

Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2018 roku. Uwarunkowania ekonomiczne i środowiskowe



Działalność podmiotów rybackich
i wędkarskich w 2018 roku.
Uwarunkowania ekonomiczne i środowiskowe

Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2018 roku. Uwarunkowania ekonomiczne i środowiskowe

pod redakcją
Macieja Mickiewicza i Arkadiusza Wołosa



Olsztyn 2019

Recenzenci: dr hab. Konrad Turkowski, prof. UWM, dr hab. Jacek Kozłowski

Redakcja techniczna: Henryk Chmielewski

Projekt okładki: Arkadiusz Wołos, Henryk Chmielewski

Zdjęcia na okładce: Jesienne połowy niewodowe (fot. A. Wołos)
Jezioro Kalwa Wilk. i Pasym (fot. A. Wołos)

Skład, łamanie, grafika: Jarmila Grzegorzczuk, Henryk Chmielewski

© Copyright by
Instytut Rybactwa Śródlądowego
Olsztyn 2019

ISBN 978-83-60111-95-6

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: TOM-ACTIVE, 10-080 Olsztyn, ul. Profesorska 9

Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2018 roku.

Uwarunkowania ekonomiczne i środowiskowe

Autorzy:

prof. dr hab. Arkadiusz Wołos, dr inż. Maciej Mickiewicz,
dr inż. Dariusz Ulikowski, dr hab. inż. Łucjan Chybowski prof. IRS,
dr Krystyna Kalinowska, dr inż. Andrzej Kapusta, mgr inż. Jacek Perkowski,
mgr inż. Piotr Traczuk, prof. dr hab. Tomasz Heese, mgr inż. Jan Woźniak,
mgr inż. Łukasz Strzałkowski, mgr inż. Marcin Dobrowolski,
dr inż. Tomasz Czerwiński, mgr inż. Jacek Szlakowski,
mgr inż. Mikołaj Adamczyk, dr inż. Paweł Buras, mgr inż. Janusz Ligęza,
dr Paweł Prus, prof. dr hab. Wiesław Wiśniewolski, dr inż. Sławomir Krejszeff,
dr Katarzyna Palińska-Żarska, mgr inż. Maciej Rożyński, dr inż. Daniel Żarski,
prof. dr inż. Zdzisław Zakęś, dr inż. Krzysztof Kozłowski

Spis treści

Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2018 roku.....	9
Arkadiusz Wołos	
Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2018 roku	21
Arkadiusz Wołos, Maciej Mickiewicz	
Analiza gospodarki zarybieniowej prowadzonej w 2017 i 2018 roku przez podmioty uprawnione do rybackiego użytkowania jezior	33
Maciej Mickiewicz	
Anomalie sielawowe – nietypowe zachowania pokarmowe i przyducha letnia – wpływ ocieplenia klimatu?	47
Dariusz Ulikowski, Łucjan Chybowski, Krystyna Kalinowska	
Porównanie różnych metod połowów ryb do określenia składu gatunkowego oraz struktury ilościowej ichtiofauny jezior	65
Andrzej Kapusta, Jacek Perkowski, Piotr Traczuk, Tomasz Heese, Jan Woźniak, Łukasz Strzałkowski, Marcin Dobrowolski	
Stan gospodarki rybackiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2018 roku	75
Tomasz Czerwiński	
Gatunki obce w monitoringu ichtiofauny w rzekach Polski w latach 2011-2018	89
Jacek Szlakowski, Mikołaj Adamczyk, Paweł Buras, Janusz Ligęza, Paweł Prus, Wiesław Wiśniewski	
Co wiemy o kontrolowanym rozrodzie i podchowcie materiału zarybieniowego miętusa?	107
Sławomir Krejszeff, Katarzyna Palińska-Żarska, Maciej Rożyński, Daniel Żarski, Zdzisław Zakęś	
Potencjalny wpływ anomalii pogodowych na jeziorową gospodarkę rybacką na przykładzie sielawy	125
Krzysztof Kozłowski	

Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2018 roku

Arkadiusz Wołos

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie

Wstęp

Wraz z postępującymi przemianami własnościowymi w rybactwie zwiększało się znaczenie badań naukowych obejmujących wiele aspektów funkcjonowania rybactwa jeziorowego. W 1996 roku Zakład Bioekonomiki Rybactwa IRS zapoczątkował badania obejmujące m.in. analizę wskaźników gospodarczych i ekonomicznych, których wyniki zostały przedstawione na I Krajowej Konferencji Rybackich Użytkowników Jezior (Leopold i Wołos 1996a, Leopold i Wołos 1996b). W kolejnych latach następowało stopniowe modyfikowanie stosowanych metod analizy, które obejmowały coraz więcej wskaźników produkcyjnych i ekonomicznych. W 2003 roku do programu badawczego wprowadzono nowe obszary, które dotyczyły szeroko rozumianej problematyki rybactwa prowadzonego w rzekach i zbiornikach zaporowych

Badania stanu rybactwa jeziorowego, a ściślej działalności podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, były prowadzone przez Zakład Bioekonomiki Rybactwa nieprzerwanie od 1995 roku. Do zasadniczych wątków badawczych podejmowanych w ramach tego monitoringu należało określenie wielkości, struktury gatunkowej odłowów gospodarczych z jezior, a także innych istotnych cech charakteryzujących badane podmioty i prowadzoną przez nie jeziorową produkcję rybacką. Taki też cel miały szeroko zakrojone badania ankietowe, których efektem było przedstawienie danych na temat wielkości i charakterystyki tej produkcji w 2018 roku, na tle uwarunkowań wynikających z własnościowego i prawnego statusu podmiotów gospodarczych, ich położenia geograficznego i tendencji wybranych parametrów w ostatnich latach.

Materiały i metoda

Analiza jezirowej produkcji rybackiej w 2018 roku oparta jest na danych zawartych w kwestionariuszach ankietowych nadesłanych do Zakładu Bioekonomiki Rybactwa IRS przez 98 podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, których łączna powierzchnia wynosiła 231560,34 ha. W porównaniu z rokiem 2017 (Wołos i in. 2018) badana próba jest większa o 2 badane podmioty gospodarcze, a pod względem areálu jezior mniejsza o 8837 ha. Analizowana powierzchnia stanowi zatem 85,8% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko, która szacowana jest na około 270 tys. ha, i tym samym jest wysoce reprezentatywna dla całości rybactwa jezirowego w naszym kraju.

Badane podmioty użytkowały także obiekty stawowe o łącznej powierzchni 2998,9 ha, co oznacza spadek areálu stawów w stosunku do roku ubiegłego o 517,7 ha. Posiadanie przez liczne gospodarstwa obiektów stawowych oznacza, że wiele z nich nie ma wyłącznie jezirowego charakteru, ale można je scharakteryzować jako „stawowo-jezirowe”. Taki też podział gospodarstw – na „jezirowe” i „stawowo-jezirowe” przyjęto, jako podstawę w metodyce rozdziału niniejszej monografii poświęconego sytuacji ekonomiczno-finansowej gospodarstw rybackich w 2018 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. Do gospodarstw „innych” włączono Parki Narodowe, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Nadleśnictwo Choczewo, Urząd Miasta i Gminy Margonin oraz Niezależne Towarzystwo Wędkarskie w Kwidzynie. Szczegółowo metodykę podziału jezior polskich na wyróżnione regiony przedstawiono w rozdziale niniejszej monografii poświęconym jezirowej gospodarce zarybieniowej.

Największa liczba podmiotów leży na „Pomorzu” (42), następnie w regionie „Mazury” (36), zaś najmniejsza w „Wielkopolsce” (20). W odmiennej nieco kolejności układu się wielkość całkowitej powierzchni jezior w poszczególnych regionach, a więc odpowiednio 122727,29 ha („Mazury”), 68559,34 („Pomorze”) i 40273,71 ha („Wielkopolska”).

Wyniki i dyskusja

Ogólna charakterystyka gospodarstw

Pod względem powierzchni jezior użytkowanych przez badane gospodarstwa zwraca uwagę przewaga regionu „Mazury”, który z arealem 122,73 tys. ha stanowił 53% całkowitej analizowanej powierzchni jeziorowej (tab. 1). Na region „Pomorze” przypada 29,6% powierzchni jezior, a na region „Wielkopolska” 17,4%. Można zasadnie założyć, że taki układ odpowiada rzeczywistym różnicom między arealem jezior w wyróżnionych regionach geograficznych.

TABELA 1

Ogólna charakterystyka gospodarstw

Regiony/ Podmioty	Liczba gospodarstw	Pow. jezior		Liczba jezior	Średnia powierzchnia (ha)		Powierzchnia stawów		Dominujący Region lub Podmiot	% pow.
		ha	%		gospodar- stwa*	jeziora	ha	%		
Regiony										
„Mazury”	36	122727,29	53	942	3409,1	130,28	1281,6	42,7	Spółki	53,8
„Pomorze”	42	68559,34	29,6	977	1632,4	70,17	390	13	Spółki	50,4
„Wielkopolska”	20	40273,71	17,4	646	2013,7	62,34	1327,3	44,3	Spółki	62,6
Podmioty										
Spółki	33	125775,15	54,3	914	3811,4	137,61	2133,2	71,1	Mazury	52,5
PZW	16	67161,78	29	1362	4197,6	49,31	783,5	26,1	Mazury	57,8
Prywatne	39	23222,79	10	218	595,5	106,53	80,6	2,7	Mazury	61,3
Inne	10	15400,62	6,7	71	1540,1	216,91	1,6	0,1	Pomorze	71,9
Razem	98	231560,34	100	2565	2362,9	90,28	2998,9	100	Spółki	54,3

*bez powierzchni stawów

Pod względem liczby użytkowanych jezior wystąpiły nieznaczne różnice; na „Mazurach” ich liczba wynosiła 942, na „Pomorz” 977, a w „Wielkopolsce” 646, zaś całkowita liczba 2565, czyli o 233 mniej niż w analizach rybackiej gospodarki jeziorowej z 2017 roku (Wołos i in. 2018). Podobnie, jak w roku ubiegłym zdecydowanie największe powierzchnie jezior użytkowały podmioty z regionu „Mazury” (średnio 3409,1 ha), następnie z regionu „Wielkopolska” (2013,7 ha), a najmniejsze z regionu „Pomorze” (1632,4 ha). Średnia powierzchnia 1 jeziora dla całego badanego zbioru gospodarstw wynosiła 90,28 ha, przy czym w regionie „Mazury” była największa (130,28 ha), mniejsza na „Pomorz” (70,17 ha) i najmniejsza w „Wielkopolsce” (62,34 ha).

Największe powierzchnie stawów użytkują podmioty z regionu „Wielkopolska” – w sumie 1327,3 ha, co stanowi 44,3% całkowitej powierzchni stawowej, następnie

z regionu „Mazury” (1281,6 ha, 42,7%) i zdecydowanie najmniejsze w regionie „Pomorze” (390,0 ha, 13%).

We wszystkich regionach dominującą formą własności gospodarstw rybackich były spółki, reprezentujące 62,6% powierzchni jezior w „Wielkopolsce”, a 53,8% w regionie „Mazury” i 50,4% na „Pomorzu”. W sumie spółki użytkują 54,3% analizowanej powierzchni jezior, okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego 29,0%, podmioty prywatne (osoby fizyczne) 10,0%, a gospodarstwa „inne” 6,7%. Zdecydowanie najwięcej jezior użytkuje Polski Związek Wędkarski (1362), następnie spółki (914), gospodarstwa prywatne (218), a na końcu „inne” podmioty (71).

Przy średniej powierzchni jednego gospodarstwa wynoszącej 2362,9 ha jezior, zwraca uwagę największa średnia wielkość powierzchni jezior w okręgach Polskiego Związku Wędkarskiego (4197,6 ha), a w następnej kolejności w gospodarstwach o charakterze spółek (3811,4 ha), gospodarstwach „innych” (1540,1 ha) i zdecydowanie najmniejsza w podmiotach prywatnych (595,5 ha). W wyodrębnionych grupach gospodarstw wystąpiły także znaczne różnice w średniej powierzchni użytkowanego jeziora – zdecydowanie największe były akweny użytkowane przez gospodarstwa „inne” (średnia powierzchnia 216,91 ha), a po przeciwnej stronie były jeziora Polskiego Związku Wędkarskiego (49,31 ha). Pomiędzy nimi znajdowały się jeziora użytkowane przez spółki, których średnia powierzchnia wynosiła 137,61 ha i podmioty prywatne (106,53 ha).

Biorąc pod uwagę użytkowany areał obiektów stawowych, zdecydowanie przodowały gospodarstwa o charakterze spółek (71,1% całkowitej powierzchni stawów), następne były okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego (26,1%), podmioty prywatne (2,7%), zaś gospodarstwa „inne” praktycznie nie posiadały stawów (0,1%).

Charakterystyka produkcji rybackiej

Podstawowe parametry produkcyjno-gospodarcze uzyskane przez badane podmioty w 2018 roku, w podziale na wyróżnione regiony oraz formy własności, zestawiono w tabeli 2. Całkowita produkcja jeziorowa w badanym zbiorze 98 gospodarstw rybackich wyniosła 1649,95 tony ryb towarowych (o około 108 ton więcej niż w roku 2017, Wołos i in. 2018), z czego prawie 824 tony przypada na region „Mazury”, 616 ton na „Pomorze” i 210 ton na „Wielkopolskę”. Średnia dla wszystkich badanych podmiotów wydajność zwiększyła się w stosunku do roku 2017 i wynosiła 7,13 kg/ha, czyli była wyższa o 0,72 kg/ha. Pod względem osiągniętej wydajności wystąpiły różnice między regionami; najwyższą wydajność osiągnięto na „Pomorzu” (8,99 kg/ha), następnie na „Mazurach” (6,71 kg/ha), zaś zdecydowanie najniższą w regionie „Wielkopolska” (5,21 kg/ha). Trzeba stwierdzić, że we wszystkich wyróżnionych regionach wydajność wzrosła w porównaniu

z rokiem 2017, przy czym największy wzrost zanotowano w regionie „Pomorze”. W przypadku rodzajów podmiotów gospodarczych zdecydowanie najwyższą wydajność osiągnęły gospodarstwa określone, jako „inne” (20,30 kg/ha), następnie spółki (7,36 kg/ha) i prywatne (7,30 kg/ha), zaś zdecydowanie najniższą gospodarstwa prowadzone przez badane okręgi PZW (3,60 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 odłowów 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” (2068 kg), co przynajmniej częściowo wynika z najwyższego udziału rybaków jeziorowych w ogólnym zatrudnieniu (38,6%) oraz niewielkiego areatu użytkowanych stawów. Zdecydowanie najwyższy stosunek powierzchni stawów do powierzchni jezior wystąpił w „Wielkopolsce” (3,30%).

W regionie „Mazury” zanotowano 6015 kg odłowionych ryb przypadających średnio na 1 rybaka jeziorowego, na „Pomorzu” 5358 kg, zaś zdecydowanie najmniej w „Wielkopolsce” (3556 kg). W stosunku do roku 2017 (Wółoś i in. 2018), parametr ten był wyższy w regionach „Mazury” i „Pomorze”.

W układzie podmiotowym zwraca uwagę zdecydowanie najwyższy odłów na jednego rybaka jeziorowego w gospodarstwach „innych” (12023 kg) oraz najniższy w podmiotach prywatnych (2355 kg). W gospodarstwach PZW wskaźnik ten wyniósł 6039 kg, a w spółkach 5354 kg. W stosunku do roku 2017 zanotowano wyraźny wzrost odłowu na 1 rybaka jeziorowego w gospodarstwach określonych jako „inne” (*op. cit.*).

Z pozostałych parametrów zamieszczonych w tabeli 2 trzeba zauważyć, że zdecydowanie największy areal jezior przypadający na 1 rybaka jeziorowego wystąpił w gospodarstwach PZW (1679,1 ha), zaś wyraźnie najmniejszy w gospodarstwach prywatnych (322,5 ha). W gospodarstwach Polskiego Związku Wędkarskiego odnotowano również zdecydowanie najniższy odsetek rybaków jeziorowych w całkowitym zatrudnieniu (13,7%), podczas gdy w gospodarstwach „innych” odsetek ten był najwyższy, wynosząc 78,8%. W gospodarstwach prywatnych i spółkach udział ten osiągnął odpowiednio 73,5% oraz 31,3%. Można stwierdzić, iż w porównaniu z rokiem 2017 udział rybaków jeziorowych (zatrudnionych na różnych zasadach – na stałe i sezonowo oraz poprzez samozatrudnienie) w całkowitym zatrudnieniu nieznacznie się obniżył.

Analizując wydajności jezior osiągnięte w ostatnich 8 latach (2011-2018), widać wyraźnie, że na większość z tych lat przypada spadek – poza latami 2013 i 2018, kiedy produkcja jeziorna wykazała wzrost w stosunku do lat poprzednich. Na początku badanego okresu wydajność wynosiła 9,41 kg/ha, w okresie 2015-2017 spadła do poziomu

TABELA 2

Charakterystyka parametrów produkcyjno-gospodarczych

Region lub Podmiot	Odłowy ryb jeziorowych			Liczba zatrudnionych					Liczba jezior na rybaków*	% pow. stawów do pow. jezior	kg/ha 2018/2017 (%)			
	ogółem tony	kg/ha na pracownika	kg na rybaka jeziorowego*	ogółem	Rybaków jeziorowych zatrudnionych			% rybaków jeziorowych do liczby zatrudnionych ogółem*						
					na stałe	samoza-trudnieni	sezonowi					razem		
													Pow. jezior w ha	
Regiony														
„Mazury”	824,01	6,71	1765	467	67	35	35	137	29,3	262,8	895,8	6,9	1,04	99,4
„Pomorze”	616,14	8,99	2068	298	38	45	32	115	38,6	230,1	596,2	8,5	0,57	135,4
„Wielkopolska”	209,8	5,21	999	210	36	7	16	59	28,1	191,8	682,6	11	3,3	104,2
Podmioty														
Spółki	926,26	7,36	1678	552	106	26	41	173	31,3	227,9	727	5,3	1,7	104
PZW	241,54	3,6	827	292	17	11	12	40	13,7	230	1679,1	34,1	1,17	103,2
Prywatne	169,56	7,3	1730	98	10	35	27	72	73,5	237	322,5	3	0,35	98,9
Inne	312,59	20,3	9472	33	8	15	3	26	78,8	466,7	592,3	2,7	0,01	161,1
RAZEM	1649,95	7,13	1776	975	141	87	83	311	31,9	237,5	744,6	8,3	1,46	86,6

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

TABELA 3

Wydajność jezior w latach 2011-2018 (kg/ha)

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Średnia
Regiony									
„Mazury”	8,93	8,2	8,05	8,34	7,52	7,21	6,75	6,71	7,71
„Pomorze”	11,52	8,96	9,94	9,23	7,57	9,02	6,64	8,99	8,98
„Wielkopolska”	7,31	5,59	5,73	5,63	5,43	5,01	5	5,21	5,61
Podmioty									
Spółki	10,32	8,47	8,6	8,94	7,72	7,81	7,08	7,36	8,29
PZW	4,89	4,5	4,21	4,15	3,91	3,77	3,49	3,6	4,07
Prywatne	11,39	9,02	8,53	8,92	7,53	7,78	7,38	7,3	8,48
Inne	18,3	16,78	22,22	18,5	17,17	19,36	12,6	20,3	18,15
Razem	9,41	7,94	8,19	8,16	7,18	7,4	6,41	7,13	7,73

6,41 kg/ha, natomiast w ostatnim roku 2018 wzrosła do 7,13 kg/ha. W układzie regionalnym nieznaczny spadek wydajności w roku 2018 objął region „Mazury”, natomiast w „Wielkopolsce”, a zwłaszcza na „Pomorzu” zanotowano wzrost analizowanego parametru. W układzie podmiotowym zanotowano spadek wydajności w gospodarstwach prywatnych, a pozostałych grupach wzrost, przy czym w gospodarstwach „innych” wydajność wzrosła o 7,70 kg/ha (tab. 3).

Całkowita produkcja ryb towarowych z rozpatrywanej powierzchni blisko 232 tys. ha jezior wyniosła w 2018 roku 1649,95 tony (tab. 4). Dane zamieszczone w tabeli 4 zostały

TABELA 4

Odłowy z 231,6 tys. ha jezior w 2018 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	159,64	Leszcz D	230,66
Sieja	5,43	Leszcz S	262,16
Węgorz	60,8	Leszcz M	77,9
Sandacz	108,84	Leszcz razem	570,73
Szczupak	200,07	Krąp	33,72
Lin	130,45	Karp	4,85
Okoń DS	76,48	Amur	0,21
Okoń M	37,28	Tołpyga	17,54
Okoń razem	113,76	Stynka	2,97
Karaś	76,51	Sum	3,84
Płoć S	97,93	Inne	6,9
Płoć M	55,77	Ogółem	1649,95
Płoć razem	153,71		

TABELA 5

Ekstrapolowane odłowy z 270,0 tys. ha jezior w 2018 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	186,14	Leszcz D	268,95
Sieja	6,33	Leszcz S	305,68
Węgorz	70,89	Leszcz M	90,83
Sandacz	126,91	Leszcz razem	665,46
Szczupak	233,28	Krąp	39,32
Lin	152,11	Karp	5,66
Okoń DS	89,18	Amur	0,24
Okoń M	43,47	Tołpyga	20,45
Okoń razem	132,65	Stynka	3,46
Karaś	89,21	Sum	4,48
Płoć S	114,19	Inne	8,04
Płoć M	65,03	Ogółem	1923,86
Płoć razem	179,22		

TABELA 6

Wydajność wybranych gatunków i grup gatunków w latach 2017-2018

	2017		2018	
	kg/ha	%	kg/ha	%
I. Gatunki zarybiane				
litoralowe	1,43	22,35	1,76	24,67
koregonidy	0,99	15,51	0,71	10,00
karp i roślinożerne	0,09	1,40	0,10	1,37
węgorz	0,31	4,83	0,26	3,68
sandacz	0,38	5,88	0,47	6,60
Razem	3,20	49,97	3,30	46,32
II. Gatunki niezarybiane				
okoń	0,42	6,48	0,49	6,89
leszcz M i krąp	0,46	7,13	0,48	6,77
leszcz S	0,94	14,73	1,13	15,89
leszcz D	0,65	10,13	1,01	13,98
płoć S	0,44	6,93	0,42	5,94
płoć M	0,22	3,51	0,24	3,38
inne	0,08	1,12	0,06	0,83
Razem	3,21	50,03	3,83	53,68
Ogółem I i II	6,41	100	7,13	100



Fot. 1. Jesienne połowy niewodowe (fot. A. Wołos).



