucznego rozrodu sandacza w naturalnym terminie tarła tego gatunku. Metoda ta wymaga jednak przeprowadzenia stymulacji fototermicznej tarlaków. Oczywiście najlepiej, gdy stosujemy procedurę zapewniającą pełną kontrolę warunków środowiskowych, a więc RAS wyposażone w system schładzania wody. Zabieg schładzania możemy przeprowadzić również w stawach, a jedynie fazę podgrzewania ryb, tj. podnoszenia temperatury wody do 12°C pod dachem, w RAS (Zakęś 2009). Obecnie można przyjąć, że wąskim gardłem rozwoju produkcji materiału zarybieniowego sandacza w RAS jest podchów wylęgu. Został on znacząco opanowany w obiektach doświadczalnych, ale nie

implementowano go do polskich, komercyjnych obiektów. Należy jednak podkreślić, że metoda ta jest udoskonalana w doświadczalnych obiektach i komercyjnych farmach kilku krajów europejskich. Podchów/tucz narybku i selektów sandacza w RAS jest już zadaniem istotnie łatwiejszym i został dość dogłębnie poznany (tab. 3; Zakęś 2011, Zakęś i in. 2012).

Zasób wiedzy o sztucznym rozrodzie, w tym zasadach i procedurach przeprowadzania pozasezonowego rozrodu kolejnego drapieżnego gatunku, suma europejskiego, jest relatywnie bogaty (Ulikowski 2005a, 2011). Ryba ta z powodzeniem jest również podchowowana w systemach recyrkulacyjnych. W zasadzie opanowany jest podchów wszystkich stadiów rozwoju osobniczego suma, od larw po reproduktory (tab. 3; Ulikowski 2005b).

Tabela 3

Stan zaawansowania biotechnik podchowu w systemach recyrkulacyjnych ważniejszych z gospodarczego punktu widzenia jeziorowych gatunków ryb (objaśnienia jak w tab. 2)

Gatunek	Wylęg		Narybek		Ryba konsumpcyjna	
	lab	pra	lab	pra	lab	pra
Okoń	+	+	+	+	+	+
Sandacz	+	+/-	+	+	+	+
Sieja	+	+	+	+	+	+/-
Sielawa	+/-	-	+/-	-	-	-
Sum europejski	+	+	+	+	+	+
Szczupak	+	+	+	+/-	+/-	-

W przypadku gatunku najpowszechniej wykorzystywanego w zarybieniach polskich wód otwartych, a mianowicie szczupaka, w praktyce stosuje się rozród dzikich tarlaków, a produkty płciowe z reguły pozyskuje się w warunkach polowych (Zakęś i Danilewicz 2010). Jedynie sporadycznie podejmowano próby (głównie o charakterze badawczym) hormonalnej stymulacji rozrodu tego gatunku, ale uzyskane wyniki nie są jednoznaczne i *de facto* w praktyce nie są stosowane (tab. 2). Wielu praktyków podkreśla jednak potencjalną rangę i znaczenie opracowania efektywnej metody hormonalnej stymulacji rozrodu szczupaka. W korzystnych warunkach atmosferycznych ikrę udaje się pozyskać od co najwyżej 50% samic, a w przypadku wystąpienia nagłego ochłodzenia odsetek ten bywa istotnie niższy. Celem poprawy efektów wyrażonych zwiększeniem odsetka wytarzonych samic i ilości pozyskanej ikry, a także synchronizacji akcji tarłowej wskazane wydaje się więc zastosowanie hormonów. Jak wiemy, efekty tarła szczupaka determinowane są m.in. temperaturą wody, dlatego też akcję tarłową należałoby przeprowadzać pod dachem, w RAS zapewniających utrzymanie jakości wody, w tym temperatury w przedziale optymalnych wartości tarłowych. Opracowana została natomiast i coraz

powszechniej jest stosowana w praktyce metoda podchowu wylęgu i stadiów młodocianych szczupaka w RAS (tab. 3; Szczepkowski 2009a). Ostatnio prowadzone badania wykazały, że materiał taki o masie ciała ok. 1 g może być z sukcesem wykorzystywany do zarybień (Szczepkowski i in. 2013).

Teoria i praktyka rozrodu oraz produkcji materiału zarybieniowego kolejnego, cennego gospodarczo i ekologicznie gatunku, mianowicie siei jeziiorowej, w zasadzie odpowiada szczupakowi. Produkty płciowe tego gatunku również w dużej mierze pozyskiwane są od dzikich tarlaków (Zakęś i Danilewicz 2010). Należy jednak pokreślić, że w ostatnich latach podjęto udane działania zmierzające do stworzenia stad tarłowych tego gatunku przetrzymywanych w warunkach kontrolowanych (RAS $\leftrightarrow$ stawy) (Szczepkowski 2009b). Przeprowadzono również doświadczalne testy, których celem było sprawdzenie efektywności stosowania kilku preparatów hormonalnych w rozrodzie siei (tab. 2; Kozłowski i in. 2012). Uzyskane wyniki okazały się bardzo obiecujące i najprawdopodobniej w najbliższym czasie zostaną opracowane konkretne rekomendacje odnośnie zasad/procedur ich stosowania w komercyjnych obiektach. Podobnie jak w przypadku szczupaka, większych trudności nie sprawia już podchów larw i stadiów młodocianych siei w RAS (tab. 3; Szczepkowski 2011).

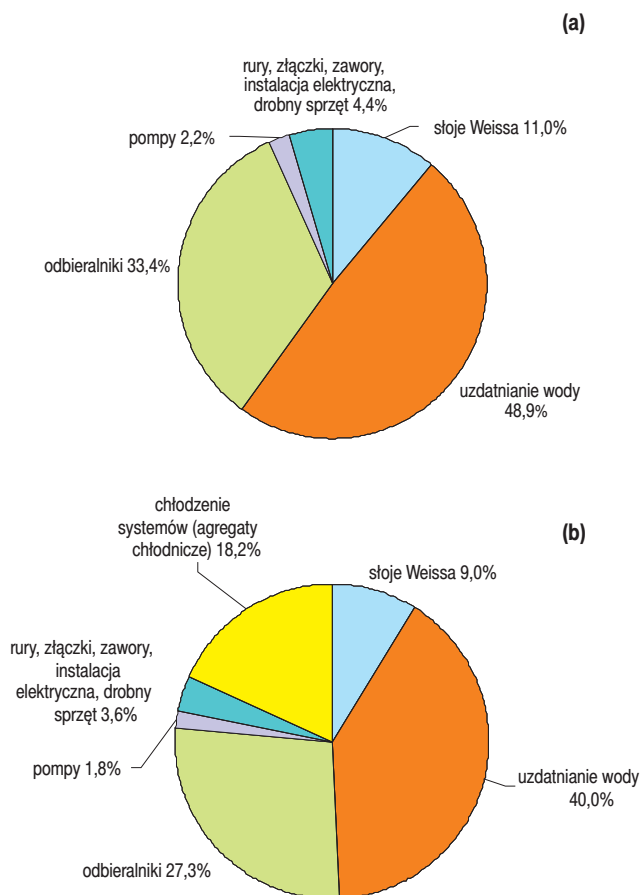
Z gatunków, które uwzględniono w tym opracowaniu najmniej wiadomo o możliwościach sztucznego rozradzania i podchowu sielawy w RAS (tab. 2 i 3). Produkty płciowe tego gatunku pozyskuje się od dzikich reproduktorów, a inkubacje ikry przeprowadza w wylęgarniach o różnych możliwościach kontrolowania jakości wody (Zakęś i Jarmałowicz 2009). Ostatnio prowadzone pilotowe prace badawcze wykazały, że larwy, narybek i selekty sielawy można podchowować w RAS na ogólnych zasadach stosowanych w podchowie siei. Należy jednak pamiętać o dość istotnych różnicach w behawiorze tych gatunków (Kozłowski i in. 2007, Szczepkowski i Szczepkowska 2012).

Jak widać zasób wiedzy teoretycznej i praktycznej o kontrolowanym rozrodzie i podchowie wyżej przedstawionych, cennych dla jeziiorowej gospodarki rybackiej gatunków jest niemały, ale niestety jeszcze niepełny i całkowicie satysfakcjonujący. Uzyskiwanie zadowalających efektów produkcji materiału zarybieniowego jest możliwe pod warunkiem rygorystycznego przestrzegania opracowanych/rekomendowanych procedur tarła i podchowu. Bardzo istotne, choć często bagatelizowane jest przeprowadzanie zabiegów manipulacyjnych w sposób maksymalnie zmniejszający/minimalizujący stres ryb (odłów, transport, zabiegi wylęgarnicze). Ważne jest zapewnienie optymalnych warunków środowiskowych w czasie przetrzymywania tarlaków, inkubacji ikry i podchowu pozyskanego wylęgu. Obecnie warunki takie stwarzają i gwarantują systemy recyrkulacyjne.

Szacunkowe koszty wyposażenia obiektu wylęgarniczego-podchowalniczego o profilu ukierunkowanym na produkcję materiału zarybieniowego cennych gospodarczo gatunków ryb jeziorowych

Działalność gospodarcza gospodarstw jeziorowych koncentruje się m.in. na produkcji materiału zarybieniowego. Na ziemiach polskich pierwsza wylęgarnia została zbudowana już w XIX w. Przez kolejne dziesięciolecia powstawały kolejne obiekty tego typu ukierunkowane głównie na inkubację ikry ważnych dla gospodarki jeziorowej gatunków, tj. szczupaka, siei i sielawy (Zakęś i Jarmołowicz 2009). Rozwój technik opartych na zwrotnych/recyrkulacyjnych systemach wody (RAS) i ich bardziej powszechne stosowanie w gospodarstwach zajmujących się komercyjną produkcją materiału zarybieniowego ma miejsce dopiero w ostatnim dziesięcioleciu i fakt ten należy wiązać z rozwojem technicznym tej technologii oraz możliwościami dofinansowania tego typu inwestycji ze środków pomocowych Unii Europejskiej (UE; Zakęś i Jarmołowicz 2009). Budowa RAS jest sporym wyzwaniem finansowym dla średniej wielkości gospodarstwa rybackiego i *de facto* pomoc finansowa uzyskiwana z funduszy strukturalnych UE stwarza racjonalne warunki do podejmowania się tego typu przedsięwzięć inwestycyjnych. Stwierdzenie to potwierdzają poniżej przedstawione szacunki. Przy obliczaniu kosztów wykorzystano cenniki z 2012 r., dostępne na stronach internetowych producentów lub firm świadczących usługi w zakresie projektowania i konstruowania RAS.

Podjęliśmy próbę oszacowania kosztów budowy i wyposażenia w RAS obiektu ukierunkowanego na produkcję materiału zarybieniowego. Biorąc pod uwagę troficzne kryteria klasyfikacji RAS przy projektowaniu tego typu urządzeń należałoby założyć, że jakość wody powinna mieścić się w grupie oligotroficznym (np. RAS do przetrzymywania tarlaków) lub mezotroficznym (wylęgarnia i podchowalnia) (tab. 1). Obiekt produkujący materiał zarybieniowy powinien posiadać następujące linie technologiczne: systemy tarlakowe (dojrzewalnia), RAS obsługujące aparaty inkubacyjne (wylęgarnia) oraz systemy do podchowu wylęgu i narybku (podchowalnia). Oczywiście powinien być wyposażony w kwarantannę. Poszczególne linie powinny być w pełni autonomiczne i izolowane środowiskowo (wyposażone w oddzielne systemy cyrkulacji, termoregulacji i uzdatniania wody). Utrzymanie w tego typu urządzeniach wody o odpowiedniej jakości wymaga zainstalowania specjalistycznego wyposażenia, będącego *de facto* integralną częścią każdej linii technologicznej (np.: siła/filtry łukowe lub mikrosiła, filtry mechaniczno-biologiczne, wytwornice tlenu, sterylizatory UV i inne). Koszty inwestycji i wyposażenia



Rys. 1. Procentowy udział w kosztach ogólnych poszczególnych składowych RAS obsługujących wylęgarnię (a – wylęgarnia bez systemu chłodzenia, b – wylęgarnia wyposażona w system chłodzenia (objaśnienia w tekście, 100% = 180 tys. zł (wariant a) lub 220 tys. zł (wariant b)).

nie obiektów zależą od gatunków, których materiał zarybieniowy zamierzamy podchowwać. W sytuacji, gdybyśmy zamierzali produkować materiał zarybieniowy ryb siejowatych niezbędne będzie wyposażenie hali tarlakowej i wylęgarni w agregaty chłodnicze pozwalające obniżać temperaturę wody w RAS. W urządzenia te powinna być wyposażona również hala tarlakowa w sytuacji przeprowadzania pozasezonnego rozrodu ryb. Rozwiązanie to jest niezbędne, gdy w warunkach kontrolowanych trzeba przeprowadzić tzw. schłodzenie ryb. Koszty takiej inwestycji zależą od szeroko rozumianych indywidualnych uwarunkowań przedsiębiorstwa i przedstawione poniżej zestawienia należy traktować *stricte* szacunkowo.

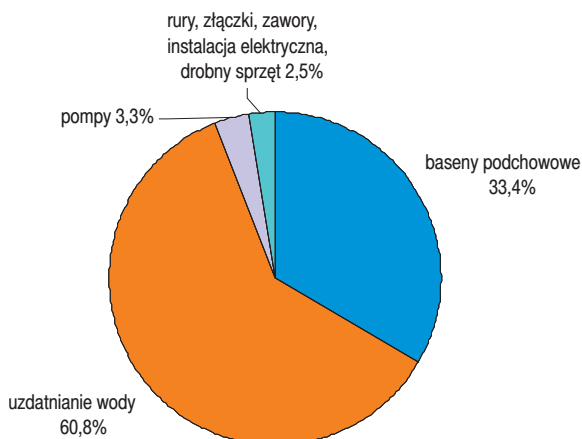
Założyliśmy, że obiekt będzie nastawiony na produkcję materiału zarybieniowego

szczupaka, gatunku dominującego w zarybieniach wód otwartych (Mickiewicz 2012). W przypadku zakładanej rocznej produkcji rzędu 6 mln sztuk wylęgu żerującego wylęgarnię należałoby wyposażyć w 90 słoików Weissa (powierzchnia wylęgarni ok. 100 m²). Wylęgarnia wyposażona np. w 2 RAS (każdy z 5 basenami typu raceways (kubatura basenu 2 m³, 45 słoików ustawionych wzdłuż basenów (9 słoików umieszczonych wzdłuż każdego basenu)). Do uzyskania tej wielkości produkcji szczupaka należałoby dysponować ok. 120 l zapłodnionej ikry (do 3,5 l napęczniałej ikry na 1 słoik). Do mechanicznego oczyszczania wody można zastosować filtry/sita łukowe, a do filtracji biologicznej filtr przepływowy o możliwościach filtracyjnych 40 m³/h (materiał filtracyjny kształtki polietylenowe (HDPE) lub polipropylenowe (PP)). Dodatkowe wyposażenie to promienniki UV,

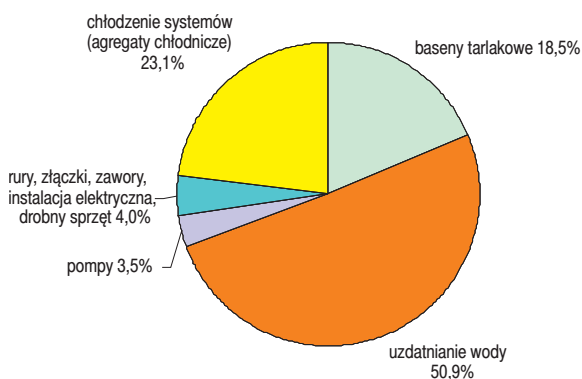
pompy wodne i elementy hydrauliczne (rury, zawory, kształtki). Koszt wyposażenia takiej wylęgarni wynosi ok. 180 tys. zł. W przypadku konieczności zainstalowania agregatów chłodniczych (inkubacja ikry siei, sieławy) należałoby go zwiększyć o kolejne ok. 40 tys. zł (20 tys. zł na jeden RAS). Największy udział w kosztach wyposażenia wylęgarni stanowiłyby odbieralniki, urządzenia do uzdatniania wody (filtry mechaniczne, biologiczne i promienniki UV). Trochę inaczej rozkłada się ten udział w sytuacji wyposażenia RAS w agregaty chłodnicze (rys. 1).

Podchowalnia wyposażona w 4 systemy RAS, po 25 basenów podchowowych każdy, zajmowałaby powierzchnię ok. 350 m². Łącznie wyposażona byłaby w 100 basenów podchowowych, rotacyjnych o przekroju kwadratowym i objętości zalewu 1 m³. Każdy z RAS wyposażony byłby w filtrację mechaniczną (mikrosito) i biologiczną (np. filtr przepływowy wypełniony złożem przewietrzanym w systemie ciągłym). Inne wyposażenie to np.: pompy wodne (w tym zapasowe awaryjne), promienniki UV, armatura hydrauliczna. Szacunkowy koszt wyposażenia hali podchowowej to ok. 600 tys. zł. Główny składnik kosztu stanowią systemy do uzdatniania wody (61%, w tym filtry mechaniczne/mikrosita 41%) i baseny podchowowe (33%) (rys. 2).

Hala tarlakowa wyposażona w 2 RAS (powierzchnia 100 m²). W skład każdego RAS wchodziłyby 4 baseny o objętości 2 m³, filtr mechaniczny (sito łukowe), filtr biologiczny, pompy, promiennik UV, armatura hydrauliczna (opcjonalnie agregat chłodniczy). Szacunkowy koszt wyposażenia hali tarlakowej z agregatami wynosi ok. 180 tys. zł. W tym przypadku główny składnik ogólnego kosztu wyposażenia tej hali stanowią urządzenia uzdatniające wodę (ok. 51%) i systemy chłodzenia 23% (rys. 3).



Rys. 2. Procentowy udział w kosztach ogólnych poszczególnych składowych RAS obsługujących podchowalnię (objaśnienia w tekście, 100% = 600 tys. zł).

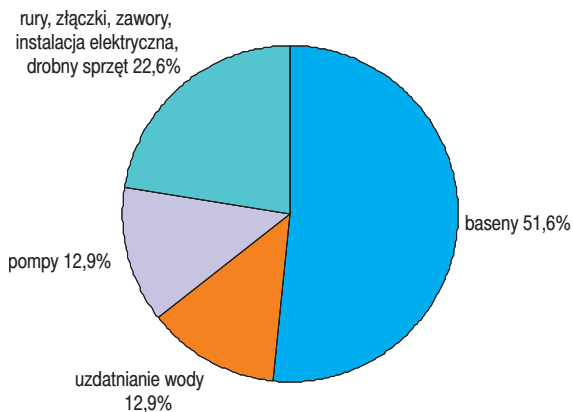


Rys. 3. Procentowy udział w kosztach ogólnych poszczególnych składowych RAS obsługujących halę tarlakową (objaśnienia w tekście, 100% = 180 tys. zł).

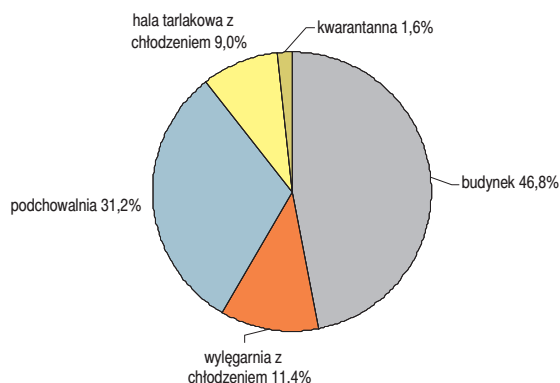
Dodatkowo obiekt taki powinien być wyposażony w kwarantannę – 1 RAS wyposażony w 4 baseny, każdy o kubaturze 2 m^3 (koszt ok. 30 tys. zł – główny składnik kosztu stanowią baseny (52%; rys. 4)), a także pomieszczenia socjalne.

W sytuacji konieczności budowy obiektu od podstaw koszt może być bardzo różny, w zależności od przyjętej technologii. Hala o powierzchni całkowitej ok. 600 m^2 (bez kosztów podmurówki i wylewki), wykonana na szkielecie stalowym, ściany i dach

z płyt warstwowych o podwyższonej izolacji cieplnej, wyposażona w naświetla dachowe, okna i bramy oraz doki do załadunku to koszt ok. 700 tys. zł. Obecnie przyjmuje się, że cena 1 m^2 hali mieści się w przedziale 1-2 tys. zł. Obiekt wylęgarniczo-podchowalniczy powinien być wyposażony w agregat prądowórczy i wytwornicę tlenu (szacunkowy koszt tych urządzeń ok. 200 tys. zł). Koszt hali, agregatu prądowórczego i wytwornicy tlenu to 900 tys. zł, co stanowi ok. 47% całej inwestycji. Sumaryczny koszt inwestycji (hala, agregat prądowórczy, wytwornica tlenu, poszczególne linie technologiczne) wyniósłby ok. 2 mln zł. Udział procentowy kosztów wyposażenia poszczególnych linii technologicznych w całkowitych kosztach inwestycji wynosi: podchowalnia – 31%, wylęgarnia – 11%, hala tarlakowa – 9% i kwarantanna – 2% (rys. 5). Koszt wyposażenia wszystkich linii technologicznych RAS wyniósłby ok. 1 mln zł (wylęgarnia z układem chłodzenia). Wśród wszystkich składowych ogólnego kosztu wyposażenia wszystkich RAS dominują koszty urządzeń do uzdatniania wody i basenów, które razem stanowią ok. 85% (rys. 6). Z pewnością nasze zestawienie ma charakter *stricte* szacunkowy i jest niedowartościowane. W kosztach całkowitych nie uwzględniono np.: wartości opracowania projektu, robocizny

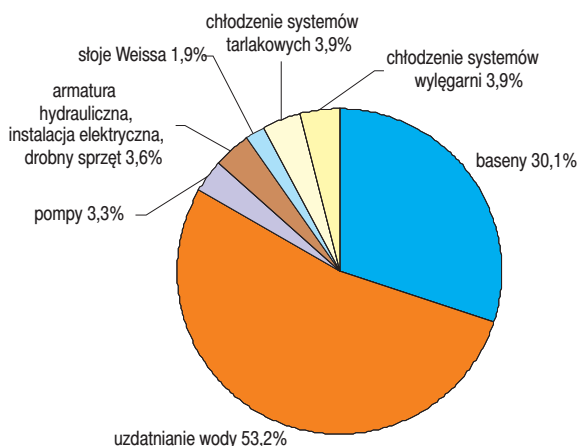


Rys. 4. Procentowy udział w kosztach ogólnych poszczególnych składowych RAS obsługujących kwarantannę (objaśnienia w tekście, 100% = 30 tys. zł).



Rys. 5. Procentowy udział w kosztach całkowitych poszczególnych linii technologicznych obsługujących cały obiekt (objaśnienia w tekście, 100% = 1,93 mln zł).

związanej z montażem RAS, zakupu drobniejszego sprzętu, np. karmników i wag, czy też sprzętu laboratoryjnego (m.in. mikroskopy, tlenomierze, pehametry), a przede wszystkim kosztów zamontowania systemu grzania wody i/lub powietrza w poszczególnych halach. Wynika to z faktu dużych różnic cenowych systemów/rozwiązań grzewczych, które potencjalnie mogą być wykorzystywane do tego celu. Ostatnio np. rozwijana i doskonalona jest technologia oparta na wykorzystaniu energii słonecznej – kolektorów słonecznych. Wykazano, że stosując tę technikę koszty ogrzewania RAS usytuowanych w klimacie umiarkowanym można zredukować nawet o 80% (R.J. Fuller, dane niepublikowane).



Rys. 6. Procentowy udział w całkowitych kosztach wyposażenia obiektu wylęgarniczo-podchowalniczego poszczególnych składowych RAS (objaśnienia w tekście, 100% = 1 mln zł).

Podsumowanie

Hodowla ryb w RAS dotyczy głównie farm nastawionych na produkcję ryb wielkości konsumpcyjnej, np. pstrąga tęczowego, łososia, tilapii, barramundi i węgorza. Pomimo rosnącego zainteresowania tego typu produkcją, zauważalnego postępu technicznego/technologicznego wyrażonego m.in. poprawą efektywności pracy urządzeń wchodzących w skład RAS koszty tego rodzaju inwestycji są nadal wysokie. Nawet w przypadku wysoce intensywnych hodowli, np. powyżej wymienionych gatunków, średni czas zwrotu poniesionych kosztów inwestycji wynosi ok. 8 lat. Technologia ta nie jest doskonała i jest ciągle rozwijana/ulepszana. Świadczy o tym chociażby fakt, że większość już istniejących RAS była w ostatnim czasie modernizowana (Badiola i in. 2012). *De facto*, każdy RAS jest rozwiązaniem prototypowym. Widoczny i zauważalny jest brak standaryzacji tego typu urządzeń. Co istotne, w pracach badawczych testuje się zazwyczaj efektywność pracy poszczególnych składowych RAS *per se* (np. filtrów mechanicznych czy biofiltrów). Utrudnia to oczywiście wyciąganie wiążących wniosków o efektywności pracy całego układu, systemu recyrkulacyjnego. Zazwyczaj eksperymentalne RAS są projektowane w zdecydowanie mniejszej skali i przenoszenie uzyskanych wyników na skalę komercyjną nie zawsze jest trafne i efektywne. Generalnie, informacji i danych o RAS nastawionych na produkcję materiału zarybieniowego jest jeszcze mniej niż

w przypadku urządzeń przeznaczonych do tuczu organizmów wodnych. Dany system RAS powinien być zaprojektowany z wykorzystaniem dostępnej wiedzy o wymaganiach środowiskowych gatunku, który zamierzamy podchowować, efektywności pracy urządzeń do mechanicznej i biologicznej filtracji/uzdatniania wody oraz technicznych parametrów wszystkich składowych wchodzących w skład RAS. Szczególną uwagę powinno się zwrócić na wyposażenie RAS w odpowiednio wydajny filtr mechaniczny oraz efektywny filtr biologiczny. Przy projektowaniu RAS należy brać pod uwagę fakt, że konsumentem tlenu/producentem CO₂ w tych urządzeniach jest nie tylko podchowwany materiał, ale również bakterie nityfikacyjne, od których zależy efektywność biochemicznego uzdatniania wody. Konkretny RAS powinien być zaprojektowany pod określone potrzeby (wskaźniki ilościowe i jakościowe produkcji), a nie jak to się ma w wielu przypadkach, możliwości produkcyjne tych urządzeń są określone dopiero po ich skonstruowaniu. Parafrazując znane powiedzenie starajmy się mierzyć siły według potrzeb, a nie potrzeby według sił, czyli projektujemy RAS według konkretnych założeń (wielkość produkcji i potrzeby metaboliczne organizmów podchowywanych w RAS), a nie określamy możliwości produkcyjnych RAS już po ich skonstruowaniu.

Opracowanie powstało w ramach tematu statutowego nr S007 Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie.

Literatura

- Badiola M., Mendiola D., Bostock J. 2012 – Recirculating aquaculture systems (RAS) analysis: main issues on management and future challenges – *Aquacult. Eng.* 51: 26-35.
- Fontaine P., Kestemont P., Wang N. 2008 – Percid fish culture – from research to production – Presses universitaires de Namour, Begia, 148 s.
- Kozłowski J., Wziątek B., Teodorowicz M., Mierzejewski A. 2007 – Czy istnieją możliwości wychowu tarlaków sielawy w warunkach kontrolowanych? – W: *Rozród, podchów, profilaktyka ryb jeziorowych i innych gatunków* (Red.) J. Wolnicki, Z. Zakęś, R. Kamiński. Wyd. IRS, Olsztyn: 133-137.
- Kozłowski M., Szczepkowi M., Wunderlich K. 2012 – Rozród siei (*Coregonus lavaretus*) w warunkach kontrolowanych – W: *Wylęgarnictwo organizmów wodnych – osiągnięcia, wyzwania i perspektywy* (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 93-103.
- Malone R.F., DeLosReyes A.A., Jr. 1997 – Categories of recirculating aquaculture systems – W: *Advances in aquacultural engineering* (Red.) M.B. Timmons, T. Losordo. Northeast Regional Agricultural Engineering Service: 197-208.
- Mickiewicz M. 2012 – Jeziorowa gospodarka zarybieniowa w 2011 roku – W: *Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 r.* (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 19-35.

- Szczepkowski M. 2009a – Impact of selected abiotic and biotic factors on the results of rearing juvenile stages of northern pike *Esox lucius* L. in recirculating systems – Arch. Pol. Fish. 17(3): 107-147.
- Szczepkowski M. 2009b – Restytucja siei w jeziorach województwa warmińsko-mazurskiego – W: Diagnostyka aktualnego stanu oraz perspektywy rozwoju rybactwa śródlądowego i nadbrzeżnych obszarów rybackich w województwie warmińsko-mazurskim (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 205-216.
- Szczepkowski M. 2011 – Możliwości intensywnego chowu siei (*Coregonus lavaretus*) – W: Nowe gatunki w akwakulturze – rozród, podchów, profilaktyka (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 53-63.
- Szczepkowski M., Szczepkowska B. 2012 – Możliwości intensywnego chowu sielawy w systemie recyrkulacyjnym – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 r. (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 143-151.
- Szczepkowski M., Zakęś Z., Kapusta A., Szczepkowska B., Hopko M., Jarołowicz S., Kowalska A., Kozłowski M., Partyka K., Piotrowska I., Wunderlich K. 2013 – Wzrost i przeżywalność w stawach ziemnych różnych form juwenalnego szczupaka wychowanego w systemach recyrkulacyjnych – Komun. Ryb. 1: 29-33.
- Szczerbowski A., Zakęś Z., Szkudlarek M., Łuczyński M.J., Szczepkowski M. 2007 – sztuczny rozród udomowionego okonia – wyniki wstępne – W: Rozród, podchów, profilaktyka ryb jeziorowych i innych gatunków (Red.) J. Wolnicki, Z. Zakęś, R. Kamiński. Wyd. IRS, Olsztyn: 7-13.
- Ulikowski D. 2005a – Sterowanie terminem rozrodu sumy europejskiego (*Silurus glanis* L.) – W: Rozród, podchów, profilaktyka ryb sumokształtnych i innych gatunków (Red.) Z. Zakęś. Wyd. IRS, Olsztyn: 23-29.
- Ulikowski D. 2005b – Technologia chowu sumy europejskiego (*Silurus glanis*) w obiegach recyrkulacyjnych – W: Rozród, podchów, profilaktyka ryb sumokształtnych i innych gatunków (Red.) Z. Zakęś. Wyd. IRS, Olsztyn: 45-54.
- Ulikowski D. 2011 – Wybrane aspekty kontrolowanego rozrodu sumy europejskiego (*Silurus glanis*) – W: Nowe gatunki w akwakulturze – rozród, podchów, profilaktyka (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 179-188.
- Zakęś Z. 2009 – Sandacz. Chów i hodowla. Poradnik hodowcy – Wyd. IRS, Olsztyn, 203 s.
- Zakęś Z. 2011 – Produkcja sandacza (*Sander lucioperca*) w systemach recyrkulacyjnych – W: Nowe gatunki w akwakulturze – rozród, podchów, profilaktyka (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 229-236.
- Zakęś Z., Danilewicz B. 2010 – Rozród ryb w warunkach postępującej eutrofizacji wód powierzchniowych – Komun. Ryb. 3: 14-17.
- Zakęś Z., Jarołowicz S. 2009 – Stan techniczny budynków i urządzeń służących do prowadzenia gospodarki rybackiej – W: Diagnostyka aktualnego stanu oraz perspektywy rozwoju rybactwa śródlądowego i nadbrzeżnych obszarów rybackich w województwie warmińsko-mazurskim (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 95-110.
- Zakęś Z., Szczepkowski M., Jankowska B., Kowalska A., Demska-Zakęś K. 2012 – Slaughter yield and growth performance indexes of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) selects reared in recirculating aquaculture systems at suboptimal temperatures – Arch. Pol. Fish. 20: 281-288.
- Zdanowski B., Stawecki K. 2004 – Zagrożenia antropogeniczne jezior – W: Ekosystemy wodne Parku Narodowego „Bory Tucholskie” (Red.) B. Zdanowski, A. Hutorowicz, W. Białokoz. Wyd. IRS, Olsztyn: 59-72.

Podchów szczupaka w warunkach kontrolowanych – aktualne metody i nowe możliwości

Mirosław Szczepkowski, Bożena Szczepkowska

Zakład Hodowli Ryb Jesiotrowatych w Pieczarkach,
Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp

Szczupak jako podstawowy drapieżnik jest bardzo ważnym elementem większości ekosystemów jeziorowych i rzecznych w Polsce. Pełni on rolę regulatora populacji drobnych ryb, przede wszystkim karpiowatych. Gatunek ten odgrywa również ogromną rolę w gospodarce rybacko-wędkarskiej, ze względu na walory jakości mięsa i wysoką cenę, jest chętnie poławiany przez rybaków komercyjnych, a wśród wędkarzy jest jednym z najbardziej pożądanых obiektów połowu (Wołos i Draszkiewicz-Mioduszevska 2011). Silna presja ze strony człowieka, w połączeniu z innymi negatywnymi czynnikami, np. wyjadaniem młodzięży przez kormorana (Krzywosz i TraczuK 2011) i zmianami środowiskowymi na tarliskach powoduje konieczność uzupełniania naturalnych populacji materiałem wychowanym w wylęgarniach.