Fot. 2. Jezioro Nidzkie (fot. A. Wołos).

ekstrapolowane na całkowitą powierzchnię 270 tys. ha jezior użytkowanych rybacko w Polsce (tab. 5). Oszacowana w ten sposób ogólna produkcja ryb jeziorowych wyniosła około 1924 t, czyli o 192 tony więcej niż w 2017 roku (Wołos i in. 2018). Wzrost produkcji jeziorowej objął zarówno gatunki cenne (tzw. wybór), jak i mniej cenne. Wzrosły odłowy szczupaka, lina (o ponad 40 ton), okonia, karasia, leszcza i krąpia, natomiast spadły sieławy, siej, sandacza, a w przypadku płoci utrzymały się na tym samym poziomie. Pozostałe łowione gatunki – poza tołpygą (20,45 tony) – w odłowach rybackich wystąpiły w ilościach nie przekraczających 6 ton; dotyczy to karpia, amura, suma i stynki.

Wzrosty i spadki jeziorowej produkcji rybackiej znalazły swoje odzwierciedlenie przy porównaniu danych o wydajnościach osiągniętych w ostatnich dwóch latach w podziale na gatunki zarybiane i niezarybiane (tab. 6). W przypadku gatunków zarybianych, zanotowana wydajność uległa zwiększeniu do 3,30 kg/ha (w roku 2017 wyniosła 3,20 kg/ha), natomiast gatunków niezarybianych także wzrosła – z poziomu 3,21 kg/ha do 3,83 kg/ha (*op. cit.*). Stopa wzrostowa wydajności gatunków zarybianych (o 3,1%) była jednak dużo niższa niż niezarybianych (aż o 19,3%). Tak wyraźne zwiększenie wydajności gatunków

niezarybianych spowodowane zostało głównie przez wysoki wzrost wydajności leszcza – z 2,05 kg/ha do 2,62 kg/ha, czyli o 27,8%.

Po raz drugi w naszych badaniach przeanalizowano strukturę wartości odłowionych ryb posługując się cenami ryb towarowych stosowanymi przez badaną (Mickiewicz 2018), reprezentatywną grupę użytkowników rybackich (tab. 7). W odłowach wyceniono ponad 16 gatunków ryb, a w przypadku okonia, leszcza i płoci poszczególnych sortymentów wielkościowych, wśród których wartość węgorza stanowiła 22,18% wartości wszystkich złowionych ryb, wynoszącej około 18 mln złotych. Kolejne gatunki to sielawa (15,88%), szczupak (14,33%), sandacz (13,85%) i lin (9,15%). Łączny udział wszystkich sortymentów leszcza wyniósł 11,67%, okonia 5,25%, a płoci 2,74. Poza tym wartość odłowionego karasia wyniosła 2,42% wartości wszystkich złowionych ryb. Wartości pozostałych gatunków nie przekraczały 1%.

TABELA 7

Struktura wartości odławianych gatunków w roku 2018

Gatunek (sortyment)	zł*	%
Sielawa	2862264,52	15,88
Sieja	101198,16	0,56
Węgorz	3996893,39	22,18
Sandacz	2495701,20	13,85
Szczupak	2582871,43	14,33
Lin	1648875,36	9,15
Okoń DS	721924,00	4,01
Okoń M	224064,82	1,24
Karaś	436101,30	2,42
Leszcz D	1123323,94	6,23
Leszcz S	836299,97	4,64
Leszcz M	136335,50	0,76
Krąp	63738,36	0,35
Płoc S	359393,93	1,99
Płoc M	134417,75	0,75
Karp	54159,48	0,30
Amur	2090,00	0,01
Tołpyga	175360,00	0,97
Sum	45379,80	0,25
Stynka	9254,40	0,05
Inne	9313,65	0,05
Razem	18018960,95	100

* (ceny ryb towarowych wg Mickiewicza 2018)

Podsumowanie

Pod względem ogólnej wielkości produkcji ryb towarowych z jezior rok 2018 był rokiem wyraźnego wzrostu, w którym zanotowaliśmy wzrost wydajności do 7,13 kg/ha. Wzrost ogólnej wydajności był spowodowany przez wzrost produkcji większości gatunków ryb. Mimo zanotowanego wzrostu odłowów, przy jednoczesnym nieznacznym spadku średniej ceny jednego kilograma odłowionych ryb, równie nieznacznie zmniejszyła się ich wartość w przeliczeniu na jednostkę powierzchni (Wołos i in. 2018). Spowodowało to w skali ogólnopolskiej spadek całkowitej wartości odłowionych ryb jeziorowych z 18,6 mln zł do 18,0 mln zł. Na ten temat, a także szerzej o kondycji ekonomicznej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior piszemy w następnym rozdziale niniejszej monografii.

Badania zrealizowano w ramach tematu statutowego nr S-014 Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie.

Literatura

- Leopold M., Wołos A. 1996a – Analiza stanu jeziorowej produkcji rybackiej w 1995 roku – W: Rybactwo Jeziorowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 35-41.
- Leopold M., Wołos A. 1996b – Próba oceny kondycji ekonomicznej jeziorowych gospodarstw rybackich w 1995 roku – W: Analiza stanu jeziorowej produkcji rybackiej w 1995 roku – W: Rybactwo Jeziorowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 43-50.
- Mickiewicz M. 2018 – Ceny ryb i materiału zarybieniowego stosowane przez uprawnionych do rybactwa w 2015 i 2017 roku. – Komun. Ryb. (2): 1-6.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Mickiewicz M. 2018 – Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2017 roku – W: Działalność gospodarstw rybackich w 2017 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 9-20.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2018 roku

Arkadiusz Wołos, Maciej Mickiewicz

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie

Wstęp

Od pierwszych badań stanu rybactwa jeziorowego po okresie transformacji i przemian własnościowych minęło już blisko 25 lat. Pierwsza badana próba podmiotów gospodarczych, dotycząca roku 1995, liczyła 51 gospodarstw użytkujących łączną powierzchnię około 206,8 tys. ha jezior (Leopold 1996), zaś ocena sytuacji ekonomiczno-finansowej tego podsektora rybactwa śródlądowego oparta była na próbie 42 gospodarstw o łącznym areale 160,8 tys. ha (Leopold i Wołos 1996). Od tego czasu monitoring kondycji ekonomicznej prowadzony był nieprzerwanie, przy zastosowaniu metody ankietyzacji, przez Zakład Bioekonomiki Rybactwa Instytutu Rybactwa Śródlądowego. Od kilkunastu już lat badana próba regularnie przekraczała 50, a w niektórych latach nawet 60 podmiotów gospodarczych, zaś łączny areal użytkowanych rybacko jezior mieścił się w przedziale 150-170 tys. ha (np. w 2017 r. około 160 tys. ha, Wołos i Mickiewicz 2018). Tak systematyczny i oparty na wysoce reprezentatywnej próbie monitoring sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior jest w skali naszego kraju unikalnym zjawiskiem naukowym, bowiem w przypadku pozostałych podsektorów rybactwa śródlądowego, tj. gospodarki w stawach karpio-owych oraz chowu i hodowli ryb łososiowatych, badania były prowadzone tylko w kilku latach (Wołos i in. 2013, 2015).

Celem niniejszej pracy jest ocena sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2018 roku, na podstawie licznego i reprezentatywnego zbioru tych podmiotów oraz analizy licznego zbioru badanych parametrów produkcyjnych, gospodarczych, ekonomicznych i finansowych.

Materiały i metoda

Analizy kondycji ekonomicznej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2018 roku przeprowadzono na podstawie zebranych pełnych danych o charakterze ekonomicznym i gospodarczym, zawartych w kwestionariuszach ankietowych otrzymanych od 54 gospodarstw prowadzących gospodarkę rybacką w jeziorach o całkowitej powierzchni 143765 ha oraz użytkujących stawy (karpiove lub pstrągowe, a czasem i karpiove, i pstrągowe) o całkowitym areale 2105,72 ha (tab. 1).

W porównaniu z rokiem 2017 (Wołos i Mickiewicz 2018), jest to próba liczniejsza o 1 podmiot, ale mniejsza pod względem użytkowanej powierzchni jezior (o 17,6 tys. ha) oraz pod względem całkowitego areалу stawów (o 563 ha). Próba ta spełnia wymogi reprezentatywności, gdyż analizowane gospodarstwa użytkują 53,3% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce, wynoszącej 270 tys. ha. Badane podmioty gospodarują na jeziorach położonych we wszystkich regionach jeziornych 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-jeziornowe**” oraz „**jeziornowe**”. Podstawą takiego podziału jest fakt, że nazwa „jeziornowe 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 poza rybacką działalność (np. usługi turystyczne, gastronomiczne i wiele innych).

Zgodnie z podaną metodyką, badany zbiór 54 podmiotów gospodarczych podzielono na dwa podzbiory: umownie nazwane gospodarstwami „stawowo-jeziornowymi”, o ogólnej powierzchni 47371 ha jezior, oraz gospodarstwami „jeziornowymi”, o łącznym areale 96394 ha (tab. 1). Jedynym kryterium tak zastosowanego podziału była wysokość przychodów osiągniętych w 2018 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 jeziornowej, dany podmiot zaliczono do gospodarstw „stawowo-jeziornowych”, jeżeli przychody z produkcji stawowej były niższe, niż z produkcji jeziornowej, podmiot włączono do grupy gospodarstw „jeziornowych”.

TABELA 1

Liczba, powierzchnia i podstawowe dane o odłowach analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
Liczba gospodarstw	14	40	54
Powierzchnia jezior (ha)	47371,00	96394,00	143765,00
Powierzchnia stawów (ha)	1752,91	352,81	2105,72
Wydajność odłowów ryb jeziorowych (kg/ha)	7,33	7,43	7,40
Całkowita wartość odłowów ryb jeziorowych (zł)	4573561,00	8793923,00	13367484,00
Wartość odłowów ryb jeziorowych (zł/ha)	96,55	91,23	92,98
Średnia cena kg ryb (zł)	13,17	12,27	12,57

Wyniki i dyskusja

Charakterystyka gospodarstw rybackich i parametrów produkcyjno-gospodarczych

Grupa gospodarstw „stawowo-jeziorowych” liczyła 14 podmiotów, a grupa gospodarstw „jeziorowych” 40. 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 = 14) przypada 83% całkowitego areалу użytkowanych stawów, podczas gdy na dużo liczniejszą grupę gospodarstw „jeziorowych” (N = 40) tylko 17%.

Analiza parametrów dotyczących *sensu stricto* gospodarki jeziorowej – wydajności i wartości odłowionych ryb (w zł/ha), także wykazała różnice, chociaż były one stosunkowo niewielkie. Wydajność odłowów ryb jeziorowych w grupie „stawowo-jeziorowej” (7,33 kg/ha) była nieznacznie niższa niż w grupie „jeziorowej” (7,43 kg/ha) i w obu grupach nastąpił nieznaczny wzrost tego parametru w stosunku do roku 2017 (Wołos i Mickiewicz 2018). Pochodną osiągniętych wydajności (i cen ryb) jest wartość produkcji jeziorowej w przeliczeniu na jednostkę powierzchni. W całym badanym zbiorze podmiotów wartość ta wyniosła 92,98 zł/ha, w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” 96,55 zł/ha, natomiast w „jeziorowych” 91,23 zł/ha (tab. 1). W porównaniu z rokiem 2017 średnia cena 1 kg ryb towarowych w pierwszej grupie gospodarstw była wyższa o 0,03 zł, a w drugiej grupie o 0,42 zł niższa, przyjmując średnią dla obu zbiorów podmiotów 12,57 zł (w 2017 r. 12,84 zł, *op. cit.*)

Trzeba w tym miejscu wyjaśnić, że wydajność dla całego badanego zbioru 54 gospodarstw wynosząca 7,40 kg/ha jest wyższa niż wydajność obliczona dla wszystkich badanych podmiotów (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 ekonomiczno-finansowych) oraz tych okręgów PZW, które co prawda dostarczyły stosowne dane, ale dotyczyły one wszystkich użytkowanych wód, w tym rzek i zbiorników zaporowych, które nie były przedmiotem badań ekonomiki rybactwa jeziorowego.

Analiza wybranych parametrów produkcyjno-gospodarczych w obu grupach gospodarstw pozwala na wyciągnięcie wniosku, iż w obu grupach gospodarstw zwiększyła się wydajność pracy rybaków jeziorowych (tab. 2). Świadczy o tym wysokość średniego odłowu przypadająca na jednego rybaka jeziorowego, wynosząca w grupie „stawowo-jeziorowej” 5182 kg (w 2017 r. 5138 kg, *op. cit.*) i aż 5709 kg w grupie „jeziorowej” (w 2017 r. 5102 kg, *op. cit.*).

W tym miejscu nasuwa się istotny wniosek – wyraźnie niższy odłów na 1 rybaka w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” niż w „jeziorowych”, był osiągnięty przy obiektywnie trudniejszych warunkach gospodarowania, czego wyrazem jest mniejsza średnia powierzchnia jednego jeziora (125,99 ha wobec 153,25 ha) oraz większa liczba jezior przypadających na rybaka jeziorowego (5,61 wobec 5,01). Tym samym można

TABELA 2

Wybrane parametry produkcyjno-gospodarcze analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
Średnia powierzchnia jezior w gospodarstwie (ha)	3383,64	2409,84	2662,31
Średnia powierzchnia jednego jeziora w gospodarstwie (ha)	125,99	153,25	143,05
Średnia powierzchnia stawów w gospodarstwie (ha)	125,21	8,82	38,99
Powierzchnia stawów (ha/100 ha jezior)	3,7	0,37	1,48
Powierzchnia jezior (ha na 1 pracownika)	167,98	357,01	260,44
Powierzchnia jezior (ha na 1 rybaka jeziorowego*)	707,03	768,08	746,83
Liczba jezior na 1 rybaka jeziorowego*	5,61	5,01	5,22
Liczba pracowników	282	270	552
– w tym udział rybaków jeziorowych* (%)	23,8	46,5	34,9
Odłów ryb jeziorowych (kg na 1 pracownika)	1231	2654	1927
Odłów ryb jeziorowych (kg na 1 rybaka jeziorowego)*	5182	5709	5526

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

stwierdzić, że przynajmniej w warunkach roku 2018 różnice w wydajności pracy rybaków jeziorowych w obu badanych grupach uległy zwiększeniu na korzyść grupy „jeziorowej”.

Znaczne różnice w takich parametrach 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 wyniósł 34,9% (tab. 2), co oznacza wyraźny – o 4,3 punktu procentowego spadek w stosunku do roku 2017 (Wołos i Mickiewicz 2018), a tym samym – po roku przerwy – powrót do spadkowego trendu tego parametru. Godny podkreślenia jest również fakt, iż przeciętne gospodarstwo „stawowo-jeziorowe” zatrudniało około trzy razy więcej pracowników (średnio 20,1) niż gospodarstwo „jeziorowe” (średnio 6,8), 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 sprawą oczywistą, że w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” na produkcję podstawową w znacznie większym stopniu składała się produkcja karpia i innych gatunków produkowanych w stawach karpiovych (57,3% przychodów z produkcji podstawowej), a także produkcja pstrąga (33,8%), niż w gospodarstwach „jeziorowych”. W tym miejscu trzeba podkreślić, że w porównaniu z rokiem 2017 udział produkcji karpia i produkcji jeziorowej w całej próbie badanych podmiotów nieznacznie zmniejszył się, natomiast odsetek produkcji pstrąga tęczowego zwiększył (Wołos i Mickiewicz 2018).

TABELA 3

Udział różnych form produkcji rybackiej w przychodach z produkcji podstawowej

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
	%	%	%
Produkcja jeziorowa	8,9	86,1	21,6
Produkcja pstrąga	33,8	9,2	29,8
Produkcja karpia i innych gatunków w stawach	57,3	4,7	48,6
Produkcja podstawowa	100	100	100

W grupie gospodarstw „jeziorowych” sprzedaż ryb odłowionych w jeziorach stanowiła 86,1% przychodów ze sprzedaży produkcji podstawowej, podczas gdy sprzedaż pstrąga i karpia odpowiednio 9,2% i 4,7%. Bardzo niski był udział produkcji jeziorowej w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” (8,9%), co sprawia, że o sytuacji ekonomiczno-finansowej tej grupy gospodarstw w znacznym stopniu decydował chów i hodowla karpia i/lub pstrąga, podczas gdy w grupie gospodarstw „jeziorowych” – produkcja ryb towarowych w jeziorach (tab. 3).

Obie grupy gospodarstw wykazały 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 w celach porównawczych parametry te są wyrażone w przeliczeniu na jednostkę powierzchni użytkowanych jezior.

Analizując przychody całkowite widać ogromną różnicę w ich wielkości: w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” wyniosły one 1737,56 zł/ha, podczas gdy w gospodarstwach „jeziorowych” 282,27 zł/ha, co w przypadku obu wyróżnionych grup oznacza wzrost w porównaniu z rokiem 2017 (*op. cit.*). Średni przychód całkowity dla całego zbioru 54 gospodarstw wyniósł 761,79 zł/ha, a więc był o 48,88 zł/ha większy niż w roku 2017 (*op. cit.*), o czym w największym stopniu zadecydował znaczny wzrost sprzedaży pstrąga i innych gatunków łososiowatych, przy względnej stabilizacji przychodów z produkcji jeziorowej, opłat wędkarskich i „innych” przychodów i spadku produkcji w stawach karpowych. Przychody ze sprzedaży zezwoleń wędkarskich w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” (98,75 zł/ha) były wyraźnie wyższe niż w grupie „jeziorowej” (70,74 zł/ha), ale ich udział w przychodach całkowitych w pierwszej z wymienionych grup wynosił tylko 5,7%, podczas gdy w grupie drugiej 25,1% (tab. 4).

Opisane zmiany w wysokości przychodów (wyrażonych w zł na 1 ha powierzchni jeziorowej) spowodowały pewne istotne zmiany w ich strukturze procentowej. Udział przychodów ze sprzedaży produkcji podstawowej w przychodach całkowitych nieznacznie zwiększył się (o 4%) w porównaniu z rokiem 2017, o czym zadecydował wzrost sprzedaży pstrąga i nieznaczny spadek wartości produkcji ryb jeziorowych i chowanych w stawach karpowych.

Przedstawione wyniki pozwalają na stwierdzenie, że zaobserwowane w poprzednich latach badań znacznie wyższe efekty finansowe w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” niż „jeziorowych” zostały utrzymane. Przewaga w tym względzie pierwszej z wymienionych grup wynika m.in. z tak obiektywnych czynników, jak znacznie większe możliwości osiągania przychodów z produkcji ryb w stawach i innych urządzeniach

TABELA 4

Podstawowe wskaźniki ekonomiczne analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”		Gospodarstwa „jeziorowe”		Razem	
	zł/ha*	%	zł/ha*	%	zł/ha*	%
Przychody całkowite	1737,56	100	282,27	100	761,79	100
w tym:						
– produkcja podstawowa	1089,67	62,7	105,96	37,5	430,09	56,5
w tym:						
– jeziorowa	96,55	5,6	91,23	32,3	92,98	12,3
– pstrąga	368,76	21,2	9,79	3,5	128,07	16,8
– karpia	624,36	35,9	4,94	1,7	209,04	27,4
Opłaty wędkarskie	98,75	5,7	70,74	25,1	79,97	10,5
Inne przychody	549,14	31,6	105,57	37,4	251,73	33,0
Koszty całkowite	1616,47		275,30		717,22	
Zysk brutto	121,09		6,97		44,57	

*wszystkie przychody przeliczono na 1 ha powierzchni jezior

(np. RAS) oraz z „innych” źródeł prowadzonej działalności. Właśnie te obiektywne czynniki sprawiły, że wyliczony zysk brutto na 1 ha powierzchni jeziorowej pozostał w grupie „stawowo-jeziorowej” na znacznie wyższym poziomie (121,09 zł/ha) niż w grupie „jeziorowej” (6,97 zł/ha). Warto dodać, że parametr ten – mimo ogromnej różnicy – uległ wyraźnemu zwiększeniu w pierwszej z wymienionych grup, przy nieznacznym spadku w grupie drugiej w stosunku do roku 2017 (Wołos i Mickiewicz 2018).

Najbardziej istotne implikacje w sytuacji ekonomiczno-finansowej całego zbioru analizowanych gospodarstw rodzi jednak zestawienie przychodów całkowitych i kosztów działalności w latach 2017 i 2018. Okazało się bowiem, że zanotowanemu wzrostowi przychodów całkowitych (o 11%) towarzyszyły koszty na poziomie większym o 10%, co rzecz jasna wpłynęło nieznacznie dodatnio na rentowność rozpatrywanych podmiotów.

Wśród „innych” przychodów analizowane 54 podmioty gospodarcze wymieniły 25 rodzajów działalności (w kolejności od najczęściej do najrzadziej wymienianych):

- obrót rybą nie pochodzącą z własnej produkcji i handel przetworami rybnymi
- usługi turystyczne (pensjonaty, mała gastronomia itp.)
- odsetki od lokat i inne przychody operacyjne i finansowe
- przetwórstwo ryb
- usługi wylęgarnicze i sprzedaż materiału zarybieniowego
- odszkodowania



Fot. 1. Restauracja rybna Gospodarstwa Rybackiego Mikołajki Sp. z o.o. (fot. A. Wołos).



Fot. 2. Sklep rybny Gospodarstwa Rybackiego Mikołajki Sp. z o.o. (fot. A. Wołos).

- wynajem, dzierżawa
- sprzedaż materiałów
- nawiązki
- darowizny (w tym 1% podatku)
- dotacje
- dobrowolne wpłaty
- koszenie trzciny
- dopłaty do paliw, zwrot akcyzy paliwowej
- usługi żeglarskie (port, slipowanie jachtów, sanitariaty)
- zawody wędkarskie
- usługi transportowe
- usługi parkingowe
- usługi skutnicze
- egzaminy na kartę wędkarską
- usługowe połowy ryb
- produkcja urządzeń do hodowli ryb
- sprzedaż paszy
- uprawa zbóż
- wynajem łodzi

Jak już wyżej wspomniano, „inne” przychody (średnio 251,73 zł/ha) stanowią poważny składnik przychodów całkowitych, przekraczający znacznie wielkość przychodów z produkcji ryb towarowych z jezior (92,98 zł/ha), a także 3-krotnie większy niż sprzedaż zezwoleń na wędkowanie. Warto także dodać, że w grupie „jeziorowej” inne przychody stanowiły 37,4% przychodów całkowitych, a w grupie „stawowo-jeziorowej” 31,6%, i w obu wyróżnionych grupach zanotowano nieznaczny wzrost tego parametru w stosunku do roku poprzedniego (Wołos i Mickiewicz 2018).

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 6,21%, a więc był nieznacznie wyższy niż w roku 2017 (*op. cit.*). Warto zwrócić uwagę, że w grupie „stawowo-jeziorowej” parametr ten wyniósł 7,49%, zaś w grupie „jeziorowej” tylko 2,53%.

Pozostałe parametry zamieszczone w tabeli 5 także wykazały znaczne różnice. Przychody całkowite na 1 zatrudnionego były w grupie „stawowo-jeziorowej” (291879 zł) prawie 3-krotnie wyższe niż w grupie „jeziorowej” (100774 zł). Jednocześnie utrzymała się różnica w wielkości zysku brutto na 1 zatrudnionego, który w pierwszej z tych grup wynosił 20341 zł, a w drugiej 2489 zł. Bardzo wyraźna różnica wystąpiła także w wartości

TABELA 5

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

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
Wskaźnik rentowności (%)	7,49	2,53	6,21
Przychody całkowite (zł na 1 zatrudnionego)	291879	100774	198404
Zysk brutto (zł na 1 zatrudnionego)	20341	2489	11609
Średnie przychody całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	5879292	680227	2028133
Średnie koszty całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	5469569	663426	1909463
Średni zysk brutto (zł na 1 gospodarstwo)	409723	16800	118669
Wskaźnik rozwojowości (%)	3,72	7,73	4,71
Stosunek nakładów na inwestycje do przychodów całkowitych (%)	3,53	7,31	4,47

średnich przychodów całkowitych na 1 gospodarstwo, które w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” osiągnęły poziom 5879292 zł i były ponad 8-krotnie wyższe niż w grupie „jeziorowej” (680227 zł), przy czym w obu grupach nastąpił wzrost w porównaniu w roku 2017 (*op. cit.*). W grupie „stawowo-jeziorowej” zwiększył się średni zysk brutto na 1 gospodarstwo – do poziomu 409723 zł (w roku 2017 – 323158 zł), podczas gdy w grupie „jeziorowej” parametr ten zmniejszył się do poziomu 16800 zł (*op. cit.*).

Analiza ostatniego z rozpatrywanych parametrów – wskaźnika rozwojowości (tj. stosunku sumy nakładów na inwestycje i wykup majątku do przychodów całkowitych w %) wskazują na jego nieznaczny wzrost w porównaniu z rokiem 2017. W rozpatrywanym roku 2018 wskaźnik ten wyniósł 4,71%, przy czym w grupie „jeziorowej” osiągnął poziom 7,73%, a w „stawowo-jeziorowej” 3,72%. Biorąc pod uwagę tylko inwestycje, ich stosunek procentowy do przychodów całkowitych w całym analizowanym zbiorze gospodarstw wyniósł 4,47%, w grupie „jeziorowej” 7,31% oraz 3,53% w grupie „stawowo-jeziorowej”. Widać więc wyraźnie, że w obu grupach o wskaźniku rozwojowości zdecydowały inwestycje, a wkład wykupu majątku w jego kształtowanie był już tylko symboliczny.

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, wyniósł w 2018 roku 6,21%, przy czym w grupie „stawowo-jeziorowej” osiągnął poziom 7,49%, natomiast w grupie „jeziorowej” 2,53%, co mimo spadku tego parametru w tej drugiej grupie w porównaniu z poprzednim rokiem wskazuje jeszcze na stosunkowo korzystną kondycję ekonomiczną badanego podsektora rybactwa śródlądowego. Niepokojącym sygnałem jest natomiast fakt, że 14 spośród badanych 54 podmiotów wykazało w 2018 roku ujemny wynik finansowy.

- 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 zbliżoną efektywnością gospodarowania, jak typowe gospodarstwa „jeziorowe”. Co prawda osiągały niższą wydajność i mniejszy średni odłów na 1 rybaka jeziorowego, ale przy tym większą wartość odłowów ryb w przeliczeniu na jednostkę powierzchni i wyższą o 7,3% średnią cenę jednego kilograma złowionych ryb towarowych.
- Całkowite przychody rozpatrywanych 54 gospodarstw rybackich osiągnęły w 2018 roku około 110 mln zł. Ponieważ badana próba gospodarstw reprezentuje około 53% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce (określonej na 270 tys. ha), można z dużą ostrożnością oszacować, że globalne przychody podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior osiągnęły wyższy, niż w roku 2017 poziom rzędu 180-200 mln złotych.

Badania zrealizowano w ramach tematu statutowego nr S-014 Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie.

Literatura

- Leopold M., Wołos A. 1996 – Analiza stanu jeziorowej produkcji rybackiej w 1995 roku – W: Rybactwo Jeziorowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 35-41.
- Leopold M., Wołos A. 1996 – Próba oceny kondycji ekonomicznej jeziorowych gospodarstw rybackich W 1995 roku – W: Analiza stanu jeziorowej produkcji rybackiej w 1995 roku – W: Rybactwo Jeziorowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 43-50.
- Wołos A., Lirski A., Czerwiński T. 2013 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2012 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 55-66.

- Wołos A., Lirski A., Czerwiński T. 2015 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2014 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 59-73.
- Wołos A., Mickiewicz M., 2018 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2017 roku – W: Działalność podmiotów rybackich w 2017 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 21-30.

Analiza gospodarki zarybieniowej prowadzonej w 2017 i 2018 roku przez podmioty uprawnione do rybactwa w jeziorach

Maciej Mickiewicz

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie

Wstęp

Systematyczne, rokroczne badania zarybień jezior Zakład Bioekonomiki Instytutu Rybactwa Śródlądowego rozpoczął jeszcze w okresie procesu transformacji własnościowej w rybactwie. Pierwsze zebrane ankietowe dane na temat zarybień jezior dotyczyły roku 1995 i obejmowały 51 gospodarstw rybackich, które użytkowały blisko 207 tys. ha jezior (Wołos 1996). To między innymi transformacja własnościowa w rybactwie, wzrost rangi wędkarstwa i świadomości ekologicznej spowodowały, że gospodarstwa rybackie przestały przywiązywać wagę jedynie do zarybień węgorzem i sielawą (Mickiewicz 2012, Mickiewicz i Trella 2015). Nie badano już tylko efektywności zarybień tymi gatunkami (Leopold i in. 1998, Leopold i Wołos 2001), ale również innymi, jak np. szczupak czy sandacz (Mickiewicz 2013, Zakęś i in. 2015, Mickiewicz i Trella 2016). Trzeba też zaznaczyć, że ranga jeziorowej gospodarki zarybieniowej od połowy lat 90. XX wieku stale rosta, a zarybienia jezior prowadzone były nie tylko z myślą o odłowach narzędziami rybackimi, ale także (a być może obecnie przede wszystkim), aby spełniać potrzeby wędkarzy oraz utrzymywać w jeziorach zagrożone gatunki, takie jak troć jeziorowa czy sieja (Mickiewicz i Wołos 2011, Mickiewicz 2015a, Mickiewicz 2016a, Mickiewicz 2018a). Choć w ostatnim czasie pojawili się przeciwnicy prowadzenia zarybień jezior i zalecenia co najmniej ostrożnego podejścia do efektów zarybień (Czarkowski i Kapusta 2016, Arlinghaus 2018), to jednak można powiedzieć, że w skali ogólnopolskiej zarybienia jezior są efektywne, o czym świadczyć może już tylko utrzymywanie się na

stabilnym poziomie odłowów rybackich gatunków, które są przedmiotem zarybień (Wołos 2015, Wołos i in. 2015).

Celem opracowania, podobnie jak wcześniejszych, rocznych od 1996 roku publikacji na temat zarybień jezior (np. Mickiewicz 2014, 2015b, 2016b, 2017, 2018b), jest przedstawienie w jak najszerszym zakresie analiz jeziorowej gospodarki zarybieniowej prowadzonej w 2018 roku przez podmioty uprawnione do rybactwa, przy czym – również podobnie jak we wcześniejszych publikacjach – przedstawiono te analizy na tle danych dotyczących roku poprzedniego, czyli 2017.

Materiały i metoda

Opracowanie oparto na danych dotyczących ilości wprowadzonego materiału zarybieniowego danego gatunku, jego wartości oraz powierzchni jezior, jaka została nim zarybiona. Dane te uzyskano od 98 podmiotów gospodarczych użytkujących ogółem 231560,34 ha jezior. Badany zbiór podmiotów różni się od zbioru analizowanego pod względem przeprowadzonych zarybień jezior w 2017 roku (Mickiewicz 2018b) mniejszą powierzchnią jezior (o 8836,44 ha) oraz większą liczbą podmiotów (o 2 podmioty). Analizowana w niniejszym opracowaniu powierzchnia stanowi blisko 86% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko, która szacowana jest na 270 tys. ha. Zatem analizowaną próbę można uznać za w pełni reprezentatywną dla całości rybactwa jeziorowego.

Wyniki analizy poszczególnych parametrów gospodarki zarybieniowej zostały przedstawione w umownym podziale na trzy podstawowe regiony jeziorowe: „Mazury”, „Pomorze” i „Wielkopolska”. Kwalifikacja podmiotów do 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 regionu „Pomorze” podmioty działające na zachód od Wisły i na północ od linii Bydgoszcz – Ujście nad Notecią – Kalisz Pomorski – Pyrzyce – Szczecin.

Aby ułatwić porównanie i analizowanie parametrów charakteryzujących jeziorową gospodarkę zarybieniową w latach 2017 i 2018, w tabelach 1-7 podano też parametry z roku 2017, a dane z 2018 roku zaznaczono pogrubioną czcionką. Pewne aspekty metodyczne opracowania przedstawiono w rozdziale *Wyniki i dyskusja*.

Wyniki i dyskusja

Analizowane podmioty uprawnione do rybactwa wprowadziły w 2018 roku do jezior i łączących jeziora cieków 19 gatunków ryb. W kolejności od najczęściej do najrzadziej wprowadzanych były to:

- 1) szczupak – 91 podmiotów,
- 2) węgorz – 64 podmioty,
- 3) lin – 62 podmioty,
- 4) sandacz – 57 podmiotów,
- 5) sielawa – 53 podmioty,
- 6) karp – 34 podmioty,
- 7) sieja – 33 podmioty,
- 8) karaś – 25 podmiotów,
- 9) sum – 18 podmiotów,
- 10) okoń – 8 podmiotów,
- 11) leszcz – 6 podmiotów,
- 12) jaź – 5 podmiotów,
- 13) płoć – 5 podmiotów,
- 14) troć jeziorowa – 2 podmioty,
- 15) boleń – 2 podmioty,
- 16) miętus – 1 podmiot,
- 17) pstrąg potokowy – 1 podmiot,
- 18) pstrąg tęczowy – 1 podmiot,
- 19) jesiotr (nie określono gatunku) – 1 podmiot.

Większością gatunków zarybiano jeziora i ciek je łączące (np. pstrągiem potokowym), które stanowią obwody rybackie, ale zarybień takimi gatunkami jak pstrąg tęczowy czy jesiotry dokonywano zapewne w przypadku jezior zamkniętych hydrologicznie (tzw. *wody stojące*).

Dane na temat ilości materiału zarybieniowego gatunków ryb, którymi w 2018 roku zarybiało najwięcej analizowanych podmiotów uprawnionych do rybactwa, przedstawiono szczegółowo w tabelach 1-4. W tabelach tych przedstawiono dane na temat zarybień węgorzem (tab. 1), sielawą i sieją (tab. 2), szczupakiem, sandaczem i sumem (tab. 3) oraz linem, karasiem i karpem (tab. 4). Od wielu lat gatunki te są najważniejszymi w jeziorowej gospodarce zarybieniowej.

W tabelach 1-4, obok ilości poszczególnych form materiału zarybieniowego, podobnie jak we wcześniej publikowanych opracowaniach dotyczących jeziorowej gospodarki zarybieniowej (Mickiewicz 2014, 2015b, 2016b, 2017, 2018b), podany został udział (%)

TABELA 1

Zarybienia węgorzem jezior w 2018 roku (pogrubioną czcionką); dane z 2017 roku poniżej

Regiony	"Mazury"	"Wielkopolska"	"Pomorze"	Razem
powierzchnia (ha)	122727	40274	68559	231560
	121667	40870	77860	240397
liczba podmiotów (n)	36	20	42	98
	33	23	40	96
Węgorz zarybieniu				
udział zarybiających podmiotów (%)	58,3	80,0	64,3	65,3
	60,6	82,6	62,5	66,7
kilogramy	2956	2283	4134	9373
	3158	2001	5972	11130
sztuki	327725	189650	293717	811 092
	377443	168925	335371	881739
szt./kg	111	83	71	87
	120	84	56	79
zakres (szt./kg)	10-200	10-355	9-500	9-500
	10-280	10-200	10-430	10-430
średnia cena (zł/kg)	193,83	180,45	137,11	165,55
	211,68	177,23	110,56	151,23
zakres (zł/kg)	70-315	65-300	50-475	50-475
	90-400	65-260	40-450	40-450

podmiotów zarybiających danym gatunkiem w wyróżnionych regionach i w skali ogólnopolskiej. Wskaźnik ten ukazuje rangę danego gatunku w jeziorowej gospodarce zarybienowej w zależności od regionu, a także, pośrednio – całościowo rozumianą jakość ekosystemów jeziorowych w poszczególnych regionach. Ze względu na przedstawienie w tabelach 1-4, obok danych z 2018 roku, również informacji z 2017 roku, zarówno w skali ogólnopolskiej, jak i wyróżnionych regionów, opisową analizę porównawczą można ograniczyć do omówienia najważniejszych zmian, które zaszły w zarybieniach jezior.

W porównaniu do 2017 roku (Mickiewicz 2018b), w 2018 roku w skali kraju można odnotować spadek zarybień węgorzem, zarówno w przypadku jego masy, jak i liczby osobników. Zarybiano mniejszym materiałem (87 szt./kg), a co za tym idzie, charakteryzującym się wyższą ceną (ok. 165 zł/kg), przy wyższych zakresach tych cen (50-475 zł/kg). W skali ogólnopolskiej zarybienia sielawą w 2018 roku w porównaniu do roku 2017 (*op. cit.*) wzrosły, ale obniżyły się zarybienia sieją, zwłaszcza narybkiem jesiennym (o niemal 2400 kg), przy czym udział podmiotów zarybiających tym gatunkiem również

TABELA 2

Zarybienia sielawą i sieją jezior w 2018 roku (pogrubioną czcionką); dane z 2017 roku poniżej

Regiony	"Mazury"	"Wielkopolska"	"Pomorze"	Razem
powierzchnia (ha)	122727	40274	68559	231560
	121667	40870	77860	240397
liczba podmiotów (n)	36	20	42	98
	33	23	40	96
Sielawa				
udział zarybiających podmiotów (%)	52,8	55,0	54,8	54,1
	57,6	47,8	57,5	55,2
wylęg (tys. szt.)	258516	23700	104400	386616
	213816	23300	109100	346216
narybek letni (tys. szt.)	2790	70	900	3760
	2569	228	5	2802
Sieja				
udział zarybiających podmiotów (%)	41,7	25,0	31,0	33,7
	45,5	21,7	40,0	37,5
wylęg (tys. szt.)	23228	240	3650	27118
	20668	300	7240	28208
narybek letni (tys. szt.)	754	40	39	833
	795	35	60	890
narybek jesienny (kg)	121	60	93	274
	1173	158	1341	2672
starsze formy (kg)	-	158	-	158
	570	-	-	570

się obniżył. Wzrosły natomiast zarybienia szczupakiem, zwłaszcza narybkiem jesiennym i letnim, a także wylęgiem. W przypadku sandacza wzrosły zarybienia narybkiem letnim, a także wylęgiem i starszymi formami, natomiast obniżyły się zarybienia narybkiem jesiennym, zwłaszcza w regionie „Pomorze”. Zarybienia sumem w 2018 roku, w porównaniu do roku 2017 (*op. cit.*), w przypadku narybku jesiennego znacząco wzrosły (o ponad 1000 kg), natomiast w przypadku krocza znacząco spadły (również o ponad 1000 kg). Warto zaznaczyć, że zainteresowanie zarybieniami sumem również się obniżyło – z 26% zarybiających tym gatunkiem podmiotów w skali kraju do nieco ponad 18%. W przypadku gatunków karpowatych, w skali ogólnopolskiej w 2018 roku w porównaniu do 2017 roku (*op. cit.*) wzrosła ilość materiału zarybieniowego zarówno lina, jak i karasia, oraz krocza karpia (przy obniżeniu ilości narybku jesiennego, narybku 1+ i starszych form karpia).

TABELA 3

Zarybienia szczupakiem, sandaczem i sumem jezior w 2018 roku (pogrubioną czcionką);
dane z 2017 roku poniżej

Regiony	"Mazury"	"Wielkopolska"	"Pomorze"	Razem
powierzchnia (ha)	122727 121667	40274 40870	68559 77860	231560 240397
liczba podmiotów (n)	36 33	20 23	42 40	98 96
Szczupak				
udział zarybiających podmiotów (%)	97,2 97	95,0 95,6	88,1 82,5	92,9 90,6
wylęg (tys. szt.)	100374 103059	4386 5680	56689 52127	161449 160866
narybek letni (tys. szt.)	1515 1087	648 843	1471 1180	3634 3110
narybek jesienny (kg)	10299 9674	16823 12491	11769 10567	38891 32732
starsze formy (kg)	805 1039	1109 1200	854 1882	2768 4121
Sandacz				
udział zarybiających podmiotów (%)	61,1 69,7	90,0 91,3	40,5 55,0	58,2 68,8
wylęg (tys. szt.)	- -	2000 -	- 12	2000 12
narybek letni (tys. szt.)	3493 3023	1591 979	3343 2081	8427 6083
narybek jesienny (kg)	1652 1019	2102 2527	621 1463	4375 5009
starsze formy (kg)	132 -	276 -	- -	408 -
Sum				
udział zarybiających podmiotów (%)	19,4 27,3	30,0 39,1	11,9 17,5	18,4 26,0
narybek letni (tys. szt.)	22 22	- -	- 13	22 35
narybek jesienny (kg)	1727 381	- 306	103 120	1830 807
narybek 1+ (kg)	- 205	- -	- -	- 205
krocze (kg)	120 20	625 1842	420 320	1165 2182
starsze formy (kg)	- -	125 10	- -	125 10

Trzeba jeszcze wspomnieć o zarybieniach gatunkami, które nie zostały uwzględnione w tabelach 1-4. W 2018 roku wprowadzono do jezior 1119 kg narybku okonia (mniej, niż w 2017 roku), 3615 kg narybku płoci, 21495 kg dłoniaka leszcza (znacznie więcej, niż

TABELA 4

Zarybienia linem, karasiem i karpem jezior w 2018 roku (pogrubioną czcionką);
dane z 2017 roku poniżej

Regiony	"Mazury"	"Wielkopolska"	"Pomorze"	Razem
powierzchnia (ha)	122727	40274	68559	231560
	121667	40870	77860	240397
liczba podmiotów (n)	36	20	42	98
	33	23	40	96
Lin				
udział zarybiających podmiotów (%)	61,1	85	54,8	63,3
	69,7	69,6	55	63,5
narybek letni (tys. szt.)	700	-	-	700
	-	-	-	-
narybek jesienny (kg)	1842	570	1013	3425
	1497	-	900	2397
narybek 1+ (kg)	-	-	-	-
	2042	511	-	2553
krocze (kg)	11696	27610	35930	75236
	11120	25007	31304	67431
Karaś				
udział zarybiających podmiotów (%)	25	50	14,3	25,5
	27,3	52,2	25	32,3
narybek jesienny (kg)	455	555	7948	8958
	10	150	3298	3458
narybek 1+ (kg)	-	1935	-	1935
	-	3830	-	3830
krocze (kg)	6237	12366	5371	23974
	5026	9676	6973	21675
Karp				
udział zarybiających podmiotów (%)	27,8	65	26,2	34,7
	30,3	65,2	27,5	37,5
narybek jesienny (kg)	34	-	-	34
	-	945	973	1918
narybek 1+ (kg)	430	2610	-	3040
	2170	2125	103	4398
krocze (kg)	13628	39896	21253	74777
	9788	41627	15464	66879
starsze formy (kg)	-	-	1043	1043
	1205	-	300	1505

w 2017 roku), 2,5 mln szt. wylęgu miętusa (znacznie mniej, niż w 2017 roku), 9,5 kg narybku jesiennego bolenia, 75 tys. szt. narybku letniego, 211 kg narybku jesiennego i 675 kg krocza jазia, 210 tys. szt. wylęgu i 10 tys. szt. narybku letniego troci jezirowej, 3 tys. szt. narybku jesiennego pstrąga potokowego, 505 kg pstrąga tęczowego i 200 kg

TABELA 5

Udział (%) powierzchni jezior zarybionej w 2018 roku poszczególnymi gatunkami w całkowitej analizowanej powierzchni (pogrubioną czcionką); dane z 2017 roku poniżej

Regiony	"Mazury"	"Wielkopolska"	"Pomorze"	Razem
	100% = 122727 ha	100% = 40274 ha	100% = 68559 ha	100% = 231560 ha
	100% = 121667 ha	100% = 40870 ha	100% = 77860 ha	100% = 240397 ha
Gatunki	Udział (%) zarybianej powierzchni jezior			
sielawa	28,6	16,6	23,2	24,9
	27,6	16,9	25,6	25,1
sieja	18,8	6,7	6,6	13,1
	19,2	8,8	16,2	16,5
szczupak	93,1	66,6	80,6	84,8
	92,5	70,8	70,1	81,6
sandacz	34,2	58,8	36,9	39,3
	26,6	47,5	34,8	32,8
sum	3,7	5,0	2,6	3,6
	5,1	7,9	4,8	5,5
lin	34,6	59,6	40,9	40,8
	42,4	49,5	39,5	42,7
karaś	10,5	44,0	12,8	17,0
	12,0	40,7	11,5	16,7
karp	12,9	44,2	13,1	18,4
	12,9	42,5	12,5	17,8

jesiotrów o wielkości handlowej. Jak widać, zarybienia tymi gatunkami, w porównaniu do wielkości zarybień gatunkami ujętymi w tabelach 1-4, były nieznaczne i można je uznać jedynie za zarybienia dodatkowe. Zastanawia tak znaczna masa leszcza wprowadzonego do jezior, które na ogół bardziej wymagają odłowów regulacyjnych tego gatunku. Również zarybienia pstrągiem tęczowym i jesiotrami, nawet jeśli zarybiano jeziora hydrologicznie zamknięte, będące własnością prywatną, stoją pod znakiem zapytania, zwłaszcza ze względu na zgodność z obowiązującym prawem.