W Polsce szczupak jest gatunkiem w największym stopniu wspomaganym zarybieniami. Zajmuje on pierwsze miejsce zarówno, jeśli chodzi o powierzchnię zarybianych nim naturalnych wód śródlądowych, jak i pod względem wartości nakładów na to ponoszonych (Mickiewicz 2011).

Materiał zarybieniuowy szczupaka dotychczas pozyskiwano najczęściej według tradycyjnych, opracowanych już dawno metod. W ostatnich latach coraz częściej są stosowane nowoczesne technologie chowu w warunkach kontrolowanych z zastosowaniem pasz. W niniejszej pracy przedstawiliśmy przegląd metod podchowu materiału zarybieniuowego szczupaka oraz czynniki wpływające na efektywność tego chowu.

Podchów larw

Do podchowu larw może być wykorzystywany zarówno pokarm żywy, jak i pasza. Jako pokarm żywy najczęściej stosowany jest zooplankton łowiony w zbiornikach naturalnych i stawach lub doprowadzany z wodą bezpośrednio do basenów, w których przetrzymuje się larwy po wykluciu. Zagęszczenie obsady jest zależne od ilości dostępnego pokarmu i może sięgać 30000 larw/m³, a podchów kończy się po osiągnięciu wielkości 2-5 cm, (Szczerbowski 1993).

Inną metodą podchowu, w której wykorzystuje się pokarm naturalny, są oświetlone sadze jeziorowe, do których zooplankton jest wabiony za pomocą światła. Zagęszczenie obsady sadza wynosi około 10000 larw/m³, a czas podchowu 10-14 dni (Žiliukienė i Žiliukas 2006). Przeżywalność wynosi najczęściej około 50%, chociaż w sprzyjających warunkach możliwe jest osiągnięcie przeżycia nawet 90% obsady początkowej podchowianych larw. Wzrost zagęszczenia obsady obniża zarówno tempo wzrostu, jak i przeżywalność larw, co jest związane z ograniczoną dostępnością pokarmu (Mamcarz i in. 1998). Wadą metody jest pracochłonność związana z oczyszczaniem sadzy oraz utrudniony odłów ryb. Obecnie jest ona bardzo rzadko stosowana.

Podchów przy zastosowaniu pokarmu naturalnego (zarówno w basenach, jak i sadozach) kończy się w momencie rozpoczęcia nasilonego kanibalizmu i jest to związane przede wszystkim z brakiem możliwości zapewnienia dostatecznie dużych ilości pokarmu. Trzeba też pamiętać, że w tym okresie (to jest po osiągnięciu długości około 15-20 mm), w warunkach naturalnych szczupak zaczyna odżywiać się larwami innych ryb i pokarm powinien mieć odpowiednio duże rozmiary, co w przypadku podawania zooplanktonu jest barierą nie do przebycia. Nie jest również możliwe zaadaptowanie się szczupaków odżywiających się pokarmem naturalnym do pobierania paszy. Dlatego przy prowadzeniu podchowu z zastosowaniem paszy podawanie pokarmu żywego jest niecelowe. Obecnie dostępne pasze w pełni zaspokajają potrzeby larw i gwarantują wysoką ich przeżywalność. Larwy przeznaczone do podchowu z zastosowaniem pasz powinny być obsadzone do basenów-podchowalników bezpośrednio po rozpoczęciu samodzielnego pływania i od razu należy rozpocząć podawanie paszy. Opóźnienie momentu obsadzania larw i początku karmienia obniża istotnie ilość larw podejmujących żerowanie. Zagęszczenia obsady są wyższe niż w podchowcie z pokarmem żywym i powinny się mieścić w zakresie 50000-100000 larw w 1 m³. Tak wysokie zagęszczenia obsady nie utrudniają larwom rozpoczęcia odżywiania się paszą, zmniejszają ich skłonność do kanibalizmu w końcowej fazie podchowu oraz ograniczają pracochłonność związaną z oczyszczaniem dna basenów.

Jednym z najważniejszych czynników warunkujących udany podchów larw jest zapewnienie im odpowiednich ilości pokarmu. Dobowa racja pokarmu powinna wynosić od 20 do 25% biomasy ryb, w temperaturze wody 16-20°C. Stosowanie wyższych dawek pokarmowych ułatwia podejmowanie żerowania przez ryby, ale wiąże się z ryzykiem pogorszenia się jakości wody oraz powstawania chorób w wyniku kontaktu ryb z zalegającymi na dnie resztkami paszy, stanowiącymi pożywkę rozwoju patogenów. Objawem tego są najczęściej strzępki pleśni obserwowane w okolicy pokryw skrzelowych ryb. W celu zapobiegania rozwojowi takich chorób, należy wykonywać kąpiele profilaktyczne w chloraminie T. Podczas chowu w systemach recyrkulacyjnych dawka środka podawanego do całkowitej objętości systemu wynosi 10 g/m³. Pierwszą kąpiel należy wykonać po 5 dobach od rozpoczęcia żywienia, a kolejne powinny być przeprowadzane w odstępach pięciodobowych (do 20 dnia chowu).

Larwy pobierają paszę w dwojaki sposób: z powierzchni wody oraz podczas jej opadania na dno. Dla zapewnienia jak najlepszego wykorzystania paszy powinna być ona podawana w taki sposób, aby jak najdłużej mogła się unosić na powierzchni basenu. W tym celu karmnik powinien być umieszczony możliwie blisko lustra wody (do kilkunastu centymetrów), a dopływ wody tuż pod jej powierzchnią (1-2 cm). Przy odpowiednim ukierunkowaniu dopływu zapewnia to długotrwałe pozostawanie paszy na powierzchni i swobodne jej tonięcie w miejscu dopływu.

Podchów larw żywionych paszą trwa zazwyczaj 10-14 dni i powinien być zakończony najpóźniej 1-2 doby po zaobserwowaniu pierwszych udanych ataków kanibali. Larwy mają wówczas średnią masę ciała 100-200 mg. Przeżywalność larw w czasie chowu z zastosowaniem paszy mieści się najczęściej w zakresie 60-90% i zależy przede wszystkim od ilości larw podejmujących żerowanie. Podchowane larwy mogą być wykorzystane do zarybień lub można je przeznaczyć do dalszego podchowu. W tym drugim wypadku konieczne jest przeprowadzenie pierwszego sortowania ryb. Zaniechanie tego zabiegu spowoduje lawinowe narastanie kanibalizmu i gwałtowny spadek liczebności obsady.

Podchów narybku z zastosowaniem pasz

Podstawowym zabiegiem hodowlanym warunkującym udany podchów narybku jest częste sortowanie obsad. Okres między kolejnymi sortowaniami powinien wynosić około 2 tygodni, w temperaturze wody nie przekraczającej 20°C, w wyższych musi zostać skrócony. Do sortowania szczupaka wykorzystuje się sortownice szczelinowe o szerokości od 2,5 mm (pierwsze sortowanie) do 5 mm (dla narybku o średniej masie ciała powyżej 1 g). Posortowane ryby należy obsadzić do oddzielnych basenów podchowowych. Stwier-

dzono, że istotne znaczenie dla efektów chowu ma kształt basenów: w basenach o przekroju kwadratowym przeżywalność różnych stadiów szczupaka była o 8-14% wyższa niż w basenach o przekroju okrągłym. W niektórych obiektach do podchowu szczupaka z powodzeniem zastosowano baseny-koryta o silnie wydłużonym kształcie.

Nie stwierdzono wpływu koloru basenu na wyniki chowu, narybek w basenach o kolorze ścian szarym i zielonym uzyskał zbliżoną końcową masę ciała oraz przeżywalność. Zaobserwowano jednak różnice w ubarwieniu ciała po zakończeniu podchowu, które potencjalnie mogą wpływać na zachowanie się i widoczność ryb w środowisku naturalnym (Szczepkowski i Szczepkowska 2011). Podobnie niewielki wpływ na wyniki podchowu młodocianego szczupaka miała wielkość natężenia oświetlenia. Szczupak jest pod tym względem gatunkiem bardzo plastycznym, nie toleruje jedynie całkowitego zaciemnienia. Dobre wyniki podchowu uzyskiwano w szerokim zakresie natężenia oświetlenia, od około 1 do 60000 lx.

Optymalne warunki do chowu zapewniają systemy recyrkulacyjne, w których wszystkie najważniejsze czynniki fizykochemiczne są w pełni kontrolowane i monitorowane. Udany podchów narybku z użyciem paszy można jednak przeprowadzić także przy zastosowaniu bardzo prostych środków. Przykładem może być podchów w basenie betonowym usytuowanym przy jazie pietrzącym wodę na odnodze rzeki (fot. 1 i 2). Po obsadzeniu materiałem o początkowej masie ciała około 5 g uzyskano narybek o masie ciała powyżej 50 g, który następnie przetrzymał w tych warunkach (Sosiński, materiały niepublikowane).



Fot. 1. Widok basenu betonowego, przy jazie pietrzącym, w którym przeprowadzono podchów narybku szczupaka.



Fot. 2. Narybek szczupaka wychowany na paszy w basenie betonowym.

Optymalną temperaturą wzrostu larw i narybku szczupaka jest 24-28°C (Wolnicki i Górny 1997, Szczepkowski 2009), jednakże efektywny chów może być prowadzony w znacznie niższych temperaturach – już powyżej 16°C. Zarówno larwy, jak i narybek dobrze tolerują zmiany temperatury, szczególnie jej wzrost, nawet o 7-8°C w ciągu doby.

Szczupak po wstępnym przyzwyczajeniu do pokarmu sztucznego dość łatwo akceptuje zmiany granulacji czy rodzaju pasz. W podchowcie larw i narybku stosuje się zazwyczaj typowe pasze tonące, chociaż u starszych form z powodzeniem wykorzystano paszę pływającą (Kucska i in. 2007). Larwy i młodsze stadia młodociane powinny być żywione całodobowo, natomiast u starszych ryb (71-dniowych) wystarczający był 12-godzinny okres podawania paszy (Szczepkowski 2009). Najbardziej odpowiednie są komercyjne pasze dla ryb łososiowatych, o zawartości białka powyżej 40%. Brak jest natomiast danych na temat wymagań pokarmowych szczupaka odnośnie zawartości innych składników pasz. Przy stosowaniu typowych pasz dla ryb łososiowatych o zawartości tłuszczu 16-20% nie zaobserwowano żadnych negatywnych objawów u ryb.

W podchowcie szczupaka do zadawania paszy konieczne jest stosowanie automatycznych karmników taśmowych. Ilość karmników powinna być dostosowana do objętości basenów-podchowalników, w praktyce można przyjąć, że jeden karmnik jest wystar-



Fot. 3. Wspólny chów narybku szczupaka i jesiota.

czający dla objętości 1 m³. Czynnikiem o dużym znaczeniu dla efektów chowu jest wielkość dobowej dawki paszy. W badaniach u narybku o masie ciała około 6 g wykazano, że wzrost dobowej dawki pokarmowej z 4 do 8% biomasy nie wpłynął na końcową masę ciała, miał natomiast wpływ na jego przeżywalność. W grupie żywionej najwyższą dawką była ona istotnie statystycznie wyższa niż w grupach żywionych mniej intensywnie i było to związane z mniejszym o około 10% kanibalizmem w tej grupie (Szczepkowski 2009). Z większą intensywnością żywienia wiąże się jednak problem usuwania niezjedzonych resztek paszy. Szczupak nie pobiera pokarmu z dna, dlatego wszystko, co nie zostanie przez niego pochwycone w toni wody opada na dno i powinno być usuwane. Oprócz systematycznego czyszczenia, jedną z możliwości jest zastosowanie w podchowcie dodatkowych obsad ryb pobierających pokarm z dna, np. jesiotrów (fot. 3). Stwierdzono, że dodatkowa obsada jesiotrów, stanowiąca 10-20% biomasy podchowiwanych szczupaków miała pozytywny wpływ na wzrost ich masy ciała i przeżywalność (Szczepkowski i Szczepkowska 2006). Pozwoliło to również na obniżenie wielkości współczynników pokarmowych z 1,4 do 0,8 oraz zmniejszenie pracochłonności związanej z usuwaniem

resztek paszy niewyjedzonej przez narybek szczupaka i ograniczenie ingerencji w basenach podczas chowu.

Bardzo duży wpływ na wyniki chowu ma zagęszczenie obsady, które powinno być dostatecznie duże, aby uniemożliwić rybom zajmowanie oddzielnych stanowisk ułatwiających im polowanie. Przy wysokich zagęszczeniach obsady większość ryb gromadzi się w skupiskach w wybranych częściach basenów, najczęściej w miejscu podawania paszy. Początkowe zagęszczenie obsady narybku powinno się mieścić w zakresie 5-20 kg/m³ wody, w zależności od wielkości ryb. Końcowe zagęszczenia obsady sięgają u starszego narybku (o masie ciała powyżej 30 g) nawet 90-120 kg/m³.

Jednym z najważniejszych problemów związanych z podchowem szczupaka w warunkach kontrolowanych są zmiany jego behawioru zachodzące wraz ze wzrostem ryb. Zmiany te polegają na bardzo silnej negatywnej reakcji na prowadzone zabiegi hodowlane: pojawianiu się prób wyskakiwania z basenów, a także na zmniejszeniu skłonności do pobierania paszy. Przejawem tych reakcji jest m. in. przemieszczanie się ryb w kierunku dna basenów podchowowych i gromadzenie się tam w bardzo dużych skupiskach. Pierwsze tego rodzaju zachowania pojawiają się u ryb w wieku około 560°D po wykluciu i osiągnięciu masy ciała około 150 mg i narastają w miarę dalszego wzrostu narybku. Powoduje to, że obecnie intensywny chów szczupaka o masie ciała powyżej 30 g jest praktycznie nieefektywny.

Chów ryb jednorocznych i starszych w systemach recyrkulacyjnych

Dotychczas nie opracowano efektywnych procedur chowu starszych form szczupaka. W eksperymentalnych pracach wykazano, że jest możliwe utrzymywanie ryb wyłącznie żywionych paszą do masy ciała odpowiadającej wielkości handlowej (fot. 4). Było to jednak związane z wysokimi wielkościami współczynników pokarmowych i niską efektywnością całego chowu (Szczepkowski, materiały niepublikowane). Porównanie składu ciała ryb hodowlanych i dzikich wykazało, że te pierwsze charakteryzują się znacznie większą zawartością tłuszczu w filecie (2,40 i 0,19% odpowiednio). Ponadto mięso ryb hodowlanych miało gorszy skład pod względem zawartości kwasów tłuszczowych – zawierało więcej jednonienasyconych kwasów tłuszczowych (MUFA) i mniej wielonienasyconych (PUFA) (Jankowska i in. 2008).



Fot. 4. Dojrzałe szczupaki wychowane w basenach systemu recyrkulacyjnego.

Podsumowanie

Chociaż obecnie mamy wystarczającą wiedzę na temat podchowu młodocianego szczupaka z zastosowaniem pasz, to jednak jest on rzadko przeprowadzany w komercyjnych podchowalniach. Wynika to prawdopodobnie z powszechnej opinii o ogromnym kanibalizmie wśród stadiów młodocianych tego gatunku, a także niedostatecznej wiedzy na temat efektywności zarybień materiałem żywionym wyłącznie paszą. Tymczasem przy zachowaniu określonych warunków (w szczególności sortowania ryb) podchów szczupaka jest zadaniem relatywnie prostym, tym bardziej że jest on gatunkiem plastycznym i łatwo adaptuje się do zmian podstawowych warunków podchowu, takich jak temperatura wody i pokarm. Korzystną cechą jest również tolerancja wysokich zagęszczeń obsady podczas chowu. W efekcie chów charakteryzuje się dość wysoką efektywnością. Współczynniki pokarmowe podczas chowu larw i lekkiego narybku (do osiągnięcia masy ciała 1 g) wahają się w zakresie 0,45-0,60, w przedziale 1-10 g wynoszą około 0,7-0,9, dopiero u starszych stadiów narybku o masie ciała powyżej 15 g współczynniki pokarmowe przekraczają wielkość 1,0. Niskie wielkości współczynników pokarmowych



Fot. 5. Narybek szczupaka wychowany w RAS – materiał do zarybień.

u szczupaka wynikają również po części z faktu, że straty są w zdecydowanej większości wynikiem kanibalizmu, a ubytek biomasy jest przenoszony na wzrost pozostałych ryb.

W obecnej chwili optymalną procedurą wychowu materiału zarybieniowego szczupaka z zastosowaniem paszy wydaje się utrzymywanie narybku do osiągnięcia masy ciała około 1-2 g i wykorzystanie go do dalszych zarybień stawów, bądź wód otwartych (fot. 5). Podchów do tej wielkości z wykorzystaniem paszy trwa około 4-5 tygodni i w tym okresie należy przeprowadzić 2 lub 3 sortowania. Wychów większych ryb (5-30 g) również nie nastręcza większych trudności, jednak w tym wypadku wykorzystanie materiału do zarybień budzi szereg wątpliwości, ponieważ przeprowadzone badania wskazują na jego trudności w adaptowaniu do warunków naturalnych i odżywiania się rybami (Szczepkowski i Szczepkowska 2004, Szczepkowski i in. 2012).

Literatura

- Jankowska B., Zakęś Z., Żmijewski T., Szczepkowski M. 2008 – Fatty acid composition of wild and cultured northern pike (*Esox lucius*) – J. Appl. Ichthyol. 24: 196-201.
- Krzywosz T., Traczuk P. 2011 – Dla kogo hodujemy materiał zarybieniowy? – W: Nowe gatunki w akwakulturze – rozród, podchów, profilaktyka (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 325-333.

- Kucska B., Müller T., Bercsényi M. 2007 – The effect of feeding frequency on the growth and survival of pike (*Esox lucius* L.) using floating pellets – J. Appl. Ichthyol. 23, 2: 193-194.
- Mamcarz A., Kucharczyk D., Kujawa R., Skrzypczak A., Furgała-Selezniow G. 1998 – Ontogeny of feeding habits in northern pike, *Esox lucius* (Esocidae), larvae reared in illuminated cages – Italian Journal of Zoology, 65: 1: 251-253.
- Mickiewicz M. 2011 – Jeziorowa gospodarka zarybieniowa w Polsce w 2010 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS Olsztyn: 19-34.
- Szczepkowski M. 2009 – Impact of selected abiotic and biotic factors on the results of rearing juvenile stages of northern pike (*Esox lucius* L.) in recirculating systems – Arch. Pol. Fish., 17 (3): 107-147.
- Szczepkowski M., Zakęś Z., Kapusta A., Szczepkowska B., Hopko M., Jarołowicz S., Kowalska A., Kozłowski M., Partyka K., Piotrowska I., Wunderlich K. 2012 – Growth and survival in earthen ponds of different sizes of juvenile pike reared in recirculating aquaculture systems – Arch. Pol. Fish. 20: 267-274.
- Szczepkowski M., Szczepkowska B. 2004 – Próba oceny przejścia na pokarm naturalny narybku ryb drapieżnych pochodzących z intensywnego chowu na paszach sztucznych – W: Stan i uwarunkowania rybactwa w 2003 roku (Red.) M. Mickiewicz i A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 55-63.
- Szczepkowski M., Szczepkowska B. 2006 – Effects of the polyculture of juvenile stages of northern pike (*Esox lucius* L.) and sturgeon in recirculating systems – EJPau, Fisheries 9(1), www.ejpau.media.pl.
- Szczepkowski M., Szczepkowska B. 2011 – Wpływ koloru wewnętrznych ścian basenów na wyniki podchowu juwenalnego szczupaka (*Esox lucius*) – W: Nowe gatunki w akwakulturze – rozród, podchów, profilaktyka (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 153-160.
- Szczerbowski J. (Red.) 1993 – Rybactwo śródlądowe – Wyd. IRS, Olsztyn: 253-258.
- Wolnicki J., Górny W. 1997 – Effects of commercial dry diets and water temperature on growth and survival of northern pike, *Esox lucius* L., larvae – Pol. Arch. Hydrobiol. 44 (3): 377-383.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H. 2011 – Charakterystyka presji i połowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez wybrane gospodarstwa rybackie w 2009 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 97-105.
- Žiliukienė V., Žiliukas V. 2006 – Feeding of early larval pike *Esox lucius* L. reared in illuminated cages – (1-4): 378-387.

Ocena stanu ekologicznego jezior na podstawie elementów biologicznych (głównie fitoplanktonu) w świetle postanowień Ramowej Dyrektywy Wodnej Unii Europejskiej

Andrzej Hutorowicz

Zakład Hydrobiologii, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Ramowa Dyrektywa Wodna (Dyrektywa 2000/60/WE; RDW), która nałożyła obowiązek doprowadzenia wszystkich wód do „dobrego stanu” do 2015 roku, zobowiązała państwa członkowskie (do 22 grudnia 2008 roku) do stworzenia narzędzi umożliwiających określenie obecnego stanu wód oraz do przeprowadzenia analizy presji antropogenicznych. Podstawowe pojęcie związane z oceną stanu ekologicznego definiuje art. 2 pkt. 18 RDW. Definicja ta nie jest łatwa w odbiorze i odwołuje się do prawie identycznie brzmiących pojęć. „Dobry stan wód powierzchniowych” to „stan osiągnięty przez część wód powierzchniowych, jeżeli jej stan ekologiczny”, rozumiany jako „jakość struktury i funkcjonowania ekosystemu”, ale także stan chemiczny, mogą być określane jako co najmniej «dobry»” RDW wprowadziła również pojęcie „dobrego potencjału ekologicznego”, które odnosi się do wód silnie zmienionych lub sztucznych.

Załącznik II do RDW przewiduje ustalenie dla każdego typu wód powierzchniowych hydromorfologicznych i fizyczno-chemicznych warunków „specyficznych dla danego typu [...] przy bardzo dobrym stanie ekologicznym” oraz analogicznie ustalenie „biologicznych warunków referencyjnych specyficznych dla danego typu części wód powierzchniowych przy bardzo dobrym stanie ekologicznym”.

Szczegółowe wymagania odnośnie metod narodowych zawiera załącznik V. Określa on m.in. elementy jakości, jakie powinny być uwzględnione podczas klasyfikacji stanu ekologicznego jezior. Są to: skład, liczebność i biomasa fitoplanktonu, skład i liczebność innej flory wodnej, skład i liczebność bezkręgowców bentosowych, skład oraz liczeb-

Tabela 1

Definicje bardzo dobrego, dobrego i umiarkowanego stanu ekologicznego w jeziorach dla fitoplanktonu zawarte według tabeli 1.2.2 w załączniku V Ramowej Dyrektywy Wodnej (fragment tabeli)

Element	Stan bardzo dobry	Stan dobry	Stan umiarkowany
Fitoplankton	Skład taksonomiczny i liczebność fitoplanktonu odpowiadają całkowicie lub prawie całkowicie warunkom niezakłóconym. Średnia biomasa fitoplanktonu jest zgodna ze specyficznymi dla danego typu wód warunkami fizyczno-chemicznymi i nie zmienia znacznie specyficznych dla typu warunków przezroczystości. Zakwity fitoplanktonu występują z częstotliwością i intensywnością zgodną ze specyficznymi dla danego typu warunkami fizyczno-chemicznymi	Istnieją niewielkie zmiany w składzie i liczebności taksonów fitoplanktonu w porównaniu do zbiorowisk specyficznych dla danego typu wód. Zmiany te nie wskazują na przyspieszony wzrost glonów w wyniku niepożądanych zakłóceń w odniesieniu do równowagi organizmów występujących w wodzie lub w jakości fizyczno-chemicznej wody lub osadów. Może występować niewielki wzrost częstotliwości i intensywności specyficznych dla danego typu wód zakwitów fitoplanktonu.	Skład fitoplanktonu różni się umiarkowanie w porównaniu do specyficznego dla danego typu wód. Biomasa jest umiarkowanie zakłócona i może powodować znaczne i niepożądane zakłócenia wartości innych biologicznych i fizyczno-chemicznych elementów jakości wody lub osadów. Może występować umiarkowany wzrost częstotliwości i intensywności zakwitów fitoplanktonu. Może występować zjawisko stałego zakwitu w czasie miesięcy letnich.

ność i struktura wiekowa ichtiofauny. W tym samym załączniku pojawia się również ogólna pięciostopniowa skala ocen, choć scharakteryzowano jedynie trzy: „stan bardzo dobry”, „stan dobry”, „stan umiarkowany”. W przypisach pojawiają się jednak dwa kolejne pojęcia – „stanu słabego” i „stanu złego”. Szczegółowe warunki, jakie powinny spełniać wody w trzech podstawowych stanach ekologicznych podaje tabela 1.2.2 z tego załącznika (tu przytoczona we fragmencie jako tabela 1). Określa ona m.in. jakie powinny być skład gatunkowy i liczebność fitoplanktonu, aby możliwe było ocenienie danej jednolitej części wód w stanie bardzo dobrym, dobrym i umiarkowanym. Oczywiście wydają się być wymogi stawiane w odniesieniu do składu taksonomicznego – odpowiadający całkowicie niezakłóconym warunkom w stanie bardzo dobrym, nieznacznie zmieniony w stanie dobrym, a umiarkowanie w stanie umiarkowanym. W stanie bardzo dobrym średnia biomasa musi być zgodna ze specyficznymi warunkami fizyczno-chemicznymi i nie zmieniać specyficznych dla danego typu warunków przejrzystości. W stanie dobrym zmiany biomasy nie powinny wskazywać na „przyspieszony wzrost glonów w wyniku niepożądanych zakłóceń w odniesieniu do równowagi organizmów”. Nato-

miast w stanie umiarkowanym tego typu zakłócenia są dopuszczane. Mogą być one nawet „znaczne” i wywoływać „zakłócenia wartości innych biologicznych i fizyczno-chemicznych elementów jakości”, choć ogólnie uznano, że biomasa powinna być zakłócona „umiarkowanie”. Ważkie i ostatecznie całkowicie zmieniające dotychczasową filozofię systemów klasyfikujących jakość wody, są stwierdzenia odnoszące się do możliwości pojawiania się i czasu trwania zakwitów wody.

Dyrektywa wyraźnie dopuszcza możliwość pojawiania się zakwitów z „częstotliwością i intensywnością zgodną ze specyficznymi dla danego typu warunkami fizyczno-chemicznymi” także w wodach w stanie bardzo dobrym. W stanie dobrym dopuszcza nawet „niewielki wzrost częstotliwości i intensywności **„zakwitów specyficznych dla danego typu wód”**, a w stanie umiarkowanym możliwe jest występowanie „stałego zakwitu w czasie miesięcy letnich”.

Typologia abiotyczna jezior

Tworzenie narodowych systemów oceny stanu ekologicznego, zgodnie z zaleceniami RDW, powinno poprzedzić utworzenie abiotycznej typologii jezior. Polska typologia abiotyczna objęła 1042 jeziora, których powierzchnia jest większa niż 50 ha (Kolada i in. 2005), czyli około 15% jezior, o powierzchni powyżej 1 ha, położonych na obszarze Polski. Według Choińskiego (2006) jest ich bowiem około 7000. 98% jezior o powierzchni > 50 ha położone jest na obszarze pojezierzy i centralnej Polski – w granicach maksymalnego zasięgu ostatnich zlodowaceń. Poza tym regionem jeziora o podobnej powierzchni leżą na Polesiu, w Tatrach, Sudetach i koło Legnicy (Kolada i in. 2005). Polska typologia została oparta na kryteriach wskazanych przez załącznik II do RDW. Podział geograficzny przyjęto za Kondrackim (1998), dzieląc obszar z licznie występującymi jeziorami na dwa makroregiony: Niż Środkowopolski i Niziny Wschodniobałtycko-Białoruskie. W obrębie Niziny Wschodniobałtycko-Białoruskiej wyróżniono również dwa subregiony obejmujące jeziora położone na utworach młodoglacjalnych oraz jeziora położone na Polesiu.

Kolejnym kryterium, proponowanym w schemacie A z aneksu II, a uwzględnionym w typologii polskich jezior jest geologia. W naszych warunkach ograniczona została do określenia zasobności wód w wapń. Wyróżniono zbiorniki o dużej (>25 mg Ca l⁻¹) oraz o małej zawartości wapnia (<25 mg Ca l⁻¹). Jeziora należące do tej drugiej kategorii zlokalizowane są według autorów typologii wyłącznie na Niżu Środkowopolskim (Kolada i in. 2005).

Polska typologia uwzględnia też dwa kryteria dodatkowe. Współczynnik Schindlera (stosunek sumy powierzchni zlewni całkowitej i powierzchni jeziora do objętości jeziora) sygnalizuje wielkość wpływu zlewni na zasobność wód jeziora w związku biogenne. Przy-

jęta wartością graniczną była liczba 2. Drugim kryterium dodatkowym było utrzymywanie się w sezonie letnim stałej stratyfikacji termicznej i tlenowej.

Na tej podstawie wyróżniono 13 klas naturalnych jezior, które zostały opatrzone symbolami tworzonymi przez kolejny numer porządkowy według kolejności ulokowania klasy na podstawowym schemacie i liter „a” lub „b” oznaczającymi typ miksji (odpowiednio jeziora stratyfikowane i niestratyfikowane; tab. 2). Liczba jezior zaliczonych do poszczególnych klas jest bardzo różna, od minimalnie 2 niestratyfikowanych jezior o zawartości wapnia w wodzie większej niż 25 mg/l i współczynnika Schindlera mniejszym od 2, a położonych na obszarze Nizin Wschodniobałtycko-Białoruskich (ale nie na Polesiu) – klasa oznaczona symbolem „5b”, do 227 niestratyfikowanych jezior o zawartości wapnia w wodzie większej niż 25 mg/l i współczynnika Schindlera większym od 2, a położonych na Niziu Środkowopolskim – klasa oznaczona symbolem „3b”.

Tabela 2

Podział abiotyczny jezior Polski o powierzchni większej niż 50 ha według Kolady i in. (2005, zmienione)

Region		Zawartość wapnia	Współczynnik Schindlera	Miksja	Typ abiotyczny	Liczba jezior
Niz Środkowopolski	Jeziora położone na utworach młodoglacjalnych	<25 mg Ca l ⁻¹	-	S	1a	16
				NS	1b	10
		>25 mg Ca l ⁻¹	<2	S	2a	112
				NS	2b	12
			>2	S	3a	159
				NS	3b	227
-			-	4	9	
Niziny Wschodniobałtycko-Białoruskie			<2	S	5a	52
				NS	5b	2
			>2	S	6a	86
				NS	6b	48
Jeziora położne na Polesiu	-		S	7a	5	
		NS	7b	11		

Objaśnienia: S – jeziora stratyfikowane; NS – jeziora polimiktyczne; – kryterium nie uwzględnione w klasyfikacji

Klasyczne typologie jezior na przykładzie modelu sezonowej dynamiki zbiorowisk glonów oraz przestrzennego rozmieszczenia producentów pierwotnych w okresie stagnacji letniej Oleksowicza (1988)

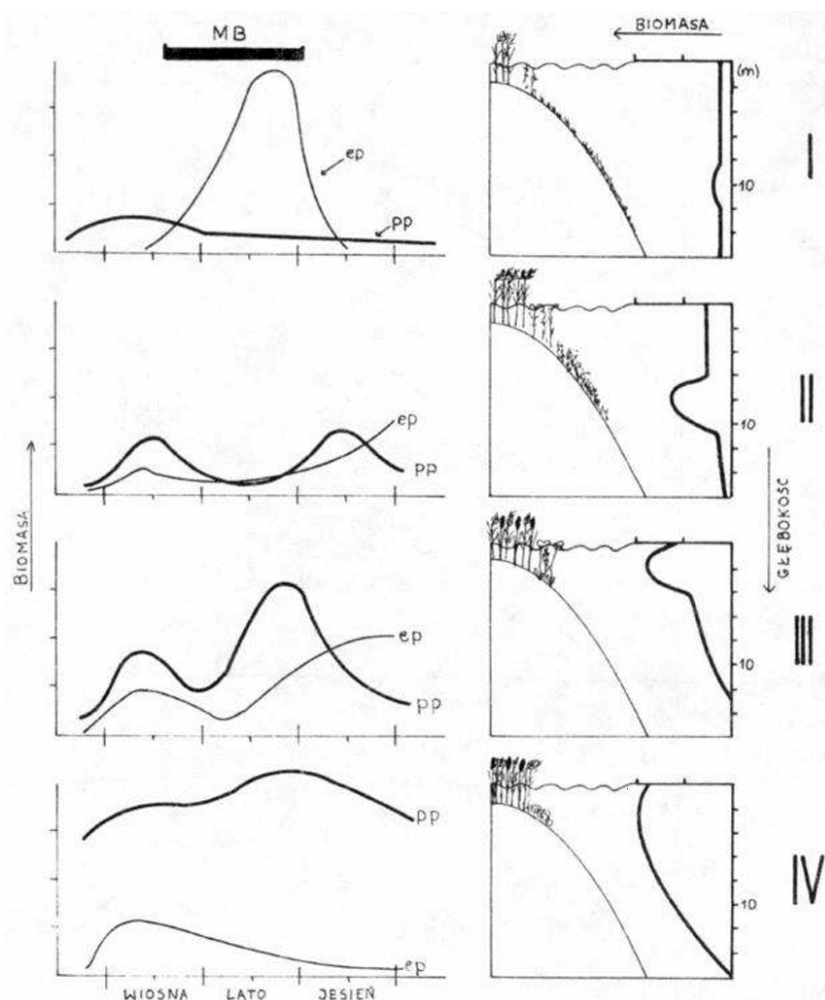
Właściwe zrozumienie zasad oceny stanu ekologicznego jezior wymaga, moim zdaniem, dokonania syntezy różnych systemów oceny jezior. W dotychczasowej, prawie stu-letniej, historii tworzenia różnych systemów klasyfikacji jezior przyjmowano różne kryteria, chociaż jak pisał Oleksowicz (1988) „wspólnym celem wszystkich powstałych systemów była próba hierarchizacji użytkowej wartości różnorodnych zbiorników i cieków oraz kon-

struktura dowolnej skali ocen, niezbędnej dla celów praktycznych". Niemniej już pierwsze klasyfikacje Naumanna (1929) i Thienemann (1928) wprowadzały powszechnie stosowane do dziś systemy oparte na zmianach żyzności jezior oraz rozróżnienie dwóch ścieżek harmonicznej i nieharmonicznej sukcesji. Z pewnością ścieżka harmoniczna zakładała liniowy model zmian zasobności jezior w substancje biogenne, a więc liniowy model sukcesji, od jezior oligotroficznych do politroficznych. Udaną syntezą takich klasyfikacji były niewątpliwie „modele sezonowej dynamiki zbiorowisk glonów oraz przestrzennego rozmieszczenia producentów pierwotnych w okresie stagnacji letniej” opracowane przez Oleksowicza (1988). Zakładały one powtarzalność charakterystycznej „dla określonych warunków troficznych” sezonowej dynamiki oraz przestrzennego rozmieszczenia producentów pierwotnych w jeziorach. Autor tych modeli pisał wręcz o „prawdopodobnej sekwencji zdarzeń organizacyjnych i funkcjonalnych” w tych jeziorach, dopuszczając odwracalność przemian pomiędzy stanami opisywanym, przez pierwsze trzy modele.

Model 1 – Jeziora o ubogiej puli zasobów (rys. 1)

W jeziorach „o ubogiej puli zasobów” biomasa glonów planktonowych jest z reguły bardzo mała, a w ciągu roku występuje jeden, tuż po zejściu lodu, niezbyt duży szczyt biomasy. Ten wiosenny szczyt biomasy fitoplanktonu kończy się wraz z wyczerpaniem dostępnych w wodzie substancji pokarmowych. Do końca sezonu wegetacyjnego utrzymuje się mała biomasa fitoplanktonu, dość równomiernie rozłożona w pionie, także w czasie stagnacji letniej. Na większych głębokościach obserwowane są jednak niewielkie szczyty biomasy. Relatywnie dużą biomasę w takich jeziorach tworzą makrofity. Zasadniają one dno do głębokości często nawet większej niż 10 m i tworzą rozległe łąki budowane przez rośliny kwiatowe, paprotniki, ramienice i mchy. W zależności od składu gatunkowego osiągają największą biomasę między połową maja a połową września, najczęściej jednak w lipcu i sierpniu. Makrofity kumulują bardzo dużą ilość makro- i mikroelementów, dzięki czemu tworzą „barierę ochronną przed nadmiernym dopływem” tych substancji do pelagialu ograniczając tym samym rozwój glonów w tej strefie. W płytkich jeziorach należących do tej grupy obserwuje się często intensywny rozwój na dnie glonów nitkowatych z rodzajów *Spirogyra*, *Mougeotia* i *Zygnema*. Rozwijają się one także w płytszych partiach dna, obficie porastając pędy makrofity, najczęściej z optimum rozwojowym zbieżnym ze szczytem rozwoju samych makrofity.

Według Oleksowicza (1988) jeziora reprezentujące ten typ są w Polsce bardzo nie liczne. Według tego autora do grupy jezior skąpożywnych nawet nie powinno się zaliczać jezior lobeliowych, gdyż mała zawartość substancji pokarmowych w wodzie tych jezior jest często, według Wojciechowskiego (1987) efektem stałego dopływu ze zlewni nie-



Rys. 1. Modele sezonowej dynamiki fitoplanktonu (A) oraz przestrzennego rozmieszczenia producentów pierwotnych podczas stagnacji letniej (B) w jeziorach o ubogiej (I), średnio bogatej (II), bogatej (III) i bardzo bogatej (IV) puli zasobów pokarmowych według Olekso-wicza (1988).

wielkich ilości substancji humusowych, które mimo to równoważą równie niewielki dopływ substancji odżywczych.

Model 2 – Jeziora o średnio bogatej puli zasobów

W jeziorach „o średnio bogatej puli zasobów” średnia biomasa fitoplanktonu jest znacząco większa niż w jeziorach ubogich. W sezonie wegetacyjnym obserwuje się już dwa wyraźne szczyty biomasy, pierwszy – wiosną, a drugi – jesienią. Ich pojawienie się związane jest z mieszaniem się wód i wzbogaceniem wód pelagialu w pierwiastki biogenne uwolnione z osadów dennych. Minima biomasy glonów planktonowych związane są

z wyczerpywaniem się w toni wodnej makroelementów, których dopływ ze zlewni oraz osadów w litoralu ograniczają makrofity. W okresie stagnacji letniej gatunki glonów, wymagające większych ilości pokarmu, znajdują odpowiednie warunki do rozwoju jedynie w termoklinie i górnym hypolimnionie. Dlatego w tych warstwach powstają charakterystyczne dla tej grupy jezior „głębokie maksima”. Tworzą je najczęściej gatunki należące do sinic, okrzemek lub złotowiciowców.

Umiarkowana zasobność jezior w substancje pokarmowe stwarza dogodne warunki do rozwoju makrofitów, które mogą zasiedlać dno do głębokości 10 m. Ich maksymalny rozwój przypada, podobnie jak w jeziorach o ubogiej puli biogenów, na lipiec i sierpień. Z kolei dynamika zmian biomasy glonów epifitonowych jest podobna do dynamiki zmian biomasy fitoplanktonu – pierwszy szczyt biomasy obserwuje się wiosną, latem następuje minimum, a jesienią drugie i najwyższe maksimum. Występujące naprzemiennie maksima biomasy glonów i makrofitów w powierzchniowych warstwach wody oraz formowanie się „głębokiego maksimum [...] wskazują na cykliczność tych zjawisk i na stan pewnej równowagi dynamicznej.” Taki układ funkcjonalny jeziora stabilizuje dobrze rozwinięta roślinność litoralu oraz warstwa skoku termicznego, odcinająca w okresie stagnacji letniej bogatsze w substancje pokarmowe wody hypolimnionu.

Według Oleksowicza (1988) na Pomorzu znajduje się największa w kraju liczba jezior o umiarkowanej zasobności pokarmowej. Do tej grupy autor ten zalicza dużą część dimiktycznych jezior lobeliowych oraz „szereg jezior położonych na utworach sandrowych wśród borów sosnowych”.

Model 3 – Jeziora o bogatej puli zasobów

Średnia biomasa glonów planktonowych w tej grupie jezior jest znacznie większa niż w jeziorach dwóch uprzednio omawianych typów. Podobnie jak w jeziorach należących do poprzedniej grupy w sezonie wegetacyjnym obserwuje się dwa wyraźne szczyty biomasy. Wiosną, pierwszy z nich tworzą głównie okrzemki. Drugi w okresie stagnacji letniej, znacznie wyższy powodują glony z różnych grup taksonomicznych. Najczęściej są to sinice, bruzdnice, okrzemki lub zielenice należące do rzędu Chlorococcales. Ten szczyt pojawia się w końcowym okresie optimum rozwoju makrofitów. Najintensywniej glony planktonowe rozwijają się w epilimnionie, istotnie zmieniając warunki świetlne w jeziorze i ograniczając tym samym rozwój makrofitów na głębiej położonym dnie. Pojawianie się nowych, tolerujących gorsze świetlne warunki gatunków oraz zwężanie się strefy litoralu są pierwszymi symptomami zanikania funkcji ochronnej tej strefy. Niemniej w porównaniu z jeziorami z dwóch poprzednich grup w płytszych partiach litoralu rozwój makrofitów jest intensywny, chociaż z reguły węższa strefa makrofitów litoralowych nie jest w stanie stworzyć szczelnej bariery „przechwytyjącej” całą pulę spływających ze

zlewni biogenów. Ich nadmiar zasila wody pelagialu i jest odpowiedzialny za dużą biomasę fitoplanktonu.

Do grupy tej należą jeziora o różnej morfometrii, przepływowe i zamknięte. W Polsce jest to najliczniej reprezentowana grupa naturalnych zbiorników wodnych.

Model 4 – Jeziora o bardzo bogatej puli zasobów

Grupę tę tworzą zbiorniki żyzne, intensywnie zasilane ze spływu obszarowego, często także z punktowego zanieczyszczeniami komunalnymi lub przemysłowymi. Na skutek tego zanikły w nich „wewnętrzne mechanizmy ochronne”. W wodzie przez cały sezon wegetacyjny utrzymuje się bardzo duża biomasa fitoplanktonu, chociaż w okresie lata można zidentyfikować dość wyraźny jej szczyt. Brak również bardzo wyraźnego zróżnicowania biomasy glonów w profilu pionowym, choć zmniejsza się ona dość równomiernie wraz z głębokością. Wywołana przez glony zmiana warunków świetlnych jest główną przyczyną ustąpienia z takich wód najczęściej wszystkich gatunków makrofitów zanurzonych. W strefie litoralu utrzymuje się wyłącznie pas helofitów. Słabo rozwijają się również glony porostowe. Tworzą je przeważnie wyłącznie okrzemki.

Oleksowicz (1988) twierdził, że liczba jezior tego typu w drugiej połowie ubiegłego wieku systematycznie rosła w efekcie ówczesnego rozwoju różnorodnej działalności gospodarczej.

Przywołanie powyższej typologii jezior może z pozoru być pozbawione znaczenia w kontekście wymagań RDW, jednak celem tego działania było stworzenie podstawy do wskazania istotnej różnicy pomiędzy systemami opartymi o koncepcję liniowo zmieniających się stanów (częściowo nawet odwracalnie) w porównaniu z proponowanym przez RDW sposobem oceny stanu ekologicznego jezior. Opisany w dyrektywie, a ściślej w załączniku nr II, system nie przypisuje kategorii „bardzo dobry stan ekologiczny” jedynie do grupy jezior oligotroficznycy, a więc tych które w klasycznych systemach oceny stopnia eutrofizacji rozpoczynają niejako sukcesję ekologiczną zbiorników wodnych, maksymalnie ubogich w momencie powstania do ich maksymalnego użyźnienia. Ocena stanu ekologicznego zakłada w pierwszym, wyjściowym etapie prac nad ustaleniem metod oceny, określenie przedziału wartości elementów biologicznej oceny, który powinien charakteryzować stan referencyjny, a więc stan odniesienia wobec którego będą oceniane odchylenia wartości elementów biologicznych w danym jeziorze. Oznaczać to może, że dopuszczalne jest określenie stanu referencyjnego dla przynajmniej trzech pierwszych wyżej opisanych stanów (modeli) Oleksowicza. Wynika to z konieczności uwzględnienia odmiennego, naturalnego (potencjalnego) tempa ewolucji jezior o różnej morfometrii, lokalizacji na odmiennym podłożu geologicznym, czy poddanych bardzo różnorodnej wielowiekowej presji człowieka. Bezwzględne wartości elementów biolo-

gicznych ustalone na podstawie badań monitoringowych jezior, zgodnie z RDW, nie mogą być podstawą do sformułowania oceny dopóki nie zostaną odniesione do tzw. wartości referencyjnych, czyli wartości charakterystycznych dla ekosystemów niezmiennych lub zmienionych tylko w minimalnym stopniu. Ocena stanu ekologicznego wód zgodna z RDW powinna być dokonywana w obrębie poszczególnych typów. Zakłada się ponadto, że zaproponowana typologia abiotyczna jezior gwarantuje wydzielenie takich typów wód powierzchniowych, które mogą różnić się pod względem stopnia zaawansowania naturalnej sukcesji, a więc także pod względem m.in. opisywanego wyżej typu sezonowej sukcesji zbiorowisk fitoplanktonowych, epifitonowych czy makrofitów.

Ustalenie wartości referencyjnych chlorofilu *a* dla jezior Polski

W Polsce ustalanie wartości referencyjnych, charakterystycznych dla poszczególnych typów jezior naturalnych, rozpoczęto od chlorofilu *a* (Soszka i in. 2006, 2008). Zgodnie z zaleceniami „Wytycznych do ustalania warunków referencyjnych...” (Wytyczne REFCOND, 2003) i w oparciu o założenie, że polskie jeziora są jeszcze stosunkowo dobrze zachowane, przy ustalaniu warunków referencyjnych przyjęto „metodę przestrzenną”, którą uznaje się za najbardziej wiarygodną. W obrębie poszczególnych typów wskazano jeziora, które zostały uznane, na podstawie wcześniej przyjętych kryteriów presji antropogenicznej i zlewniowej, za potencjalnie referencyjne. Ostatecznie wytypowano jeziora na podstawie szczegółowej analizy sposobu zagospodarowania zlewni całkowitej, wykluczając te zbiorniki, które kiedykolwiek były obciążone z punktowych źródeł zanieczyszczeń oraz w zlewni których bezpośrednio zlokalizowana była zabudowa miejska, turystyczna lub liczna zabudowa wiejska (Soszka i in. 2006). Tego typu kryteria nie pozwoliły jednak na wyodrębnienie zbyt licznej grupy jezior o potencjalnym stanie referencyjnym. Spośród około 800 jezior, o których, w istniejącej w Instytucie Ochrony Środowiska bazie JEZIORA, zgromadzono dane z monitoringu, wyselekcjonowano zaledwie kilkadziesiąt zbiorników wodnych (Soszka i in. 2006, 2008). Do wyznaczenia wartości referencyjnych chlorofilu *a* zastosowano procedurę wieloetapową, która obejmowała m.in. etap wytypowania jezior w stanie referencyjnym, ustalenie klasyfikacji stanu ekologicznego na podstawie chlorofilu *a* dla 6 najpowszechniej reprezentowanych typów abiotycznych jezior w Polsce, analizę statystyczną istotności różnic rozkładu wartości uznanych za referencyjne. W opublikowanej w 2008 roku wstępnej próbie wyznaczenia wartości granicznych dla stanu referencyjnego użyte zostały dane z 26 jezior głębokich (o średniej głębokości zawierającej się w przedziale 3,9-38,7 m) i 14 płytkich o średniej głębokości od 1,2 do 6,0 m (Soszka i in. 2008).

Ustalone, przez zespół z Instytutu Ochrony Środowiska, wartości graniczne chlorofilu *a* charakterystyczne dla kolejnych klas stanu ekologicznego jezior zostały poddane

Tabela 3

Wartości graniczne chlorofilu *a* jako wskaźnika jakości wód w jeziorach Polski o powierzchni większej niż 50 ha według rozporządzenia ministra środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych (Dz.U. nr 162 poz. 1008) – uznane także w następnych aktach prawnych

Współczynnik Schindlera	Miksja	Jednostka	Wartość graniczna chlorofilu <i>a</i> – wskaźnika jakości wód dla klasy:				
			I	II	III	IV	V
<2	S	$\mu\text{g l}^{-1}$	<5	8	11	16	>16
>2	S		<7	13	21	33	>33
<2	NS		<10	19	30	42	>42
>2	NS		<10	23	40	68	>68

Objaśnienia: S – jeziora stratyfikowane; NS – jeziora polimiktyczne

ocenie w czasie paneuropejskiego ćwiczenia interkalibracyjnego. Po uwzględnieniu zaleceń sformowanych w trakcie tego ćwiczenia zostały usankcjonowane prawnie w nie-obowiązującym już rozporządzeniu ministra środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych (Dz.U. nr 162 poz. 1008). W załączniku nr 2 do tego rozporządzenia podano wartości graniczne wskaźników biologicznych jakości wód odnoszących się do jezior i innych naturalnych zbiorników wodnych (tab. 3).

Wybór innych elementów opisujących obfitość i skład taksonomiczny fitoplanktonu

Powszechnie uznawaną miarą ilościową określającą obfitość glonów planktonowych, poza opisywaną wyżej koncentracją chlorofilu *a*, jest **biomasa ogólna glonów planktonowych** wyrażona w jednostce objętości wody. Ten element był wykorzystywany w ocenie jakości wód jezior w metodach narodowych stosowanych przez inne kraje sąsiadujące z Polską, m.in. przez Niemcy i Litwę (Mischke i in. 2008, Hutorowicz i Paszta-leniec 2009). Uwzględnienie tego elementu postulowano z uwagi na fakt, że zależność pomiędzy koncentracją chlorofilu *a* i biomasą fitoplanktonu w jeziorach nie jest stała, lecz zmienia się w czasie. Wpływ na to zjawisko ma m.in. zmiana (sukcesja) gatunków dominujących w sezonie wegetacyjnym. W literaturze wskazywano nawet na możliwość pojawiania się wyraźnie innej, niż najczęściej notowana, zależności pomiędzy koncentracją chlorofilu *a* i biomasą glonów, gdy w fitoplanktonie dominowały dinofity (glony w większości o dużych komórkach) lub kolonijne zielenice z rzędu Volvocales (Felip i Catalan 2000). Przyczyną tego jest wyraźnie mniejsza zawartość chlorofilu *a* w przeliczeniu na jed-

nostkę objętości w dużych komórkach glonów niż w małych (Malone 1980). Dlatego uznano, że uwzględnienie, obok chlorofilu *a*, także biomasy glonów pozwoli w wielu przypadkach wypośrodkować ocenę, eliminując w ten sposób błąd wynikający z przeszacowania lub niedoszacowania jednego z tych elementów biologicznych.

Metoda oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie fitoplanktonu zgodnie z zaleceniami RDW powinna obejmować również elementy jakościowe, a szczególnie obecność taksonów wskaźnikowych. Wśród glonów planktonowych tylko stosunkowo niewielka liczba gatunków charakteryzuje się wąskim spektrum występowania (Kawecka i Eloranta 1994). Według Burchardt (1994) prawidłową ocenę stanu jezior mezo- i eutroficznych mogą zapewnić wyłącznie duże zbiory bioindykatorów, a więc opracowane, ujednoliconą metodą, zestawienia biondykacyjnej wartości wielu gatunków na podstawie badań wielu zbiorników. Ze względu na brak stosownie licznych i wiarygodnych danych o składzie taksonomicznym glonów planktonowych w jeziorach Polski postulat budowania metryksów oceniających stan ekologiczny opartych o skład taksonomiczny, a szczególnie obecność gatunków wskaźnikowych, postanowiono podjąć w późniejszym terminie (Hutorowicz i Pasztaleniec 2009). Podjęto jednak próbę opracowania wskaźnika (metryksu) – **biomasa sinic**, który w jakiś sposób będzie charakteryzował skład taksonomiczny fitoplanktonu. Wybór tej grupy glonów uzależniono od jej szczególnego znaczenia w ekosystemach wodnych. Masowo rozwijające się w wielu polskich jeziorach sinice prowadzą do powstawania tzw. zakwitów wody oraz przyczyniają się do pogarszania jakości wody poprzez produkcję toksyn sinicowych, oddziałujących silnie na inne organizmy wodne.

Polski multimetryks fitoplanktonowy

Polski multimetryks fitoplanktonowy (Phytoplankton Metric for Polish Lakes – PMPL) uwzględnił ocenę stanu ekologicznego na podstawie koncentracji chlorofilu *a*, biomasy ogólnej fitoplanktonu i biomasy sinic (Hutorowicz i Pasztaleniec 2009). Metoda ta uwzględniła też abiotyczny podział jezior Polski (Kolada i in. 2005). Obejmuje trzy składowe wskaźniki (metryksy):

- wyliczony na podstawie średniej koncentracji chlorofilu *a* w wodzie powierzchniowej (warstwa epilimnionu) w sezonie wegetacyjnym metryks „chlorofil *a*” (MCh)
- wyliczony na podstawie średniej w sezonie wegetacyjnym biomasy w wodzie powierzchniowej (warstwa epilimnionu) metryks „biomasa ogólna” (MBm)
- wyliczony na podstawie biomasy sinic i ich udziału procentowego w biomacie ogólnej fitoplanktonu w lecie metryks „biomasa sinic” (MSn).

Metryks „chlorofilowy” oparty jest na wcześniej podanych wartościach granicznych chlorofilu *a*. Do konstrukcji dwóch pozostałych metryksów posłużono się danymi o bio-

masie fitoplanktonu w polskich jeziorach o powierzchni ponad 50 ha, które zostały zebrane w ramach monitoringu państwowego w latach 2006-2008 i udostępnione przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (Hutorowicz i Pasztaleniec 2009). Metriksy oparte na biomacie i biomacie sinic tworzą transformowane (na podstawie dotąd niepublikowanych równań matematycznych) do przedziału od 0 do 5 wartości średnie biomasy i koncentracji chlorofilu (Hutorowicz i in. 2011). Przyjęto zasadę, że przynajmniej do czasu wypracowania innych metod, integrację wskazań metriksów cząstkowych prowadzi się zgodnie z zasadą wyliczania wartości średniej arytmetycznej z wartości rzeczywistych metriksów cząstkowych, według wzoru:

$$PMPL = \frac{\text{Metriks "Chlorofil"} + \text{Metriks "Biomasa"} + \text{Metriks "Sinice"}}{3}$$

Inne metody np. wyliczanie wartości PMPL jako średniej arytmetycznej z wartości środkowych przedziału odpowiedniej klasy jakości wody nie były zalecane.

Konstrukcja metriksów składowych i multimetriksu PMPL zakłada, że zakresy ich wartości pomiędzy kolejnymi liczbami całkowitymi odpowiadają kolejnym stanom ekologicznym (tab. 4).

Tabela 4

Zakresy wartości multimetriksu PMPL i metriksów składowych dla poszczególnych klas stanu ekologicznego jezior Polski (Hutorowicz i in. 2011, zmienione).
Oznaczenia barwne zgodne z rozporządzeniem ministra środowiska z 2011 r.

Multimetriks PMPL, metriks "chlorofil a", metriks "biomasa ogólna", metriks "biomasa sinic"	Stan ekologiczny
0-1	Bardzo dobry
1-2	Dobry
2-3	Umiarkowany
3-4	Słaby
4-5	Zły

Problemy integracji oceny stanu ekologicznego na podstawie różnych metod

Podstawowym problemem ustalenia ostatecznej oceny stanu ekologicznego jest właściwa integracja ocen cząstkowych. RDW zaleca stosowanie zasady „one out all out” (OOAO), czyli o ostatecznej ocenie decyduje ocena najgorsza. Tymczasem rozbieżność ocen dokonanych na podstawie różnych metod może być, i zazwyczaj jest, bardzo rozbieżna. Obrazuje to zestawienie ocen dokonanych na podstawie różnych metod uzyskanych w ramach projektu „Rozwój i walidacja metod oceny zintegrowanej

oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu” (DeWELopment), realizowanego dzięki dofinansowaniu z Polsko-Norweskiego Funduszu Badań Naukowych na jeziorach zlewni rzeki Wel przez międzynarodowe konsorcjum naukowe (Soszka 2011). Badania prowadzone w 2009 roku obejmowały tylko 10 jezior. Pozwoliły one jednak zebrać dane o fitoplanktonie, fitobentosie, makrofitach, makrobezkręgowcach i ichtiofaunie, które umożliwiły przeprowadzenie równoległe oceny stanu ekologicznego wszystkich jezior.

Porównanie wyników oceny jezior welskich oraz jeziora Dejguny (dane według Napiórkowskiej i Hutorowicza, w druku), dokonanej za pomocą trzech metryksów składowych PMPL wyraźnie wskazuje, że rozbieżność ocen pojawia się już nawet w obrębie jednego systemu oceny. Wskazania metryksów składowych mniejszą zgodność wykazywały podczas szacowania stanu ekologicznego jezior stratyfikowanych (tab. 5). Największą różnicę (1,5) pomiędzy wartością metryksu „biomasa sinic” wskazującego na stan bardzo dobry i metryksu „biomasa”, wskazującego na stan dobry odnotowano w Jeziorze Kiepińskim. Pomimo że bezwzględna różnica pomiędzy największą i najmniejszą wartością metryksów cząstkowych oceniających stan ekologiczny jeziora Dejguny była mniejsza (1,2), to samo określenie klasy stanu było najbardziej zróżnicowane – od stanu bardzo dobrego – metryks „biomasa sinic” do stanu umiarkowanego – metryks „biomasa”. Znaczne różnice (około 1) wykazywały też wskazania metryksów cząstkowych przy ocenie Dąbrowy Wielkiej i Jeziora Lidzbarskiego. We wszystkich tych przypadkach było to spowodowane wyraźnie najmniejszą wartością metryksu „biomasa sinic”. W grupie jezior niestratyfikowanych różnice pomiędzy wartościami poszczególnych metryksów były nieco mniejsze (<1). Jednak w odróżnieniu do omawianej już grupy jezior stratyfikowanych, w tej grupie zbiorników metryks „biomasa sinic” w trzech przypadkach uzyskał wartości największe, a w pozostałych dwóch mieścił się w zakresie zmienności wyznaczanym przez dwa pozostałe metryksy.

Porównanie oceny końcowej na podstawie multimetryksu PMPL oraz dokonanej na zasadzie OOA na podstawie wskazań metryksów cząstkowych obrazuje różnicę obu tych metod. Zasada OOA powoduje przeważnie zaliczenie danej części wód do gorszej klasy stanu (tab. 5).

Analogicznie, zestawienie oceny stanu ekologicznego jezior welskich dokonanej na podstawie fitoplanktonu (PMPL) oraz fitobentosu (dane według Picińskiej-Faltynowicz 2011), makrofitów (Kolada i in. 2011), makrobezkręgowców (Gołub i in. 2011) i ryb (Białokoz i Chybowski 2011) wyraźnie obrazuje, że rozpiętość ocen może być duża, a jednocześnie, że integracja ocen zgodna ze wskazaniami RDW prowadzić może do zaniżania oceny (tab. 6). Zdecydowanie lepszy stan ekologiczny określały metody oparte na fitobentosie. Średnia różnica między parami ocen opartych na fitoplanktonie i fitoben-

Tabela 5

Średnia koncentracja chlorofilu *a* (Chl *a*), średnia biomasa glonów (Bm), średnia biomasa sinic latem (BS) oraz wartości metryksów składowych (metryks chlorofil *a* – MCh; metryks biomasa ogólna – Bm; metryks biomasa sinic – MSn), PMPL i przykładowa ocena według zasady OOAo w 10 jeziorach zlewni rzeki Wel w 2009 roku wg Hutorowicza i in. (2011, zmienione) oraz w jeziorze Dejguny w 2006 roku (Napiórkowska-Krzebietke i Hutorowicz (w druku)). Kolejność jezior według rosnących wartości multimetryksu uporządkowana niezależnie w grupach jezior stratyfikowanych i niestratyfikowanych. Oznaczenia barwne zgodne z rozporządzeniem ministra środowiska z 2011 r.

	Jezioro	Chl a	Bm	BS	MCh	MBm	MSn	PMPL	OOAO
		$\mu\text{g l}^{-1}$	mg l^{-1}						
Stratyfikowane	Kiełpińskie	6,8	2,3	0,6	0,93	1,67	0,18	0,93	Dobry
	Dejguny	9,2	3,2	1,4	1,21	2,02	0,79	1,34	Umiarkowany
	Dąbrowa Wielka	12,5	6,4	2,1	3,33	3,27	2,32	2,97	Słaby
	Lidzbarskie	27,9	15,5	5,0	3,60	3,65	2,62	3,29	Słaby
	Dąbrowa Mała	19,2	9,9	6,6	2,78	3,18	3,17	3,04	Słaby
	Rumian	25,5	12,9	9,9	3,56	3,47	3,60	3,54	Słaby
Niestratyfikowane	Hartowieckie	26,7	12,8	9,3	2,27	2,88	2,94	2,70	Umiarkowany
	Zarybinek	35,5	14,6	12,7	2,77	3,01	3,33	3,04	Słaby
	Grądy	56,7	21,2	14,1	3,67	3,38	3,41	3,49	Słaby
	Tarczyńskie	55,3	23,9	17,6	3,62	4,49	3,67	3,59	Zły
	Zwiniarz	68,9	27,5	37,6	4,05	3,63	4,60	4,09	Zły

Tabela 6

Ocena stanu ekologicznego dokonana na podstawie różnych elementów biologicznych (wartości metryksów podano w przeliczeniu na tzw. Wskaźnik Jakości Ekologicznej EQR zawierający się w przedziale 0-1): fitoplanktonu (PMPL; dane wg Hutorowicza i in. 2011), fitobentosu (FB; dane wg Picińskiej-Faltnowicz 2011), makrofytów (MF; dane wg Kolady i in. 2011), makrobezkręgowców (MB; dane wg Gotub i in. 2011), ryb (LFI-N1; dane wg Białokoza i Chybowskiego 2011) oraz przykładowa ocena końcowa według zasady OOAo. Oznaczenia barwne zgodne z rozporządzeniem ministra środowiska z 2011 r.

	Jezioro	PMPL	FB	MF	MB	LFI-N1	OOAO
Stratyfikowane	Dąbrowa Wielka	0,41	0,70	0,71	0,53	0,85	Dobry
	Dąbrowa Mała	0,39	0,82	0,52	0,43	0,93	Słaby
	Kiełpińskie	0,81	0,69	0,43	0,58	0,81	Umiarkowany
	Lidzbarskie	0,34	0,67	0,35	0,24	0,35	Słaby
	Rumian	0,29	0,70	0,42	0,38	0,63	Słaby
	Tarczyńskie	0,28	0,56	0,37	0,09	0,06	Zły
Niestratyfikowane	Grądy	0,30	0,79	0,36	0,06	0,35	Zły
	Hartowieckie	0,46	0,78	0,48	0,31	0,30	Słaby
	Zarybinek	0,39	0,59	0,38	0,36	0,30	Słaby
	Zwiniarz	0,18	0,85	0,28	0,28	0,43	Zły

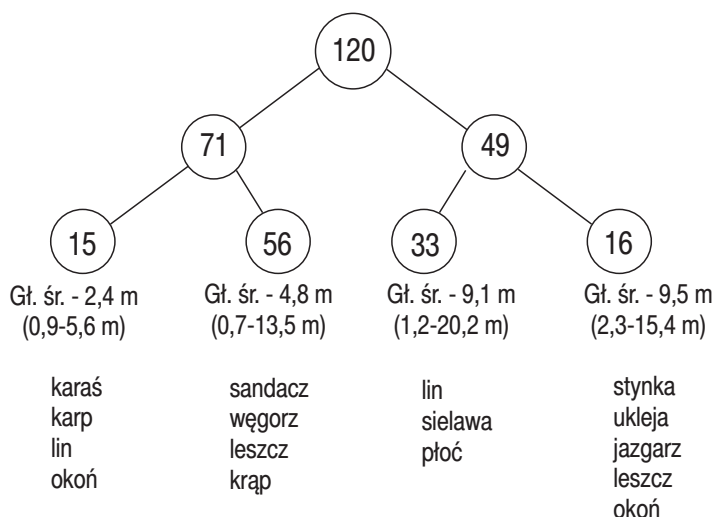
tosie wynosiła 1,5 klasy stanu, przy czym ocena jeziora Zwiniarz była wyższa aż o 4 klasy stanu. Ocena czterech jezior różniła się o 2 klasy stanu, a w kolejnych czterech o jedną klasę. Tylko w przypadku Jeziora Kiełpińskiego ocena na podstawie fitoplanktonu była łagodniejsza o jedną klasę stanu niż ocena na podstawie fitobentosu. Podobnie rozbieżne oceny uzyskano za pomocą ichtiofauny. Metoda ta łagodniej niż PMPL oceniła stan ekologiczny aż w siedmiu jeziorach, przy czym w czterech przypadkach ta ocena była wyższa aż o 2-3 klasy stanu. Załedwie w dwóch przypadkach oceny były identyczne. Jednie ocena Jeziora Tarczyńskiego na podstawie fitoplanktonu była wyższa o jedną klasę stanu. Różnice w ocenie stanu ekologicznego pomiędzy metodą fitoplanktonową a metodą opartą na makrofitach były nieco mniejsze, chociaż podobnie jak dla metody opartej na fitobentosie, ocena stanu ekologicznego aż ośmiu jezior była lepsza o jedną (6 jezior) lub dwie klasy (2 jeziora). Tylko ocena stanu ekologicznego Jeziora Hartowieckiego była identyczna. Metoda oparta na makrofitach określała gorszy o dwie klasy stan ekologiczny w Jeziorze Kiełpińskim. Jedynie różnice w ocenie stanu ekologicznego pomiędzy metodą fitoplanktonową a metodą opartą na makrobezkręgowcach były mało znaczące. Obie porównywane metody pozwoliły identycznie ocenić stan ekologiczny pięciu jezior. Gorszy o jedną klasę stan ekologiczny metoda oparta na makrobezkręgowcach określała w trzech jeziorach, a gorszy o dwie klasy, podobnie jak metoda oparta na makrofitach, w Jeziorze Kiełpińskim. Lepszy, o jedną klasę, stan ekologiczny określiła w jeziorze Zwiniarz. Ostatecznie, zgodnie z zasadą OAO aż trzy jeziora zaliczono by do stanu złego, pięć do stanu słabego, a tylko po jednym do stanu umiarkowanego i dobrego.