W 2018 roku, podobnie jak w kilkunastu ostatnich latach, największy odsetek całkowitej analizowanej powierzchni jezior zarybiono szczupakiem (84,8%). W 2017 roku (Mickiewicz 2018b) udział ten był nieco niższy – wyniósł 81,6% (tab. 5). W 2018 roku udział powierzchni jezior zarybianych szczupakiem najwyższy był w regionie „Mazury” (93,1%), podobnie jak w ostatnich kilkunastu latach, ale trzeba też zwrócić uwagę na jego wzrost w regionie „Pomorze”, gdzie zwiększył się w porównaniu do 2017 roku z 70,1% do 80,6%. Kolejnymi gatunkami pod względem udziału zarybionej powierzchni

TABELA 6

Wartość zarybień w 2018 roku poszczególnymi gatunkami w zł/ha powierzchni zarybionej danym gatunkiem – 98 podmiotów, ok. 231,6 tys. ha jezior (pogrubioną czcionką); poniżej dane z 2017 roku, dotyczące 96 podmiotów, użytkujących ok. 240,0 tys. ha jezior

Regiony	"Mazury"	"Wielkopolska"	"Pomorze"	Razem
Gatunki	Wartość (zł/ha) zarybień			
sielawa	34,3	17,6	34,6	32,4
	33,1	23,6	31,1	31,3
sieja	65,8	12,8	23,9	54,8
	68,3	10,0	25,3	49,3
szczupak	24,2	23,3	22,1	23,5
	24,9	20,5	31,4	26,1
sandacz	10,4	13,5	14,1	12,2
	10,5	10,9	10,5	10,6
sum	25,4	8,4	8,2	17,6
	18,0	19,2	6,7	15,1
lin	4,9	16,9	18,6	12,0
	4,4	17,9	14,3	10,0
karaś	5,8	7,9	19,7	9,8
	3,6	7,8	13,2	7,5
karp	10,7	31,4	28,6	23,1
	9,6	32,5	24,7	22,3

w 2018 roku były lin i sandacz (odpowiednio: 40,8% i 39,3%), przy czym tymi gatunkami zarybiano największe powierzchnie jezior w regionie „Wielkopolska”. Sielawą i sieją zarybiono w skali kraju 24,9% i 13,1% całkowitej analizowanej powierzchni jezior. Dominowały tu regiony „Mazury” i „Pomorze”. Jest to zrozumiałe ze względu na relatywnie najlepszy stan ekologiczny jezior położonych w tych regionach. W regionie „Wielkopolska” jednak również znajdują się jeziora, w których uprawnieni do rybactwa starają się gospodarować sielawą i sieją, zarybiając tymi gatunkami w 2018 roku 16,6% i 6,7% całkowitej powierzchni jezior tego regionu. Następnymi w kolejności gatunkami ryb pod względem udziału zarybianej powierzchni jezior były w skali kraju karp (18,4%), karaś (17,0%) i sum (3,6%). Gatunkami tymi w 2018 roku największe powierzchnie jezior (tak, jak w 2017 roku i latach poprzednich), zarybiano w regionie „Wielkopolska”, co świadczyć może o jakości ekosystemów jeziorowych w tym regionie. W tabeli 5 nie uwzględniono węgorza, jako że w związku z jego biologią i behawiorem, obliczenia odnoszące się do powierzchni, na którą został wprowadzony, nie do końca przedstawiałyby możliwości

TABELA 7

Udział (%) wartości zarybień poszczególnymi gatunkami w całkowitej analizowanej wartości zarybień w 2018 roku (pogrubioną czcionką); dane z 2017 roku poniżej

Regiony	"Mazury"	"Wielkopolska"	"Pomorze"	Razem
	100% = 7056683 zł	100% = 2628611 zł	100% = 3771022 zł	100% = 13456316 zł
	100% = 7055707 zł	100% = 2474620 zł	100% = 4425048 zł	100% = 13955375 zł
Gatunki	Udział (%) w całkowitej wartości zarybień			
węgorz	8,1	15,7	15,0	11,5
	9,5	14,3	14,9	12,1
sielawa	17,0	4,5	14,6	13,9
	15,7	6,6	14,0	13,6
sieja	21,5	1,3	2,9	12,4
	22,6	1,4	7,2	14,0
szczupak	39,1	23,8	32,4	34,3
	39,7	24,0	38,8	36,6
sandacz	6,2	12,2	9,4	8,3
	4,8	8,5	6,4	6,0
sum	1,6	0,6	0,4	1,1
	1,6	2,5	0,6	1,4
lin	3,0	15,4	13,8	8,4
	3,2	14,6	9,9	7,4
karaś	1,1	5,3	4,6	2,9
	0,8	5,2	2,7	2,2
karp	2,4	21,2	6,8	7,3
	2,1	22,8	5,4	6,8

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.

W skali ogólnopolskiej, w 2018 roku wartości zarybień w przeliczeniu na zarybione powierzchnie jezior (tab. 6) najwyższe były w przypadku siei (54,8 zł/ha), sielawy (32,4 zł/ha), szczupaka (23,5 zł/ha) i karpia (23,1 zł/ha), zatem rozkładały się tak samo, jak w 2017 roku (Mickiewicz 2018b). Wartość ta w przypadku siei była pochodną głównie ceny jej materiału zarybieniowego, zaś w przypadku sielawy, szczupaka i karpia – także znaczących ilości materiału zarybieniowego tych gatunków, przy czym w przypadku karpia wpływ miała również relatywnie nieduża zarybiana tym gatunkiem powierzchnia jezior. Generalnie można powiedzieć, że na obraz wartości zarybień poszczególnymi

gatunkami w przeliczeniu na zarybioną powierzchnię jezior wpływ mają po pierwsze ceny materiału zarybieniowego (zwłaszcza form podchowanych, a co za tym idzie droższych), po drugie wielkość powierzchni jezior zarybionej danym gatunkiem, a po trzecie ilość wprowadzonego do tych jezior materiału zarybieniowego (*op. cit.*). Choć węgorz nie został uwzględniony w tabeli 6, to jednak ze względu na jego ciągle największe znaczenie w ekonomice produkcji jeziorowej gospodarki rybackiej, warto przedstawić pewne dane na temat wartości zarybień tym gatunkiem. W 2018 roku ponad 65% analizowanych jeziorowych gospodarstw rybackich wprowadziło do jezior materiał zarybieniowy węgorza o wartości blisko 1,6 mln zł. W roku 2015 było to blisko 1,6 mln zł, w roku 2016 – ponad 1,5 mln zł, w roku 2017 – blisko 1,7 mln zł (Mickiewicz 2016b, 2017, 2018b). W przeliczeniu na **całkowite powierzchnie gospodarstw zarybiających węgorzem**, wartość tych zarybień w 2018 roku wynosiła:

„**Mazury**” – 6 zł/ha (2015 – 6 zł/ha, 2016 – 5 zł/ha, 2017 – 7 zł/ha),

„**Wielkopolska**” – 12 zł/ha (2015 – 12 zł/ha, 2016 – 14 zł/ha, 2017 – 9 zł/ha),

„**Pomorze**” – 14 zł/ha (2015 – 13 zł/ha, 2016 – 13 zł/ha, 2017 – 16 zł/ha),

Razem – 9 zł/ha (2015 – 9 zł/ha, 2016 – 8 zł/ha, 2017 – 10 zł/ha) (*op. cit.*).

Z danych przedstawionych w tabeli 7 wynika jasno, jaka była pozycja danego gatunku w jeziorowej gospodarce zarybieniowej w 2018 roku pod względem ekonomicznym w poszczególnych regionach i w skali ogólnopolskiej. W skali tej dominował (i dominuje od lat) szczupak z udziałem wynoszącym 34,3% (2015 – 35%, 2016 – 34%, 2017 – 37%; Mickiewicz 2016b, 2017, 2018b), a na kolejnych pozycjach znalazły się: sielawa z udziałem 13,9% (2015 – 12%, 2016 – 14%, 2017 – 14%), sieja z udziałem 12,4% (2015 – 11%, 2016 – 12%, 2017 – 14%), oraz węgorz z udziałem 11,5% (2015 – 14%, 2016 – 11%, 2017 – 12%) (*op. cit.*). Trzeba zauważyć wzrost udziału wartości zarybień sandaczem, z 6,0% w 2017 roku (Mickiewicz 2018b) do 8,3% w 2018. Wyższe były też udziały wartości zarybień gatunkami karpiowatymi: linem (wzrosły z 7,4% w 2017 roku do 8,4% w 2018 roku), karpem (wzrosły z 6,8% w 2017 roku do 7,3% w 2018 roku) i karasiem (wzrosły z 2,2% w 2017 roku do 2,9% w 2018 roku) (*op. cit.*). Udział wartości zarybień sumem w całkowitej wartości zarybień w 2018 roku był najniższy spośród wszystkich analizowanych gatunków i wyniósł 1,1%. Zmiany w strukturze gatunkowej wartości zarybień najważniejszymi gatunkami w 2018 roku względem 2017 roku były wyraźnie zauważalne przede wszystkim w przypadku sandacza, którego udział wzrósł o 2,3 punktu procentowego, a także lina (wzrost o 1 punkt procentowy). Spadły natomiast wyraźnie udziały szczupaka (o 2,3 punktu procentowego) i siei (o 1,6 punktu procentowego). Pozostałe zmiany nie przekroczyły 1 punktu procentowego.

Łączna wartość zarybień najważniejszymi gatunkami, dokonanych w 2018 roku przez analizowanych 98 podmiotów uprawnionych do rybactwa, użytkujących około

231,6 tys. ha jezior, wyniosła **13,46 mln zł** (w 2015 roku – 11,53 mln zł, w 2016 roku – 14,14 mln zł, w 2017 roku – 13,96 mln zł; Mickiewicz 2016b, 2017, 2018b). W przeliczeniu na całkowitą analizowaną powierzchnię jezior wyniosło to **58,11 zł/ha** (w 2015 roku – 48,67 zł/ha, w 2016 roku – 58,69 zł/ha, w 2017 roku – 58,05 zł/ha) (*op. cit.*). W skali ogólnopolskiej, w porównaniu do danych z 2017 roku, wartość zarybień w wartościach względnych (zł/ha) nieznacznie wzrosła. W podziale na regiony jeziorowe, łączna wartość zarybień jezior, w przeliczeniu na całkowite powierzchnie regionów, przedstawiała się w sposób następujący:

„**Mazury**” – 7,06 mln zł, 57,50 zł/ha (w 2017 roku – 7,06 mln zł, 57,99 zł/ha),

„**Wielkopolska**” – 2,63 mln zł, 65,27 zł/ha (w 2017 roku – 2,47 mln zł, 60,55 zł/ha),

„**Pomorze**” – 3,77 mln zł, 55,00 zł/ha (w 2017 roku – 4,43 mln zł, 56,83 zł/ha) (*op. cit.*).

Całkowita wartość zarybień jezior (**58,11 zł/ha**), w stosunku do wartości produkcji ryb jeziorowych (**92,98 zł/ha** – patrz opracowanie o sytuacji ekonomicznej jeziorowych gospodarstw rybackich w niniejszej monografii), stanowiła w 2018 roku **62,5%**. W stosunku do wartości produkcji ryb jeziorowych i wartości sprzedanych zezwoleń wędkarskich (**79,97 zł/ha** – patrz opracowanie o sytuacji ekonomicznej jeziorowych gospodarstw rybackich w niniejszej monografii), które łącznie wyniosły **172,95 zł/ha**, wartość zarybień stanowiła **33,6%**. Zatem wymagany w większości umów dzierżawy rybackiego prawa użytkowania jezior próg 15% wartości komercyjnych odłowów ryb przeznaczanych na zarybienia, w roku 2018, podobnie jak w minionych kilkunastu latach został znacznie przekroczony, zarówno w odniesieniu do wartości odłowów rybackich, jak i wartości odłowów gospodarczych i wartości sprzedanych zezwoleń wędkarskich łącznie.

Badania zrealizowano w ramach tematu statutowego nr S-014 Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie.

Literatura

- Arlinghaus R. 2018 – Zarybianie – 10 zasad postępowania – W: Działania prośrodowiskowe w racjonalnej gospodarce rybackiej (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 61-68.
- Czarkowski T. K., Kapusta A. 2016 – Przegląd problematyki związanej z gospodarowaniem populacjami szczupaka (*Esox lucius* L.), ze szczególnym uwzględnieniem połowów tarlaków – Komun. Ryb. 3: 13-19.
- Leopold M., Wołos A., Bnińska M. 1998 – Prawidłowości i ocena gospodarki sielawowej w ujęciu wieloletnim – W: Gospodarka koregonidami. Uwarunkowania i efektywność (Red.) A. Wołos, M. Bnińska, Wyd. IRS, Olsztyn: 67-80.
- Leopold M., Wołos A. 2001 – Znaczenie i efektywność gospodarki węgorzem – W: Wybrane aspekty gospodarki rybacko-wędkarskiej w warunkach procesu eutrofizacji (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 19-31.

- Mickiewicz, Wołos 2011 – Species, type, and value of stocking material released into Polish lakes from 2001 to 2009 – W: Fish management in a variable water environment (Red.) M. Jankun, G. Furgała-Selezniow, M. Woźniak, A. M. Wiśniewska, Wyd. Wydział Ochrony Środowiska i Rybactwa, UWM, Olsztyn: 65-76.
- Mickiewicz M. 2012 – Value and structure of fish catches and stocking intensity in lake enterprises before and after fisheries ownership transfer in Poland – Arch. Pol. Fish. 20: 77-83.
- Mickiewicz M. 2013 – Economic effectiveness of stocking lakes in Poland – Arch. Pol. Fish. 21: 323-329.
- Mickiewicz M. 2014 – Charakterystyka jeziorowej gospodarki zarybieniowej prowadzonej w 2013 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 21-37.
- Mickiewicz M. 2015a – Analiza aspektów gospodarczych i ekonomicznych jeziorowej gospodarki zarybieniowej w latach 2009-2014 – W: Korzystanie z zasobów rybackich w latach 2009-2014. Stan, zmiany, tendencje (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 17-24.
- Mickiewicz M. 2015b – Zarybienia jezior polskich przeprowadzone w 2014 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 21-34.
- Mickiewicz M., Trella M. 2015 – Struktura wartości odłowów ryb i zarybień w jeziorach przed i po transformacji własnościowej rybactwa w Polsce. W: Podchowy organizmów wodnych – osiągnięcia, wyzwania, perspektywy (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska, Wyd. IRS, Olsztyn: 351-362.
- Mickiewicz M. 2016a – Ekologiczne, ekonomiczne i społeczne aspekty rybacko wędkarskiego gospodarowania szczupakiem *Esox lucius* L. – Komun. Ryb. 3: 20-26.
- Mickiewicz M. 2016b – Rok 2015 w jeziorowej gospodarce zarybieniowej – W: Rybactwo i wędkarstwo w 2015 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 21-36.
- Mickiewicz M., Trella M. 2016 – Drapieżne gatunki ryb w jeziorowej gospodarce zarybieniowej – W: Wylęgarnictwo, podchowy ryb i zarybienia (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, Wyd. IRS, Olsztyn: 265-276.
- Mickiewicz M. 2017 – Analiza zarybień jezior przeprowadzonych przez uprawnionych do rybactwa w 2016 roku – W: Działalność gospodarstw rybackich w 2016 roku – uwarunkowania ekonomiczne, prawne i ekologiczne (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 31-44.
- Mickiewicz M. 2018a – Zarybienia polskich jezior, rzek i zbiorników zaporowych w aspekcie ekologicznej, społeczno-kulturowej i ekonomicznej funkcji gospodarki rybacko-wędkarskiej – W: Działania prośrodowiskowe w racjonalnej gospodarce rybackiej (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 27-46.
- Mickiewicz M. 2018b – Analiza zarybień jezior w 2017 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2017 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 31-43.
- Wołos A. 1996 – Gospodarka zarybieniowa w 1995 roku – W: Rybactwo jeziorowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 51-55.
- Wołos A. 2015 – Kompleksowe przyczyny spadku odłowów gospodarczych z jezior – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 125-134.

- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Mickiewicz M. 2015 – Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w latach 2009-2014 – W: Działania prośrodowiskowe w racjonalnej gospodarce rybackiej (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 9-16.
- Zakęś Z., Szczepkowski M., Kapusta A., Rożyński M., Stawecki K., Pyka J., Szczepkowska B., Wunderlich K., Kozłowski M., Kowalska A., Hopko M. 2015 – Z akwakultury do natury. Opracowanie alternatywnych metod zarządzania rybołówstwem drapieżnych ryb jeziorowych (Red.) Z. Zakęś, M. Szczepkowski, Wyd. IRS, Olsztyn: 224.

Anomalie sielawowe – nietypowe zachowania pokarmowe i przyducha letnia – wpływ ocieplenia klimatu?

Dariusz Ulikowski, Łucjan Chybowski, Krystyna Kalinowska

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie

Wstęp

Globalne ocieplenie klimatu jest jednym z popularnych ostatnio tematów. Szerokie grono naukowców uznaje je za rzeczywisty proces, ale są też tacy, którzy mają zdanie odmienne. Obserwując warunki klimatyczne tylko w ostatnich dwudziestu latach w północno-wschodniej Polsce trudno nie zauważyć wydłużenia się okresu z upalną pogodą letnią i bardzo łagodnych zim. Niestety nawet tak krótkotrwałe ocieplenie powoduje w środowisku szereg zauważalnych zmian. Drastycznym przykładem jest zwiększenie się stref deficytów tlenowych w jeziorach i coraz częściej występujące zjawiska przyduchy letniej.

Konsekwencje ocieplenia klimatu dotyczą w pierwszej kolejności gatunki ryb zimnolubnych. Początkowo mogą one wpływać na ich zachowania pokarmowe. W literaturze stosunkowo mało jest informacji o poziomych pokarmowych wędrówkach ryb. Większość poziomych wędrówek ma związek z rozrodem. Jednak ryby, podobnie jak i szereg innych organizmów wodnych, cechuje elastyczność, która jest ważną cechą adaptacyjną dla efektywnego żerowania, ponieważ większość naturalnych środowisk podlega zmianom. Zmusza to ryby do zmiany swoich typowych zachowań pokarmowych, by przeżyć (Dill 1983). Szczególnego znaczenia nabiera zdolność adaptacyjna ryb zimnolubnych w związku z globalnym ociepleniem klimatu. Już teraz opracowuje się modele próbujące przewidzieć jego konsekwencje dla różnych gatunków ryb (Busch i in. 2012). Jednym z gatunków, które w pierwszej kolejności mogą być narażone na niekorzystne zmiany w środowisku na skutek ocieplenia klimatu jest sielawa (*Coregonus albula* L.). Sielawa to jedna z cenniejszych ryb słodkowodnych poławianych w polskich wodach

(Wołos i in. 2017). W dużej mierze pogłowię sielawy jest utrzymywane dzięki zarybieniom (Mickiewicz 2017). Eutrofizacja wód i zmiana sposobu gospodarowania na jeziorach mogą niekorzystnie wpływać na ten gatunek (Wołos i in. 1998). Sielawa jest rybą cenioną za jej walory smakowe. Gatunek ten, jak i inne ryby łososiowate, preferuje wody chłodne i dobrze natlenione. To typowa planktonożerna ryba pelagiczna o krótkim cyklu życia. Sielawa jest rybą prowadzącą stadny tryb życia, tworząc niekiedy duże ławice. Wykazuje dobowe wędrówki pionowe w toni jeziora za przemieszczającym się zooplanktonem stanowiącym jej pokarm. W specyficznych warunkach konkurencji z innymi gatunkami i przy większych zagęszczeniach intensywność wędrówek może wzrastać lub maleć (Mehner 2015).