W celu prezentacji złożoności problemu związanego z oceną stanu ekologicznego jezior na podstawie elementów biologicznych przeprowadzono analizę struktury populacji łownej ryb w 120 jeziorach ramienicowych na podstawie danych zgromadzonych w latach 1949-1970. Za jeziora ramienicowe uznano te zbiorniki, w których w okresie odłowów stwierdzono obecność przedstawicieli ramienic (glonów plechowych z rzędu Charales), najczęściej nawet bez określenia rodzaju. W większości tych zbiorników ramienice były dominantami lub przynajmniej współdominantami wśród roślinności zanurzonej. Ramienice powszechnie uznawane są za gatunki wskaźnikowe świadczące o dobrej jakości wody. W polskiej metodzie oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie makrofitów przyjęto nawet, że ich obecność jest niezbędnym warunkiem do określenia bardzo dobrego stanu ekologicznego. Łąki ramienicowe muszą nawet zajmować więcej niż 25% powierzchni fitolitoralu (Kolada i Ciecierska 2009, Ciecierska i in. 2013).

Analizie poddano udział procentowy poszczególnych gatunków i sortymentów ryb (20 cech) w 120 jeziorach z obecnością ramienic w Polsce. Udokumentowane połowy ryb w poszczególnych jeziorach obejmowały od 2 do 12 lat, średnio około 6 lat. W 99

jeziorach ramienice dominowały lub współdominowały wśród innych gatunków hydrofitów zanurzonych. W pozostałych 21 jeziorach jedynie odnotowano obecność ramienic. Jeziora ramienicowe znacznie różniły się między sobą powierzchnią (od 9,2 do 2118,3 ha) i głębokością (głębokość maksymalna zawierała się w granicach od 1,6 do 73,0 m, głębokość średnia od 0,7 do 20,2 m). Różniły się też znacznie pod względem zaawansowania procesu eutrofizacji. Widzialność krążka Secchiego w miesiącach letnich (najczęściej w sierpniu) w tych zbiornikach zawierała się w niezwykle szerokich i raczej mało oczekiwanych granicach 0,2-9,5 m (według danych pochodzących z lat 1953-1969). Porównanie tych wartości z granicznymi przyjętymi w indeksie troficznym Carlsona (Carlson i Simpson 1996) sugerowało, że wśród badanych jezior były zbiorniki o bardzo dużym zróżnicowaniu pod względem stopnia eutrofizacji od oligo- do hipertroficzných.

Analiza klasyfikacyjna danych wykonania programem TWINSpan (Hill 1979) pozwoliła wskazać gatunki i sortymenty preferujące pewne jeziora. Wydzielono 4 grupy zbiorników o charakterystycznej dla nich strukturze populacji łownej ryb. Wynik tej analizy może być prezentowany w postaci dendrogramów (dichotomicznych drzew) przedstawiających podział jezior na grupy o podobnej strukturze ichtiofauny (populacji łownej) oraz klasyfikację typów populacji łownej ryb w badanych jeziorach o podobnej strukturze (rys. 2). Pierwszy podział danych wydzielił dwie grupy jezior, o średniej głębokości wynoszącej 4,3 m (znalazło się w niej 71 jezior o średniej głębokości od 0,9 do 13,5 m) oraz 49 zbiorników o większej głębokości średniej – 9,5 m (od 1,2 do 20,2 m). Pierwszą grupę jezior preferowały sandacz, karaś (duży i średni), leszcz (mały), krąp i szczupak. Zbiorniki głębsze pre-



Rys. 2. Diagram uporządkowania 120 jezior ramienicowych na podstawie 20 gatunków i sortymentów ryb z odłowów komercyjnych w latach 1951-1968 (dane IRS) za pomocą programu TWINSpan. Objasnienia: Gł. śr. – głębokość średnia.

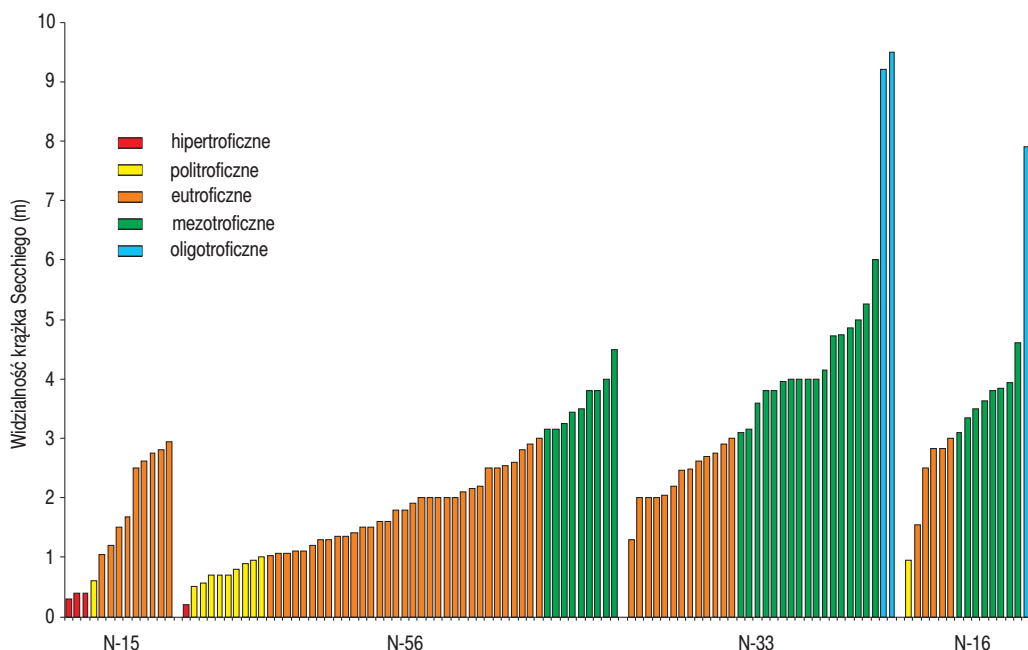
ferowały natomiast: sielawa, sieja, stynka, ukleja i płoć (o znacznym udziale w biomasie złowionych ryb). W kolejnym podziale z grupy 71 jezior powstały dwie o liczebności 15 i 56 jezior (N-15 i N-56). W tej pierwszej znalazła się większość jezior płytkich o średniej głębokości mniejszej niż 6 m (średnio 2,4 m), w drugiej jeziora nieco głębsze o średniej głębokości mniejszej niż 10 m (w jednym przypadku było to 13,5 m – średnio 4,8 m). Wśród taksonów preferujących pierwszą grupę jezior (15 jezior) sklasyfikowane zostały karaś, karp, lin i okoń. Do gatunków preferujących drugą (56) algorytm wskazał sandacza, węgorza, leszcza i krapia.

W drugiej gałęzi drzewa powstały grupy jezior o liczebności 33 i 16 (N-33 i N-16). W pierwszej z nich średnia głębokość wahała się od 1,2 do 20,2 m – średnio 9,1 m, natomiast w drugiej od 2,3 do 25 m – średnio 10,3 m. W tej ostatniej znalazło się najwięcej jezior dużych o powierzchni większej niż 300 ha (do ponad 2000 ha). Gatunkami preferującymi grupę 33 jezior były lin, sielawa i płoć, natomiast grupę 16 jezior preferowały stynka, ukleja, jazgarz, leszcz i okoń.

Interesujące jest, że jeziora, w których stwierdzono jedynie obecność ramienic (nie występowały w dużej ilości) zostały przydzielone do 3 grup. Najliczniej były reprezentowane w grupie 56 jezior płytszych – aż 15. Ani jedno takie jezioro nie zostało zaliczone do grupy najpłytszych 15 jezior (N-15).

Porównanie widzialności krążka Secchiego latem w tych czterech grupach jezior pozwala stwierdzić, że w każdej z nich znajdowały się zbiorniki o znacznym stopniu zaawansowania procesu eutrofizacji (rys. 3). Według kryteriów oceny trofii jezior na podstawie widzialności krążka Secchiego (Vollenveider 1968, Nunberg 1996, cyt. za Sidoruk i Potasznik 2011) aż około 54% ze 112 badanych jezior można było zaliczyć do grupy jezior eutroficznych, a 10% – do jezior politroficznych. Zaledwie 30% jezior mogło mieć status wód mezotroficznych, a niecałe 3% – jezior oligotroficznych. Więcej, bo 4% jezior powinno być zaliczone do grupy hipertroficznych (rys. 3).

O rozbieżności „klasycznych” typologii jezior i oceny stanu ekologicznego według wytycznych RDW świadczy też klasyfikacja wybranych jezior ramienicowych Polski na podstawie widzialności krążka Secchiego, traktowanego w ocenie jako tzw. wspierającego elementu fizycznego, wykonana według wskazań zawartych w rozporządzeniu ministra środowiska z 2011 roku. Analizę tę przeprowadzono na podstawie wartości przezroczystości wody mierzonej latem (od jednego pomiaru do kilku w jednym jeziorze) w okresie od 1953 do 1969 roku w 70 jeziorach ramienicowych o powierzchni >50 ha. Analizę przeprowadzono z zachowaniem przewidzianego w abiotycznej typologii jezior podziału jezior na typy (tab. 7). W grupie jezior stratyfikowanych o znacznej zawartości wapnia w wodzie i największej głębokości średniej równej 10,3 m i wartości współczynnika Schindlera mniejszej niż 2, czyli o raczej niewielkim wpływie zlewni na zasobność wód



Rys. 3. Widzialność krążka Secchiego w latach 1949-1970 w grupach jezior ramienicowych (wyjaśnienia oznaczeń grup w tekście) wydzielonych na podstawie składu ichtiofauny za pomocą programu TWINSpan (dane IRS).

Tabela 7

Klasyfikacja 70 jezior ramienicowych Polski (jeziora z co najmniej współdominacją ramienic) na podstawie przezroczystości wody w okresie lata (element wspierający) według danych IRS z lat 1953-1969

Typ jeziora		Przezroczystość [m]	N	Ocena	
				Stan dobry	Stan gorszy od dobrego
Stratyfikowane	WS <2	2,5	21	86% (2,50-9,50)	14% (1,30-2,48)
	WS >2	1,7	29	83% (0,70-1,55)	17% (1,80-4,85)
Niestratyfikowane	WS <2	1,5	19	63% (1,00-2,75)	37% (0,40-0,95)
	WS >2	1,0	1	(1,3)	

jeziora w związku biogenne stwierdzono, że 14% jezior mogło być sklasyfikowane poniżej stanu dobrego. Latem głębokość na jakiej był widoczny krążek Secchiego (SD) była mniejsza niż to przewiduje rozporządzenie ministra środowiska w sprawie klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych. W 17% analizowanych jezior stratyfikowanych, lecz w większości nieco płytszych niż w poprzedniej grupie (średnia głębokość wynosiła

8,0 m) oraz współczynnika Schindlera >2 widzialność SD była latem mniejsza niż 1,7 m. W ostatniej analizowanej grupie jezior niestratyfikowanych latem, płytkich o uśrednionej głębokości średniej wynoszącej 2,7 m, widzialność krążka Secchiego zawierała się od zaledwie 40 cm do 2,75 m. Aż 37% jezior na tej podstawie nie mogłoby być sklasyfikowane w stanie co najmniej dobrym! Ten nieoczekiwany rozkład żywności w grupie jezior ramieniowych jest pozornie zaskakujący, jednak nie może być na tym etapie przesłanką do falsyfikacji jakiegokolwiek metody oceny stanu ekologicznego.

Podsumowując należy stwierdzić, że opracowanie właściwej i zgodnej z wymogami metody oceny stanu ekologicznego wymaga uwzględnienia nie tylko zaleceń wyrażonych w RDW, ale także specyfiki polskich jezior, w tym z pewnością poprawnego określenia stanu referencyjnego, do którego powinien być odnoszony stan aktualny. Wymaga to również przyjęcia właściwych wartości granicznych dla klas stanu, uwzględnienia w procedurze faktu obarczenia klasyfikacji różnego rodzaju błędami oraz opracowania dobrych zasad integracji ocen uzyskanych różnymi metodami.

Literatura

- Białokoz W., Chybowski Ł. 2011 – Ichtiofauna – W: H. Soszka (Red.) Ocena stanu ekologicznego wód zlewni rzeki Wel. Wytyczne do zintegrowanej oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu – Wyd. IRS, Olsztyn: 217-234.
- Burchardt L. 1994 – Bioindykacja w ocenie ekosystemu jeziornego. Teoria i praktyka badań ekologicznych – Idee Ekologiczne. Tom 4, Ser. Szkice nr 3: 71-76.
- Carlson R.E., Simpson J. 1996 – A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society. s. 96.
- Ciecierska H., Kolada A., Ruszczyńska J. 2013 – Ocena stanu ekologicznego jezior z wykorzystaniem makrofitów – wytyczne – W: (Red.) Ciecierska H., Dynowska M. Biologiczne metody oceny stanu środowiska, II cz. Ekosystemy wodne (maszynopis).
- Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej – Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich L 327/1 z 22.12.2000 r.
- Felip M., Catalan J. 2000 – The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima – J. Plankton Res. 22(1): 91-105.
- Gołub M., Prus P., Koszałka J. 2011 – Makrozoobentos – W: H. Soszka (Red.) Ocena stanu ekologicznego wód zlewni rzeki Wel. Wytyczne do zintegrowanej oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu – Wyd. IRS, Olsztyn: 203-215.
- Hutorowicz A., Pasztaleniec A. 2009 – Opracowanie metodyki oceny stanu ekologicznego jezior w oparciu o fitoplankton – Warszawa-Olsztyn (maszynopis).
- Hutorowicz A., Napiórkowska-Krzebietke A., Pasztaleniec A., Hutorowicz J., Lyche Solheim A., Skjelbred B. 2011 – Fitoplankton – W: H. Soszka (Red.) Ocena stanu ekologicznego wód zlewni rzeki Wel. Wytyczne do zintegrowanej oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu – Wyd. IRS, Olsztyn: 143-168.

- Kawecka B., Eloranta P. 1994 – Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych – Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa.
- Kolada A., Ciecierska H. 2009 – Wytyczne do prowadzenia badań terenowych oraz do sposobu zestawiania i przetwarzania danych o makrofitych w jeziorach – IOŚ-UWM (maszynopis).
- Kolada A., Ciecierska H., Ruszczyńska J., Mjelde M., Dziedzic J., Dynowski P., Jasnorzeski A. 2011 – Makrofity – W: H. Soszka (Red.) Ocena stanu ekologicznego wód zlewni rzeki Wel. Wytyczne do zintegrowanej oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu – Wyd. IRS, Olsztyn: 169-185.
- Kolada A., Soszka H., Cydzik D., Gołub M. 2005 – Abiotic typology of Polish lakes – *Limnologica* 35: 145-150.
- Kondracki J. 1998 – Geografia regionalna Polski – Warszawa.
- Malone T.C. 1980 – Algal size – In Morris (ed.), *The Physiological Ecology of Phytoplankton* – Blackwell Scientific Publications, Oxford: 433-463.
- Mischke U., Riedmüller U., Hoehn E., Schönfelder I., Nixdorf B. 2008 – Description of the German system for phytoplankton-based assessment of lakes for implementation of the EU Water Framework Directive (WFD) – W: Mischke U., Nixdorf B. (Red.) *Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie*, BTUC-AR 2/2008. Bad Saarow, Freiburg, Berlin. University of Cottbus, ISBN 978-3-94071-06-2, Aktuelle Reihe 2/2008: 117-146. *Phytoplankton in*. 2008
- Naumann E. 1929 – The scope and chief problems of regional limnology – *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 21: 423-444.
- Napiórkowska-Krzebietke A., Hutorowicz A. (w druku) – Phytoplankton in ecological status assessment of a vendace-type lake (Lake Dejuny, north-eastern Poland) – *Arch. Pol. Fish.*
- Oleksowicz A.S. 1988 – Dynamika zbiorowisk glonów w troficznie zróżnicowanych jeziorach Pojezierza Kaszubskiego – Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Rozprawy, ss. 84.
- Picińska-Fałtynowicz J. 2011 – Fitobentos – W: H. Soszka (Red.) Ocena stanu ekologicznego wód zlewni rzeki Wel. Wytyczne do zintegrowanej oceny stanu ekologicznego rzek i jezior na potrzeby planów gospodarowania wodami w dorzeczu – Wyd. IRS, Olsztyn: 187-201.
- Sidoruk M., Potasznik A. 2011 – Stan trofii jeziora Symsar i możliwości jego poprawy – *Inżynieria Ekologiczna* 26: 221-229.
- Soszka H., Kolada A., Cydzik D., Gołub M. 2006 – Opracowanie metodyki oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie chlorofilu *a* – Praca wykonana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska na podstawie umowy nr 35/2006/B z dnia 30.XI.2006 r. (maszynopis).
- Soszka H., Kolada A., Gołub M., Cydzik D. 2008 – Establishing reference conditions for Polish lakes – preliminary results – *Oceanological and Hydrobiological Studies* 37 (3): 105-110.
- Thienemann A. 1928 – *Der Sauerstoff im eutrophen und oligotrophen See. Ein Beitrag zur Seetypenlehre* – *Die Binnengewässer* 4, Stuttgart.
- Wojciechowski I. 1987 – *Ekologiczne podstawy kształtowania środowiska*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, ss. 450.
- Wytyczne metodyczne do ustalania warunków referencyjnych i granic klas stanu ekologicznego dla śródlądowych wód powierzchniowych – REFCOND, 2003. Wspólna Strategia Wdrażania RDW, Grupa Robocza 2.3 (maszynopis)

Zmiany składu ichtiofauny i wybranych elementów środowiska w jeziorze Wobel po przydusze zimowej w sezonie 2009-2010

*Jacek Kozłowski¹, Janusz Terlecki², Anna Goździejewska², Krzysztof Kozłowski¹,
Lech Doroszczyk³, Bronisław Długoszewski³, Mariusz Teodorowicz⁴, Paweł
Poczyński¹, Joanna Szymanowicz¹, Małgorzata Woźniak¹*

¹Katedra Biologii i Hodowli Ryb, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

²Katedra Ekologii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

³Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

⁴Katedra Inżynierii i Ochrony Wód, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Wstęp

Eutrofizacja, naturalny proces użyźniania wód, w drugiej połowie XX w. uległa drastycznemu przyspieszeniu i stała się jedną z największych „plag cywilizacyjnych”, degradujących środowisko wodne.

Wzrost trofii zbiornika powoduje, między innymi, sukcesję gatunkową organizmów, w tym ryb. Gatunki wód czystych są zastępowane przez inne, ekspansywne gatunki. W Polsce najczęściej są to ryby karpiowate, których dominacja sprzyja zmianom środowiskowym i na zasadzie dodatniego sprzężenia zwrotnego może istotnie przyspieszać eutrofizację zbiorników. W naszej strefie klimatycznej gatunki wód czystych (np. łososiowate), zgodnie z regułą Colby'ego i in. (1972), ustępują rybom karpiowatym (np. płoć, leszcz, krąp, ukleja) (Hartmann 1977).

Z kolei zjawisko przyduszy jest naturalnym lub sztucznie wywołanym procesem całkowitego, lub niemal całkowitego, odtlenienia wody w zbiorniku, do wartości, które uniemożliwiają efektywne oddychanie ryb – skutkuje to ich masowymi śnięciami. Naturalna przydusza zimowa jest efektem wyczerpywania się zasobów tlenu w wodzie pod lodem w wyniku procesów gnilnych. Równocześnie w rezultacie odcięcia, przez pokrywę lodową, wód zbiornika od tlenu, zanika dyfuzja tlenu z atmosfery. Ponadto ustają proce-

sy fotosyntezy, także dostarczające znacznych ilości rozpuszczonego w wodzie tlenu - leżący na lodzie śnieg odcina dostęp niezbędnego światła słonecznego. Zjawisko przyduchy występuje zwłaszcza podczas długotrwałych, mroźnych i śnieżnych zim, zaś szczególnie narażone są na nie płytkie, żyzne i nieprzepływowe zbiorniki.

Przyducha może być również skutkiem błędów ludzkich, np. gdy do zbiornika nastąpi dopływ znacznych ilości ścieków organicznych, których procesy gnilne szybko wyczerpują zawarte w wodzie zasoby rozpuszczonego tlenu. Po masowych śnięciach ryb następuje odnawianie się ichtiofauny, jednakże jej skład jest często różny od tego poprzedzającego przyduchę.

Nowe pokolenia ichtiofauny po przydusze są albo potomstwem nielicznych osobników, które przetrwały niedobór tlenu (najczęściej odporne na deficyty tlenowe ryby karpowate, szczególnie karaś) albo też ryb, które dotarły (np. w jeziorach przepływowych) dopływającymi ciekami. Innym „źródłem” nowego pokolenia są oczywiście zarybienia.

Najprostsza jest sytuacja w zdegradowanych, dystroficznych jeziorach karasiowych, w których przyducha występuje corocznie (lub niemal corocznie) – w zbiornikach tych bytują tylko liczne populacje karasia (gatunku skrajnie odpornego na deficyty tlenowe), często składające się z osobników skąłowaciących. Zarybienia jakimkolwiek innym gatunkiem w tych jeziorach są niecelowe, ze względu na skrajnie niesprzyjające warunki środowiska.

Bardziej skomplikowana jest sytuacja w mniej zdegradowanych i rzadziej podlegających przydusze (raz na kilka lat, tylko w przypadku długich i śnieżnych zim) jeziorach linowo-szczupakowych. Tam zarybienia są niezbędne, szczególnie szczupakiem, gatunkiem, który może skutecznie ograniczać liczebność populacji drobnych ryb karpowatych, których obecność przyspiesza starzenie się zbiornika.

Inna jest sytuacja w zbiornikach takich jak jezioro Wobel, o powierzchni 23,7 ha i głębokości maksymalnej 22 m (położone w gminie Miłki, powiat Giżycko, województwo warmińsko-mazurskie), gdzie sielawa występowała sporadycznie w połowach, aż do wystąpienia przyduchy zimowej w sezonie 2009/2010.

W zbiornikach takich, o ile w ogóle występuje przyducha, to jednak nie częściej niż raz na kilkanaście lat. Natomiast sielawa jest gatunkiem skrajnie nieodpornym na deficyty tlenowe, więc w jej przypadku 100% populacji podczas przyduchy śnie, nie ma również żadnej możliwości, by tarlaki (czy też młode sielawy) dopłynęły do jeziora, wpadającymi doń ciekami (gatunek ten w Polsce nie występuje w wodach płynących), zatem warunkiem *sine qua non* odrodzenia się populacji są, w przypadku tego gatunku, zarybienia.

Skutkiem przyduchy zimowej są nie tylko masowe śnięcia ryb, ale też gwałtowny wzrost produktywności zbiornika (a zatem też wydajności rybackiej) w latach bezpośrednio po wystąpieniu tego zjawiska, szczególnie w pierwszym roku.

„Ponadnormalna” baza pokarmowa w postaci dużych ilości zooplanktonu po przyduście, może zostać „zagospodarowana” albo przez cenne gospodarczo i przyrodniczo gatunki, jakimi są sielawa i sieja, albo też może stać się bodźcem do „eksplozji” populacji ryb karpiowatych, których larwy i najmłodszy narybek (dysponujący bogatą bazą pokarmową i w dużej mierze pozbawiony naturalnych wrogów – szczupak i okoń są stosunkowo znacznie bardziej wrażliwe na deficyty tlenowe), mają w tym przypadku wyśmienite warunki rozwoju, zaś ich przeżywalność jest wówczas znacznie wyższa od przeciętnej. Gatunki te odznaczają się bardzo dużą płodnością, zaś ich nadmiar przyspiesza eutrofizację jeziora.

Można w takich jeziorach próbować zastosować nowy model zarybień i gospodarowania rybackiego, oparty na wykorzystaniu bazy pokarmowej dla ryb z rodzaju *Coregonus*, przy równoczesnym zaniechaniu innych planowanych zarybień z wyjątkiem szczupaka.

Wykonane badania miały na celu opracowanie pewnej procedury postępowania w przypadku „przyduchowych” małych jezior potencjalnie sielawowych”, takich jak Wobel, gdzie można utrzymywać stada głąbieli. Metoda ta polegałaby na zmianie struktury zarybień (przynajmniej w pierwszych trzech latach po przyduście), poprzez zastosowanie „uderzeniowej” dawki sielawy i siei oraz planowanej dawki szczupaka, przy powstrzymaniu się od wprowadzania innych gatunków.

Drugim celem badań było określenie wpływu takich zabiegów na wybrane warunki fizykochemiczne wody, zooplankton, strukturę ichtiofauny i analiza odżywiania się ryb w zakresie presji na faunę bezkręgową.

Materiał i metody

Teren badań

Jezioro Wobel położone jest w Krainie Wielkich Jezior Mazurskich, na Pojezierzu Mazurskim w miejscowości Miłki, której zabudowania położone są na wschodnim brzegu jeziora. Jego usytuowanie opisują następujące parametry: szerokość geograficzna 53°56,5', długość geograficzna 21°52,5' oraz położenie na wysokości 124,8 m n.p.m. Objętość całkowita jeziora wynosi 982,3 tys. m³. Leży ono w dorzeczu Wisły, z którą łączy się poprzez jezioro Niegocin oraz rzeki Pisy i Narwi. Zlewnia całkowita zajmuje powierzchnię 5,3 km².

Bezpośrednią zlewnię jeziora w większości stanowią grunty orne oraz zabudowania wiejskie. Obrzeża zbiornika są wzniesione, maksymalnie sięgają 140 m. n.p.m. Kształt zbiornika jest wydłużony w kierunku z południa na północ. Długość maksymalna wynosi 1300 m, zaś szerokość 275 m, zatem wydłużenie jest równe 4,7. Linia brzegowa o długości 2850 m jest słabo urozmaicona, współczynnik jej rozwoju wynosi 1,65. Na 1 ha powierzchni przypada 120-metrowy odcinek brzegu. Zbiornik ten jest w stosunkowo głęboki (maksymalna głębokość wynosi 22 m), ze średnią głębokością ok. 4,2 m. Ławica przybrzeżna jest krótka, spadki głębokości są dość znaczne. W południowej części zbiornika są one łagodniejsze i głębokość tam nie przekracza 5 metrów. Konfiguracja dna jest słabo urozmaicona, wskaźnik głębokości wynosi 0,28. Jezioro zasilane jest dwoma niewielkimi ciekami. W części północnej znajduje się odpływ do jeziora Wojnowo.

Zarybienia

Jezioro Wobel w 2010 roku zarybiono następującymi gatunkami, sortymentami i ilościami ryb:

- 14 kwietnia – wylęg sielawy w ilości 500000 szt.;
- 27 kwietnia – wylęg żerujący szczupaka w ilości 60000 szt.;
- 5 lipca – węgorz obsadowy (podchowany) w ilości 2 kg;
- 1 września – narybek jesienny suma w ilości 3500 szt.;
- 8 września – narybek jesienny siei w ilości 966 szt.

Materiał zarybieniowy rozprowadzano równomiernie wzdłuż linii brzegowej jeziora, zgodnie z zasadami zarybień.

Badania hydrochemiczne

Pobór prób fizykochemicznych wody, planktonu, ichtiofauny i pokarmu ryb prowadzono na dwóch wytypowanych stanowiskach: nad głębockiem (1) i w południowej, wypłyconej części jeziora (2), z częstotliwością co 6 tygodni od 27 kwietnia do 26 października 2010 roku.

Badania fizykochemiczne wód jeziora Wobel przeprowadzono na pojedynczym stanowisku badawczym zlokalizowanym nad maksymalnym zagłębieniem jeziora, w terminach: 27.04.2010, 09.06.2010, 22.07.2010, 08.09.2010 i 26.10.2010 roku. Analizy wykonywano z wód pobranych na głębokościach: 0, 2, 4, 6, 8, 10, 12 i 14 m, zagęszczając je dodatkowo w trzech ostatnich terminach w celu ustalenia zasięgu występowania warunków beztlenowych.

Badania hydrochemiczne objęły: temperaturę wody, tlen rozpuszczony, pH, i przewodnictwo oraz widzialność mierzoną krążkiem Secchiego. Metodyka badań fizyko-chemicznych była zgodna z Polskimi Normami.

Próbki wody do badań pobierano aparatem Patalasa, a następnie wodę poddawano analizie za pomocą wielofunkcyjnego urządzenia pomiarowego firmy Elmetron CX-742. Przy oznaczeniach fizykochemicznych posługiwano się metodyką zawartą w pracy Hermanowicza (1999) oraz stosowanych w Polskich Normach.

Zooplankton

Na obu wytypowanych stanowiskach każdorazowo wykonywane były pionowe zaciągi jakościowe siatkami planktonowymi o oczkach 30 i 60 μm . Próby do analizy ilościowej o objętości 20 litrów pobierano czerpaczem Patalasa co dwa metry w słupie wody, od powierzchni do dna (tj. stanowisko 1 – 0, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14 m, stanowisko 2 – 0, 2, 4 m głębokości). Następnie materiał biologiczny zagęszczano na siatce planktonowej o oczku 30 μm , utrwalano płynem Lugola i konserwowano roztworem 4% formaliny.

Analiza materiału zooplanktonowego polegała na określeniu składu jakościowego i ilościowego, a następnie obliczeniu biomasy zooplanktonu. Identyfikację zooplanktonu prowadzono do określenia możliwie najniższej jednostki taksonomicznej i stadium rozwojowego. Stadiów rozwojowych nauplius i kopepodit widłonogów nie oznaczano taksonomicznie. Liczebność organizmów planktonowych (liczba osobników/ dm^{-3}) określono za pomocą reguły Hansena.

W celu określenia indywidualnej biomasy poszczególnych osobników zooplanktonowych posłużono się standardami wagowymi dla wrotków. Natomiast w przypadku skorupiaków poszczególne organizmy były mierzone pod mikroskopem za pomocą okularu pomiarowego z dokładnością do 0,01 mm, przy zastosowaniu światła przechodzącego. Na podstawie wyników pomiarów obliczono objętość organizmów przyrównując ich kształt do podstawowych brył geometrycznych.

Ichtiofauna

Do oszacowania składu gatunkowego i liczebności ichtiofauny, zastosowano dwa połowowe zestawy nordyckie o wysokości 1,5 m i 6,0 m. Jeden zestaw składa się z 12 dwupółmetrowej długości paneli o wielkości boku oczka od 5,5 mm do 55 mm według normy europejskiej (EN 14757:2005). Ekspozycja sieci wynosiła 2,5 godziny w porze dziennej. Odłowy prowadzono na dwóch wytypowanych stanowiskach z częstotliwością co 6 tygodni od 27 kwietnia do 26 października 2010 roku.

Dodatkowo w nocy z 22 na 23 lipca przeprowadzono odłowy pelagicznym włokiem ciągnionym i z 25 na 26 października przeprowadzono odłowy zestawem wontonów o wielkości boku oczka od 45 mm do 80 mm z czasem ekspozycji 24 godziny (dzień, noc). Złowione ryby były określane do gatunku, liczone i mierzone.

Monitoring akustyczny

Badania hydroakustyczne zostały wykonane echosondą SIMRAD EY-500 produkcji norweskiej (SIMRAD 1998) z rozszczepionym promieniem o częstotliwości fali akustycznej 120 kHz. Jest to echosonda cyfrowa, którą steruje się komputerem przenośnym (notebook) połączonym z nią poprzez port równoległy LPT za pomocą zainstalowanego programu EY500. Badania przeprowadzono, kierując się szczegółową metodyką zbierania i obróbki danych hydroakustycznych, opracowaną przez Johannessona i Mitsona (1983) oraz Simmondsa i innych (1992).

W trakcie badań stosowano impulsy o długości 0,3 ms, wysyłane z maksymalną częstotliwością „as fast as possible”, na jaką pozwalała głębokość akwenu. Przetwornik o kącie rozwarcia $4 \times 10^\circ$ (dla -3 dB) zamocowany był na „latawcu” i umieszczony 0,5 m pod powierzchnią wody. Wartości progowe dla siły celu ryb TS i siły objętościowego rozpraszania wstecznego S_v (MacLennan i in. 2002) wynosiły odpowiednio -56 dB i -70 dB. Przed rozpoczęciem badań echosonda wraz z przetwornikiem była kalibrowana przy użyciu miedzianej kulki kalibracyjnej o średnicy 23 mm, siły celu TS = $-40,4$ dB i programu LOBE, uruchomionego na drugim notebooku. Oba notebooki były wtedy połączone kablem poprzez porty szeregowy RS232. Po dokonaniu kalibracji odpowiednie parametry, uzyskane w jej trakcie, zostały przesłane z programu LOBE do programu EY500 (SIMRAD 1998).

Echogramy, powstające podczas pływania po transektach (rys. 1), były zapisywane w postaci plików na twardym dysku. W plikach, oprócz danych z pomiarów akustycznych, zapisana została pozycja geograficzna łodzi z odbiornika sygnału GPS. Pozwoliło to na dokładne określenie pozycji geograficznej zarejestrowanych pojedynczych ech od ryb oraz odtworzenie tras pływania. W trakcie badań do echosondy był przyłączony przetwornik o kącie wiązki $10^\circ \times 4^\circ$ (dla -3 dB).

W dniu 21 lipca prowadzono badania na transektach w układzie zyg-zak (fot. 1). Łódź poruszała się z prędkością 8 km/h. W trakcie przejazdów po zadanych trasach pływania wykorzystano do rejestracji danych nawigacyjnych, przesyłanych z wyjścia odbiornika GPS, pogram Fugawi firmy Northport System, Kanada, zainstalowany na drugim notebooku. Program ten rejestrował w czasie rzeczywistym, w pliku na twardym dysku, pozycję geograficzną, przebytą drogę oraz prędkość poruszania się łodzi. Droga przebyta przez łódź była pokazywana na tle mapy zorientowanej we współrzędnych geograficznych w układzie WGS-84.