Celem pracy jest przybliżenie wybranych zagadnień związanych ze zjawiskiem przyduchy letniej w jeziorach i opisanie nietypowego zachowania sielawy związanego z poziomymi wędrówkami pokarmowymi ryb.

Materiały i metoda

Teren badań

Badania prowadzono w jeziorach położonych w północno-wschodniej Polsce w województwie podlaskim. Badania dotyczące zjawiska przyduchy letniej wykonano na jeziorach: Szelment Mały (N 54,25423, E 23,02055) i Szelment Wielki (N 54,22863, E 22,97854). Oba jeziora łączy około 200 m odcinek rzeki Szelmentki. Obserwacje zachowań pokarmowych sielawy prowadzono na jeziorze Blizno (N 53,9595, E 23,06614). Powierzchnia i głębokość maksymalna jezior wynosi odpowiednio: Szelment Mały 168,5 ha i 28,5 m, Szelment Wielki 356,1 ha i 45 m oraz Blizno 238,5 ha i 28,8 m (Jańczak 1999).

Pobór prób i pomiary

We wszystkich jeziorach wyniki opracowano na podstawie odłowów prowadzonych pelagicznymi wontonami typu nordyckiego (norma EN 14757). Są to sieci o długości 27,5 m i wysokości 6,0 m. Pojedynczy wonton zbudowany jest z 11 paneli (2,5 × 6,0 m), każdy o różnej wielkości oczka od 6,0 do 55,0 mm. Wontony rozstawiano o godz. 17.00 i podnoszono o godz. 5.00. Złowione ryby oddzielnie dla każdego wontonu były dzielone na gatunki i 1-3 sortymenty wielkościowe, a następnie liczone i ważone. Na każdym jeziorze w okolicy najgłębszego miejsca, przed odłowem ryb, dokonywano pomiaru temperatury wody i zawartości tlenu. Odczyty przeprowadzano co jeden metr, od powierzchni do 30 m głębokości, za pomocą miernika YSI Professional Plus. Określano też widzialność krążka Secchiego. Dane te posłużyły do opracowania profilu termiczno-tlenowego

badanych jezior. Głębokość, położenie ryb i większych zgrupowań innych organizmów wodnych obserwowano na ekranie echosondy Striker Plus 7SV z przetwornikiem ClearVü i SideVü. Wykorzystano także funkcję echosondy Quickdaw Contours do tworzenia map batymetrycznych i wykreślenia lokalizacji ławic sielawy.

Jeziora Szelment Mały i Szelment Wielki

Odłowy i obserwacje prowadzono w okresie od 6 do 10 lipca 2018 roku. Pierwsze dwie kolejne noce na jeziorze Szelment Wielki (fot. 1), a następne dwie noce na jeziorze Szelment Mały (fot. 2). W całym profilu pionowym, od powierzchni do dna, co 6 metrów rozstawiano po jednym wontonie. Analizie poddano rozmieszczenie trzech gatunków ryb pelagicznych: sielawy, siei i stynki. Określono liczbę i masę osobników złowionych w kolejnych sześciometrowych przedziałach, od powierzchni do dna.



Fot. 1. Jezioro Szelment Wielki (fot. D. Ulikowski).

Jezioro Blizno

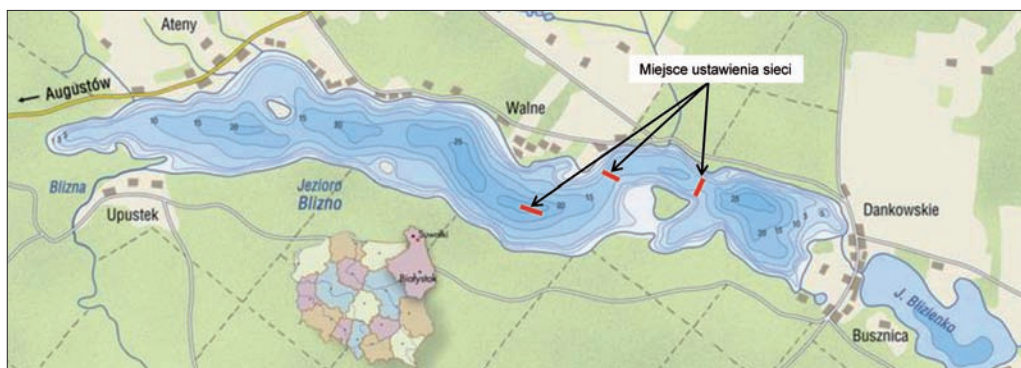
Odłowy i obserwacje prowadzono w dniach 5-7 września 2018 roku. Do badań wykorzystano wyniki odłowu przeprowadzonego trzema wontonami, z których jeden rozstawio-



Fot. 2. Jezioro Szelment Mały (fot. D. Ulikowski).



Fot. 3. Przesmyk przy wyspie, jezioro Blizno (fot. D. Ulikowski).



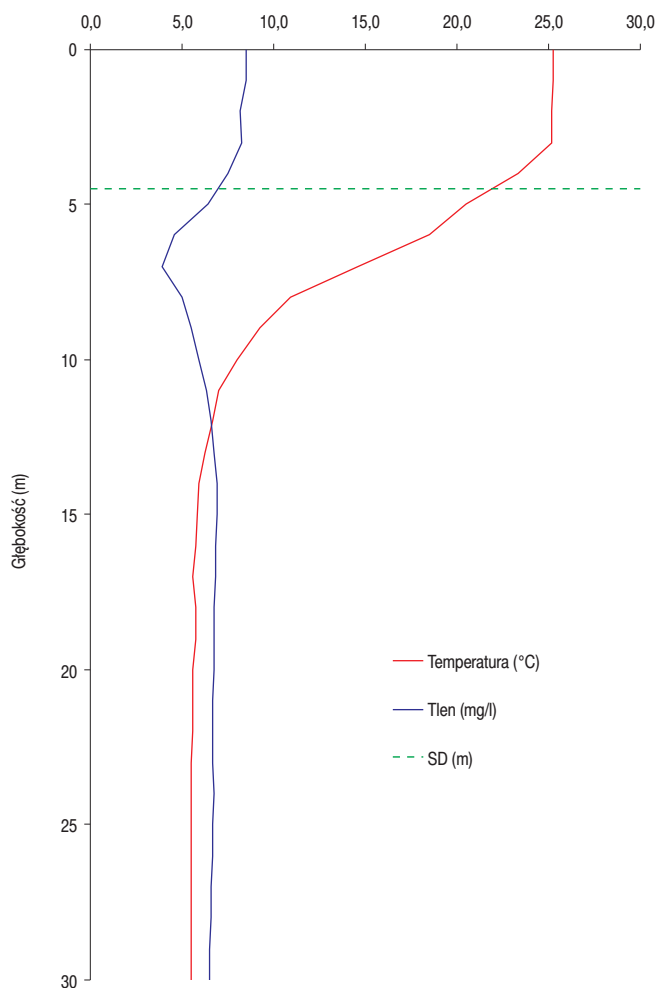
Rys. 1. Rozmieszczenie dwóch wontonów pelagicznych w przesmyku przy wyspie i jednego w okolicy Głęboczka (batymetryczna mapa podkładowa pochodzi z portalu www.wedkarz.pl).

no w okolicy największej głębokości (miejsce określane dalej jako Głęboczek), a dwa wontony rozstawiono w przesmyku koło wyspy, rozdzielającej dwie szersze części jeziora (fot. 3). Schemat rozmieszczenia wontonów przedstawia rys. 1. Wszystkie wontony stały w zakresie głębokości 0-6 m. Do analizy wybrano jedynie wyniki odłowu sielawy. Wynik połowu sielawy ustalano dla każdego panelu wontonu z różną wielkością oczka. Do porównania odłowów wykorzystano wynik z Głęboczka i wartość średnią z dwóch wontonów z przesmyku (określanego dalej jako Przesmyk). Złowione osobniki sielawy podzielono na dwa sortymenty wielkościowe i z każdego sortymentu od 5 osobników pobrano łuski do określenia wieku ryb.

Wyniki i ich omówienie

Porównanie sytuacji wybranych ryb pelagicznych w jeziorach Szelment Wielki i Szelment Mały – zjawisko przyduchy letniej

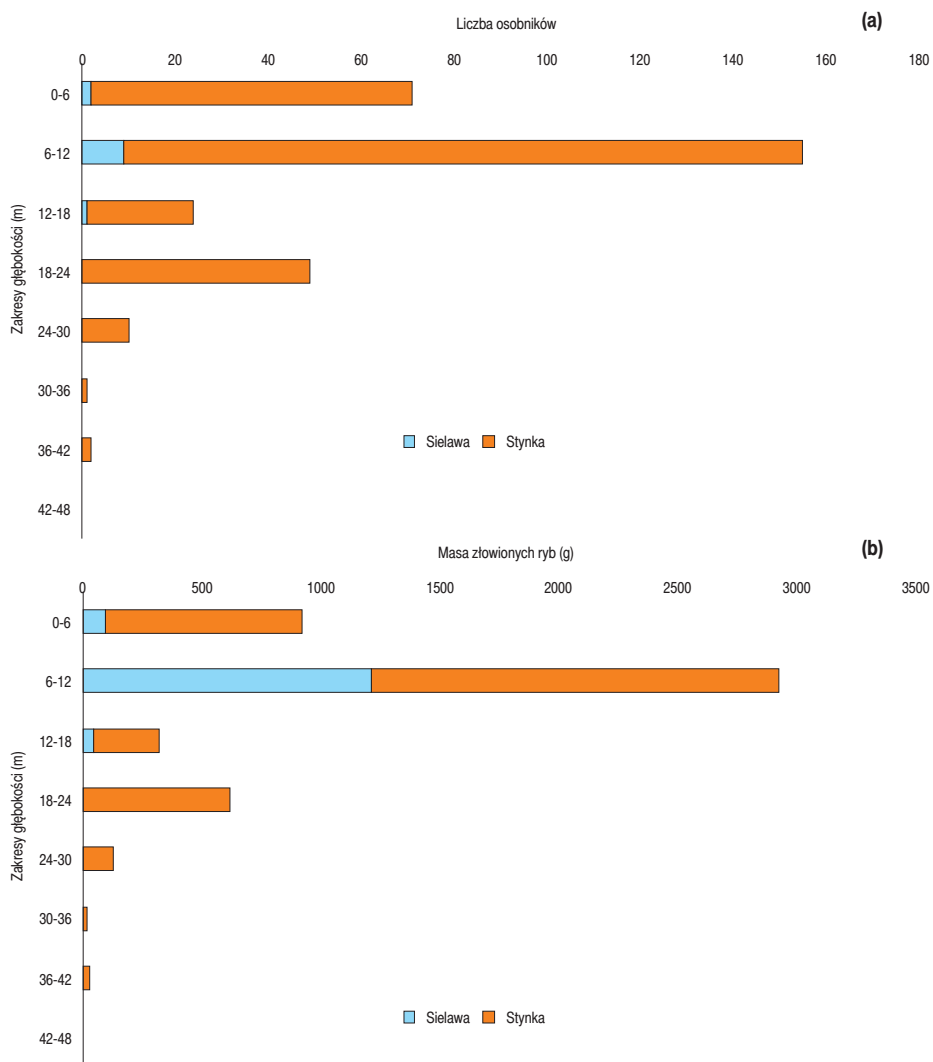
Profil termiczno-tlenowy jeziora Szelment Wielki wskazuje na dobre warunki do życia ryb pelagicznych w tym jeziorze (rys. 2). Krzywa tlenowa ma charakterystyczny kształt określany jako krzywa heterogradowa ujemna. Cechuje ją wysoka zawartość tlenu w epilimnionie i widoczny jego spadek w metalimnionie oraz ponowny wzrost w hypolimnionie. W przypadku jeziora Szelment Wielki zanotowany spadek zawartości tlenu w metalimnionie nie powoduje wystąpienia warstwy wody z deficytem tlenowym. Taki układ sprzyja zimnolubnym gatunkom, takim jak sielawa, sieja czy stynka. Mogą one też swobodnie odbywać dobowe wędrówki pionowe za przemieszczającym się zooplanktonem, będącym ich głównym pożywieniem. Rozkład liczebności oraz masy sielawy i stynki w połowie względem kolejnych sześciometrowych zakresów głębokości przedstawiono



Rys. 2. Profil termiczno-tlenowy jeziora Szelment Wielki.

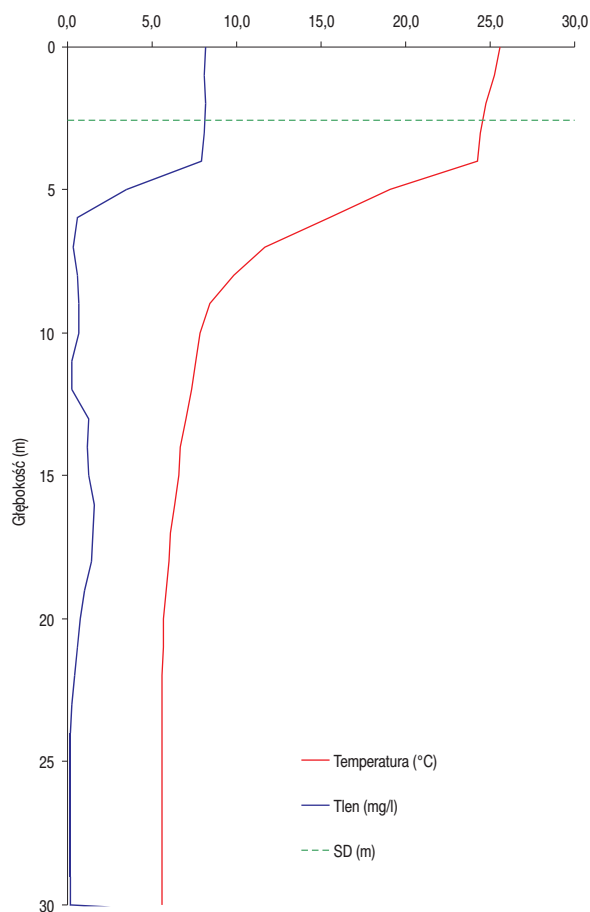
na rys. 3a i 3b. Zarówno liczebność, jak i masa złowionych ryb były największe w zakresie głębokości 6-12 m. Sielawa w odłowie wystąpiła w 3 zakresach od powierzchni do 18 m głębokości, a stynka w 7 zakresach od powierzchni do 42 m głębokości. Widoczna była zdecydowana dominacja stynki. Gatunek ten, jako potencjalny drapieżnik w stosunku do młodocianych stadiów sielawy, jak również konkurent pokarmowy, może ograniczać jej rozwój także i w tym jeziorze. Jest to znany fakt opisywany w innych jeziorach przez różnych autorów (Wołos i Bnińska 1998, Northcote i Hamman 2006).

Profil termiczno-tlenowy jeziora Szelment Mały wskazuje na dramatyczną sytuację w hypolimnionie tego jeziora (rys. 4). Krzywa tlenowa ma kształt krzywej heterogradowej ujemnej, ale w ostatniej jej fazie przed przekształceniem się w krzywą klinogradową,



Rys. 3. Rozkład liczebności (a) i masy (b) osobników sielawy i stynki odłowionych pelagicznymi wontonami nordycznymi w kolejnych zakresach głębokości w jeziorze Szelment Wielki.

z deficytem tlenu w hypolimnionie jeziora. W jeziorze Szelment Mały obserwowano dwie warstwy wody natlenionej (zawartość tlenu powyżej 1,0 mg/l), od powierzchni do 6 m głębokości i od 13 do 19 m głębokości. W pozostałych warstwach wody występował deficyt tlenu, nasilający się wraz z głębokością. Dodatkowo krzywa termiczno-tlenowa w metalimnionie przedstawia gwałtowny spadek temperatury wody i zawartości tlenu. Tylko pomiędzy 4 a 6 m głębokości temperatura wody obniżała się o około 10°C, a zawartość tlenu zmniejszyła się z 8,0 do 0,5 mg/l. Stworzyło to barierę dla ryb i spowo-

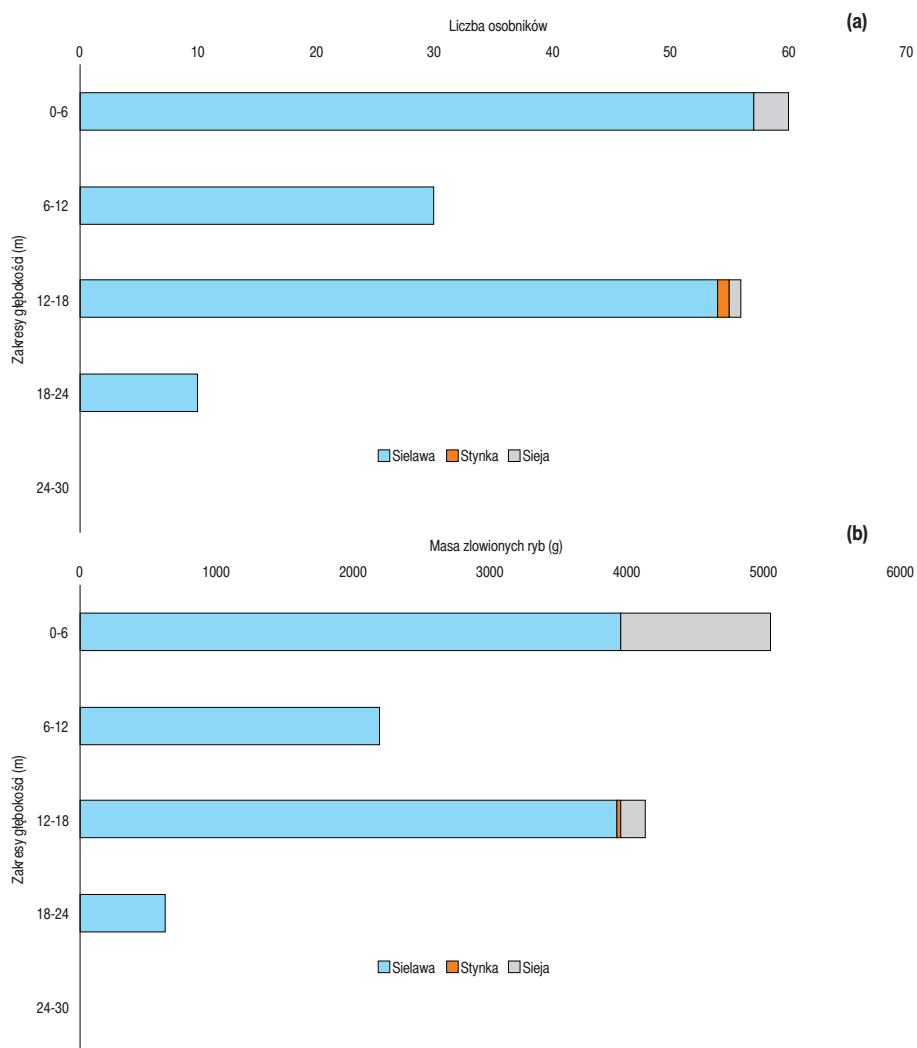


Rys. 4. Profil termiczno-tlenowy jeziora Szelmęt Mały.

dowało odcięcie możliwości ich wędrówek pionowych. Pogłowie ryb zostało rozdzielone na dwie części, jedną przebywającą w dobrych warunkach tlenowych w epilimnionie i drugą w hypolimnionie, gdzie warunki tlenowe się stale pogarszały. Obserwacje rozmieszczenia ryb przeprowadzone za pomocą echosondy wykazały, że praktycznie wszystkie ryby w hypolimnionie przebywały w wąskiej warstwie wody pomiędzy 16 a 18 m głębokości. Tylko w zakresie tej głębokości natlenienie wody przekraczało 10% nasycenia, które było w zaistniałych warunkach minimum egzystencji dla przebywających tam ryb. Rozmieszczenie ryb znalazło swoje odzwierciedlenie w połowach pelagicznymi wontonami nordyckimi. Najwięcej sielawy złowiono w wontony rozstawione w zakresie głębokości 0-6 m i 12-18 m (rys. 5a i 5b).

W wontonie, który rozstawiony był w zakresie głębokości 6-12 m, praktycznie wszystkie ryby złowiły się w górnej części tej sieci, która znajdowała się na głębokości 6-7 m. Podobnie w wonton rozstawiony w zakresie głębokości 18-24 m, ryby złowiły się w górnej części sieci, która znajdowała się na głębokości 18-19 m.

W jeziorze Szelmęt Mały w porównaniu do jeziora Szelmęt Wielki w odławie dominowała sielawa oraz występowała także sieja i nielicznie stynka. W tym momencie można postawić pytanie, dlaczego w położonych blisko siebie oraz podobnego typu jeziorach i pomimo prowadzonych zarybień istnieje tak radykalnie różna sytuacja odnośnie liczebności tych gatunków? Jedną z prawdopodobnych przyczyn mogą być różnice w gospodarowaniu na wymienionych jeziorach przez dwóch różnych użytkowników rybackich. Użytkownik jeziora Szelmęt Wielki zaniechał praktycznie rybackich połowów sieciowych na rzecz połowów wędkarskich. Natomiast drugi użytkownik na



Rys. 5. Rozkład liczebności (a) i masy (b) osobników sielawy, siei i stynki odłowionych pelagicznymi wontonami nordyckimi w kolejnych zakresach głębokości w jeziorze Szelment Mały.

jeziorze Szelment Mały, pomimo że użytkowanie wędkarskie jest istotnym elementem gospodarowania na tym jeziorze, prowadzi gospodarcze połowy sieciowe ryb pelagicznych. Zaniechanie odłowu ryb pelagicznych, a szczególnie stynki mogło doprowadzić do zdominowania, przez tego drapieżnika, pelagialu jeziora Szelment Wielki. Zbyt liczna populacja stynki wpływa niekorzystnie na efektywność zarybień koregonidami, a ponieważ jest ona też konkurentem pokarmowym tych ryb, może ograniczać ich tempo wzrostu. Liczebność stynki powinna być regulowana, a najlepszą do tego metodą są połowy zimowe z użyciem niewodu stynkowego. W okresie zimowym stynka zbiera się w więk-

sze ławice, co ułatwia jej odłów. Niestety spadek intensywności rybackiego użytkowania na rzecz użytkowania wędkarskiego sprawia, że jest coraz mniej specjalistów – rybaków oraz sprzętu, którym można by takie odłowy przeprowadzać.