Analizę zebranych danych hydroakustycznych prowadzono za pomocą programu EP-500 firmy SIMRAD, Norwegia (SIMRAD 1996). Umożliwia on podział kolumny wody na warstwy głębokości o miąższości rzędu kilkudziesięciu cm oraz do 10 segmentów



Fot. 1. Trasy przeszukiwań hydroakustycznych na jeziorze Wobel w dniu 21.07.2010 r.

w skali horyzontalnej. Analizę zagęszczeń ryb w jeziorze Wobel prowadzono w skali horyzontalnej dla segmentów o długości ok. 100 m. Analizę dla wiązki pionowej przeprowadzono w tym programie z wykorzystaniem opcji „Analyse – Surface Layers”.

Połowry kontrolne włokiem

Połowry kontrolne ryb zostały przeprowadzone włokiem pelagicznym o następujących parametrach:

- rozwarcie pionowe ok. 3 m,
- rozwarcie poziome ok. 5 m,
- powierzchnia wlotu 15 m²,
- filtracja wody 1200 m³/min przy prędkości holowania 80 m/min,
- oczko w kutlu – 5 mm.

Włók był holowany przez łódź, z której wcześniej wykonano pomiary hydroakustyczne. Połowry w warstwie powierzchniowej (na głębokości około 1 m), przeprowadzono włokiem pelagicznym z dodatkowym uzbrojeniem. W tym celu na końcach skrzydeł włoka zamocowano dodatkowe pływaki na linkach o określonej długości. Powodowały one, że wlot włoka poruszał się na odpowiedniej głębokości pod powierzchnią wody.

Odżywianie się ryb

Od osobników poszczególnych gatunków ryb pobierano przewody pokarmowe, które następnie konserwowano w 40% roztworze formaldehydu. Następnie w laboratorium zawartość żołądków sielawy oraz przewodów pokarmowych płoci i słonecznicy rozcieńczano w 20 ml wody. Z tego roztworu pobierano próbę 1 ml na komorę planktonową i pod mikroskopem optycznym określano przynależność taksonomiczną oraz liczebność poszczególnych składników pokarmu. Otrzymane wartości mnożono przez zastosowane rozcieńczenie, uzyskując liczbę organizmów znajdujących się w danym przewodzie pokarmowym.

Wyniki dotyczące odżywiania się szczupaków opracowywano za pomocą metod i wzorów zebranych przez Hyslopa (1980).

Udział liczbowy składników pokarmu (UL) obliczono za pomocą wzoru:

$$UL(\%) = \frac{n_i \times 100}{N}$$

gdzie:

n_i – liczba egzemplarzy składnika pokarmu i ,

N – sumaryczna liczba egzemplarzy wszystkich składników pokarmu.

Częstość występowania (CzW) poszczególnych składników pokarmu obliczono wzorem:

$$CzW(\%) = \frac{lpp \times 100}{lrw}$$

gdzie:

lpp – liczba żołądków z daną kategorią ofiary,

lrw – liczba ryb z pełnymi żołądkami.

Wyniki

Warunki fizykochemiczne

Na początku cyklu badawczego, tj. 27.04.2010, temperatura wód warstwy powierzchniowej wynosiła ok. 10,3°C, a warstwy naddennej ok. 7,1°C. W kolejnych pomiarach w całej masie wody temperatura rosła, aż do osiągnięcia wartości maksymalnych, zmierzonych 22.07.2010 przy powierzchni, w szczytowym okresie stagnacji letniej. W tym czasie temperatura wód w warstwie powierzchniowej wynosiła 26,5°C, natomiast nad dnem około 8,9°C (tab. 1).

Termoklinę, czyli warstwę, w której następuje gwałtowny spadek temperatury stwierdzono w czerwcu, chociaż możliwe, że pojawiła się w maju i utrzymywała do września, na głębokości 3-6 m. Gradient termiczny był stosunkowo niski. Maksymalny zaobserwowano w sierpniu – wynosił wówczas 3,6°/m. Później masy wody zaczęły się stopniowo ochładzać – w październiku, niemal do samego dna, temperatury wynosiły ok. 7,0°C (tab. 1).

Zawartość tlenu w wodach jeziora charakteryzowała się dużą zmiennością. Największe jego ilości występowały w warstwach powierzchniowych od maja do sierpnia. W czasie badań we wszystkich przypadkach odnotowano obecność co najmniej 4,0 mgO₂/dm³ tlenu na powierzchni, przy jednoczesnym jego deficycie przy dnie. Wyjątkiem był pomiar z kwietnia, kiedy do samego dna zawartość tlenu przekraczała 6,7 mgO₂/dm³. Przesyconie tlenem wód powierzchniowych stwierdzono w kwietniu i lipcu, a maksymalna wartość wystąpiła 27.04.2010 – 19,2 mgO₂/dm³ (170% nasycenia). W kwietniu ponad stuprocentowe natlenienie wody sięgało głębokości do 6 m, a w lipcu tylko do 1 m.

Najmniejszą ilość tlenu w tej warstwie odnotowano 26.10.10. Wynosiła ona 34% (4,1 mg O₂/dm³). W warstwie naddennej poza kwietniem we wszystkich pomiarach nie stwierdzono obecności tlenu. W lipcu i sierpniu deficyty tlenowe sięgnęły 6, a w czerwcu nawet 4 m. Natlenienie powoli zaczęło się zwiększać od października (niemal w całym słupie wody stwierdzono wtedy obecność tlenu), ale ilości te były stosunkowo niewielkie.

Odczyn wód powierzchniowych jeziora był zawsze alkaliczny, natomiast przydennych zawsze kwaśny. Wielkości te malały wraz z głębokością. W miesiącach letnich, przy wyższych temperaturach wody, odczyn był wyższy w porównaniu z okresem jesienno-zimowym (tab. 1). Najwyższe pH, 10,5 odnotowano 09.06.10 w wodach powierzchniowych, natomiast minimalną wartość (6,7) 09.06.10 w najgłębszej części jeziora.

Tabela 1

Głębokość, temperatura, tlen, odczyn i przewodnictwo w jeziorze Wobel

Głębokość (m)	(Temperatura °C)	(Tlen mg/l)	pH	Przewodnictwo (μS)
27. 04. 2010				
0	10,3	19,2	10	0,576
2	10,3	16,8	9,6	0,584
4	10,1	14,9	9,25	0,586
6	9,5	13,5	8,8	0,589
8	7,7	7,3	7,95	0,622
10	7,3	6,8	7,45	0,619
12	7,1	6,7	7,25	0,628
14	7,1	6,7	6,9	0,637
09. 06. 2010				
0	20,1	9,6	10,5	0,579
2	19,6	9,3	10	0,586
4	14,7	0	8,2	0,654
6	12,4	0	7,65	0,66
8	10,3	0	7,3	0,68
10	10,2	0	7,1	0,669
12	9,7	0	6,9	0,681
14	8,8	0	6,7	0,679
22. 07. 2010				
0	26,5	15,4	10,4	0,514
2	26,2	14,8	10,2	0,525
4	24,1	6	9,45	0,586
6	21,6	1,9		
8	19,3	1,8	8,6	0,645
10	15,7	0,3		
12	14	0	7,15	0,66
14	10,5	0	7,05	0,673
08. 09. 2010				
0	16,7	8,8	8,9	0,579
2	15,5	4,8	8,05	0,578
4	15,3	3,6	7,45	0,577
6	14,8	2,8		
8	12,4	0	7	0,705
10	9,2	0	6,95	0,737
12	7,6	0	6,9	0,763
14	7	0	6,85	0,783
26. 10. 2010				
0	7,1	4,1	7,1	0,667
2	7,1	4,1	7,1	0,667
4	7,1	4,1	7,1	0,667
6	7,1	4,1	7,1	0,667
8	7,1	4,1	7,1	0,668
10	7,1	4,1	7,1	0,669
12	7	0	6,9	0,791
14	6,1	0	6,8	0,798

Przewodnictwo w wodach jeziora Wobiel zmieniało się w stosunkowo niewielkim zakresie. W wodach powierzchniowych stwierdzano od 0,514 mS do 0,667 mS, natomiast w przydennych zakres ten wynosił od 0,637 do 0,798 mS. Zawsze też występowała tendencja wzrostu przewodnictwa wraz z głębokością (tab. 1).

Zooplankton

W materiale zooplanktonowym oznaczono: 10 taksonów Cladocera, 6 taksonów Copepoda i 17 taksonów Rotatoria.

Wiosną, w zespole skorupiaków, dominowały stadia larwalne (nauplius) Cyclopoida, których udział wynosił od 83% na stanowisku 2 do 96% przy powierzchni nad głębozkiem. Spośród dojrzałych form widłonogów, najczęściej i najliczniej notowane były *Mesocyclops leuckartii* i *Cyclops strenuus*. Wioślarki reprezentowane były jedynie przez *Chydorus sphaericus* i *Daphnia cucullata* i stanowiły ułamek ogólnej liczby Crustacea.

W kolejnym terminie badań stwierdzono znacznie większą różnorodność gatunkową Cladocera. Liczniej pojawiły się zarówno gatunki filtrujące, jak i drapieżne: *Diaphanosoma brachyurum* i *Leptodora kindtii*. Udział wioślarek w ogólnym zagęszczeniu skorupiaków wynosił średnio 22% w słupie wody na stanowisku 1 oraz 26% na stanowisku 2. W zespole widłonogów pojawił się przedstawiciel rzędu Calanoida – *Eudiaptomus graciloides*, który zdominował biocenozę i w znacznym stopniu wyeliminował Cyclopoida.

Wśród Rotatoria najwyższą liczebnością i stałością występowania zaznaczyły się rodzaje: *Keratella*, *Polyarthra* i *Brachionus*. Wiosną zdecydowanie dominowała *Testudinella carlini*, której maksymalny udział w biocenozie wrotków, na stanowisku 1 i 2 wynosił odpowiednio 73 i 43%. Ogólna liczebność Rotatoria na stanowisku 2 była 2–3 razy większa niż na stanowisku 1.

Ryby

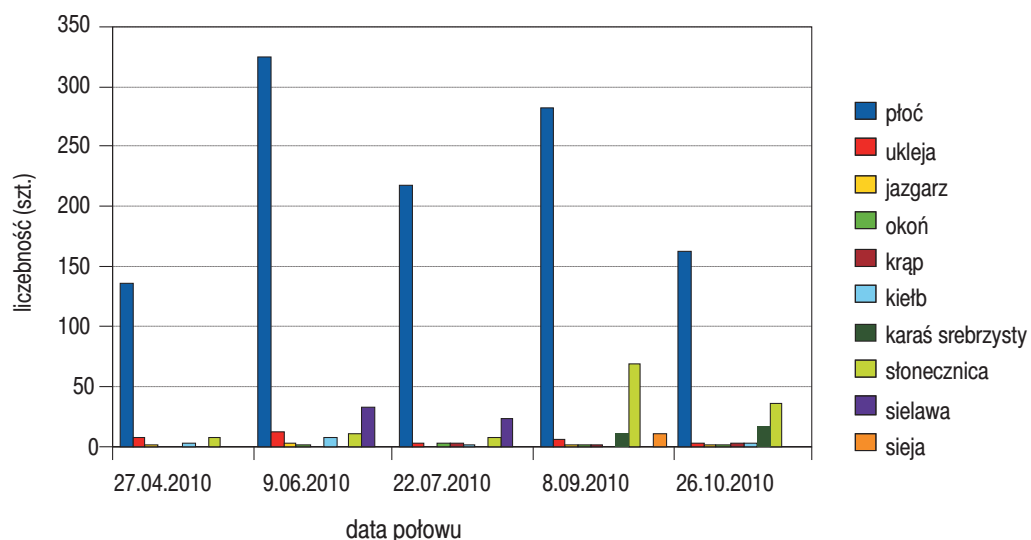
Na podstawie operatu rybackiego w 2009 roku stwierdzono w jeziorze występowanie co najmniej 11 gatunków ryb: lina *Tinca tinca* (L.), płoci (*Rutilus rutilus* (L.)), wzdręgi *Scardinius erythrophthalmus* (L.), leszcza *Abramis brama* (L.), karpia *Cyprinus carpio* (L.), krąpia *Abramis bjoerkna* (L.), węgorza *Anguilla anguilla* (L.), suma (*Silurus glanis* L.), szczupaka *Esox lucius* L., okonia *Perca fluviatilis* L. i sandacza (*Sander lucioperca* (L.)). Natomiast w połowach doświadczalnych w 2010 roku stwierdzono występowanie co najmniej 14 oznaczonych do gatunku ryb: płoci (*Rutilus rutilus* (L.)), uklei *Alburnus alburnus* (L.), krąpia *Abramis bjoerkna* (L.), leszcza *Abramis brama* (L.), lina *Tinca tinca* (L.), szczupaka *Esox lucius* L., kielbja *Gobio gobio* (L.), karasia srebrzystego *Carassius auratus gibelio* (Bloch), słonecznicy *Leucaspis delineatus* (L.), sielawy *Coregonus albula* (L.),

siei *Coregonus lavaretus* (L.), jazgarza *Gymnocephalus cernuus* (L.), okonia *Perca fluviatilis* L. oraz nieoznaczonych do gatunku tołpyg.

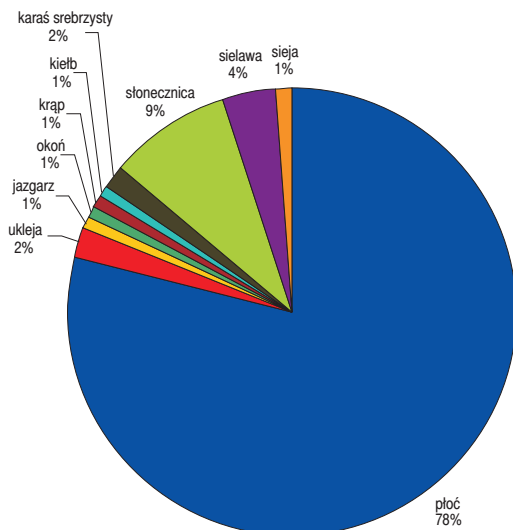
Połowy sieciami zastawnymi

Zestawy nordyckie stawiano w 2010 roku pięciokrotnie, w dniach: 27 kwietnia, 9 czerwca, 22 lipca, 8 września i 26 października. Płoć, ukleja i słonecznica występowały we wszystkich odłowach, najrzadziej pojawiała się sielawa (9.VI, 22.VII), karaś srebrzysty (8.IX, 26.X) i sieja (8.IX). Łącznie złowiono 1416 ryb (10 gatunków), z czego najliczniej reprezentowana była płoć (rys. 1). Stanowiła ona 79,3% wszystkich złowionych ryb. Dominowały ryby drobne (do 15 cm długości całkowitej – 69%). Drugim pod względem liczebności gatunkiem w odłowach była słonecznica. Stanowiła ona 9% wszystkich ryb. Udział pozostałych gatunków: uklei, jazgarza, okonia, krąpia, kielb, karaś srebrzysty, sielawy i siei był znikomy i mieścił się w przedziale od 0,56% do 3,95% (rys. 2).

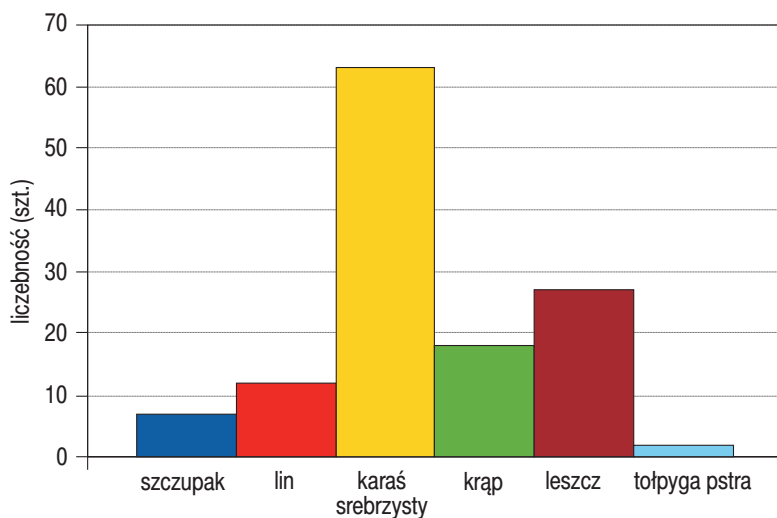
W połowach przeprowadzonych zestawem wontonów stwierdzono 6 gatunków ryb, w tym 4 (szczupak, lin, leszcz i tołpyga), które nie występowały w połowach zestawami nordyckimi. Łącznie złowiono 129 ryb, z czego najliczniej reprezentowany był karaś srebrzysty, stanowił on prawie 50% wszystkich złowionych ryb. Drugim gatunkiem pod względem liczebności występowania był leszcz (20,1%) (rys. 3).



Rys. 1. Skład gatunkowy i liczebność odłowionych ryb (szt.) zestawami nordyckimi.



Rys. 2. Udział poszczególnych gatunków ryb (%) w odłowach zestawami nordyckimi.



Rys. 3. Skład gatunkowy i liczebność ryb odłowionych zestawem wontonów.

Połowy włokiem pelagicznym

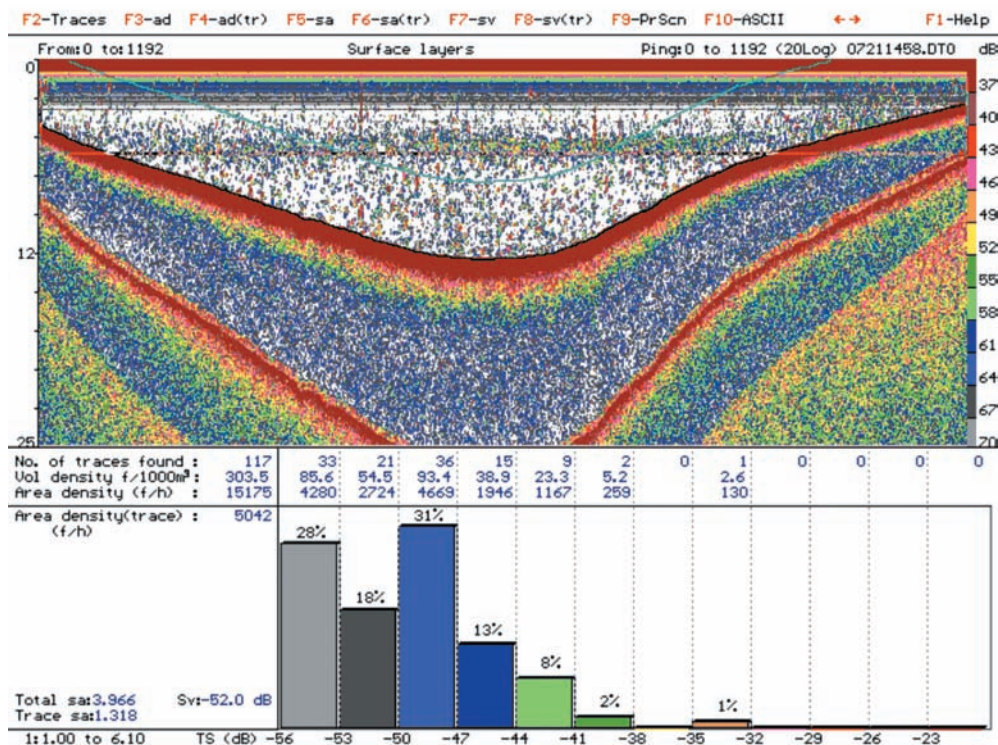
W nocy z 22 na 23 lipca przeprowadzono odłow pelagicznym włokiem ciągnionym za łodzią z prędkością ok. 4 km/h. Złowione ryby były określane do gatunku, liczone i mierzone.

W zaciągu włokiem pelagicznym złowiono łącznie 950 szt. ryb należących do 7 gatunków. Najliczniejsze były płoć i sielawa – stanowiły one odpowiednio 77,4% i 18,5%. Pozostałe gatunki: ukleja, słońecznicza, okoń, jazgarz i leszcz były nieliczne.

Hydroakustyka

Analiza zapisów echogramów wykazała, że sygnały od ryb występowały jedynie do głębokości ok. 8 m, gdzie zawartość tlenu w wodzie wynosiła w dniu 22 lipca 1,8 mg/dm⁻³.

Przykładowy echogram z przejazdu w dzień, przetworzony w programie EP-500 wraz z wynikami rozkładu wielkości ech od ryb w decybelach przedstawiono na rys. 4.



Rys. 4. Echogram zarejestrowany w dzień na trasie nr 5, rozkład sygnałów od ryb w decybelach uzyskany w programie EP-500.

Odżywianie się ryb

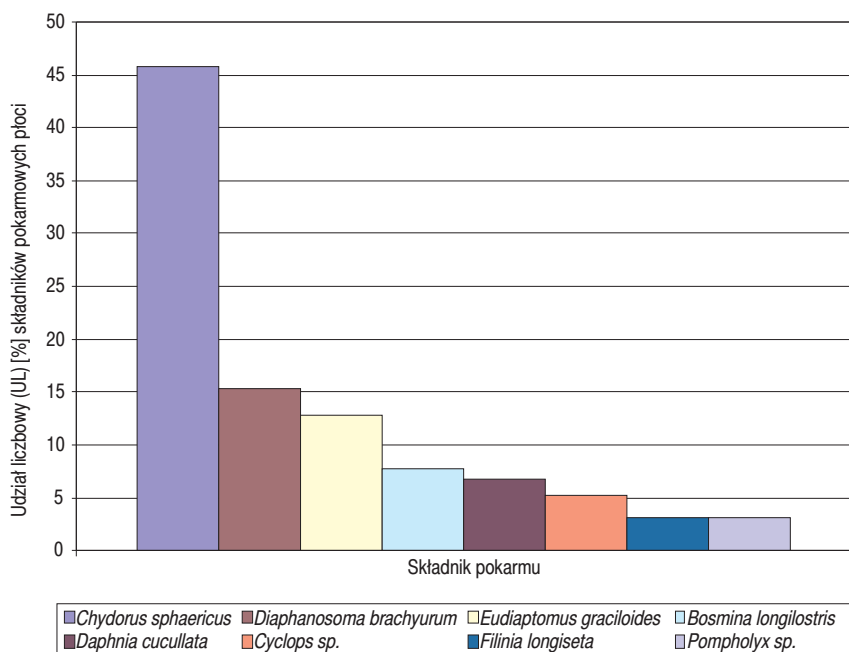
W składzie pokarmu płoci z jeziora Wobiel stwierdzono występowanie łącznie 8 składników pokarmowych. Były to:

Gładocera: *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin), *Bosmina longirostris* (O.F.Müller), *Chydorus sphaericus* (O.F.Müller), *Daphnia cucullata* Sars,

Cyclopoidea: *Cyclops* sp.,

Calanoidea: *Eudiaptomus graciloides* (Lilljeborg)

Rotifera: *Filinia longiseta* (Ehrenberg, 1834), *Pompholyx* sp.



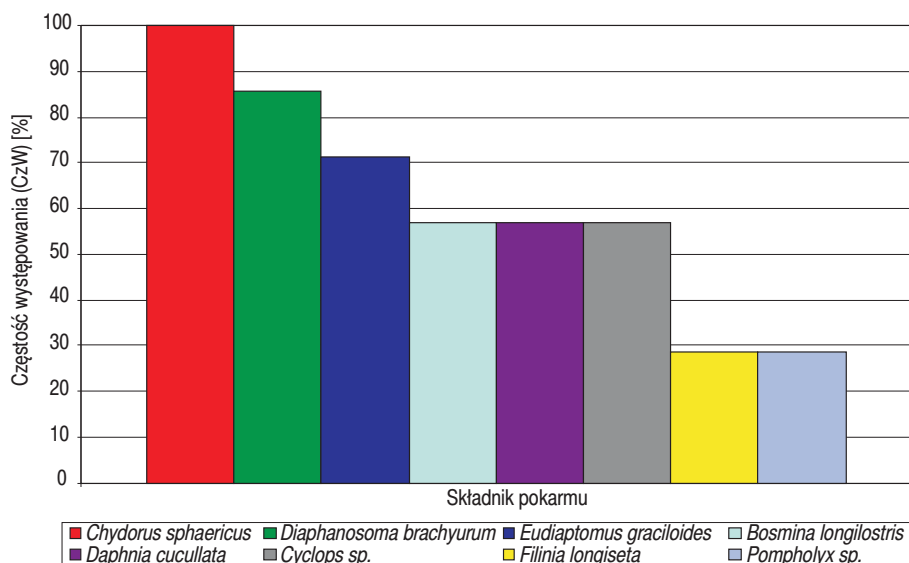
Rys. 5. Udział liczbowy (UL) (%) składników pokarmu płoci.

Głównymi składnikami pokarmu płoci były *Chydorus sphaericus* (O.F.Müller), *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin) oraz *Eudiaptomus graciloides* (Lilljeborg). Udział liczbowy (UL) (%) *Chydorus sphaericus* wynosił ponad 45%, natomiast *Diaphanosoma brachyurum* i *Eudiaptomus graciloides* około 15% (rys. 5).

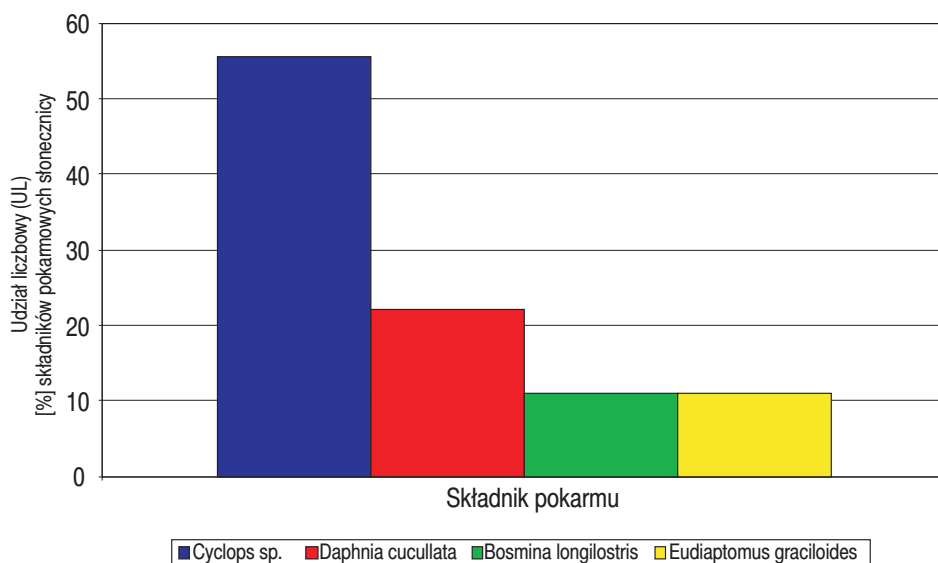
Jedynie u niewielkiej ilości płoci w przewodach pokarmowych stwierdzono występowanie fragmentów roślinnych. *Chydorus sphaericus* występował w pokarmie u 100% płoci. Wysoką częstość występowania (CzW) stwierdzono również dla *Diaphanosoma brachyurum* – u blisko 90% płoci oraz *Eudiaptomus graciloides* – u ponad 70% płoci. Najniższą częstość występowania (poniżej 30%), stwierdzono dla przedstawicieli *Rotifera* – *Filinia longiseta* oraz *Pompholyx sp.* (rys. 6). Wszystkie przebadane przewody pokarmowe płoci były pełne.

W składzie pokarmu słonecznicy z jeziora Wobel stwierdzono występowanie następujących składników: *Daphnia cucullata*, *Bosmina longirostris*, *Cyclops sp.*, *Eudiaptomus graciloides*.

Niższa niż u płoci ilość składników pokarmowych prawdopodobnie spowodowana była słabym żerowaniem słonecznicy w badanym okresie – blisko 70% przebadanych przewodów pokarmowych była pusta. Powodem słabego żerowania mogła być dosyć wysoka temperatura wody jeziora Wobel – przy powierzchni wynosiła 27°C.



Rys. 6. Częstość występowania (CZW) (%) składników pokarmu płoci.



Rys. 7. Udział liczbowy (UL) (%) składników pokarmu słonecznicy.

Głównymi składnikami pokarmu słonecznicy był *Cyclops sp.* oraz *Daphnia cucullata*. Stanowiły one odpowiednio 55% i 22% całości pokarmu pod względem udziału liczbowego (UL) (rys. 7).

Określenie składu pokarmu sielawy z jeziora Wobiel wymagałoby przeprowadzenia dalszych badań, gdyż wszystkie przebadane żołądki sielawy były puste. Można wnio-

skować, że w badanym okresie z powodu wysokiej temperatury wody (27°C) sielawa zaprzestała żerowania.

Omówienie wyników i dyskusja

Jednoroczne analizy fizykochemiczne wód jeziora Wobel nie pozwalają wypowiadać się ze stuprocentową pewnością o warunkach tam panujących, zwłaszcza, że rok 2010 był bardzo nietypowy ze względu na występujące warunki termiczne. Długa zima ze zjawiskiem przyduchy, a następnie wyjątkowe upały w okresie letnim z pewnością odbiły się na warunkach występujących w jeziorze. Jednak badania przeprowadzone w okresie od wiosny do jesieni umożliwiają wyrobienie dosyć precyzyjnego poglądu, co do charakteru zbiornika.

Jezioro charakteryzuje mała przezroczystość wody; mierzona krążkiem Secchiego maksymalnie wynosiła 0,4 m. W związku z tym należy przypuszczać, że warstwa prześwietlona wody miała niewielką objętość. Mała przezroczystość wody związana jest z dużym zagęszczeniem fitoplanktonu (tzw. zakwity), wskazującym na znaczną żyzność (eutrofizację) jeziora. Fitoplankton jako główny producent tlenu rozpuszczonego w jeziorze zajmował niewielką przestrzeń przy powierzchni wody, do której docierały promienie słoneczne.

Przy brzegu jeziora, w strefie litoralu, mała przezroczystość wody ograniczała również rozwój roślinności podwodnej – także producenta tlenu. W powierzchniowej strefie jeziora dominowały zatem procesy produkcji nad procesami rozkładu. Niestety, warstwa ta była wąska, a jej grubość od powierzchni w głąb jeziora w trakcie stratyfikacji letniej wynosiła zaledwie 2 metry.

Poniżej tej warstwy przeważały już procesy rozkładu martwej materii organicznej, w czasie których zużywany był tlen rozpuszczony w wodzie. W momencie całkowitego zużycia tlenu, dalszy rozkład odbywał się w warunkach beztlenowych, skutkiem czego powstawał siarkowodór. Związek ten wyczuwalny był w czasie pobierania prób zooplanktonu.

Bardzo groźne dla jeziora są przekroczenia krytycznych ładunków pierwiastków biogennych. Powoduje to, że w wodach głębiej położonych wytwarza się latem strefa wód beztlenowych, o wysokich zawartościach materii organicznej, co w konsekwencji prowadzi do wewnętrznego zasilania wód jeziora w związki fosforu i azotu zdeponowane w osadach dennych.

Siarkowodór zalegający w toni wodnej, letnie deficyty tlenowe sięgające do 2 metrów pod powierzchnię jeziora i mała przezroczystość wody w znacznym stopniu ograniczają

przestrzeń życiową biocenoz (między innymi i ryb) wchodzących w skład ekosystemu jeziora Wobel.

Wstępne analizy zooplanktonu jeziora Wobel wykazały:

- 1) niską różnorodność gatunkową i liczebność Rotatoria, co mogło być skutkiem intensywnego żerowania młodocianych stadiów ryb, dla których na tym etapie rozwoju wrotki są pokarmem dostępnym wielkościowo (Sutela i Huusko 1998),
- 2) intensywny rozwój wioślarek filtrujących na początku czerwca mógł wpłynąć na ograniczenie populacji Rotatoria i stadiów młodocianych nauplius Copepoda – efekt konkurencji o zasoby pokarmowe (Lampert i Sommer 2001),
- 3) w zespole Rotatoria najczęściej i najliczniej występowały gatunki wskazujące na stan podwyższonej trofii jeziora: *Polyarthra vulgaris*, *Brachionus angularis*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis* var. *tecta*, *Keratella quadrata* (Radwan 1976).

Skład gatunkowy i niska różnorodność gatunkowa zooplanktonu wskazują na silne zeutrofizowanie wód zbiornika.

Przyducha, która wystąpiła w grudniu 2010 roku, nie doprowadziła do wyginięcia całej populacji ryb w jeziorze. Niektóre gatunki ryb, bardziej odporne na minimalną zawartość tlenu (gatunek i wielkość ryby), przetrwały. Mogły mieć one dostęp do natlenionej wody dostającej się do jeziora np. z niewielkiego dopływu bądź podsiąków. Przeprowadzone połowy doświadczalne wykazały, że przyduchę przeżyło co najmniej 12 gatunków ryb: płoć *Rutilus rutilus* (L.), ukleja *Alburnus alburnus* (L.), krąp *Abramis bjoerkna* (L.), leszcz *Abramis brama* (L.), lin *Tinca tinca* (L.), szczupak *Esox lucius* L., kiełb *Gobio gobio* (L.), karaś srebrzysty *Carassius auratus gibelio* (Bloch), słonecznica *Leucaspis delineatus* (L.), jazgarz *Gymnocephalus cernuus* (L.), okoń *Perca fluviatilis* L. oraz tołpygi.