Stwierdzona w czasie naszych badań dramatyczna sytuacja sielawy w hypolimnionie jeziora Szelment Mały, gdzie część populacji tych ryb została uwięziona pomiędzy rozszerzającymi się warstwami wody z deficytem tlenu, znalazła swoje szczęśliwe zakończenie. Ostrzeżony przez nas użytkownik wysłał rybaka, który przeprowadził odłów interwencyjny sielawy w zagrożonej warstwie pelagialu. Udało się odłowić blisko 500 kg sielawy w ciągu dwóch nocy. Po kilku dniach zaobserwowano przyduchę, która nie spowodowała na szczęście masowego śnięcia sielawy. Prawdopodobnie rybakowi udało się odłowić większość ryb z zagrożonej warstwy wody. Jak widać na opisanym przykładzie, współpraca naukowców z uprawnionymi do rybactwa może przynieść wymierne korzyści dla tych drugich. Szkoda, że możliwości takiej współpracy są tak rzadko wykorzystywane.

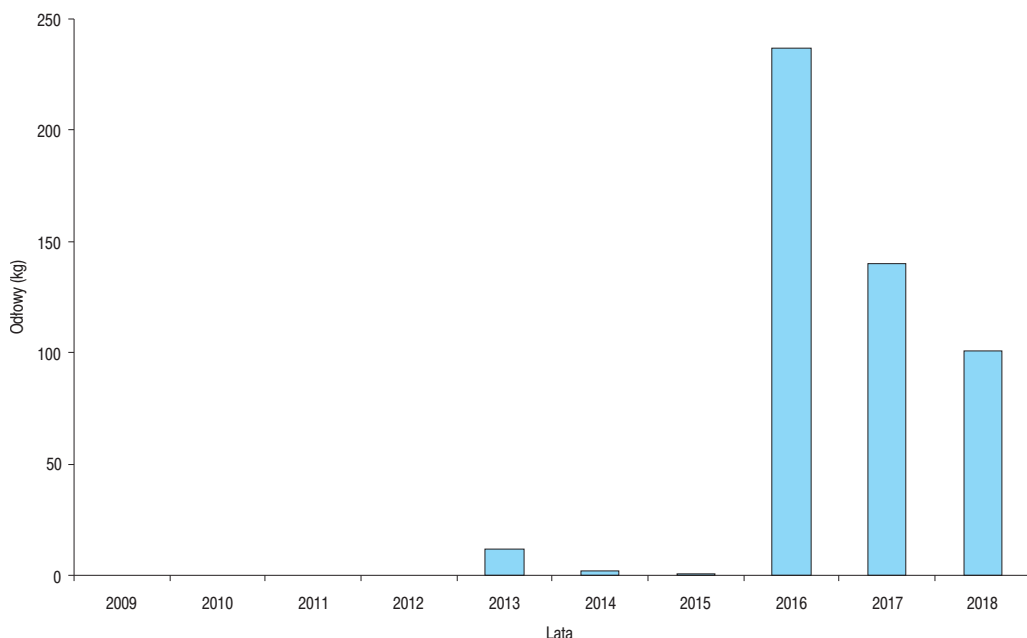
Z informacji napływających do nas od użytkowników na temat występowania przyduchy letniej można stwierdzić, że w ostatnich latach występuje ona praktycznie co roku na różnych jeziorach i często dotyczy głównie koregonidów oraz stynki, czyli zimnolubnych ryb pelagicznych. Mechanizm wystąpienia tego zjawiska jest podobny, jak w opisanym przypadku na jeziorze Szelment Mały. Niestety śnięcia ryb mogą mieć przebieg utajony i rozłożony w czasie, gdy ryby będą snęty przez wiele dni i tylko część z nich wypłynie na powierzchnię. Przy takim przebiegu przyduchy, mewy i rybitwy szybko zbierają śnięte ryby, co utrudnia stwierdzenie i ocenę skali tego zjawiska. Przyducha letnia ma masowy charakter zwykle przy gwałtownym spadku ciśnienia atmosferycznego towarzyszącego frontom burzowym, gdyż spada wtedy efektywność wymiany gazowej w skrzelach ryb. Czasem przyczynę śnięcia ryb po takich burzach przypisuje się niesłusznie uderzeniom piorunów. Natomiast kwestią dyskusji są przyczyny nasilenia się tego typu zdarzeń w ostatnich latach, ale niewątpliwie może to mieć związek z ociepleniem klimatu. Upały i silne nagrzewanie się powierzchniowych warstw wody sprzyjają silniejszym oraz częstszym zakwitom fitoplanktonu, które w połączeniu ze stratyfikacją warstw wody w jeziorach prowadzi do występowania deficytu tlenowego w metalimnionie, a w dalszej kolejności i w hypolimnionie. Ocieplenie klimatu może nasilać tego typu zjawiska, dlatego możliwość ograniczenia skutków przyduchy letniej przez przewidzenie możliwości jej wystąpienia i odłów interwencyjny, powinny być stałym elementem racjonalnego gospodarowania na jeziorach. Dodatkowo ciągłe ograniczanie połowów sieciowych, a szczególnie rezygnacja z jesiennych odłów niewodem, przyczynia się do powstawania nieprawidłowej struktury populacji ryb w jeziorach, z nadmierną reprezentacją niewyrośniętych osobników takich gatunków jak krąp, leszcz, płóc, ukleja czy

nawet okoi. Ryby te, występując w nadmiarze, wywierają silną presję na zooplankton będący naturalnym czynnikiem ograniczającym zakwity fitoplanktonu. Niestety deficyt tlenu występujący latem na coraz większych połaciach dna wielu jezior spowodował też wyginiecie wielu skupisk racicznicy. Matże te są nie tylko naturalnym filtratorem planktonu, ale stanowią cenne źródło pożywienia dla takich gatunków jak płoć, leszcz czy sieja, który pozwalał im uzyskiwać wyższe tempo wzrostu i osiągać większe rozmiary ciała.

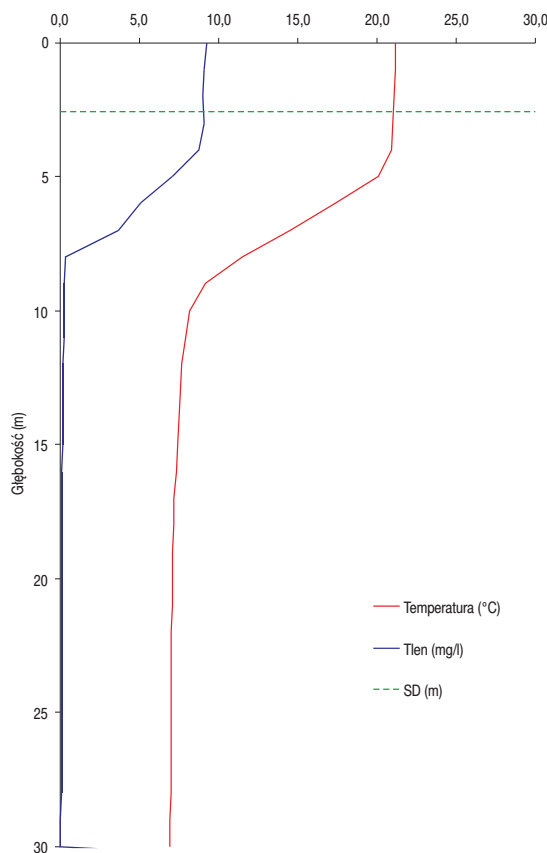
Nietypowe zachowanie sielawy – poziome wędrówki pokarmowe

Jezioro Blizno jest przykładem jeziora, gdzie populacja sielawy odrodziła się dzięki systematycznemu zarybianiu i w ostatnich trzech latach ponownie poławiana jest gospodarczo (rys. 6). Według użytkownika pozytywne efekty zarybień wystąpiły po zmianie sposobu zarybiania. Od kilku lat materiał zarybieniowy (głównie wylęg) z wylęgarni przywożony jest w basenach i wypuszczany z brzegu w jednym miejscu. Natomiast poprzednio transportowano go w workach z tlenem i wypuszczano w wielu punktach na całej powierzchni jeziora. W przypadku ryb prowadzących stadny tryb życia, takich jak sielawa, przeprowadzenie zarybiania w taki sposób, by mogły one utworzyć dużą ławicę, może sprzyjać zwiększeniu efektywności tego zabiegu.

Podczas dwudniowych badań prowadzonych na początku września 2018 roku na jeziorze Blizno zaobserwowano zjawisko masowych poziomych wędrówek sielawy ze



Rys. 6. Gospodarcze odtowy sielawy w jeziorze Blizno.



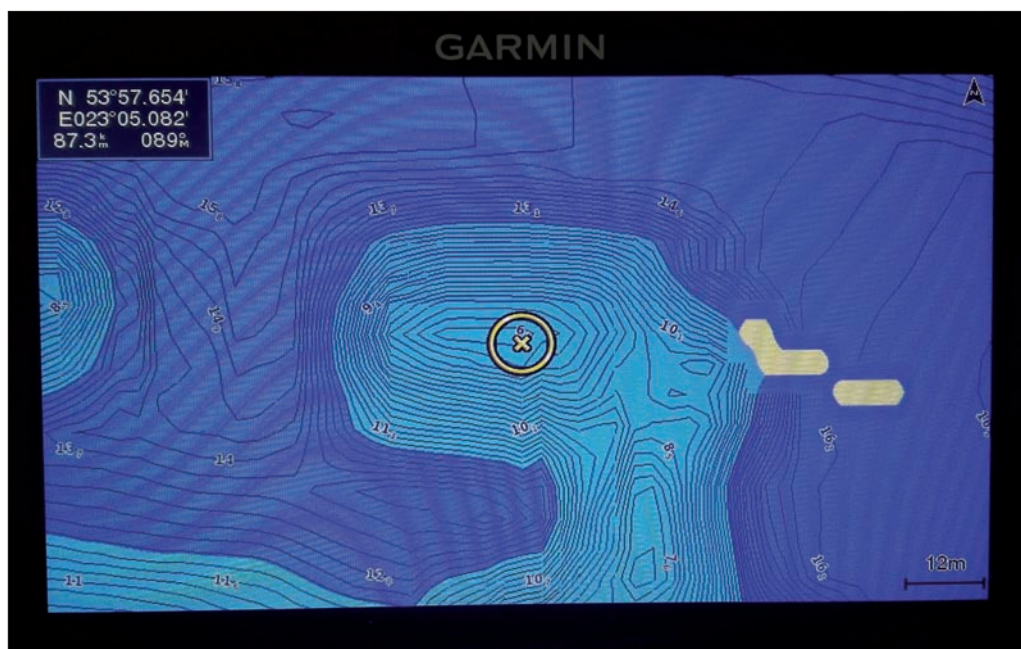
Rys. 7. Profil termiczno-tlenowy jeziora Blizno.

strefy otwartej wody do stosunkowo wąskiego i płytkiego przesmyku przy największej wyspie. W tym miejscu jezioro zwęża się z 500 m do około 200 m, a głębokość na środku przesmyku wynosi 12-15 m. W ramach przygotowań do postawienia wontonów nordyckich, między godziną 12.00 a 14.00, 5-krotnie przepłynięto wzdłuż całego przesmyku zgodnie z przebiegiem izobat głębokości 3 i 6 m przy obu brzegach oraz środkiem w kierunku głębocзка położonego w szerszej części jeziora. W ten sposób dzięki wykorzystaniu funkcji echosondy do kreślenia map uzyskano dokładną mapę batymetryczną tej części jeziora. Jest to bardzo pomocne w późniejszym rozstawianiu wontonów nordyckich, które muszą być ustawione w ściśle określonych zakresach głębokości zgodnie z normą EN 14757. Początkowo nic nie zapowiadało, że w przesmyku coś się wydarzy. Na

obrazie pokazywanym przez echosondę nie zauważono żadnych większych skupisk ryb, oprócz kilku niewielkich stad małego okonia. Wykreślony dla jeziora Blizno profil termiczno-tlenowy wykazał brak warunków do życia dla ryb w hypolimnionie, ze względu na deficyt tlenu (rys. 7). Krzywa tlenowa miała kształt krzywej klinogradowej, a zawartość tlenu spadała poniżej 1 mg/l pomiędzy 7 a 8 m głębokości. Jednak całkowity brak tlenu wystąpił dopiero od głębokości 15 m. Pomiędzy 8 a 15 m głębokości nasycenie tlenem wynosiło 1-3%, czyli zbyt mało dla ryb, ale jak się później okazało wystarczająco dla masowego rozwoju larw wodzenia (*Chaoborus flavicans*). I właśnie w przesmyku obok największej wyspy na jeziorze powstała nisza, którą zajęły larwy tego owada (fot. 4). W ciągu dnia pozostawały one ukryte w osadach dennych, by o zmierzchu wypływać w płytsze warstwy wody. Jest to typowe zachowanie tych organizmów (Gosselin i Hare 2003, Malinen 2018). Swoiste „chmury” tych owadów były widoczne także na ekranie echosondy na głębokości 8-10 m, co najmniej od godz. 17.00 do 19.00. W czasie rozsta-

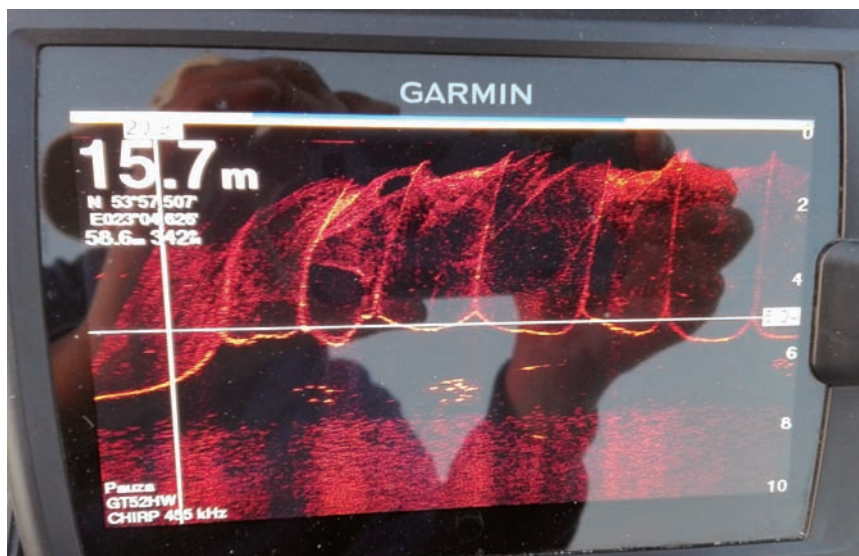


Fot. 4. Larwy wodzenia, *Chaoborus flavicans* (fot. D. Ulikowski).

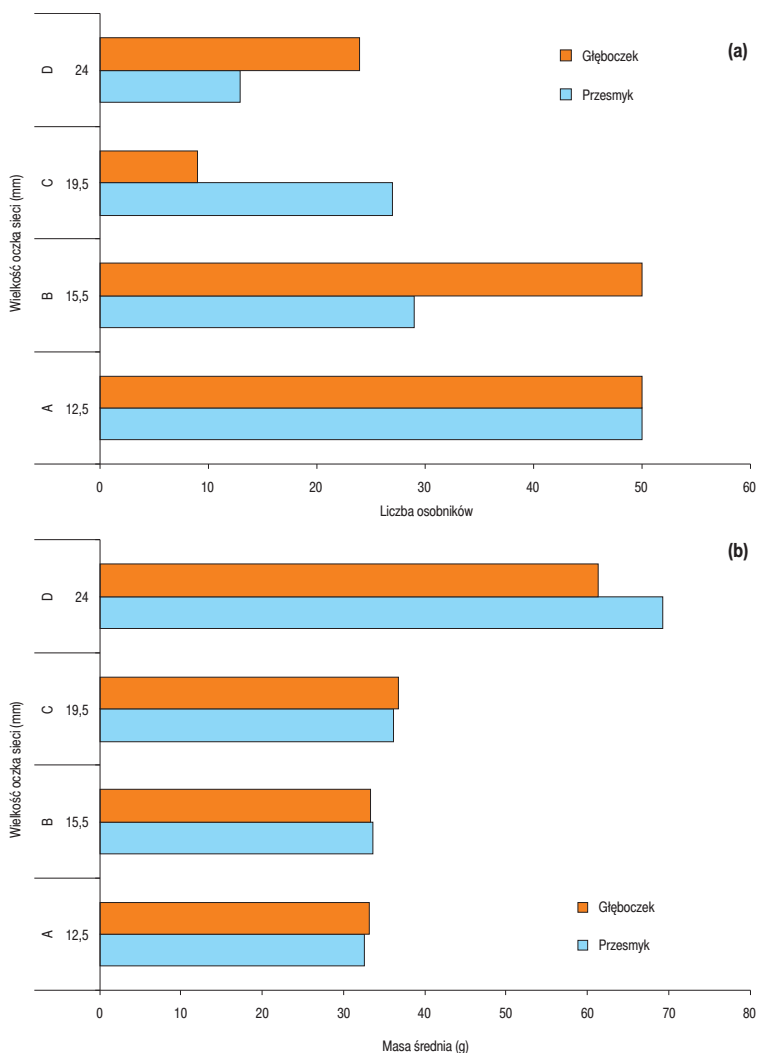


Fot. 5. Odzworowana przez oprogramowanie echosondy ławica sielawy o powierzchni około 1 ha zaobserwowana w jeziorze Blizno (fot. D. Ulikowski).

wiania wontonów do badań nad przesmykiem zaobserwowano kilkaset jaskółek i jerzyków, które zbierały z powierzchni wody dorosłe owady wylatujące z poczwarek, odbywające gody i składające jaja. Ponieważ była bezwietrzna pogoda, spokojna tafla wody wyglądała jak kipiel. Również w toni echosonda ujawniła pojawienie się licznych stad ryb, których w ciągu dnia nie obserwowano. Największe stado udało się zarejestrować w głębi przesmyku (fot. 5). Zajmowało ono powierzchnię około 1 ha (widoczne na sonarze poziomym), a ryby tworzyły zwartą ławicę pomiędzy 6 a 8 m głębokości. W ławicy większość ryb miała podobną długość ciała, około 20 cm, co ujawnił obraz z echosondy. Oszacowano, że na 1 m² było widocznych średnio 10 osobników, czyli w całej ławicy było około 10 tys. Dopiero następnego dnia udało się potwierdzić gatunek obserwowanych ryb. W czasie podnoszenia sieci, których część rozstawiona była w Przesmyku, okazało się że złowiono osobniki sielawy. Denne wontony nordyckie stały czasem tylko kilkanaście metrów od brzegu na głębokości około 6 m. Sielawę złowiono także w wontony pelagiczne ustawione w okolicy Głębocka, co nie było oczywiście niespodzianką. Kolejnej nocy, by uzyskać dodatkowe potwierdzenie zaobserwowanych wędrówek sielawy, rozstawiono dwa dodatkowe wontony pelagiczne w poprzek Przesmyku w pobliżu jego obu wejść (rys. 1). Już chwilę po postawieniu sieci obraz z echosondy ukazał liczące od kilku do kilkunastu sztuk stada sielawy przechodzące w kierunku Przesmyku, pod wontonami ustawionymi na głębokości 0-6 m (fot. 6). Tego wieczora nie udało się już spotkać tak licznej ławicy w Przesmyku jak dzień wcześniej. Jednak następnego dnia po zebraniu sprzętu i policzeniu i zważeniu ryb porównano wyniki odłowu przeprowadzone-

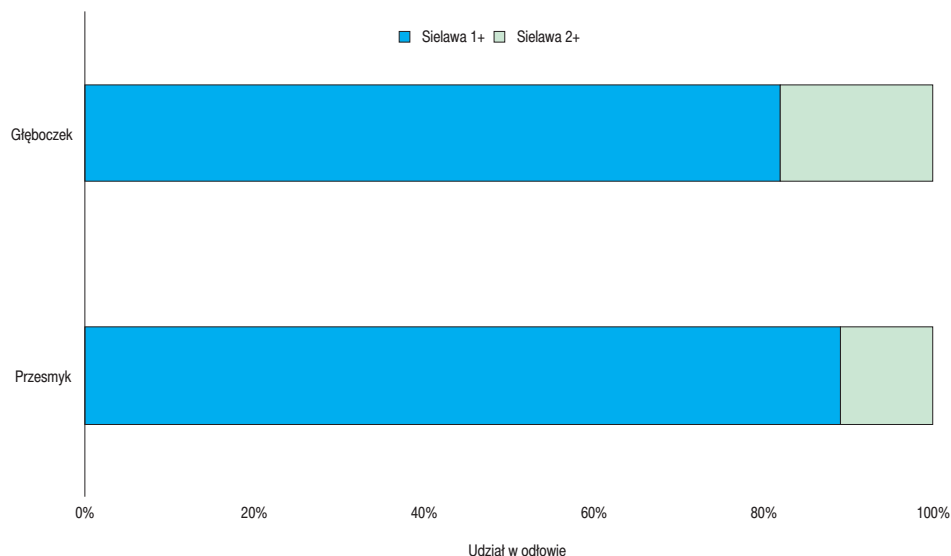


Fot. 6. Widok ekranu echosondy z widocznym wontonem, pod którym przepływają dwa stada sielawy, a poniżej od głębokości około 7,5 do 10 m widoczne gęste skupiska larw wodzienia (fot. D. Ulikowski).