Równocześnie poszczególne osobniki, które przeżyły, były to ryby małych rozmiarów (do 15 cm długości całkowitej), co potwierdziły badania hydroakustyczne. Ryby te, szczególnie słonecznica i płoć odżywiały się planktonem filtrującym, tym samym ograniczając wpływ tych organizmów na wzrost przezroczystości i ograniczenie warstwy natlenionej wód jeziora.

Brak w połowach jesiennych sielawy świadczy o jej śnięciu podczas stagnacji letniej. Temperatura wody w warstwie natlenionej sięgała w czerwcu 27°C, co jest górną granicą tolerowaną przez ten zimnolubny gatunek, ryby wówczas nie żerują (puste przewody pokarmowe z dnia 9. 06 2010 r.), sną, bądź są zjadane przez inne ryby.

Zarybienia jeziora narybkiem szczupaka w celu kontrolowania populacji młodocianych stadiów ryb karpiowatych, potencjalnych planktonożerców, mające na celu polepszenie warunków hydrobiologicznych okazały się nieskuteczne. Równocześnie zarybianie jeziora sielawą i sieją nie dały pozytywnych efektów.

Baza pokarmowa, którą stwierdzono w jez. Wobel w 2010 roku (po przydusze) była potencjalnie bardzo dobra dla żerowania i wzrostu gąbkieli (zarówno narybku, jak i starszych stadiów rozwojowych). Jednakże po wcześniejszej przydusze zimowej, wystąpiły nietypowe skrajnie wysokie temperatury wody dochodzące do 27°C (letalne dla koregonidów). Niefortunnie uniemożliwiło to zweryfikowanie hipotezy, że jezioro Wobel (w którym przydusza występuje raz na kilkanaście lat), mogłoby stanowić dobry obiekt do gospodarowania gąbkielami.

Równocześnie bardzo wysokie temperatury letnie nie sprzyjały intensywnemu żerowaniu szczupaka, co spowodowało, iż wpływ zarybień tym gatunkiem na bardzo liczebne „poprzydusze” kohorty ryb karpiowatych był ograniczony. W rezultacie zabiegi biomanipulacyjne, związane z zarybieniami rybami siejowatymi i szczupakiem okazały się bezskuteczne. Warunki środowiska sprzyjały odrodzeniu się populacji ryb karpiowatych, szczególnie młodych roczników. W tym kontekście można przypuszczać, że niekorzystne zmiany ichtiofauny jeziora Wobel będą miały trwałe skutki dla zbiornika.

Jezioro Wobel jest bardzo silnie zeutrofizowanym zbiornikiem, gdzie w okresie letnim warstwa natleniona wody sięga do 3 m głębokości, natomiast zimą, kiedy występuje pokrywa lodowa może dojść do całkowitego odtlenienia wód. Przeprowadzone badania świadczą o umiarkowanej możliwości chronienia tego typu zbiorników przez zabiegi biomanipulacyjne – zarybienia. Natomiast możliwa jest ich ochrona przed ich dalszą degradacją, przy zastosowaniu metod fizykochemicznych.

Literatura

- Colby P.J., Spangler B.R., Hurley D.A., Mc Combie A.M. 1972 – Effects of eutrofication on salmonid communities in oligotrophic lakes – J. Fish. Res. Bd Can., 29: 975-983.
- Hartman J. 1977 – Fischereiliche Veränderungen in kultur-bedingt eutrophierenden – Seen. Schweiz. Z. Hydrol. 39: 243-254.
- European Standard EN 14757, 2005 – Water quality – Sampling of fish with multi-mesh gillnets.
- Flössner von D. 1972 – Krebstiere, Crustacea. Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura – VEB Gustav Fischer Verlag, Jena 1972.
- Hernroth L. 1985 – Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. Mesozooplankton biomass assessment – The Baltic Biologists Publication No.10. Working Group 14.
- Johannesson K.A., Mitson R.B. 1983 – Fisheries acoustic. A practical manual for aquatic biomass estimation – FAO Fish. Tech. Pap. 240: 249 pp.
- Karabin A. 1985 – Pelagic zooplankton (Rotatoria + Crustacea) variation in the process of Lake eutrophication. I. Structural and quantitative features – Ecol. Pol. 33(4): 567-616.
- Lampert W., Sommer U. 2001 – Ekologia wód śródlądowych – Wyd. Nauk. PWN Warszawa:195-271.

- MacLennan D.N., Fernandes P.G., Dalen J., 2002 – A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics – ICES Journal of Marine Science 59: 365-369.
- Radwan S. 1976 – Planktonic rotifers as indicators of Lake trophy – Ann. UMCS, Sect. C, 31: 227-235.
- Radwan S. (red.), 2004 – Fauna słodkowodna Polski. Wrotki (*Rotifera*) – Zeszyt 32 A i 32 B. Pol. Tow. Hydrobiol., UŁ, Oficyna Wydaw. Tercja. Łódź. 1-430.
- Rybak J.I., Błędzki L.A. 2005 – Widłonogi. Copepoda: *Cyclopida*. Klucz do oznaczania – Insp. Ochr. Środ. Biblioteka Monit. Środowiska. Warszawa. 1-127.
- Starmach K. 1955 – Metody badania planktonu – PWRiL, Warszawa.
- Sutela T., Huusko A. 1998 – Prey selection and the density of suitable food for vendace (*Coregonus albula*) larvae in Lake Lentua – Arch. Hydrobiol Spec Issues Advanc Limnol. 50: 39-48.
- Simmonds E.J., Williamson N.J., Gerlotto F., Aglen A. 1992 – Acoustic survey design and analysis procedure: A comprehensive review of current practice – ICES Cooperative Research 187: 127 pp.
- Simrad 1996 – Simrad EP 500 Echo processing system.
- Simrad 1998 – Simrad EY500 portable scientific echo sounder. Instruction manual, Horten, Norway.

Monitoring spływu węgorza srebrzystego z wykorzystaniem tradycyjnych rybackich narzędzi połowowych

*Jacek Szlakowski, Mikołaj Adamczyk, Janusz Ligieża, Paweł Prus,
Wiesław Wiśniewolski, Paweł Buras*

Zakład Rybactwa Rzecznego w Żabieńcu, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp

Węgorz europejski jest gatunkiem o złożonym cyklu życiowym, przebiegającym w wodach morskich (rozmród) i wodach śródlądowych (okres żerowania, wzrostu i dojrzewania). Jest on przy tym gatunkiem szczególnie cennym gospodarczo, osiągającym wysokie ceny na rynkach. Cechy te sprawiają, że węgorz stanowi przedmiot zainteresowania ichtiologów, rybackich użytkowników wód oraz instytucji międzynarodowych – w związku z jego transgranicznym zasięgiem występowania w różnych stadiach rozwojowych. W Polsce pierwsza kompleksowa monografia dotycząca węgorza powstała w okresie międzywojennym (Sakowicz 1930), kolejne zbiorcze opracowanie powstało w latach sześćdziesiątych ubiegłego wieku (Gajewski 1967), szczegółowy opis biologii gatunku znajduje się także w opracowaniu „Ryby słodkowodne Polski” pod redakcją Brylińskiej (2000).

Cytowani wyżej autorzy podkreślają znaczenie migracji, które są kluczowym elementem cyklu życiowego węgorza europejskiego. Zapewnienie swobody migracji tej diadromicznej ryby, stanowi warunek jej zachowania w wodach europejskich. Szanse powodzenia ochrony węgorza w decydującym stopniu zależą od zapewnienia swobody migracji wstępujących do rzek młodych węgorzy oraz spływających do morza osobników dorosłych.

Spełnienie tego warunku jest także ściśle związane z celami, których osiągnięcie wymagane jest w ramach implementacji do prawodawstwa polskiego wymagań Ramo-

wej Dyrektywy Wodnej (RDW) (EU Water Framework Directive 2000). Warunkuje ona osiągnięcie dobrego stanu lub potencjału ekologicznego wód, zachowanie lub uzyskanie ciągłości morfologicznej dla wrażliwych na jej brak organizmów charakterystycznych dla określonego naturalnego ekosystemu wodnego, przynajmniej na poziomie zapewniającym uzyskanie założonych celów środowiskowych (Błachuta i in. 2010).

W ramach Planu gospodarowania zasobami węgorza w Polsce (2008), obszar kraju podzielono na dwie jednostki zarządzania zasobami węgorza (JZZW): JZZW Dorzecza Odry, JZZW Dorzecza Wisły. Do obydwu jednostek włączono sąsiadujące z nimi morskie wody wewnętrzne i terytorialne oraz dorzecza transgraniczne.

W wydzielonych jednostkach wartość obszarów, związanych z poszczególnymi zlewniami, jest zróżnicowana. Wynika to po pierwsze z możliwości pełnienia przez nie funkcji korytarzy migracyjnych dla wstępujących węgorzy, lecz przede wszystkim szlaków migracji dorosłych węgorzy, spływających z powierzchni głównych żerowisk śródlądowych tego gatunku. Oszacowanie wielkości stada tarłowego, spływającego z poszczególnych zlewni, a także śmiertelności ryb na szlaku migracji staje się kluczowym zadaniem. Najważniejszymi zlewniami habitatów żerowiskowych węgorza na obszarze Warmii i Mazur oraz Suwalszczyzny są: zlewnia Węgorapy, zlewnia Biebrzy z Jęgrnią, Ełkiem, Netą i Kanałem Augustowskim, zlewnia Pisy oraz zlewnia Drwęcy. Na obszarze Pojezierza Pomorskiego znaczenie takie posiada zlewnia Noteci.

Problem jest bardzo poważny, bowiem w dorzeczu Wisły największy areał habitatów żerowiskowych węgorza, w zlewniach Pisy, Ełku, Jęgrzni, Pastęki, Netty jest odcięty przegrodami. W całej zlewni Wisły węgorze mogą niezagrożone spłynąć zaledwie z 19% powierzchni. W zlewni Odry sytuacja jest korzystniejsza, gdyż spływają one swobodnie z 49% powierzchni (Błachuta i in. 2010).

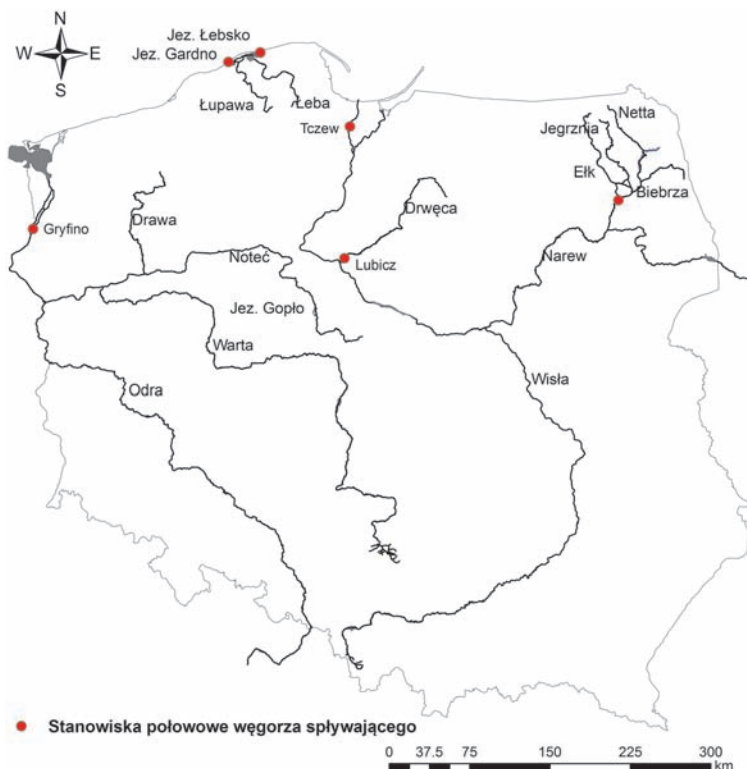
Istniejące uwarunkowania wskazują, że podjęcie próby oceny aktualnej ilości węgorza srebrnego spływającego z poszczególnych, najważniejszych w dorzeczu Wisły i Odry zlewni, będzie istotnym elementem oszacowania wielkości całej populacji tej ryby w naszych wodach.

W 2012 roku rozpoczęto badania spływu węgorza srebrzystego w ramach projektu „Monitoring efektów wdrażania *Planu gospodarowania zasobami węgorza w Polsce* realizowanego w ramach ogólnopolskiego projektu odbudowy i ochrony węgorza europejskiego *Anguilla anguilla* (L.)”. Projekt ten, realizowany przez Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, obejmuje m.in. badania dynamiki i efektywności spływu węgorza srebrzystego z zastosowaniem tradycyjnych metod i narzędzi rybackich.

Teren badań

Dla potrzeb monitoringu węgorza srebrzystego (spływającego) wytypowano w 2012 roku 6 stanowisk połowowych (rys. 1). Stanowiska wybrano w punktach pozwalających na ocenę spływu węgorza z obszarów zlewni głównych rzek Polski oraz wybranych zlewni, dla których istnieją archiwalne dane o występowaniu tego gatunku:

1. Odra w okolicy Gryfina – miejsce koncentracji ryb spływających ze zlewni Odry i Warty z Notecią.
2. Wisła w Tczewie – miejsce koncentracji ryb spływających ze zlewni Wisły.
3. Na wypływie z jeziora Gardno (powierzchnia 24,69 km²).
4. Na wypływie z jeziora Łebsko (powierzchnia 71,4 km²).
5. Biebrza w Osowcu – miejsce koncentracji ryb spływających z dorzecza Ełku i jezior Pojezierza Ełckiego; Jędrzyna oraz Netty wraz z Kanałem Augustowskim.
6. Drwęca w Lubiczu – miejsce koncentracji ryb spływających z obszaru Pojezierza Iławskiego i Brodnickiego.



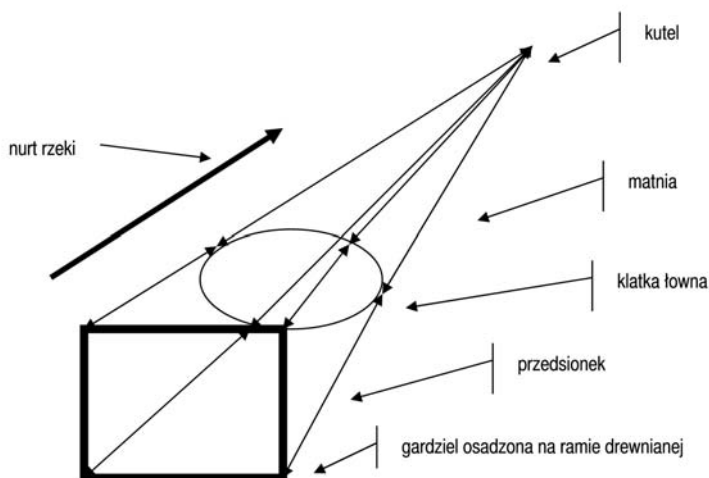
Rys. 1. Rozmieszczenie stanowisk połowowych węgorza.

Lokalizacje 1-4 obejmują dwie główne rzeki Polski wraz z ich dopływami oraz dwa jeziora przy morskie, na których nadal prowadzone są odłowy gospodarcze lub dla których dostępne są dane historyczne dotyczące połowów węgorza spływającego. Lokalizacje 5-6 obejmują dwie mniejsze rzeki wraz z systemami jezior przepływowych. Taki wybór stanowisk monitoringowych miał na celu zebranie danych dla oszacowania wielkości populacji węgorza i jej potencjału rozrodczego.

Materiały i metody

Tradycyjnie do połowów węgorza wykorzystywane są takie narzędzia rybackie, jak: żaki, mieroże, węgornie (montowane przy piętrzeniach lub przenośne), przestawy węgorzowe oraz alhamy (Krawczyk 1957a, b, Szczerbowski 1993).

Alhamy (węgorniki, wężerze kotwiczne) są tradycyjnym narzędziem połowu stosowanym do połowów węgorza spływającego (srebrzystego). Stosowane są one na dużych rzekach o silnym prądzie, jak dolna Wisła i dolna Odra (Krawczyk 1957a i b). Alhamy mają kształt worka wykonanego z tkaniny sieciowej, z dużym otworem wlotowym, osadzonym na czworokątnej ramie. Wystawiane są otworem wejściowym przeciw prądowi wody. Czynnikiem kierującym ryby do pułapki jest wyłącznie prąd wody, który powoduje również, że narzędzie jest otwarte. Wielkość alhamu zależy od warunków środowiskowych, w jakich jest wystawiany. W jego konstrukcji można wyróżnić trzy zasadnicze części: przedsionek z otworem wlotowym zwanym gardzielą, klatkę łowną z sercami (gardłami) oraz matnię zakończoną kutłem, wykonane z jadra o zróżnicowanej grubości i zmniejszających się wielkościach oczek (rys. 2). Alhamy zastosowane do połowów



Rys. 2. Schemat alhamu węgorzowego ustawianego pod prąd rzeki.



Fot. 1. Alham węgorzowy typu „wiślanego” używany na dolnej Wiśle w okolicach Tczewa oraz jego konstruktor.

węgorza srebrzystego na Biebrzy i Drwęcy wykonane zostały na zamówienie Zakładu Rybactwa Rzecznego IRS przez rybaka wiślanego z Tczewa, Władysława Latopolskiego, który prowadził także w okresie od 31. 07 do 26. 10. 2012 r. odłowy na Wiśle, z wykorzystaniem alhamu własnej konstrukcji (fot. 1). Na stanowisku w pobliżu miejscowości Tczew Czatkowy alham wystawiono 45 razy. Każdorazowy czas ekspozycji narzędzia połowu wynosił 10 godzin.

Do połowów węgorza na Międzyodrze rybacy używają alhamów i mieroży (fot. 2, 3); te ostatnie ze względu na sposób ich łączenia w wielokrotne pary, zwane także parkami. Alhamy wystawia się od początku maja aż do wystąpienia na rzece zjawisk lodowych, zwykle do początku grudnia. Zależnie od wielkości gardzieli alhamy łączone są w zestawy liczące od 5 do 9 sztuk wystawianych w jednym wspólnym zestawie (fot. 3). Zestawy, zwykle o długości 50 m, wystawiane są w odległości około 10 m od brzegu rzeki w kierunku głównego nurtu. Ograniczeniem jest tu intensywnie użytkowany odrzański tor wodny. Ze względu na słabszy prąd wody (w porównaniu np. z Wisłą), w celu uzyskania właściwego otwarcia narzędzia połowu w klatce łownej alhamu, zależnie od jego wielkości, zainstalowanych jest od 4 do 5 obłąków (obręczy) z 3 lub 4 sercami. Alhamy służą głównie do połowów spływającego węgorza srebrzystego. Alhamy stosowane na dolnej Odrze są czyszczone codziennie, z reguły bez konieczności ich wyjmowania. Mieroże



Fot. 2. Mieroże stosowane do połowów węgorza zielonego i srebrzystego na dolnej Odrze.



Fot. 3. Zestaw alhamów węgorzowych na dolnej Odrze.

wystawiane są od wczesnej wiosny do końca września, w zestawach od 1 do 8 par. Służą one głównie do połowów węgorza zielonego (żerującego). Przeciętny udział węgorza srebrzystego w połowach z zastosowaniem mieroży waha się do 10 do 30% zależnie od miesiąca (materiały własne). Alhamy objęte monitoringiem w 2012 r. wystawione były na Odrze Wschodniej, pomiędzy 707,0 a 710,0 km biegu rzeki.

Otwór wlotowy (gardziel) alhamu stosowanego przez rybaków na dolnej Wiśle w okolicy Tczewa, osadzony na linie stalowej o średnicy 12 mm, ma wymiary 2,6 × 3,7 m i mocowany jest do odpowiednio większej ramy drewnianej (fot. 1). Przedśionek alhamu zbudowany jest z dwóch segmentów jadra o długości 3,3 m oraz 3,7 m i wielkości oka odpowiednio 20 i 18 mm, mierzone od węzła do węzła. Klatka łowna, z dwoma sercami, zbudowana jest z jadra o długości 2,5 m i wielkości oka 12 mm. Alham zakończony jest matnią o długości 4 m i wielkości oka 10 mm.

Możliwość wystawienia alhamu na dolnej Wiśle w okolicach Tczewa zależy od wielkości przepływu i stanu wody. Przy wysokich stanach wód połow węgorza tą metodą jest niemożliwy. Czynności związane z wystawianiem i podnoszeniem alhamu odbywają się z wykorzystaniem dużej barki wyposażonej w kołowrót i podnośnik. Jest to proces czasochłonny i wymagający co najmniej 4 osób na łodzi znających technikę stawiania tego typu narzędzi połowowych (fot. 4). Rama alhamu mocowana jest do kołka zabitego w ostrogę i do kotwy zatopionej na dnie rzeki. Alham wystawiany jest wieczorem, natomiast podnoszony i roz-



Fot. 4. Operacja podnoszenia alhamu węgorzowego na Wiśle.

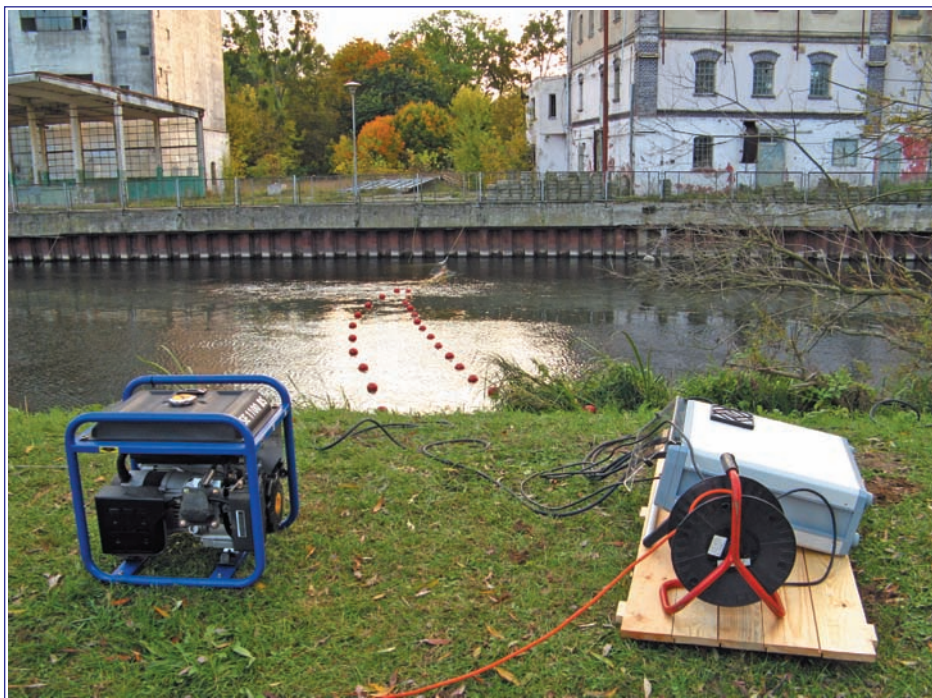


Fot. 5. Przystawa węgorzowa z klatką łowną – żakiem na jez. Gardno.

montowany rankiem następnego dnia. Jest to konieczne z uwagi na zapychanie się sieci przez znaczne ilości materiału różnego typu niesionego przez rzekę, a także na duże niebezpieczeństwo zniszczenia sieci przez spływające drzewa lub konary.

Narzędziami stosowanymi w tradycyjnej eksploatacji rybackiej węgorza srebrzystego spływającego z jezior przymorskich (jez. Gardno i jez. Łebsko) oraz ich zlewni, są narzędzia pułapkowe, takie jak żaki i mieroże, łączone w zestawy i stawiane w formie przestaw wyposażonych w nawet kilkusetmetrowej długości ściany kierujące (fot. 5). W celu monitoringu spływu węgorza w dniach od 01. 09. do 17. 10. 2012 r. (47 dni połowowych) na jeziorze Gardno została wystawiona przez brygadę rybacką przystawa węgorzowa.

Doświadczalne połowy węgorza spływającego na Biebrzy poniżej Osowca przeprowadzili pracownicy Zakładu Rybactwa Rzecznego IRS w okresach 07-11. 05. 2012, 21-25. 05. 2012 oraz 11-15. 06. 2012 r. Taka lokalizacja wystawienia narzędzia połowu umożliwiała połowy węgorza spływającego rzekami Biebrza, Ełk, Jegrznia i Netta z Kanałem Augustowskim wraz z ich systemem jezior przepływowych. Zastosowano alham o wymiarach gardzieli (kształt trapezowaty): góra – 2,25 m, dół – 3,00 m, wysokość 2,4 m, osadzonej na linie stalowej o średnicy 8 mm. Przedsionek alhamu zbudowano z dwóch segmentów jadra o długości 2 m każdy i wielkości oka odpowiednio 40 i 30 mm, mierzone od węzła do węzła. Klatka łowna, z dwoma sercami, także zbudowana jest



Fot. 6. Alham węgorzowy i bariera elektryczna na Drwęży w Lubiczu.

z dwóch segmentów jadra o długości 2 m każdy i wielkości oka odpowiednio 20 i 15 mm. Matnię o długości 3 m wykonano z jadra o wielkości oka 12 mm.

Powyżej jazu piętrzącego na rzece Drwęży w miejscowości Lubicz w okresie od 9 do 19. 10. 2012 r. (11 dni połowowych) wystawiono dwa alhamy węgorzowe umiejscowione w nurcie rzeki 80 i 120 m powyżej jazu. Wykorzystano również przenośną barierę elektryczną niskiego napięcia „NEPTUN”. Bariera o długości 20 m była dołączona do drewnianej ramy dolnego alhamu. W celu umożliwienia rybom wejścia do sieci zastosowano ekranowanie w postaci uziemionej, ocynkowanej metalowej siatki o oku 5 mm rozpiętej na ramie alhamu. Elektrody dodatkowo były rozmieszczone powyżej, natomiast ujemne poniżej (fot. 6). Bariera wytwarza w środowisku wodnym nieliniowy rozkład natężenia pola elektrycznego, którego maksymalna wartość występuje w sąsiedztwie elektrod ujemnych. Zasilanie 1-fazowe 240 V, 50 Hz z sieci energetycznej lub z przenośnych źródeł zasilania, takich jak spalinowy agregat prądotwórczy. Tak przygotowana konstrukcja miała za zadanie kierować węgorze spływające do gardzieli alhamu.

Podczas połowów doświadczalnych na Biebrzy i Drwęży matnię wraz z kłatką łowną alhamu podnoszono rano i wieczorem sprawdzając wyniki połowu. Mierzono także temperaturę wody, przewodnictwo oraz prędkość przepływu wody – młynkiem hydrometrycznym μP – TAD Höntzsch Instruments.

Węgorze pochodzące z odłowów rybackich mierzono (długość całkowita *longitudo totalis*) z dokładnością do 1 cm i ważono z dokładnością 5 g z podziałem na węgorza żerującego (zielonego) i spływającego (srebrzystego). Ryby z odłowów doświadczalnych mierzono (l.t.) z dokładnością do 1 mm i ważono z dokładnością do 1 g.

Do analizy odłowów gospodarczych węgorza z rejonu dolnej Wisły, z lat 1953-1989, z okresu działalności Spółdzielni Pracy Rybołówstwa Śródlądowego „Troć” w Tczewie, wykorzystano dane literaturowe (Wiśniewolski 1987) oraz materiały własne Zakładu Rybactwa Rzecznego IRS. Dane połowowe za lata 2004-2012 udostępnił aktualny użytkownik rybacki – Polski Związek Wędkarski Okręg Gdańsk. Odłowy gospodarcze węgorza w Odrze analizowano na podstawie danych literaturowych (Trzebiatowski 1977, Wiśniewolski 1987) oraz danych udostępnionych przez prezesa RSP „Regalica” w Gryfinie, pana Krzysztofa Grzelaka. Analizie poddano także statystyki połowowe węgorza na jeziorach Gardno i Łebsko z lat 1951-2012 udostępnione przez Słowiński Park Narodowy. Wykorzystano również dostępne dane połowowe węgorza na Biebrzy (PZW Okręg Białystok) z lat 1960-1975, 1977 i 1979. Wzmianki o połowach węgorza spływającego, prowadzonych na Drwęcy w rejonie wybranego stanowiska z zastosowaniem węgorni, pochodzą już z 1718 r. (Znamierowska-Prüfferowa 1988). Analizowano dostępne fragmentaryczne dane z połowów węgorza na Drwęcy, z lat: 1977-1978, 1980, 1983-1984 i 1992.

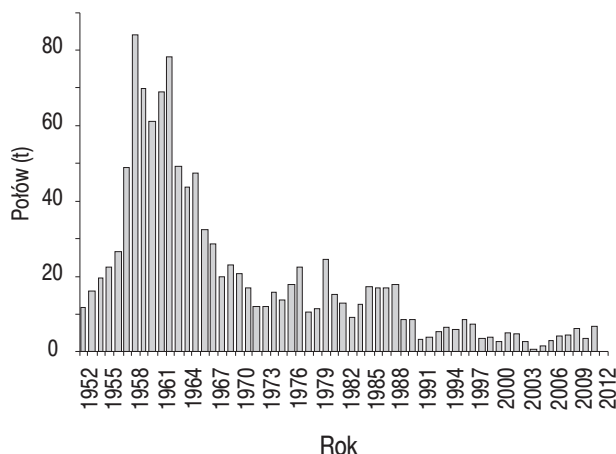
Wyniki

Odłowy gospodarcze węgorza

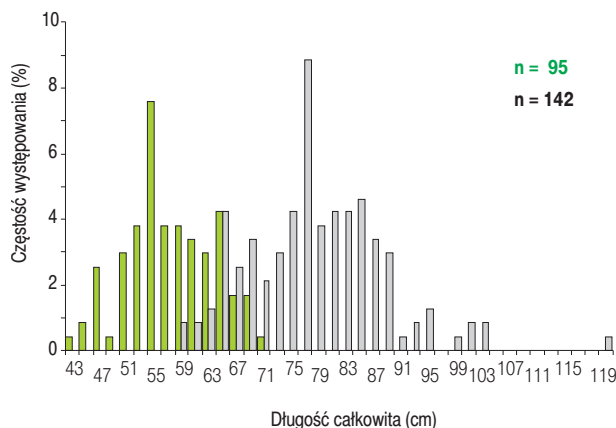
Dolna Odra

Rybacka Spółdzielnia Pracy „Regalica” prowadzi połowy ryb na Odrze, Odrze Zachodniej, Odrze Wschodniej i Miedzyodrze. Południowa granica wód spółdzielni rozpoczyna się od ujścia rzeki Myśli do Odry (629,5 km biegu rzeki). Północną granicę stanowią mosty w ciągu autostrady A6 na Odrze Wschodniej i Odrze Zachodniej (728,0 km biegu rzeki). Powierzchnia wód użytkowanych rybacko wynosi 2466,1 ha (www.rspregalica.pl).

W latach 1952-1988 roczne połowy węgorza zwykle znacząco przekraczały 10 ton, średnio 25,4 tony (rys. 3). W najlepszym okresie, w latach 1958-1962, połowy przekraczały 48 ton rocznie, osiągając średnią 63,1 tony i maksymalną wielkość 84,1 tony w 1958 r. Od 1963 r. połowy zaczęły systematycznie się zmniejszać. W latach 1963-1988 utrzymywały się na zbliżonym, ustabilizowanym poziomie przy średnim połowie 17,9 tony rocznie. W latach 1989-1997 wielkość połowów spadła, sięgając okresowo do 8,6 tony, przy średniej 6,4 tony. W latach 1998-2012 nastąpiło dalsze obniżanie się wielkości



Rys. 3. Połowy węgorza w dolnej Odrze przez RSP „Regalica” w latach 1952-2012.



Rys. 4. Rozkład długości węgorza zielonego i srebrzystego w połowach na dolnej Odrze w 2012 r.

połowów, które wahały się od 0,6 do 6,6 tony (w 2011 r.) przy średniej 3,8 tony. Sezon połowowy węgorza rozpoczynał się w kwietniu i trwał do grudnia, kiedy zjawiska lodowe wymuszały zakończenie połowów.

Statystyki połowowe węgorza w latach 1982-1990 uwzględniały asortyment wielkości poławianych ryb. Do asortymentu klasy M (mały) należały ryby o masie poniżej 0,3 kg, klasy S (średni) od 0,3 do 0,75 kg i klasy D (duży) powyżej 0,75 kg. Udział ryb najmniejszych, z klasy M, wynosił w połowach średnio 11%. Do tej klasy należał w całości węgorz zielony, żerujący. Trzebiatowski (1977) podaje, że na początku lat siedemdziesiątych wyraźnie zmniejszył się w połowach udział małych osobników, o masie jednostkowej 100-160 g/szt. W 1969 r. stanowiły one jeszcze 33% masy połowu, natomiast w 1973 już tylko 5%. W opinii autora świadczyło to o coraz słabszym

uzupełnianiu stada przez węgorza wstępującego. Ryby z klasy S stanowiły średnio 56% połowu. Do tej klasy należały węgorze żerujące i mniejsze osobniki węgorza srebrzystego. W 2012 roku na 142 zmierzone i zważone węgorze srebrzyste 40, tj. 17%, miało masę osobniczą poniżej 750 g (rys. 4). Do klasy D należały węgorze srebrzyste, ze średnim udziałem 33%. Ich rosnący udział w połowach od czerwca, ze szczytem połowów przypadającym na sierpień – listopad, odpowiada okresowi intensywnego spływu węgorza srebrzystego.