Rys. 8. Rozkład liczebności (a) i średnia masa osobników sielawy (b) złowionych w cztery panele o różnej wielkości oczka, pelagicznych wontonów nordyckich z punktów połowowych Głęboćek i Przesmyk w jeziorze Blizno.

go wontonami pelagicznymi w Przesmyku i w okolicy Głęboćka. W obu przypadkach były one podobne. Sielawa łowiła się w cztery panele wontonów nordyckich o rozmiarze oczek: A – 12,5 mm, B – 15,5 mm, C – 19,5 mm i D – 24 mm. Zarówno w Przesmyku, jak i na Głęboćku najwięcej osobników złowiono w oba panele A i B z mniejszym oczkiem (rys. 8a). Osobniki złowione w panele A, B i C miały podobną masę średnią, a osobniki złowione w panelach D były dwukrotnie większe (rys. 8b). W odłowie zarówno w Przesmyku, jak i na Głęboćku występowały ryby dwuletnie (1+) i trzyletnie (2+), ze zdecydowaną przewagą tych pierwszych (rys. 9). Porównując tempo wzrostu sielawy z jeziora



Rys. 9. Udziały procentowe dwóch roczników sielawy w wieku 1+ i 2+ w odłowię przeprowadzonym za pomocą pelagicznych wontonów nordyckich z punktów połowowych Głęboćek i Przesmyk w jeziorze Blizno.

Blizno do innych jezior, można stwierdzić, że wykazuje ono stosunkowo wolny wzrost (Szczerbowski 1981, Wołos i in. 2002, Golski i in. 2010). Prawdopodobnie ma na to wpływ odcięcie przez deficyty tlenowe dostępu sielawy do wód hypolimnionu, przez co jest ona zmuszona przebywać w wyższych, bardziej natlenionych, ale i cieplejszych warstwach wody. Zaobserwowane masowe wędrówki poziome sielawy w jeziorze Blizno, gdzie ryby w poszukiwaniu pokarmu wpływały w stosunkowo wąską i płytką część jeziora, może być wynikiem pogorszonego stanu środowiska i pośrednio ocieplenia klimatu. Fenomen zachowań pokarmowych sielawy w jeziorze Blizno szczególnie oddaje fakt, że potrafiła ona w krótkim czasie zebrać się w ogromną ławicę liczącą około 10 tys. osobników o łącznej masie 3-4 tony.

Podsumowując przedstawione przykłady z trzech badanych jezior widać, że ocieplenie klimatu może nieść ze sobą poważne konsekwencje także dla naszej ichtiofauny.

Praca wykonana w ramach tematu statutowego S-011 Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie.

Literatura

- Busch S., Kirillin G., Mehner T. 2012 – Plasticity in habitat use determines metabolic response of fish to global warming in stratified lakes – *Oecologia* 170(1): 275-87.
- Dill L. 1983 – Adaptive Flexibility in the Foraging Behavior of Fishes – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40(4). DOI: 10.1139/f83-058

- Golski J., Przybył A., Ludwiczak A., Mazurkiewicz J., Andrzejewski W. 2010 – Growth rate, condition and fecundity of the fished population of vendace (*Coregonus albula* L.) from the Gorzyńskie lake (Międzychód district) – Nauka Przyr. Technol. 4(3), #30: 2.
- Gosselin A., Hare L. 2003 – Burrowing behavior of *Chaoborus flavicans* larvae and its ecological significance – J. N. Am. Benthol. Soc. 22 (4): 575-581.
- Jańczak J. 1999 – Atlas jezior Polski – T. 3: Jeziora Pojezierza Mazurskiego i Polski południowej, Bogucki Wyd. Nauk., Poznań: 240 s.
- Malinen T. 2018 – Hydroacoustic fish stock assessment in southern and northern boreal lakes-potential and constraints – Academic dissertation. Ecosystems and Environment Research Programme, Faculty of Biological and Environmental Sciences, University of Helsinki: pp. 62.
- Mehner T. 2015 – Partial diel vertical migration of sympatric vendace (*Coregonus albula*) and Fontane cisco (*Coregonus fontanae*) is driven by density dependence – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 72(1): 116-124.
- Mickiewicz M. 2017 – Analiza zarybień prowadzonych przez uprawnionych do rybactwa w 2016 roku – W: Działalność gospodarstw rybackich w 2016 roku – uwarunkowania ekonomiczne, prawne i ekologiczne (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS Olsztyn: 31-44.
- Northcote T.G., Hammar J. 2006 – Feeding ecology of *Coregonus albula* and *Osmerus eperlanus* in the limnetic waters of Lake Mälaren, Sweden – Boreal Environ. Res. 11(3): 229-246.
- Szczerbowski J. 1981 – Criteria for estimating the rate of growth in fish – Rocz. Nauk Roln. Ser. H 99, 4: 123-136.
- Wołos A., Bnińska M. 1998 – Gospodarka koregonidami. Uwarunkowania i efektywność – Wyd. IRS Olsztyn: 94 s.
- Wołos A., Falkowski S., Czerkies P. 1998 – Changes in whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) and vendace (*Coregonus albula* L.) fisheries in Lake Gołdopiwo due to eutrophication and management policies – Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 50: 523-530.
- Wołos A., Leopold M., Bnińska M. 2002 – Analysis of vendace (*Coregonus albula* L.) and European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) fisheries in Polish lakes – Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 57: 129-142.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Mickiewicz M. 2017 – Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2016 roku – W: Działalność gospodarstw rybackich w 2016 roku – uwarunkowania ekonomiczne, prawne i ekologiczne (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS Olsztyn: 9-20.

Porównanie różnych metod połowów ryb do określenia składu gatunkowego oraz struktury ilościowej ichtiofauny jezior

*Andrzej Kapusta¹, Jacek Perkowski², Piotr Traczuk¹, Tomasz Heese³
Jan Woźniak², Łukasz Strzałkowski², Marcin Dobrowolski²*

¹Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie

²Okręg Mazowiecki, Polski Związek Wędkarski

³Katedra Biologii Środowiskowej, Wydział Inżynierii Łądowej, Środowiska i Geodezji, Politechnika Koszalińska

Wstęp

Dane dotyczące składu gatunkowego i zagęszczenia populacji ryb stają się coraz ważniejsze jako wskaźniki stanu ekologicznego ekosystemów wodnych (Appelberg i in. 2000), co zostało dodatkowo podkreślone w Ramowej Dyrektywie Wodnej Unii Europejskiej. Obecnie istnieją standardowe metody pobierania próbek w większości siedlisk słodkowodnych. Metody akustyczne, często uzupełnione trałowaniem, dominują w przypadku dużych jezior (Emmrich i in. 2012, Draščík i in. 2017). Połowy ryb przy użyciu sieci wielooczkowych są typowe dla mniejszych jezior, dla których został opracowany standardowy sposób połowów (CEN 2005). W płytkich ekosystemach wodnych można zastosować kilka metod (Casselman i in. 1990, Erős i in. 2009). Elektropołowy początkowo stosowano w płytkich strumieniach, a wraz ze specjalnie zaprojektowanymi zestawami łodziowymi zostały zaadaptowane do nieco głębszych wód, także w litoralu jezior (Sutela i in. 2008, Erős i in. 2009). Jak stwierdzili Kubečka i in. (2012), wiarygodne informacje na temat ryb mogą wymagać połączenia kilku metod pobierania próbek w różnych siedliskach.

Charakterystyka zespołów ryb w ekosystemach wodnych jest trudna, a uzyskane informacje w dużym stopniu zależą od wyboru sprzętu do połowu ryb. Uzyskanie wiarygodnych szacunków wskaźników opisujących ichtiofaunę, takich jak bogactwo gatunkowe, prawie zawsze wymaga stosowania wielu metod połowu ryb. Użycie więcej niż

jednej techniki pobierania próbek jest na ogół preferowane w celu uzyskania kompleksowego obrazu struktury zespołu ryb. Dlatego kluczowa jest wiedza na temat porównywalności wyników między różnymi narzędziami/metodami stosowanymi do połowów ryb. Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie wyników połowów ryb przeprowadzonych w tym samym jeziorze trzema odmiennymi metodami.

Materiały i metoda

Skład gatunkowy i strukturę ichtiofauny w Jeziorze Zdrowskim określono trzema metodami. Jezioro Zdrowskie (powierzchnia 343 ha, głębokość maksymalna 5,3 m) położone jest na Pojezierzu Gostyńsko-Włocławskim, w dorzeczu cieków Wielka Struga, który uchodzi do Wisły w pobliżu Płocka. Według polskich standardów jezioro zaliczane jest do zbiorników płytkich, eutroficznych z niedużą przezroczystością wody oraz dobrze rozwiniętą strefą roślinności wynurzanej. W okresie letnim w jeziorze nie występuje stratyfikacja termiczno-tlenowa, chociaż okresowe spadki zawartości tlenu mogą występować przy dnie.

Połowy ryb przeprowadzono w latach 2016 i 2018. We wrześniu 2016 roku w ciągu dnia wykonano elektropołowy (EP) przy użyciu agregatu EFKO FEG 8000 (8kW, 400-600 V, 6-10 A) wyposażonego w anodę powierzchniową. Ryby łowiono przemieszczając się łodzią wzdłuż brzegu jeziora na odcinku 1000 m. Metoda elektropołowów pozwala na przyżyciowe połowy ryb, dlatego wszystkie złowione osobniki zidentyfikowano do gatunku, policzono i wypuszczono w pobliżu miejsca złowienia. W tym samym czasie przeprowadzono połowy ryb zestawem wontonów (ZW). Zastosowano metodykę proponowaną na potrzeby gospodarki rybacko-wędkarskiej (Heese i in. 2014). Metoda polega na użyciu trzech zestawów sieci składających się z wontonów o bokach oczka od 25 do 70 mm. Długość każdego wontonu wynosiła 50 m, a wysokość 2,5 m. Kolejność sieci o różnych rozmiarach boku oczka (mm) była następująca: 70-50-35-25-35-50-70. Sieci stawiano od strony brzegu w kierunku płosa jeziora. Połowy ryb przeprowadzono w godzinach od 20:00 do 4:00.

W sierpniu 2018 roku przeprowadzono połowy ryb wg normy EN 14757, przy użyciu zestawu dennych sieci nordyckich (Appelberg 2000). Powyższa norma została wdrożona do oceny stanu ekologicznego jezior i jest jednym z narzędzi monitoringu ichtiofauny w jeziorach (Chybowski i in. 2016). Denne sieci nordyckie składają się z 12 paneli o długości 2,5 m, wysokości 1,5 m oraz rozmiarach boku oczka od 5 do 55 mm. Liczbę i zakres głębokości, na których należy rozstawić wontony określa norma EN 14757. Wontony w poszczególnych warstwach powinny być rozstawione losowo, tzn. nie powinny znajdować się w jednym miejscu i nie należy wybierać tylko takich miejsc, gdzie

spodziewamy się dużej liczby ryb. Połowy badawcze ryb w Jeziorze Zdrowskim wykonano za pomocą 12 sieci dennych. Czas ekspozycji sieci wynosił 12 godzin, a połowy ryb rozpoczynano około godziny 19.

Złowione osobniki identyfikowano do gatunku i policzono, a w przypadku połowów sieciowych także zważono ($\pm 0,1$ g). Dla każdego gatunku wyliczono wskaźnik dominacji (D_i):

$$D_i = 100\% \times n_i \times (\sum n_i)^{-1}$$

gdzie: n_i – liczba osobników gatunku i .

Podobnie określono wskaźnik dominacji na podstawie biomasy (B_i):

$$B_i = 100\% \times w_i \times (\sum w_i)^{-1}$$

określający biomasę gatunku i (w_i) w stosunku do biomasy ryb wszystkich złowionych gatunków.

Podobieństwo faunistyczne ryb złowionych poszczególnymi metodami wyliczono według formuły Sorensena (QS, %):

$$QS = (2c/a+b) \times 100\%$$

gdzie: c – liczba wspólnych gatunków dla metody połowu X i Y , a – liczba gatunków stwierdzona metodą X , b – liczba gatunków w zbiorze Y .

Podobieństwo ilościowe porównywanych metod połowu ryb określono współczynnikiem Renkonena (Re):

$$Re = \sum D_{\min} \times 100\%$$

gdzie: $D_{\min}$ – minimalne wartości wskaźnika dominacji (D_i) poszczególnych gatunków w porównywanych metodach połowu ryb.

Przy ocenie struktury ryb złowionych różnymi metodami posłużono się wskaźnikami dominacji ilościowej – przez porównanie składu gatunkowego i struktury ilościowej złowionych ryb. Obliczenia statystyczne wykonano za pomocą programu STATISTICA 12.0

Wyniki i dyskusja

W Jeziorze Zdrowskim stwierdzono występowanie 14 gatunków ryb (tab. 1). Najwięcej ryb oraz największą liczbę gatunków złowiono zestawem sieci nordyckich wykorzystywanych do monitoringu ichtiofauny do oceny stanu ekologicznego jezior. Metodą elektropołowów złowiono 296 ryb należących do 10 gatunków. Dominantami ilościowymi w tej metodzie połowów były ukleja (*Alburnus alburnus*), płoć (*Rutilus rutilus*), wzdręga (*Scardinius erythrophthalmus*) i leszcz (*Abramis brama*). W zestawy wontonów złowiono 287 ryb należących do 11 gatunków. Dominantami ilościowymi w tej metodzie

Tabela 1

Porównanie udziału liczbowego gatunków ryb złowionych różnymi metodami
w Jeziorze Zdrowskim

Gatunek	Elektropoławowy	Zestaw wontonów	Monitoring jezior
Węgorz	5,74	0	0
Karaś	1,69	0,35	0
Karaś srebrzysty	0	1,05	0,05
Lin	0	0,35	0,05
Leszcz	11,82	36,24	10,08
Krąp	1,69	5,57	11,93
Płoć	27,03	33,45	33,47
Wzdręga	16,89	2,44	0,47
Ukleja	27,03	0	21,50
Sum	0	1,05	0,05
Szczupak	6,76	1,74	0,07
Okoń	1,01	12,20	19,37
Jazgarz	0	0	2,09
Sandacz	0,34	5,57	0,85

Tabela 2

Porównanie udziału wagowego gatunków ryb złowionych różnymi metodami
w Jeziorze Zdrowskim

Gatunek	Zestaw wontonów	Monitoring jezior
Karaś	0,91	0
Karaś srebrzysty	7,91	0,61
Lin	1,49	0,70
Leszcz	25,61	11,10
Krąp	3,24	1,05
Płoć	4,00	34,74
Wzdręga	1,45	5,36
Ukleja	0	7,62
Sum	7,91	2,70
Szczupak	6,38	2,63
Okoń	10,99	9,52
Jazgarz	0	0,61
Sandacz	30,09	23,35

połowów były leszcz, płóc i okoń (*Perca fluviatilis*). Natomiast pod względem wagowym dominowały sandacz (*Sander lucioperca*), leszcz i okoń (tab. 2). W trakcie połowów zestawem sieci nordyckich złowiono 5515 ryb należących do 12 gatunków. W tej metodzie połowów ryb pod względem ilościowym dominowały płóc, ukleja, okoń, krąp (*Blicca bjoerkna*) i leszcz. Odmienne przedstawiała się struktura dominacji pod względem wagowym. Największy udział wagowy miały płóc, sandacz i leszcz.

Węgorz (*Anguilla anguilla*) został złowiony tylko metodą elektropołowów. Z udziałem ilościowym wynoszącym prawie 6% węgorz należał do gatunków subdominujących w tej metodzie połowów ryb. Karaś pospolity (*Carassius carassius*) został złowiony metodą elektropołowów i zestawem sieci, ale nie złowiony w sieci nordyckie. Natomiast ukleja została złowiona metodą elektropołowów i sieci nordyckie, ale nie występowała w zestawie wontonów. Z kolei karaś srebrzysty (*Carassius gibelio*), lin (*Tinca tinca*) i sum europejski (*Silurus glanis*) zostały złowione przy użyciu obu metod sieciowych, a nie występowały w elektropołowach. Jazgarz (*Gymnocephalus cernua*) został złowiony tylko w zestaw sieci nordyckich.

Najwięcej ryb złowiono zestawem sieci nordyckich, a najmniej zestawem wontonów. Metoda elektropołowów okazała się prawie tak samo skuteczna do oceny składu gatunkowego, jak obie metody wykorzystujące sieci o różnych rozmiarach oczek. Najczęściej jednak metoda elektropołowów pozwala na wykrycie większej liczby gatunków niż metody wykorzystujące sieci (Goffaux i in. 2005). Przewagą zestawu wontonów ustawianych w jednym panelu nad zestawem sieci nordyckich jest mniejsza pracochłonność (Heese i in. 2014), jednak nieduża ilość złowionych ryb utrudnia zastosowanie tej metody do oceny struktury populacji. Ryby licznie poławiane w zestaw sieci nordyckich mogą być wykorzystane do analizy różnych elementów cyklu życiowego. Do takich analiz najczęściej potrzebna jest odpowiednia liczba ryb charakteryzujących się różnymi rozmiarami ciała/wiekami (fot. 1). W przypadku sieci nordyckich takich gatunków było aż 8 (66% wszystkich złowionych gatunków), a zestawu wontonów tylko 3 (27%). W przypadku elektropołowów, pomimo najmniejszej liczby złowionych gatunków (10), aż 60% z nich była na tyle liczna, że zapewniła odpowiednią ilość do badań biologicznych.

Metoda połowu ryb miała istotny wpływ na strukturę ilościową złowionych ryb. Struktura ilościowa ryb złowionych metodą elektropołowów była istotnie statystycznie różna od określonej na podstawie połowów zestawem wontonów (test Chi kwadrat: $\chi^2=143,23$; $df=13$; $P<0,001$) oraz zestawu sieci nordyckich (test Chi kwadrat: $\chi^2=1219,64$; $df=13$; $P<0,001$). Także wyniki ilościowe połowów ryb zestawem wontonów różniły się istotnie od wykonanych zestawem sieci nordyckich (test Chi kwadrat: $\chi^2=207,99$; $df=13$; $P<0,001$). Jednakże ekologiczna waloryzacja efektów połowów trzema metodami wskazuje na zbliżony skład gatunkowy (tab. 3). Wartości wskaźnika podobieństwa gatunko-



Fot. 1. Przykład wyników połowu ryb zestawem sieci nordyckich.

wego Sorensena ryb złowionych metodą elektropoławów oraz w oba zestawy sieci wykazały znaczne podobieństwo. Natomiast obie metody połowów ryb w sieci wyróżniały się najwyższą wartością wskaźnika Sorensena, przedstawiającą niemal identyczne podobieństwo gatunkowe.

Tabela 3

Współczynnik podobieństwa gatunkowego Sorensena (%) ryb złowionych różnymi metodami.
EP – elektropoławowy, ZW – zestaw wontonów, MJ – monitoring jezior

	EP	ZW	MJ
EP	100	76,2	72,7
ZW		100	90
MJ			100

Wartości graniczne wskaźnika podobieństwa gatunkowego Sorensena. >80% – skład gatunkowy ugrupowań niemal identyczny, 50-80% – podobieństwo wyraźne, <50% – podobieństwo małe

Podobieństwo struktury dominacji cechowało się pewną zbieżnością (tab. 4). Struktura dominacji określona na podstawie połowów zestawem wontonów i zestawem dennych sieci nordyckich wykazywała znaczne podobieństwo. Natomiast elektropoławowy i pozostałe metody charakteryzowały się przeciętnym podobieństwem struktury dominacji.

Tabela 4

Współczynnik podobieństwa dominacji Renkonena (%) ryb złowionych różnymi metodami.

EP – elektropoławowy, ZW – zestaw wontonów, MJ – monitoring jezior

	EP	ZW	MJ
EP	100	46,4	40,7
ZW		100	62,9
MJ			100

Wartości graniczne współczynnika podobieństwa dominacji Renkonena. >70% – ugrupowania jednego typu, 40-70% – znaczne podobieństwo ugrupowań, <40% – ugrupowania znacząco różne

Zarówno elektropoławowy, jak i różnorodne metody wykorzystujące sieci mogą się wzajemnie uzupełniać (Erős i in. 2009). Skład gatunkowy i struktura ichtiofauny określona różnymi metodami jest odmienna, ale sumaryczne wyniki przedstawiają pełniejszy obraz składu gatunkowego. Mogą odzwierciedlać odmienne relacje ilościowe w różnych siedliskach jeziorowych, szczególnie wśród roślinności wodnej, która utrudnia stosowanie niektórych metod połowu (Sutela i in. 2008). Rechulicz (2006) przedstawił wyniki oceny skuteczności trzech metod połowu ryb w sześciu płytkich jeziorach. Najwięcej gatunków i ich największą biomasę złowił metodą elektropoławową, a najmniejszą skutecznością połowów i największą wybiórczością charakteryzowały się żaki.

Liczne badania wskazują, że prawdopodobieństwo wykrycia gatunków podlega istotnej selektywności i sezonowym tendencjom (Fischer i Quist 2014a, Mueller i in. 2017). Dobre rozpoznanie cyklu życiowego dostarcza wskazówek na temat optymalnych okresów, w których można stosować narzędzia przeznaczone do połowów wielu gatunków ryb (Nowak i in. 2018). Fischer i Quist (2014b) oceniając bogactwo gatunkowe oraz liczbę osobników złowionych różnymi metodami, stwierdzili, że najkorzystniejsze wyniki połowów uzyskuje się stosując narzędzia (metody) dostosowane do pór dnia i roku. W trzech analizowanych jeziorach i trzech zbiornikach zaporowych stwierdzili, że spośród wszystkich złowionych gatunków, we wszystkie rodzaje narzędzi i przy kombinacjach sezonowych (N=19), ponad 90% zostało złowionych jesienią podczas nocnych elektropoławów przy użyciu sieci ciągnionych oraz latem w miniżaki. Na charakterystykę zespołów ryb duży wpływ miał dobór narzędzi do połowu ryb i pór roku, ale nie miały na nie wpływu typy wód (tj. jezioro, zbiornik retencyjny).