W 2012 r. w okresie prowadzenia obserwacji, od lipca do końca września, do połowów obu stadiów węgorza używano mieroży i alhamów. Ogółem zmierzono 237 ryb



Fot. 7a. Głowa węgorza zielonego (stadium żerujące).



Fot. 7b. Głowa węgorza srebrzystego (stadium spływające).

o łącznej masie 176 kg, w tym 95 węgorzy zielonych (40%) o masie 31,3 kg (18%) i 142 węgorze srebrzyste (60%) o masie 144,7 kg (82%). Zakres długości całkowitej węgorza zielonego (fot. 7a) wynosił od 43 do 71 cm, długość średnia 56,9 cm, zakres masy od 100 do 690 g, przy masie średniej 330 g. Zakres długości całkowitej węgorza srebrzystego (fot. 7b) wynosił od 58 do 120 cm, długość średnia 77,9 cm, natomiast zakres masy od 350 do 3000 g, masa średnia 1019 g (rys. 4).

Łącznie, w okresie obserwacji, w alhamy złowiono 879 węgorzy o masie 785 kg. Wydajność połowowa (66 dni połowowych łącznie) wyniosła 13,3 węgorza na dzień połowowy, 29,3 węgorza na alham i 0,44 węgorza na jeden dzień pracy alhamu.

W sierpniu 2012 r. w mieroże złowiono 250 kg węgorza, z czego 90% stanowiły węgorze żerujące. Od 1 do 26 września w mieroże złowiono 86 kg węgorza, przy czym udział węgorza srebrzystego, o średniej masie osobniczej 1,2 kg, wzrósł do 30%. Średnia masa węgorza żerującego poławianego w mieroże wynosiła 0,5 kg.

Dolna Wiśła

W latach 1952-1989 na dolnej Wiśle połowy węgorza prowadziła Rybacka Spółdzielnia Pracy „Troć” z Tczewa. W latach 1953-1964 roczne połowy węgorza przekraczały 10 ton, średnio 14,4 tony (rys. 5). Począwszy od 1965 r. połowy zaczęły spadać. W latach 1965-1969 utrzymywały się jeszcze na średniorocznym poziomie 7 ton. W latach 1970-1973 połowy spadły do poziomu średniorocznego 2,9 tony. W latach 1974-1989 wielkość połowów uległa dalszemu obniżeniu, do poziomu 0,9 tony rocznie.

Od roku 2004 połowy na dolnej Wiśle prowadzi PZW Gdańsk. Łącznie w latach 2004-2012 odłowiono 1647 kg węgorza, średnio 183 kg rocznie (rys. 6). Połowy węgorza rosną stopniowo od maja, osiągając szczyt w sierpniu. We wrześniu i październiku utrzy-

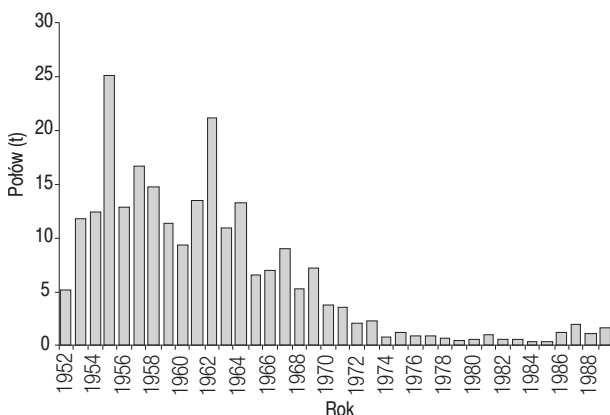
mują się na wyrównanym poziomie. Wyraźny spadek wielkości odłowów następuje w listopadzie.

W połowach z zastosowaniem alhamu w 2012 r. złowiono 120 węgorzy, w tym 95 zielonych (79%) i 25 srebrzystych (21%) o łącznej masie 33,6 kg (rys. 7). Zakres długości całkowitej węgorza zielonego wynosił od 15 do 70 cm, długość średnia 40,2 cm, zakres masy od 40 do 670 g, przy masie średniej 179 g. Zakres długości całkowitej węgorza srebrzystego wynosił od 37 do 95 cm, długość średnia 62,8 cm, natomiast zakres masy od 80 do 1800 g, masa średnia 664 g.

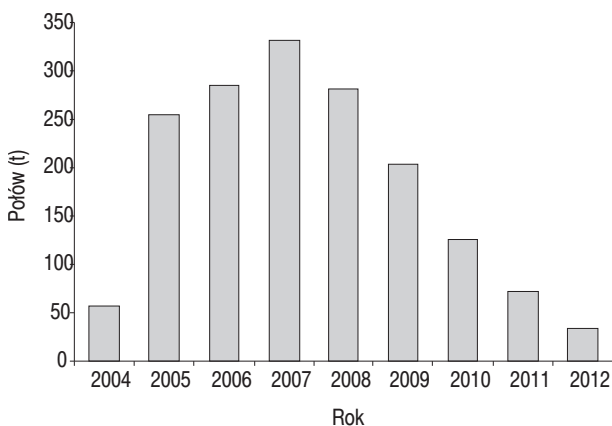
Uzyskana wydajność połowowa była niska i wyniosła 2,7 węgorza, w tym 2,1 węgorza zielonego i 0,6 węgorza srebrzystego na 1 dzień połowowy alhamu.

Jeziora Gardno i Łebsko

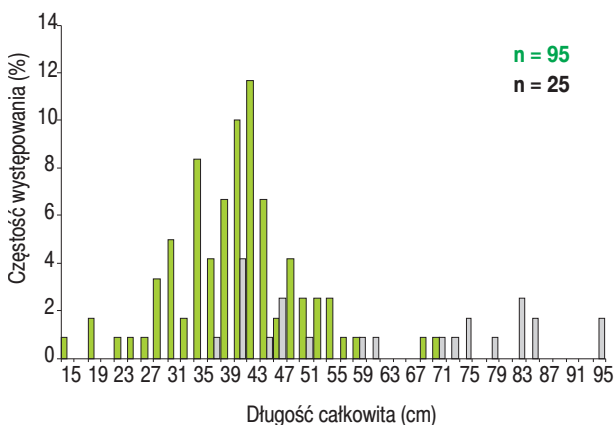
Na dwóch przymorskich jeziorach Gardno i Łebsko, położonych na obszarze Słowińskiego Parku Narodowego, od lat 50. XX wieku, a zapewne i wcześniej, węgorz był ważnym obiektem połowów. Na wodach jezior Gardno i Łebsko gospodarkę rybacką prowadziły Państwowe Gospodarstwa Rybackie „Słupsk” i „Łeba”, natomiast obecnie Spółka Rybacka „Kormoran” s.c. i Spółka Rybacka „San-



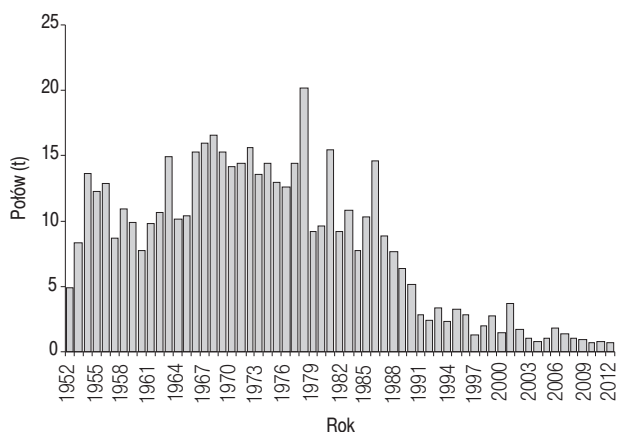
Rys. 5. Połowy węgorza w dolnej Wiśle przez RSP „Troć” w latach 1952-1989.



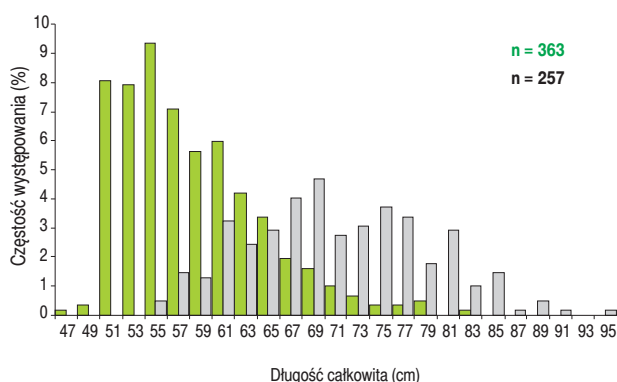
Rys. 6. Połowy węgorza w dolnej Wiśle przez PZW Gdańsk w latach 2004-2012.



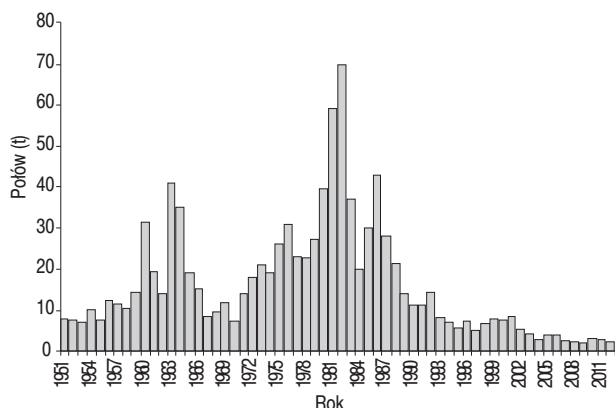
Rys. 7. Rozkład długości węgorza zielonego i srebrzystego w połowach na dolnej Wiśle w 2012 roku.



Rys. 8. Połowy węgorza z jez. Gardno w latach 1952-2012.



Rys. 9. Rozkład długości węgorza zielonego i srebrzystego w połowach z zastosowaniem przestawy węgorzowej na jez. Gardno w 2012 roku.



Rys. 10. Połowy węgorza z jez. Łebsko w latach 1951-2012.

dacz” s.c wykonują zabiegi ochronne dotyczące ichtiofauny na podstawie umów zawartych ze Słowińskim Parkiem Narodowym.

Na jez. Gardno za stabilny okres połowów węgorza należy uznać lata 1953-1987, podczas których połowy zazwyczaj przekraczały 10 ton rocznie, przy średniej wielkości połowu 12,35 tony (rys. 8). Systematyczny spadek wielkości połowów węgorza zaczął się od roku 1988, w którym złowiono 7,704 tony, do 0,705 tony w roku 2012. W latach 1991-2012 wielkość połowów wahała się od 0,701 tony do maksymalnie 3,648 tony przy średnim połowie 1,84 tony.

W połowach prowadzonych w 2012 r. z zastosowaniem przestawy węgorzowej złowiono 620 węgorzy o łącznej masie 347,9 kg. Ryby z przestawy węgorzowej, w okresie jej wystawienia, podbierano 23 razy. Węgorza zielonego (żerującego) złowiono 363 sztuki (59%) o masie 143,7 kg (41% masy całkowitego połowu), natomiast węgorza srebrzystego 257 sztuk (41%), o masie połowu 204,3 kg (59%). Zakres długości całkowitej węgorzy zielonych wynosił od 47 do 82 cm (rys. 9), długość średnia 57,7 cm, natomiast zakres masy od 195 do 1340 g, masa średnia 396 g.

Zakres długości całkowitej węgorza srebrzystego wynosił od 55 do 94 cm, długość średnia 70,4 cm, natomiast zakres masy wyniósł od 305 do 1980 g, przy masie średniej 795 g.

W połowach węgorza na jeziorze Łebsko można wyróżnić trzy okresy. W latach 1951-1970 połowy zwiększały się od niespełna 7-8 ton w okresie początkowym, by po osiągnięciu maksymalnego połowu 40,8 tony w 1963 r. obniżyć się ponownie do 7 ton w 1970 r. (rys. 10). W drugim okresie, w latach 1971-1992, połowy systematycznie rosły, od 14,2 tony w roku 1971 do 70 ton w 1982 roku. Średnia wielkość połowów węgorza w latach 1971-1992 wyniosła 27,3 tony, natomiast w latach 1973-1988, kiedy połowy węgorza przekraczały 20 ton rocznie, 32,4 tony. W trzecim okresie, począwszy od 1993 roku, połowy węgorza systematycznie spadały, od 8,2 tony w 1993 r. do 2,5 tony w 2012 r. W latach 1993-2002 średnie połowy węgorza sięgały prawie 7 ton, natomiast w latach 2003-2012 już tylko 3,1 tony.

Wyniki odłowów badawczych przeprowadzonych z zastosowaniem alhamów węgorzowych

Biebrza

Według dostępnych danych połowowych węgorza na Biebrzy (PZW Okręg Białystok) w latach 1960-1975, 1977 i 1979 złowiono ogółem 1232,6 kg węgorza, średnio 36,3 kg rocznie. Roczna wielkość połowów wahała się od 1 do 489 kg. Tylko w 1974 r. złowiono 863 kg węgorza, tj. 70% całej wielkości połowów. Pominąwszy wyjątkowe połowy w 1974 r., roczne połowy węgorza wahały się od 1 do 79,3 kg, przy średniej 11,5 kg. Brak jest danych o stosowanych narzędziach połowu, nakładzie połowowym, wydajnościach połowowych czy też poławianym asortymencie wielkościowym. Wyłączywszy dane z 1974 r. 60,7% rocznych połowów węgorza przypadało na 2 kwartał, a 36,5% na 3 kwartał roku. Po uwzględnieniu wszystkich danych: 18,2% połowów przypadło na 2 kwartał, 41,3% na 3 kwartał i 40,4% na 4 kwartał. Można przyjąć, że część złowionych węgorzy stanowił spływający węgorz srebrzysty.

W okresie badań, podczas 262 godzin aktywnej pracy alhamu (14 dni połowowych) odłowiono 2 spływające węgorze srebrzyste o długości i masie: 90,5 cm i 1336 g oraz 94,8 cm i 1316 g (fot. 8). Obecność ryb w matni stwierdzono podczas porannego podnoszenia alhamu. Temperatura wody wahała się od 16,5 do 21,2°C. Prędkość przepływu wody wynosiła 0,38-0,48 m/s. Przewodnictwo elektrolityczne zmieniało się w zakresie od 476 do 553 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Drwęca

Według dostępnych fragmentarycznych danych z połowów węgorza na Drwęcy, w latach 1977-1978, 1980, 1983-1984 i 1992 łącznie złowiono 340 kg węgorza (średnio 56,7 kg rocznie), a połowy wahały się od 5 do 215 kg rocznie.



Fot. 8. Węgorz *Anguilla anguilla* złowiony w Biebrzy.

W okresie badań podczas 200 godzin aktywnej pracy 2 alhamów (w tym jednego połączanego z kierującą barierą elektryczną) nie złowiono ani jednego węgorza. Temperatura wody wahała się od 8,9 do 10,5°C, a przewodnictwo wynosiło 483 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Prędkość przepływu wody wynosiła od 0,27 do 0,29 m/s.

Omówienie wyników i dyskusja

Dane archiwalne o połowach węgorza w głównych rzekach Polski jednoznacznie wskazują na zmniejszanie się populacji tego gatunku w ostatnim półwieczu. Nie można jednak bezpośrednio odnosić konkretnych wielkości połowu do liczebności populacji. Spadkowi wielkości połowów węgorza na dolnej Odrze od lat 60. towarzyszyły zmiany w organizacji i warunkach prowadzenia połowów gospodarczych oraz wielkości nakładu połowowego. W latach sześćdziesiątych RSP „Regalica” prowadziła połowy na Odrze od 378,0 do 737,8 km jej biegu. Od lat 70. do początku XXI wieku od 629,5 do 737,8 km jej biegu, natomiast według stanu na 2012 r. od 629,5 do 728,0 km biegu Odry (Wiśniewolski 1987, Neja 2011, www.rspregalica.pl). Zmniejszała się także liczba czynnych zawodowo rybaków. W 1965 r. w RSP „Regalica” zatrudnionych było 85 rybaków, w 1976 r. już tylko 22 (Trzebiatowski 1977). W roku 2002 zatrudnionych było w spółdzielni 26 zawodowych rybaków (Neja 2011), podczas gdy w 2012 r. liczba ta spadła do 7 rybaków będących członkami spółdzielni (www.rspregalica.pl). Kompowski i Neja (2000) szacowali liczbę alhamów wystawianych przez rybaków poławiających węgorza na Międzyodrze w drugiej połowie lat 90. ubiegłego wieku na 600 sztuk. Neja (2011) podaje liczbę alhamów używanych przez rybaków na Międzyodrze wg stanu na koniec 2001 r. – 828 sztuk. Liczba aktualnie używanych alhamów na Międzyodrze nie przekracza 100-120 sztuk (informacje własne). Również na dolnej Wiśle obserwowano spadek liczby czyn-

nych zawodowo rybaków poławiających węgorza, którzy w latach 1952-1989 byli zatrudniani przez spółdzielnię „Troć”, a od roku 2004 – przez PZW Gdańsk.

Podobnie jak w przypadku połowów węgorza na dolnej Odrze i dolnej Wiśle spadek połowów w jez. Gardno nie jest tylko prostym odzwierciedleniem zmniejszenia się zasobów węgorza czy niekorzystnych zmian w ekosystemie jeziora, szczególnie litoralu (Sobocki 2003), ale wynika także z przekształceń własnościowych, które pociągnęły za sobą zmiany w prowadzonej gospodarce rybackiej, poprzez zmiany wielkości nakładu połowowego i prowadzenia połowów ukierunkowanych na zmniejszenie biomasy ryb karpiowatych. W miejsce Państwowego Gospodarstwa Rybackiego „Słupsk” powstała w 1996 roku Spółka Rybacka „Kormoran” prowadząca gospodarkę rybacką w uzgodnieniu ze Słowińskim Parkiem Narodowym.

Pomimo spadku wielkości połowów węgorza, co jak wspomniano wyżej, nie musi być jednoznaczne z istotnym zmniejszeniem się wielkości zasobów, jez. Gardno nadal zachowuje swój potencjał jako siedlisko węgorza. Informacje Kaja i Walczaka (1953) o występowaniu w jez. Gardno bardzo dużych ilości węgorza obsadowego, o masie ponad 50 g, nie muszą mieć tylko charakteru historycznego. Ciąg węgorza wstępującego obserwowany w 1996 i 1997 roku w Łupawie, w miejscowości Smołdzino, powyżej jeziora Gardno (Sobocki i Woźniewski 1998) świadczy o występowaniu naturalnego uzupełnienia tego gatunku.

Analizując wielkość i intensywność połowów węgorza srebrzystego na 18 stanowiskach połowowych w dorzeczu Ełku (cieki i 30 jezior) w latach 1968-1970 Świerzowski (1975a i b) ocenił, że średnio 61% połowów węgorza przypadło na stanowiska zlokalizowane na cie-kach poniżej ujścia z jeziora lub kompleksu jezior. Spływ węgorza srebrzystego w dorzeczu Ełku rozpoczął się w połowie kwietnia i trwał, zależnie od roku, do początku lipca, lub nawet do początku listopada. Najwyższe połowy węgorza przypadały na okres od końca kwietnia do połowy czerwca, ze szczytem pomiędzy 5 a 10 maja. Na stanowiskach połowowych poławiano dziennie średnio 35 węgorzy. Sezon połowowy trwał średnio 21 dni (od 6 do 56). Średnie roczne połowy węgorza w rzece wynosiły 1,32 kg/ha.

Dane z dwóch kolejnych doływów Biebrzy: Jegrzni i Kanału Augustowskiego, łącznie z Netą są również mniej niż fragmentaryczne. W latach 1986-1988 i w 1992 r. połowy węgorza w Jegrzni wahały się od 72 do 239 kg rocznie, średnio 139 kg. Ogółem w Jegrzni odłowiono w tym okresie 555 kg węgorza (dane PZW Okręg Łomża).

W latach 1986-1989 i w 1992 r. połowy węgorza na Kanale Augustowskim i rzece Netta wahał się od 52 do 189,4 kg, średnio 105,3 kg. Ogółem na Kanale Augustowskim i Netcie złowiono 526,5 kg węgorza (dane PZW Okręg Suwałki).

O znacznych niegdyś połowach węgorza srebrzystego na Jegrzni i Kanale Augustowskim, z zastosowaniem narzędzi cedzakowych, zbliżonych w działaniu do węgorni,

wspomina Kłodnicki (1992). Wg jego informacji na Jegrzni, poniżej Jeziora Rajgrodzkiego, zdarzały się połowy węgorza rzędu 400-500 kg z nocy, natomiast w Dębowcu, w miejscu ujścia Kanału Augustowskiego do Biebrzy, dochodziły do 800 kg z nocy.

Doświadczalne odłowy przeprowadzone w Biebrzy w maju i czerwcu 2012 r. wykazały obecność niewielkiej liczby spływających węgorzy (odłowiono 2 szt. podczas 262 godzin ekspozycji alhamu). Okres prowadzonych prac przypadał na kulminację wiosennego spływu węgorza (Świerzowski 1975a i b) na tym terenie.

Z kolei odłowy przeprowadzone na Drwęcy w październiku 2012 r. nie wykazały obecności spływających węgorzy, pomimo 200 godzin ekspozycji zestawu 2 alhamów oraz wykorzystania przenośnej bariery elektrycznej kierującej ryby do alhamu. Dane archiwalne z lat 70. i 80. XX wieku wskazują na obecność węgorza w Drwęcy. Zgodnie z informacją uzyskaną od rybaków zatrudnionych przez PZW w Toruniu jeszcze na przełomie XX i XXI wieku obserwowano na Drwęcy w Lubiczu spływ węgorza srebrzystego.

Wyniki doświadczalnych odłowów węgorza na dopływach w zlewni Wisły mogą być skutkiem ograniczenia wielkości zarybień tym gatunkiem, w związku z wysoką ceną materiału zarybieniowego (3000 zł za 1 kg węgorza montee oraz 400 zł za 1 kg narybku podchowanego – według aktualnego cennika RZGW Warszawa, dostępnego na stronie: http://www.warszawa.rzgw.gov.pl/upload/browser/_MR/Cennik%20na%202012%20r.pdf) oraz długim cyklem życiowym, obniżającym opłacalność prowadzenia zarybień. W zlewni Biebrzy zarybienia są praktycznie jedynym źródłem uzupełniania populacji węgorza, w związku z przegrodzeniem Wisły zaporą we Włocławku i Narwi zaporą w Dębem. Również w przypadku Drwęcy swobodna migracja wstępującego węgorza nie jest możliwa ze względu na dwie zapory zlokalizowane w Lubiczu. Wyposażone są one w przepławki komorowe, które nie działają prawidłowo.

Generalnie przyczyny ograniczenia wielkości populacji węgorza w Polsce w ostatnich kilkudziesięciu latach są złożone. Z jednej strony jest to fragmentacja szlaków migracji, ze szczególną rolą wspomnianych wyżej zapór na Wiśle i Narwi, odcinających połączenie kompleksu jezior Warmii, Mazur i Suwalszczyzny z morzem. W powiązaniu z silnym zanieczyszczeniem wód rzek w latach 60.-90. ubiegłego wieku (Nienhuis i in. 1998, Stan środowiska 2004) przyczyniło się to do ograniczenia naturalnej rekrutacji węgorza. Postępujące przegrodzenie rzek w związku z rozwojem energetyki wodnej (jako energii odnawialnej) spowodowało również ograniczenie spływu węgorzy podejmujących wędrówkę tarłową do morza. Śmiertelność węgorzy pokonujących przegrodę z elektrownią zależy od możliwości ominięcia turbin, wielkości węgorzy, typu i wielkości turbiny, wysokości piętrzenia: rośnie wraz z wielkością ryb, jest większa w turbinach Francisa niż Kaplana i większa w turbinach mniejszych (Montén 1985, Larinier i Dartiguelongue 1989, Travade i Larinier 1992, Holzner 1999, Larinier i Travade 1999, 2002,

McCleave 2001). W mniejszych elektrowniach częściej stosowane są turbiny Francisa, wydaje się także, że większe szanse na ominięcie turbiny mają ryby na elektrowniach większych. Warto również pamiętać, że węgorze ulegają przy przechodzeniu przez turbiny znacznie większym obrażeniom niż np. smolty łososi (EIFAC/ICES 2002). Zestawienia istniejących danych sporządzone przez Larinier i Travade (1999) oraz w Raporcie EIFAC/ICES (2002) wykazują, że śmiertelność węgorzy przechodzących przez elektrownie często dochodzi do 100%. Szacuje się, że węgorze mogą spływać do morza nie napotykać elektrowni wodnej tylko z 24% powierzchni jezior, które są w Polsce podstawowym habitatem żerowiskowym tego gatunku. W przypadku 63% powierzchni jezior – węgorze muszą pokonać co najmniej dwie elektrownie.

Negatywne skutki tej sytuacji były do początku lat 90. XX wieku rekompensowane przez intensywne zarybienia, co przekładało się na stosunkowo wysokie odłowy gospodarcze. Jednak wzrost cen materiału zarybieniowego, jak i przekształcenia zasad użytkowania wód spowodowały zmniejszenie opłacalności zarybiania tym gatunkiem, co przekłada się na dalszy spadek jego liczebności. Wysokie ceny narybku szklatego węgorza podyktowane są zarówno systematycznym zmniejszaniem jego dopływu do wybrzeży Europy (w związku z ograniczeniem spływu osobników dorosłych na tarło), jak też wysokim popytem na rynkach azjatyckich.

W ostatnich latach ochrona i odbudowa populacji węgorza europejskiego stała się jednym z priorytetów Unii Europejskiej. Wprowadzono ograniczenia w handlu węgorzem, w tym zakaz eksportu poza teren UE (Ministerstwo Środowiska 2011). Rozpoczęto szereg inicjatyw, w tym program odbudowy populacji węgorza europejskiego (Council Regulation 2007).

Przystąpienie do programu ochrony populacji węgorza europejskiego nakłada na kraje członkowskie Unii Europejskiej obowiązek realizacji planu racjonalnego gospodarowania jego zasobami oraz odtworzenie jego naturalnego stanu do poziomu z okresu nie zakłóconego działalnością człowieka (Rozporządzenie Rady (WE) nr 1100/2007 z dnia 18 września 2007 r.). Plan realizowany jest poprzez wdrażanie środków, służących odbudowie i zapewniających stabilny rozwój naturalnej populacji tego cennego pod wieloma względami gatunku. W planie ochrony węgorza zawarto teoretyczne założenia, których słuszność i poprawność opierać się musi na okresowej kontroli i weryfikacji. W celu standaryzacji badań i możliwości przeprowadzenia waloryzacji efektów działań niezbędne jest gromadzenie danych zgodnie z ogólnie przyjętą metodologią, którą opracowano i wskazano w raporcie Sesji Połączonej EIFAC/ICES Węgorzowej Grupy Roboczej (WGEEL 2009).

Polska przyjęła strategię odbudowy populacji węgorza opierając ją na intensywnym zarybianiu i ochronie istniejących zasobów. W proces zarybiania włączone zostały wody

śródlądowe, zalewy i jeziora przy morskie oraz obszary morskie. Zakłada się, że skuteczny proces odbudowy populacji węgorza w wodach Polski wymagać będzie corocznego zarybiania wód dorzecza Odry i Wisły 13 mln szt. narybku szklatego lub 5 mln narybku o długości ciała l.t. nie przekraczającej 20 cm. Ponadto proces ochrony odbudowywanych zasobów uwzględnia ograniczenia w połowach profesjonalnych i wędkarskich, eliminację nielegalnych połowów oraz poprawę warunków bytowania, w celu umożliwienia migracji osobnikom juwenilnym (narybkowi wstępującemu) i dojrzewającym płciowo (węgorzowi srebrzystemu).

*Opracowanie powstało w ramach projektu „Monitoring efektów wdrażania Planu gospodarowania zasobami węgorza w Polsce realizowanego w ramach ogólnosiatoowego projektu odbudowy i ochrony węgorza europejskiego *Anguilla anguilla* (L.)”, dofinansowanego ze środków UE oraz tematu statutowego nr S005 Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie.*

Za pomoc w organizacji i realizacji badań składamy serdeczne podziękowania Panom: Łukaszowi Czajkowskiemu, Łukaszowi Ciżmowskiemu oraz Markowi Sobockiemu ze Słowińskiego Parku Narodowego. Panu dyrektorowi Andrzejowi Grygorukowi z Biebrzańskiego Parku Narodowego, Panu Piotrowi Klimowiczowi z Polskiego Związku Wędkarskiego Okręgu w Gdańsku oraz Panu Krzysztofowi Grzelakowi prezesowi Rybackiej Spółdzielni Pracy „Regalica”.

Literatura

- Błachuta J., Rosa J., Wiśniewolski W., Zgrabczyński J., Bartel R., Białokoz W., Borzęcka I., Chybowski Ł., Depowski R., Dębowski P., Domagała J., Drozdzyński K., Hausa P., Kukuła K., Kubacka D., Kulesza K., Ligeza J., Ludwiczak M., Pawłowski M., Picińska-Fałtynowicz J., Lisiński K., Witkowski A., Zgrabczyński D., Zgrabczyńska M. 2010 – Ocena potrzeb i priorytetów udroźnienia ciągłości morfologicznej rzek w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału części wód w Polsce – Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa, ss. 56.
- Brylińska, M. 2000 – Ryby słodkowodne Polski – Wydawnictwo Naukowe PWN Warszawa.
- Council Regulation 2007 – Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel – <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:248:0017:0023:EN:PDF>
- EIFAC/ICES 2002. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels. Nantes, France 2-6 September 2002.
- EU Water Framework Directive. 2000 – Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000, establishing a framework for community action in the field of water policy – Official Journal of the European Communities 22.12.2000 L 327/1. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:EN:NOT>.

- Gajewski Z. 1967 – Węgorz – PWRiL, Warszawa, ss. 284.
- Holzer M. 1999 – Untersuchungen zur Vermeidung von Fischschaden im Kraftwerks Bereich dargestellt am Kraftwerk Dettelbach am Main Unterfranken – Landesfischereiverband Bayern e.V.
- Kaj J., Walczak J. 1953 – Węgorz wstępujący w rzekach pomorskich Pomorza Zachodniego. Próba ustalenia zapasu zarybienowego – Rocz. Nauk Roln. Seria B, 67(1): 123-142.
- Kłodnicki Z. 1992. Tradycyjne Rybołówstwo śródlądowe w Polsce – Wyd. Uniwersytetu Wrocławskiego, Wrocław, ss. 404.
- Kompowski A., Neja Z. 2000 – Gospodarka rybacka w wodach Dolnej Odry i Międzyodrza – Zachodniopomorski Kongres Nauki Na Przełomie XX i XXI Wieku. Wyd. Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego, Szczecin, 283-291.
- Krawczyk H. 1957a – Alham węgorzowy – Gospodarka Rybna 2: 13-16.
- Krawczyk H. 1957b – Alham węgorzowy. Część II – Gospodarka Rybna 5: 10-13.
- Larinier M., Dartiquelongue J. 1989 – La circulation de poissons migrateurs: le transit a travers les turbines de installations hydroelectriques – Bull. Fr. Peche Piscic. 312/313:1-90.
- Larinier M., Travade F. 1999 – La devalaison des migrateurs: problemes et dispositifs – Bull. Fr. Peche Piscic. 353/354:181-210.
- Larinier M., Travade F. 2002 – Downstream migration: problems and facilities – Bull. Fr. Peche Piscic. 634 pp. (Suppl.): 181-207.
- Ministerstwo Środowiska 2011. Informacja na stronie internetowej. http://www.mos.gov.pl/kategoria/3488_ograniczenia_w_handlu_okazami_wegorza/
- McCleave J.D. 2001 – Simulation of the impact of dams and fishing weirs on reproductive potential of silver-phase American eels in the Kennebec River Basin – Maine. N. Amer. J. Fish. Mgt. 21(3): 592-605.
- Montén E. 1985 – Fish and turbines: fish injuries during passage through power station turbines – Vattenfall, Stockholm.
- Nienhuis P.H., Hofman N.J.W., Rietbergen M.G., Ligthart S.S.H., Prus T. 1998 – Water quality management of the lower reach of the Vistula River in Poland – Beckhuis Publisher, Leiden. str. 321-341.
- Neja Z. 2011 – Charakterystyka ichtiofauny i Rybactwa w wodach Międzyodrza – Wyd. Uczelniane Zachodniopomorskiego Uniwersytetu Technologicznego w Szczecinie, Szczecin, ss. 198.
- Plan gospodarowania zasobami węgorza w Polsce. 2008. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, MIR, IRŚ, Warszawa, 89 ss.
- Rozporządzenie Rady (WE) nr 1100/2007 z dnia 18 września 2007 r. ustanawiające środki służące odbudowie zasobów węgorza europejskiego. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 248/17.
- Sakowicz S. 1930 – Węgorz (*Anguilla vulgaris* Turt.). Biologia i zarys produkcji – Rybackie monografie gospodarcze i podręczniki. Muzeum Przemysłu i Rolnictwa, Warszawa, ss. 170.
- Sobocki M., 2003 – Ichtiofauna – W: Jezioro Gardno. 35-lecie Słowińskiego Parku Narodowego. Red. Z. Mudry. Wyd. Pomorskiej Akademii Pedagogicznej w Słupsku, Słupsk, 113-140.
- Sobocki M., Woźniewski M. 1998 – Obserwacje węgorza wstępującego do Łupawy – Komun. Ryb. 1: 13-14.
- Stan środowiska w Polsce na tle celów i priorytetów Unii Europejskiej. Raport Wskaźnikowy 2004. Biblioteka Monitoringu Środowiska Warszawa 2006, 88 str. http://www.gios.gov.pl/zalaczniki/artykuly/rap_wskaz2004_pl.pdf
- Świerzowski A. 1975a – Ogólna analiza połowów węgorza w rzekach i jeziorach dorzecza Narwi – Rocz. Nauk Rol. 96-H-4: 71-85.

- Świerżowski A. 1975b – Rytm i intensywność połowów spływającego węgorza w dorzeczu Narwi – Rocz. Nauk Rol. 96-H-4: 87-108.
- Szczerbowski J.A. (red) 1993 – Rybactwo śródlądowe – Wyd. IRS, Olsztyn, 569 ss.
- Travade F., Larinier M. 1992 – La migration de devalasion: problemmes et dispositifs – Bull. Fr. Peche Piscic. 326/327:165-176.
- Trzebiatowski R. 1977 – Perspektywy i kierunki gospodarki rybackiej w Dolnej Odrze – Gospodarka Ryb. 11: 8-11.
- Wiśniewolski W. 1987 – Gospodarcze połowy ryb w Wiśle, Odrze i Warcie w latach 1953-1978 – Roczniki Nauk Rolniczych. Seria H, 101(2): 71-114.
- WGEEL 2009. Report of the 2009 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL) 7–12 September 2009, Göteborg, Szwecja.
- www.rsp.regalica.pl. Rybacka Spółdzielnia Pracy „Regalica”.
- Znamierowska-Prüfferowa M. 1988 – Tradycyjne rybołówstwo w Polsce na tle zbiorów i badań terenowych Muzeum Etnograficznego w Toruniu – Muzeum Etnograficzne w Toruniu, Toruń, ss. 176.

Problemy oceny skuteczności urządzeń służących migracji ryb

Wiesław Wiśniewolski, Janusz Ligieza, Mikołaj Adamczyk, Paweł Prus

Zakład Rybactwa Rzecznego w Żabieńcu, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Wraz z rozwojem budowy przepławek, które w założeniu umożliwiać mają rybom pokonanie przegrody przegradzającej rzekę, pojawił się problem oceny skuteczności funkcjonowania tych urządzeń. Próby przeprowadzenia takiej oceny, których podejście metodyczne porównywalne mogłoby być ze współcześnie stosowanymi metodami, podejmowano już w początkach XX wieku (Gerhardt 1912). Ocena funkcjonowania przepławki jako jeden z wymaganych elementów procesu udrażniania rzek, stała się jednak obowiązkiem dopiero na przełomie minionego i obecnego stulecia.

Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 roku, tzw. Ramowa Dyrektywa Wodna, ustanawiając zasady wspólnotowego działania w zakresie polityki wodnej, nakłada równocześnie na kraje członkowskie Unii Europejskiej obowiązek osiągnięcia do roku 2015 przynajmniej dobrego stanu, względnie potencjału ekologicznego wód. Aby warunek ten mógł zostać spełniony konieczne jest zachowanie bądź odtworzenie ciągłości morfologicznej wód dla migracji organizmów wrażliwych, charakterystycznych dla naturalnego, określonego ekosystemu wodnego (Błachuta i in. 2010). Grupą najbardziej wrażliwą wśród nich są ryby. Wybór właściwego, dostosowanego do ich wymagań biologicznych rozwiązania konstrukcyjnego urządzenia migracyjnego, miejsce jego lokalizacji na piętrzeniu oraz sposób wykonania decydują o efektywności jego funkcjonowania. Miarę stanowi liczba ryb pokonujących urządzenie w określonym czasie.

Środki zabezpieczenia migracji ryb

Aby było możliwe pokonanie przepławki, w urządzeniu tym musi nastąpić zredukowanie szybkości przepływu wody do wartości, odpowiadających możliwościom pokonywania siły prądu zarówno przez zasiedlające rzekę ryby, jak również organizmy bezkręgowce. Możliwości ryb są w tym względzie ograniczone. I tak maksymalne, dopuszczalne prędkości przepływu wody w szczelinach przepławki wynoszą:

- ryby łososiowate (łosoś, troć, pstrągi, głowacica), lipień – 2,0 m/s,
- reofilne ryby karpioвате (boleń, brzana, brzanka, certa, jaź, jelec, kleń, świnka) – 1,5 m/s,
- pozostałe gatunki (ryby młode i małe) – 1,0 m/s (Gebler 1991, Jens i in. 1997, Wiśniewolski 2003).

Zdefiniowane możliwości biologiczne ryb określają wymagania stawiane konstrukcji urządzeń migracyjnych. Wśród nich spotykane są różne rozwiązania konstrukcyjne.

Jeszcze do lat 80. XX wieku budowano przede wszystkim urządzenia techniczne, charakteryzujące się często niezadowalającą efektywnością funkcjonowania (fot. 1).

Specyfiką współcześnie budowanych przepławek jest różnorodność ich konstrukcji. Niezależnie od typu konstrukcyjnego dostosowane są one do wymagań biologicznych zasiedlającej rzekę fauny (ryby, bezkręgowce) oraz lokalnych warunków realizacji inwestycji. Ich wspólną cechą jest luźna struktura dna, zachowująca system luk i szczelin oraz warunki przepływu wody, odpowiadające możliwościom biologicznym ryb. Urządzenia te konstruowane mogą być w formie:

- **bystrzotoków** (bystrza, pochylnie kamienne), stanowiących odwzorowanie uślanych głazami i kamieniami przełomowych odcinków rzeki. Zwykle wykonywane są na całej szerokości rzeki, zapewniając optymalne warunki migracji ryb w górę i w dół;



Fot. 1. Przepławka techniczna typu komorowego. Widoczne poprzeczne przegrody oraz otwory przelewowe (fot. J. Kaczmarek).

- **obejść** naśladowujących naturalne, omijające przeszkodę strumienie ze zmiennym nachyleniem (bystrza, rozlewiska);
- **przepławek ryglowych** (kombinacji bystrotoku i przepławki technicznej), gdzie w betonowym korycie przegrody oddzielające poszczególne komory wykonane są z luźno ustawionych głazów, pomiędzy którymi pozostawiony jest system różnej szerokości szczelin;
- **przepławek technicznych**, spośród których rozwiązaniem szczególnie preferowanym jest przepławka szczelinowa. Stanowi ona modyfikację klasycznej przepławki komorowej, w której otwory przelewowe i przesmykowe zastąpione zostały jednostronnie lub dwustronnie ulokowaną pionowo szczeliną, otwartą od dna komory do górnej krawędzi ścianki działowej. Uzupełnieniem tych propozycji konstrukcyjnych, przeznaczonych dla wysokich pięter są specjalne windy dla ryb oraz przystosowane do ich migracji śluzy żeglowne;
- **przelewy stokowe, okna migracyjne** budowane z myślą o zapewnieniu możliwości bezpiecznej migracji ryb spływających w dół rzeki.

Obecnie podstawowe, zalecane również przez FAO, wytyczne konstrukcji urządzeń służących migracji ryb i ich ochrony oraz sposobu monitoringu funkcjonowania tych



Fot. 2. Próg przebudowany w bystrotok kaskadowy posadowiony na całej szerokości koryta rzeki (fot. W. Wiśniewski).



Fot. 3. Obejście ukształtowane w formie strumienia (fot. W. Wiśniewolski).



Fot. 4. Przepławka typu ryglowego. Pomędzy głazami rygła widoczne szczeliny migracyjne (fot. W. Wiśniewolski).

urządzeń, obowiązujące co najmniej na obszarze Europy, zawarte są w następujących opracowaniach:

- Adam B., Bosse R., Dumont U., Gebler R. J., Geitner V., Hass H., Krüger F., Rapp R., Sanzin W., Schaa W., Schwevers U., Steinberg L. 1996 – Fischeaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle – DVWK Merkbl. z. Wasserwirtsch. 232/1996: 110 ss. – wydane także przez FAO w 2002 roku, w języku angielskim.
- Adam B., Bosse R., Dumont U., Hadderingh R., Jörgensen L., Kalusa B., Lehmann G., Pischel R., Schwevers U. 2005 – Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle – 2. korrigierte Auflage. DWA. Hennef: 256 ss.



Fot. 5. Przeławka szczelinowa jednostronna (fot. J. Ordon).

- Adam B., Bosse R., Bruijs M., Dumont U., Göhl Ch., Görlach J., Heimerl S., Kalusa B., Krüger F., Redeker M., Schwevers U., Sellheim P. 2006 – Funktionskontrolle von Fischeaufstiegsanlagen. Auswertung durchgeführter Untersuchungen und Diskussionsbeiträge für Durchführung und Bewertung. DWA – Themen. DWA. Hennef: 123 ss.
- Dumont U., Anderer P., Schwevers U. 2005 – Handbuch Querbauwerke. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf: 212 ss.

Nieodłącznym elementem stosowania urządzeń służących zabezpieczeniu migracji ryb jest ocena efektywności ich funkcjonowania. Skuteczność ich działania wyrażana jest dwoma parametrami:

- Ilorazem liczby ryb danego gatunku pokonujących przeszkodę w stosunku do liczby wszystkich ryb usiłujących ją pokonać (%).
- Opóźnieniem, tzn. długością czasu zużytego na pokonanie przeszkody (godz., dób).

W oparciu o te parametry dokonywana jest ocena funkcjonowania przepławki. Poniżej przykład propozycji oceny, wykorzystującej następującą skalę:

- Bardzo dobra – 100% ryb pokonuje przeszkodę, opóźnienie kilka godzin.
- Dobra – 95-100% ryb pokonuje przeszkodę, opóźnienie nie przekracza kilku dni.
- Słaba – 70-95% ryb pokonuje przeszkodę, opóźnienie większe niż kilka dni.
- Zła – mniej niż 70% ryb pokonuje przeszkodę, opóźnienie większe niż kilka dni, nawet do miesiąca (Bojarski i in. 2005).

Interpretując przedstawione wyniki oceny, funkcjonalność urządzeń ocenionych jako słabe można często poprawić dokonując niewielkich korekt konstrukcyjnych. Urządzenia, których funkcjonalność oceniono jako złą, wymagają zazwyczaj rozbiórki i ponownego wykonania.

Sposoby prowadzenia oceny

Właściwe monitorowanie funkcjonowania przepławek pod kątem oceny pokonywania tych urządzeń przez ryby, jest przedsięwzięciem kłopotliwym i dość trudnym. Służy ono ustaleniu jakie gatunki ryb i w jakiej liczbie wykorzystują przepławkę podczas podejmowanej wędrówki, tak w górę jak i w dół rzeki. Służy również ustaleniu w cyklu rocznym okresu głównych migracji. Współcześnie wykorzystywane są w tym celu różne metody, a coraz większego znaczenia nabierają te oparte na automatycznej rejestracji przepływających przepławką ryb. Obok nich powszechnie stosowane są jednak metody tradycyjne, oparte na odłowie z wykorzystaniem narzędzi rybackich.

Określenie wymiarów technicznych badanej przepławki oraz warunków przepływu w niej wody powinno być punktem wyjścia prowadzonej oceny. Przykład takiej analizy przedstawiono w tabeli 1.

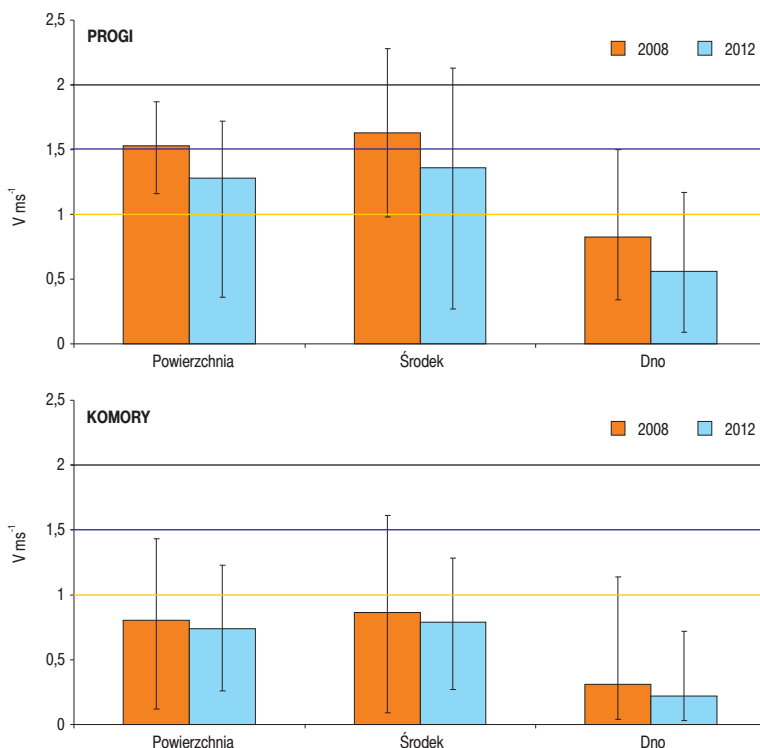
Wykonanie charakterystyki przepływu wody w przepławce pozwala na ich skonfrontowanie z wymaganiami ichtiofauny (rys. 1).

Prezentowany przykład wskazuje, że w zakresie prędkości przepływu wody w szczelinach i basenach przepławki, dostosowane są one do możliwości pływackich szerokiego spektrum gatunkowego zespołu ryb. Na możliwość pokonania przepławki przez ryby, istotny wpływ ma również wartość współczynnika rozproszenia energii (dysypacji objętościowej). Jego wartość dopuszczalna dla ryb o wysokich umiejętnościach pływackich nie może przekraczać 200 W/m^3 , natomiast w odniesieniu do gatunków słabiej pływających 100 W/m^3 (Adam i in. 1996). W przykładzie przedstawionym w tabeli 1, wyliczona wartość tego współczynnika wynosi 112 W/m^3 . W zestawieniu z maksymalną prędkością $1,53 \text{ m/s}$ w szczelinach przepławki, wartości te wskazują na właściwe

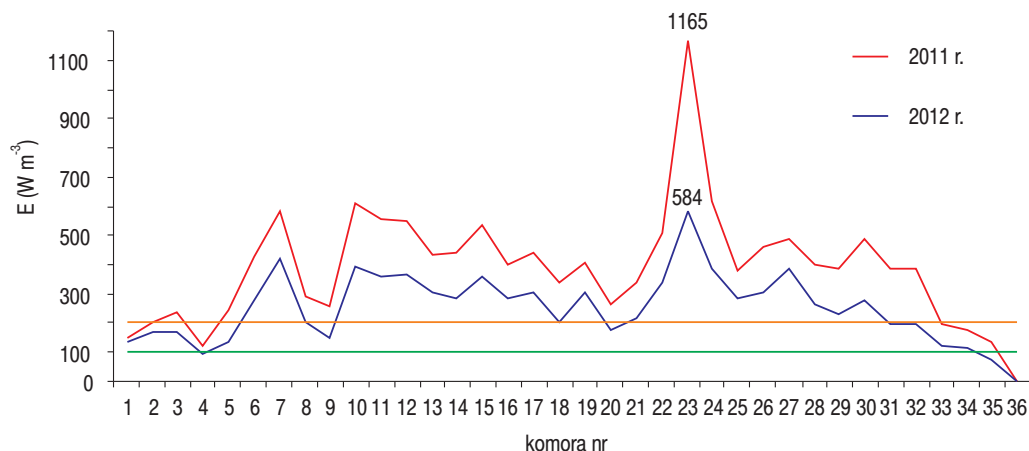
Tabela 1

Podstawowe parametry techniczne i hydrologiczne, będące punktem wyjścia oceny funkcjonowania przepławki (za Edler 2011 zmienione)

Analizowane parametry	Przykładowe wartości
Rzędna dna stanowiska górnego (m)	28,80
Rzędna dna stanowiska dolnego (m)	26,26
Poziom zwierciadła wody górnej (NPP * m)	29,50
Poziom zwierciadła wody dolnej przy NNQ (m)	26,70
Całkowita wysokość piętrzenia ΔH (m)	2,80
Różnica poziomów pomiędzy sąsiednimi komorami Δh (m)	0,12
Liczba rygli (przegród) przepławki (n)	25
Długość komory netto (m)	2,10
Szerokość komory netto (m)	2,50
Szerokość szczeliny migracyjnej (m)	0,40
Maksymalna prędkość wody w szczelinie (m/s)	1,53
Średnia prędkość wody w basenie (m/s)	0,24
Głębokość wody za rygłem w basenie przepławki (m)	0,58
Wydatek przepławki (m^3/s)	0,34
Wartość współczynnika dyssypacji objętościowej (rozproszenia energii w basenie (W/m^3))	112,11



Rys. 1. Rozkład prędkości przepływu wody (średnie i zakres) w szczelinach progów i komorach przepławki w warstwach – pod powierzchnią, pośrodku (głębokość ok. 0,5 m) i przy dnie. Pomarańczowe słupki – stan wyjściowy, niebieskie słupki – po eksperymentalnym ograniczeniu dopływu wody. Zaznaczono wartości graniczne przepływu dla: limnofilnych ryb karpiowatych i małych ryb (linia żółta), reofilnych ryb karpiowatych (linia niebieska) oraz ryb łososiowatych (linia czarna) (dane niepublikowane IRS, ZRRz).



Rys. 2. Energia rozproszenia wody w komorach przepławki przed eksperymentalnym przydławieniem przepływu i po tym zabiegu. Linia zielona wskazuje wartości krytyczne dla małych gatunków ryb i narybku, pomarańczowa – dla silnych i dobrze pływających ryb (dane niepublikowane IRS, ZRRz).

przystosowanie konstrukcji przepławki do wymagań ryb. Poniżej przedstawiono przykład złego rozkładu wartości współczynnika rozproszenia energii (rys. 2).

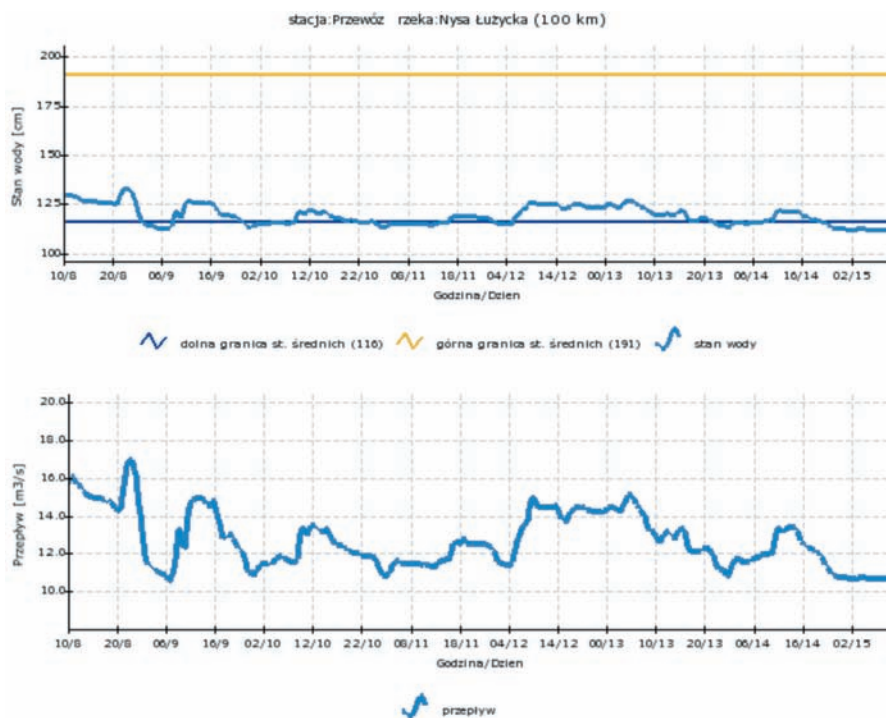
Z analizy wynika, że akceptowalne wartości współczynnik dyssypacji objętościowej przyjmuje tylko w pierwszych i ostatnich komorach przepławki. Wartości współczynnika wskazują na konieczność przebudowy przepławki. Przy okazji tego przykładu wskazać należy na powiązanie wartości tego współczynnika z wielkością przepływu. Istotne zmniejszenie wartości współczynnika nastąpiło z chwilą obniżenia wydatku przepławki z 0,8 do 0,6 m³/s (dane niepublikowane IRS, ZRRz).

Analiza stanów wody w rzece poniżej piętrzenia, dostarcza kolejnej informacji, istotnej dla postawienia diagnozy przyczyn niezadowolającego funkcjonowania przepławki w sytuacji, gdy jej parametry konstrukcyjne i warunki przepływu są właściwe (rys. 3).

Porównanie stanów wody i wielkości przepływu z wynikami rejestracji ryb w przepławce, często pozwala wyjaśnić przyczynę słabej migracji lub jej braku. Duże i częste wahania poziomu wody w rzece poniżej elektrowni, są bowiem nierzadko przyczyną nieobecności ryb w tym odcinku rzeki.

Analiza konstrukcji technicznej przepławki oraz warunków przepływu w niej wody w dostosowaniu do wymagań biologicznych ryb, stanowi nieodzowny warunek do właściwego zinterpretowania wyników oceny pokonywania przez ryby przepławki. Metody oceny są tutaj zróżnicowane.

Odłowy z wykorzystaniem narzędzi rybackich pozwalają na bezpośrednie liczenie ryb wchodzących i wychodzących z przepławki. Wykorzystywane są tutaj tradycyjne żaki lub pułapki skrzynkowe, zamykające rybom wyjście z przepławki (fot. 6).



Rys. 3. Stan wody i przepływ na stacji wodowskazowej w miejscowości Przewóz na rzece Nysa Łużycka km 100 (ok. 3 km poniżej EW Bukówka) w dniach 8-15 maja 2012 r. (źródło: www.pogodynka.pl/polska/podest/zlewnia_gornej_i_srodkowej_odry).



Fot. 6. Żak zamykający rybom wyjście z przepławki do górnej wody.



Fot. 7. Żak odławiający ryby spływające z przeławki wraz z opadającą wodą.

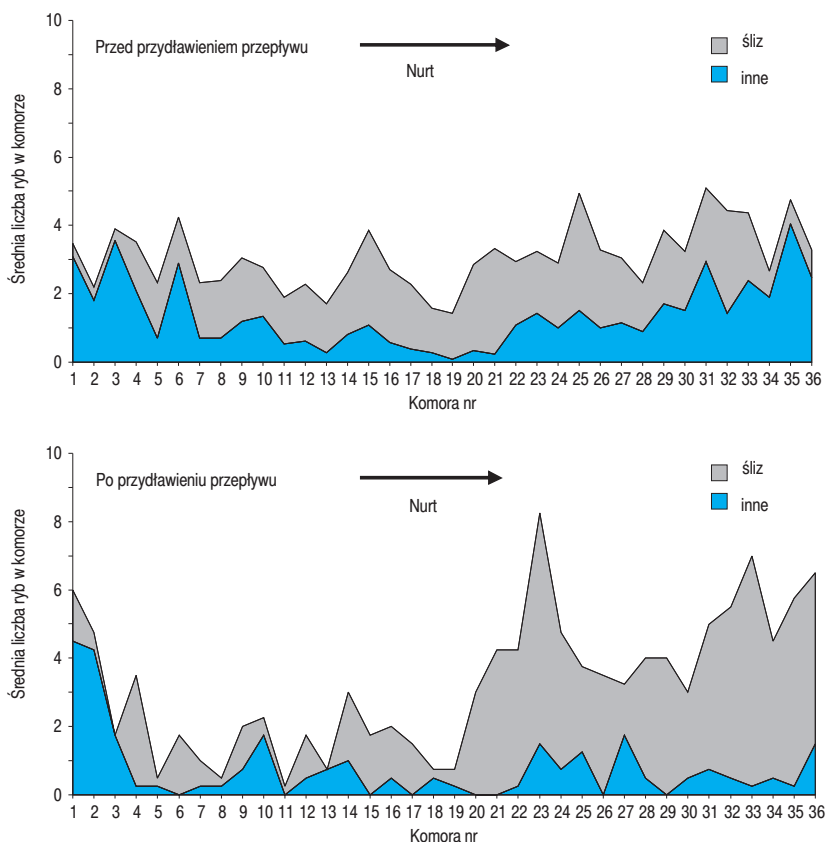


Fot. 8. Pułapka sadzowa wstawiana do komory przeławki i podczas kontroli podnoszona wraz z rybami wysięgnikiem do góry (fot. R. Depowski).

W metodzie tej czas obserwacji wynosi zwykle od 12 do 24 godzin (dłuższa ekspozycja nie jest wskazana ze względu na możliwość śnięcia ryb), zaś procedura postępowania jest następująca. Zamyka się dopływ wody do przepławki i odławia znajdujące się w niej ryby, które uwalnia się na dolnym stanowisku rzeki. Można je przy tej okazji poznać a wówczas uzyskamy dodatkowe informacje w przypadku ponownego ich odłowienia. Następnie wyjście z przepławki na wodę górną zamyka się za pomocą pułapki (fot. 6, 8) i otwiera dopływ wody do przepławki. Po 12-24 godzinach, względnie wybranym krótszym czasie, okno wylotowe przepławki od strony wody dolnej (wejście dla ryb), zastawiane jest pułapką żakową (fot. 7), a następnie zamykany jest dopływ wody do przepławki. Po opadnięciu wody ryby są wybierane z pułapek i oddzielnie dla każdej, liczone w podziale na gatunki, indywidualnie ważone i mierzone. Z pułapki górnej uzyskujemy informację o liczbie ryb, które pokonały przepławkę w czasie ekspozycji żaka, z pułapki dolnej informację o liczbie ryb, które weszły do przepławki i spłynęły wraz z opadającą wodą. Po zakończeniu identyfikacji i liczenia ryb, wypuszczamy je na górnym stanowisku rzeki.

Odłów ryb w przepławce agregatem elektrycznym. Metoda ta szczególnie ma zastosowanie przy ocenie przepławek o charakterze naturalnym (pochylnia kamienna, obejście), bowiem zwykle nie da się ich opróżnić z wody. Nawet po zamknięciu dopływu wody do przepławki w jej basenach pozostaje znaczna ilość wody i wraz z nią ryby, zaś kamieniste nierówne dno uniemożliwia odłowienie ryb kasarkiem. Po zamknięciu dopływu wody do przepławki, odławiamy kolejno jej baseny, a złowione ryby przerzucamy na górną lub dolną wodę. Następnie zamykamy żakiem wlot wody do przepławki z górnego stanowiska i otwieramy dopływ wody. Po określonym czasie ekspozycji dopływ wody z przepławki na stanowisko dolne zastawiamy żakiem i zamykamy dopływ wody do przepławki. Następnie idąc z dołu do góry przepławki, odławiamy kolejno jej baseny odnotowując oddzielnie odłowione w nich ryby. Po wykonaniu indywidualnych pomiarów, uwalniamy je po zakończeniu badań na górnym stanowisku. W ten sposób uzyskujemy informację o przestrzennym rozmieszczeniu ryb w przepławce oraz pośrednio wnioskować możemy o ich przechodzeniu. Prześledzić to można na przykładzie rozmieszczenia ryb w przepławce, w warunkach zróżnicowanej wielkości przepływu – $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$ u góry i $0,6$ na dole (rys. 4).

Z rozkładu rozmieszczenia ryb w przepławce można wnioskować, że przy przepływie $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$, warunki przepływu w środkowej części przepławki, powodują ich gromadzenie się w dolnej części urządzenia. Sytuacja zdecydowanie poprawia się po zmniejszeniu wydatku do $0,6 \text{ m}^3/\text{s}$. Rozmieszczenie ryb staje się bardziej równomierne. Ich koncentracja wzrasta w odcinku tuż przed wyjściem z przepławki na wodę górną.



Rys. 4. Rozmieszczenie ichtiofauny w komorach przepławki przed i po eksperymentalnym przydtławieniu dopływu wody. Wyróżniono osobno śliza, jako gatunek stale bytujący w przepławce oraz pozostałe gatunki wykorzystujące ją jako drogę migracji (dane niepublikowane IRS, ZRRZ).

Można stąd wysnuć wniosek, że na wyjściu z przepławki ryby mają trudności z pokonywaniem tego odcinka.

Znakowanie ryb łowionych w rzece i wypuszczanych poniżej stopnia.

Ta coraz powszechniej stosowana metoda, ewaluowała od tradycyjnego znakowania zewnętrznymi znaczkami przyczepianymi do ciała ryby, po telemetrię wykorzystującą wszczepiane rybie znaczkę, emitującą sygnał radiowy (fot. 9), który wychwytywany jest specjalnym odbiornikiem. Pozwala to określić czas potrzebny rybie na odnalezienie wejścia do przepławki oraz jej pokona-



Fot. 9. Znaczek radiowy wykorzystywany w metodzie telemetrycznej (fot. P. Dębowski).

nie. Metoda polega na odłowieniu ryb poniżej piętrzenia, poznakowanie ich (fot. 10), a następnie wypuszczenie w miejscu złowienia. W przypadku znakowania tradycyjnego, rejestrujemy ryby odłowione w pułapkę na wyjściu z przepławki, zaś w przypadku zastosowania telemetrii możemy także od początku śledzić zachowanie ryb, wykorzystując przenośną antenę lub system stacji odbiorczych, rejestrujących wysyłane sygnały (fot. 11).

Automatyczne rejestrowanie za pomocą skanerów ultradźwiękowych. Metoda ta polega na instalacji informatycznego systemu rejestrującego i przetwarzającego dane dotyczące przemieszczających się ryb. Skaner rejestruje w systemie ciągłym ryby przemieszczające się przepławką, pozwalając na ocenę intensywności prze-

mieszczania się ryb przez przepławkę. Wynik przekazywany jest automatycznie i zapisywany na dysku komputerowym lub przekazywany online na serwery internetowe. Skaner może być połączony z kamerą, nagrywającą obraz przemieszczających się ryb. Obraz ze stacji monitoringu może być śledzony w dowolnym miejscu na ekranie komputera.



Fot. 10. Znakowanie. Znaczek wprowadzany jest do przewodu pokarmowego ryby (fot. P. Dębowski).



Fot. 11. Śledzenie przemieszczania się znakowanych ryb za pomocą anteny kierunkowej (fot. P. Dębowski).

Zakończenie

Charakteryzując w ogólnym zarysie zagadnienie oceny efektywności funkcjonowania urządzeń służących migracji ryb, wskazano na sposób podejścia do problemu oraz wykorzystywane metody. Jest to ważne, bowiem poza sytuacjami, gdy urządzenie ma postać bystrotoku zajmującego całą szerokość koryta rzeki, nie ma przepławek rozwiązyjących w 100% problem migracji. Przeprowadzenie oceny efektywności ich funkcjonowania oraz zdiagnozowanie czynników ograniczających możliwości migracji ryb, warunkuje zatem możliwość przeprowadzenia prawidłowej korekty w konstrukcji przepławki i uzyskanie maksymalnego efektu udrożnienia rzeki dla migracji ryb.

Literatura

- Adam B., Bosse R., Dumont U., Gebler R. J., Geitner V., Hass H., Krüger F., Rapp R., Sanzin W., Schaa W., Schwevers U., Steinberg L. 1996 – Fischeaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle – DVWK Merkbl. z. Wasserwirtsch. 232/1996: 110 ss.
- Adam B., Bosse R., Dumont U., Hadderingh R., Jörgensen L., Kalusa B., Lehmann G., Pischel R., Schwevers U. 2005 – Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle – 2. korrigierte Auflage. DWA. Hennef: 256 ss.
- Adam B., Bosse R., Bruijs M., Dumont U., Göhl Ch., Görlach J., Heimerl S., Kalusa B., Krüger F., Redeker M., Schwevers U., Sellheim P., 2006 – Funktionskontrolle von Fischeaufstiegsanlagen. Auswertung durchgeführter Untersuchungen und Diskussionsbeiträge für Durchführung und Bewertung. DWA – Themen. DWA. Hennef: 123 ss.
- Blachuta J., Rosa J., Wiśniewolski W., Zgrabczyński J. (Red.) 2010 – Ocena potrzeb i priorytetów udrożnienia ciągłości morfologicznej rzek w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału części wód w Polsce. Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa, 58 ss.
- Bojarski A., Jeleński J., Jelonek M., Litewka T., Wyzga B., Zalewski J. 2005 – Zasady dobrej praktyki w utrzymaniu rzek i potoków górskich. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 138 ss.
- Dumont U., Anderer P., Schwevers U. 2005 – Handbuch Querbauwerke. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf: 212 ss.
- Edler Ch. 2011 – Untersuchungen zur Funktionsfähigkeit der Fischeaufstiegsanlage am Wasserkraftstandort Rhede-Krechting, Bocholter Aa. Abschlussbericht. Auftraggeber: Stadtwerke Rhede, 39 ss.
- Gebler R.J. 1991 – Naturgemässe Bauweisen von Sohlenbauwerken und Fischeaufstiegen zur Vernetzung der Fließgewässer – Mitteilungen, Inst. f. Wasserbau u. Kulturtechnik, Universität Fridericiana Karlsruhe: 145 ss.
- Gerhardt P. 1912 – Die Fischwege – Handbuch der Ingenieurwissenschaften 3. Teil II. Bd. 1. Abt: Wehre und Fischwege: 454-499.
- Jens G., Born O., Hohlstein R., Kämmerer M., Klupp R., Labatzki P., Mau G., Seifert K., Wondrak P. 1997 – Fischwanderhilfen. Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen – Schriftenreihe, Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter u. Fischereiwissenschaftler e. V., 11: 114 ss.
- Wiśniewolski W. 2003 – Możliwości przeciwdziałania skutkom przegradzania rzek i odtwarzania szlaków migracji ryb – Suppl. ad Acta Hydrobiol. Kraków 6: 45-64.