Dokładna weryfikacja przydatności analizowanych metod połowu wymaga większego zbioru danych, przede wszystkim potrzebnych do ustalenia wariancji i nakładu połowowego, tj. liczby sieci, powierzchni elektropoławów. Różnorodne cele połowów ryb, np. oszacowanie biomasy, określenie składu gatunkowego czy też struktury ilościowej, wymagają także uwzględnienia warunków pogodowych (elektropoławowy) oraz dobo-

wej i sezonowej zmienności rozmieszczenia ryb (Kapusta i Bogacka 2006). Standaryzacja danych zebranych za pomocą wielu metod i w różnych porach roku jest niezbędną do monitorowania ekosystemów wodnych i zapewnia badaczom większą niezawodność w ich interpretacjach i decyzjach podejmowanych na podstawie informacji o zespołach ryb.

Literatura

- Appelberg M. 2000 – Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets – Fiskeriverket Information: 33 s.
- Appelberg M., Bergquist B.C., Degerman E. 2000 – Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach – *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 27: 311-315.
- Casselman J. M., Penczak T., Carl L., Mann R. H. K., Holcik J., Woitowich W. A. 1990 – An evaluation of fish sampling methodologies for large river systems – *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37: 521-551.
- CEN 2005 – Water quality - sampling of fish with multi - mesh gillnets – European Standard EN 14757:2005: 27 s.
- Chybowski Ł., Białokoz W., Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Szlakowski J. 2016 – Przewodnik metodyczny do monitoringu ichtiofauny w jeziorach – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 52 s.
- Dražtík V., Godlewska M., Balk H., Claburn P., Kubečka J., Morrissey E., Hateley J., Winfield I.J., Mrkvicka T., Guillard J. 2017 – Fish hydroacoustic survey standardization: A step forward based on comparisons of methods and systems from vertical surveys of a large deep lake – *Limnol. Oceanogr. Meth.* 15: 836-846.
- Emmrich M., Winfield I.J., Guillard J., Rustadbakken A., Verges C., Volta P., Jeppesen E., Lauridsen T.L., Brucet S., Holmgren K., Argillier C., Mehner T. 2012 – Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes – *Freshw. Biol.* 57: 2436-2448.
- Erős T., Specziár A., Biró P. 2009 – Assessing fish assemblages in reed habitats of a large shallow lake – A comparison between gillnetting and electric fishing – *Fish. Res.* 96: 70-76.
- Fischer J.R., Quist M.C. 2014a – Gear and seasonal bias associated with abundance and size structure estimates for lentic freshwater fishes – *J. Fish Wildl. Manag.* 5: 394-412.
- Fischer J.R., Quist M.C. 2014b – Characterizing lentic freshwater fish assemblages using multiple sampling methods – *Environ. Monit. Assess.* 186: 4461-4474.
- Goffaux D., Grenouillet G., Kestemont P. 2005 – Electric fishing versus gillnet sampling for the assessment of fish assemblages in large rivers – *Arch. Hydrobiol.* 162: 73-90.
- Heese T., Perkowski J., Komorowski J., Strzałkowski Ł. 2014 – Wstępne wyniki monitoring ichtiofauny jezior i zbiorników zaporowych z zastosowaniem zestawów wontonów jako narzędzia prowadzenia racjonalnej gospodarki rybacko-wędkarskiej – W: *Zróżnicowane korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku* (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wydawnictwo IRS, Olsztyn: 83-95.

- Kapusta A., Bogacka E. 2006 – Diel variability in the occurrence of juvenile fish in the shallow littoral zone: do macrophytes impact the structure of fish assemblages? – *Arch. Pol. Fish.* 14: 301-308.
- Kubečka J., Godø O. R., Hickley P., Prchalová M., Říha M., Rudstam L., Welcomme R. 2012 – Fish sampling with active methods – *Fish. Res.* 123-124: 1-3.
- Mueller M., Pander J., Knott J., Geist J. 2017 – Comparison of nine different methods to assess fish communities in lentic flood-plain habitats – *J. Fish Biol.* 91: 144-174.
- Nowak M., Klaczak A., Szczerbik P., Popek W. 2018 – Diel differences in the exploitation of shallow inshore habitats by three small bottom-dwelling fishes with implications for their monitoring in a large lowland river – *Fish. Aquat. Life* 26: 159-164.
- Rechulicz J. 2006 – Effectiveness of fishing in shallow lakes using different methods – *Acta Sci. Pol., Piscaria* 5: 59-68.
- Sutela T., Rask M., Vehanen T., Westermarck A. 2008 – Comparison of electrofishing and NORDIC gillnets for sampling littoral fish in boreal lakes – *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 13: 215-220.

Stan gospodarki rybackiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2018 roku

Tomasz Czerwiński

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie

Wstęp

Przyjmuje się, że łączna powierzchnia zbiorników zaporowych w Polsce wynosi ponad 60 tys. ha, a ich liczbę szacuje się na około 140. Z reguły są to zbiorniki o niedużej powierzchni, a tylko 15 zbiorników przekracza powierzchnię 1000 ha. Funkcją priorytetową zbiorników zaporowych jest retencja wody w celu przeciwdziałania powodziom, w celach energetycznych, gromadzeniu wody pitnej, przemysłowej i na potrzeby nawodnień rolniczych. Wykorzystywane są także do celów rekreacyjnych i do prowadzenia gospodarki rybackiej; praktycznie na wszystkich zbiornikach zaporowych prowadzona jest gospodarka rybacko-wędkarska, ale tylko w nielicznych realizuje się systematyczne połowy gospodarcze. Do tych zbiorników należą m.in. Goczałkowice, Dobczyce, Zegrze, Włocławek (Czerwiński 2014a).

Rodzaj użytkownika rybackiego może mieć istotny wpływ na typ gospodarki rybackiej prowadzonej w danym zbiorniku. Niemal 90% powierzchni zbiorników zaporowych w Polsce jest użytkowana przez okręgi PZW. Tylko kilka zbiorników użytkuje innych uprawnionych do rybactwa, a zatem prowadzany model gospodarowania ma funkcję priorytetową (*op. cit.*). W przypadku sztucznych zbiorników zaporowych szczególnego znaczenia nabiera funkcja regulacyjna gospodarki rybackiej, która polega na dostosowywaniu intensywności odłowów poszczególnych ryb i grup gatunków występujących w zbiorniku do zmian zachodzących w ich strukturze i liczebności oraz na zarybieniach wybranymi gatunkami ryb. Połowy wędkarskie, ze względu na wysoką wybiórczość presji połowowej i preferencji wędkujących, nie mogą być stabilnym instrumentem regulacji pogłowia ryb w zbiornikach zaporowych, a jedynie jej uzupełnieniem (Wiśniewolski 2009).

W ostatnich latach obserwuje się redukcję liczby zbiorników zaporowych eksploatowanych rybacko oraz postępujące zmiany w strukturach połowów profesjonalnych, co świadczy o regresie rybactwa na tych akwenach (Czerwiński 2014b, 2015, 2016, 2017, 2018). Obserwowane zmiany w eksploatacji pogłowia ryb mogą wynikać z kilku czynników. Jednym z najważniejszych jest czynnik środowiskowy. Proces przebudowy struktury ichtiofauny zbiorników zaporowych, wykazując duże podobieństwo do zmian obserwowanych w podlegających eutrofizacji jeziorach przebiega zdecydowanie szybciej, co wynika z większej niestabilności środowiskowych warunków tych ekosystemów wodnych, będących konsekwencją silnego wpływu na nie zasilającej zbiornik rzeki. Uogólnione tendencje procesu kształtowania się udziału charakterystycznych grup ryb w nizinnym zbiorniku zaporowym w miarę jego starzenia opisują linie trendu. Dla karpiowatych eutrofizujących (leszcz, płoć, krąp, karaś srebrzysty) wykazuje on tendencję rosnącą, natomiast udziały wszystkich pozostałych grup gatunków spadają i zjawisko to ma istotny związek z czasem istnienia zbiornika (Wiśniewolski i in. 2011). Procesowi temu towarzyszy wzrost liczebności i biomasy ryb, która w nizinnych zbiornikach zaporowych osiągać może poziom rzędu nawet 1350 kg/ha (Wiśniewolski 2014). Tak wysoka biomasa ichtiofauny, przy strukturze zdominowanej przez eurytopowe gatunki ryb karpiowatych, stanowi zagrożenie dla ekosystemu zbiornika i przyczynia się do pogłębiania procesu eutrofizacji (*op. cit.*).

Kolejnym bardzo ważnym czynnikiem jest aspekt ekonomiczny gospodarowania w zbiornikach zaporowych. Połowy małowartościowych gatunków karpiowatych bardzo często wymagają dużych nakładów połowowych, co przy niskiej wartości konsumenckiej i rynkowej tych ryb czyni te połowy nierentownymi. Jednocześnie obserwuje się ogólną tendencję ograniczania połowów rybackich w wodach śródlądowych (Wołos 2015).

Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie ogólnej charakterystyki gospodarki rybackiej w zbiornikach zaporowych w 2018 roku oraz podstawowych jej cech w podziale na zbiorniki eksploatowane rybacko oraz poddane wyłącznie presji połowów amatorskich.

Materiały i metoda

W niniejszym opracowaniu wykorzystano dane dotyczące zarybień, odłowów rybackich i wędkarskich prowadzonych w zbiornikach zaporowych, zebrane metodą ankietyzacji uprawnionych do rybactwa.

W celach porównawczych oraz wyeliminowania wpływu różnic w liczebności podmiotów i powierzchni zbiorników zaporowych użytkowanych przez badane podmioty, ww. dane zostały przedstawione jako wskaźniki pośrednie, w przeliczeniu na 1 ha

powierzchni zbiorników. Przyjęte powierzchnie zbiorników pochodziły z ankiet nadesłanych przez ich użytkowników rybackich w 2019 roku.

W celu określenia znaczenia poszczególnych gatunków i grup gatunków obliczono ich procentowy udział w połowach oraz w zarybieniach. W strukturze gatunkowej połowów gospodarczych i zarybień wyróżniono grupę gatunków karpiowatych oraz ryb drapieżnych.

Analizowane zbiorniki podzielono na dwie grupy: eksploatowane rybacko i obiekty, na których nie prowadzi się odłowów rybackich.

Powierzchnia analizowanych zbiorników zaporowych wynosiła 37802 ha. W stosunku do poprzedniego roku oceną objęto o około 3,4 tys. ha mniejszy areal wód, mniejsza była też próba badanych zbiorników – 77 (Czerwiński 2018). Średnia powierzchnia zbiornika wyniosła 491 ha. Badaną próbę należy uznać za wysoce reprezentatywną, ponieważ stanowiła ponad 75% powierzchni wszystkich zbiorników zaporowych w kraju.

W tabeli 1 przedstawiono podstawowe dane o zbiornikach zaporowych eksploatowanych rybacko. W tej grupie znalazły się zbiorniki wyróżniające się dość długą historią połowów profesjonalnych, np. Zbiornik Goczałkowice, Zegrze.

Tabela 1

Podstawowe dane o zbiornikach zaporowych eksploatowanych rybacko

Zbiorniki eksploatowane rybacko	Powierzchnia (ha)	Użytkownik
Zegrze	3852	PZW Mazowiecki
Włocławek	7911	PZW Mazowiecki
Siemianówka	3253	PZW Białystok
Dobczyce	970	RZGW Kraków
Goczałkowice	2600	Górnośląskie Przedsiębiorstwo Wodociągów SA
Razem	18586	
Średnia powierzchnia	3717	

W tabeli 2 przedstawiono podstawowe dane na temat analizowanych zbiorników zaporowych, w których jedyną formą prowadzonej gospodarki wędkarskiej były zarybienia, połowy wędkarskie oraz sporadyczne odłowy kontrolne.

Tabela 2

Podstawowe informacje o zbiornikach zaporowych nieeksploatowanych rybacko

Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	Powierzchnia (ha)	Użytkownik
Tresna	1020	PZW Bielsko Biała
Porąbka	386,1	PZW Bielsko Biała
Zahajki	235	PZW Chełm
Wytyczno	487	PZW Chełm
Husynne	99	PZW Chełm
Stańków	41,7	PZW Chełm
Niwa	44,3	PZW Chełm
Staw Parypse	14,8	PZW Chełm
Żółtańce	46,9	PZW Chełm
Tuliętowy	15	PZW Chełm
Ruda	24,3	PZW Ciechanów
Nowomiejski	27,5	PZW Ciechanów
Bielkowo	54	PZW Gdańsk
Łapino Dolne	37	PZW Gdańsk
Zalew Bledzewski	80	PZW Gorzów
Rybnik	398	PZW Katowice
Przeczyce	430,7	PZW Katowice
Dzieńkowice	712	PZW Katowice
Kozłowa Góra	526,8	PZW Katowice
Suchedniów	22	PZW Kielce
Umer	11,9	PZW Kielce
Wąchock	18	PZW Kielce
Szydłówek	12	PZW Kielce
Wióry	257	PZW Kielce
Sielpia	60	PZW Kielce
Cedzyna	60	PZW Kielce
Borków	36	PZW Kielce
Chańcza	270	PZW Kielce
Staporków	9,7	PZW Kielce
Wilków	9,3	PZW Kielce
Rejów	30	PZW Kielce
Mostki	21	PZW Kielce
Brody Iłżeckie	260	PZW Kielce
Lubianka	35	PZW Kielce
Małogoszcz	29	PZW Kielce
Małoszówka	29,9	PZW Kielce
Blizyn	14	PZW Kielce
Starachowice	68	PZW Kielce
Słupca	265,5	PZW-Konin
Przykona	120	PZW Konin
Zemborzyce	278	PZW Lublin
Słup	292	PZW Legnica
Mściwojów	66,5	PZW Legnica
Głębinów	1912	PZW Opole
Turawa	1782	PZW Opole
Otmuchów	1712	PZW Opole
Jastrowie	150	PZW Piła
Podgaje	116	PZW Piła
Koszyce II	46	PZW Piła
Dobrzyca	92	PZW Piła
Koszyce I	104	PZW Piła
Mielimąka	47,59	PZW Piła
Ptusza	200	PZW Piła

Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	Powierzchnia (ha)	Użytkownik
Sulejów	1960	PZW Piotrków Trybunalski
Cieszanowice	217	PZW Piotrków Trybunalski
Drzewica	100	PZW Piotrków Trybunalski
Miedzna	180	PZW Piotrków Trybunalski
Jaraczewo	37,4	PZW Poznań
Jeżewo	76	PZW Poznań
Środa	42	PZW Poznań
Radzyny	110	PZW Poznań
Lipówka	28	PZW Poznań
Rusałka	36,7	PZW Poznań
Joachimów - Ziemiary	36	PZW Skierniewice
Lisowo	175	PZW Szczecin
Rejowice	75	PZW Szczecin
Sicina	30,8	PZW Szczecin
Topola	275	PZW Wałbrzych
Kozielnio	270	PZW Wałbrzych
Mietków	807	PZW Wrocław
Nielisz	834	PZW Zamość
Świnna-Poręba	809	RZGW Kraków
Razem	19215	
Średnia powierzchnia (ha)	267	

Wyniki i dyskusja

Odłowy profesjonalne

Wydajność rybacka w wyróżnionych 5 dużych zbiornikach zaporowych wahała się w granicach od 1,92 kg/ha do 13,26 kg/ha, natomiast średnia wydajność połowów rybackich wynosiła 6,24 kg/ha. W porównaniu do poprzednich lat oznacza to stopniowe ograniczanie połowów rybackich i utrzymanie się tendencji spadkowej ich wydajności (Czerwiński 2017, 2018). W wartościach bezwzględnych łączny odłów ryb z analizowanych zbiorników wynosił około 116 ton i był o 13 ton mniejszy niż w 2017 roku.

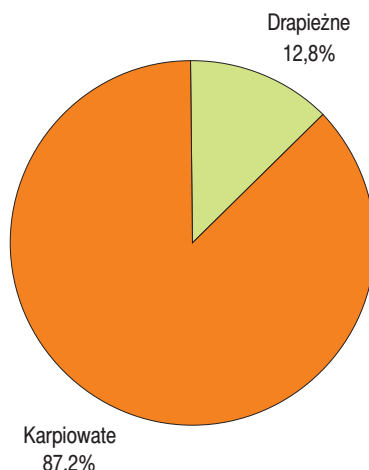
W okresie ostatnich kilku lat w strukturach odłowów rybackich w zbiornikach zaporowych, w których prowadzi się połowy rybackie, udziały poszczególnych grup gatunków (drapieżne i karpowate) były niemal niezmiennie i zdecydowanie dominowały gatunki karpowate. W 2018 roku w połowach profesjonalnych zanotowano nieznacznie większy odsetek drapieżników, które łącznie stanowiły 12,8 % masy łowionych ryb (rys. 1). Podobnie jak w poprzednim sezonie największym udziałem charakteryzował się leszcz, który stanowił nieco ponad 53% masy odławianych ryb (rys. 2). Odsetek płoci w połowach rybackich nieznacznie wzrósł i kształtował się na poziomie około 15%. Udziały pozostałych karpowatych, tj. krąpia (9,5%) i karasia (5,7%) obniżyły się w stosunku do wyników uzyskiwanych w poprzednim roku (Czerwiński 2018). Nieznacznie wzrosły natomiast udziały sandacza (4,6%) i okonia (2,8%), szczupaka (1,8%) i bolenia (1,7%).

Zarybienia

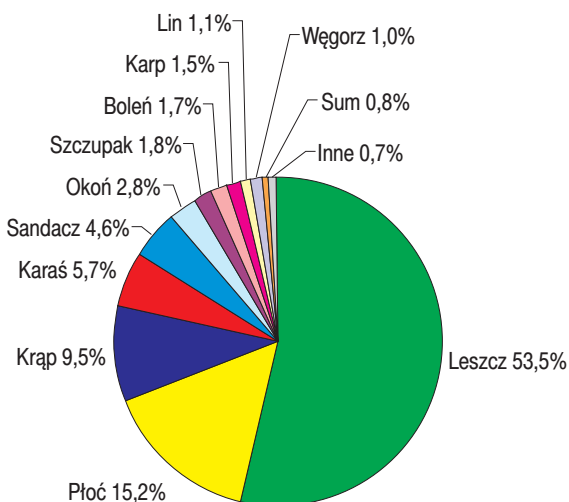
W roku 2018 na zakup materiału zarybieniowego na potrzeby badawczych zbiorników zaporowych przeznaczono łącznie 5,69 mln zł. W stosunku do poprzedniego roku oznacza to kwotę o ponad 800 tysięcy zł większą. Względna wartość zarybień była również większa i wynosiła 150,61 zł/ha. Wartość zarybień w poszczególnych zbiornikach kształtowała się od 5 zł/ha do ponad 1000 zł/ha.

W roku 2018 w zbiornikach oddawianych rybacko wartość zarybień wynosiła średnio 158,54 zł/ha, co oznacza wzrost w stosunku do poprzedniego roku. W tej grupie zbiorników wartość zarybień oscylowała pomiędzy 18,66 zł/ha a 372 zł/ha. Natomiast wartość bezwzględna nakładów na zarybienia tych zbiorników osiągnęła nieco ponad 2,9 mln zł. W bardzo licznej grupie zbiorników nieeksploatowanych rybacko nakłady na zarybienia cechowały się znaczną zmiennością – począwszy od zbiorników, w których wartość ta wynosiła nieco ponad 13 zł/ha, a skończywszy

na bardzo wysokich zarybieniach rzędu 600-800 zł/ha, a w kilku przypadkach nawet powyżej 1000 zł/ha. W przypadku tej grupy zbiorników zarybienia w przeliczeniu na jednostkę powierzchni w stosunku do danych z roku poprzedniego zdecydowanie wzrosły z 105,47 zł/ha do 142,94 zł/ha, co oznacza łączną kwotę bezwzględną 2,75 mln zł. Podobnie jak w poprzednich latach zarybienia zbiorników nieeksploatowanych rybacko były nieco mniejsze niż w grupie 5 dużych „rybackich” zbiorników zaporowych.



Rys. 1. Struktura odłowów gospodarczych w zbiornikach eksploatowanych rybacko (100% = 115973 kg).

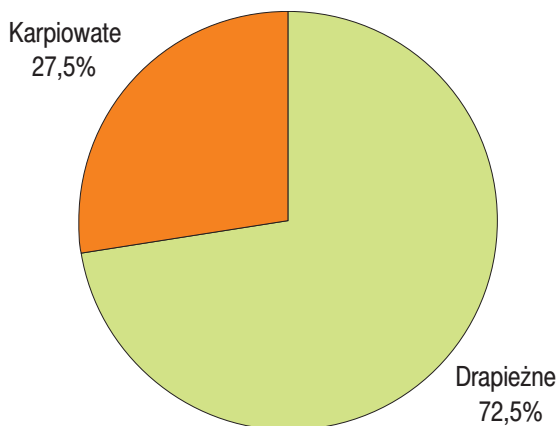


Rys. 2. Struktura odłowów gospodarczych w zbiornikach eksploatowanych rybacko (100% = 115973 kg).

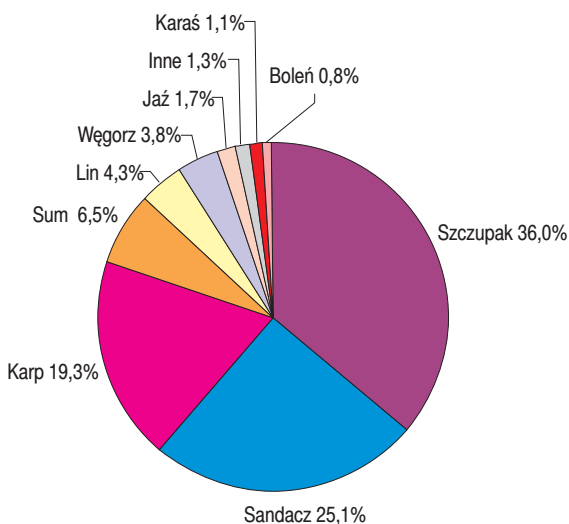
W zbiornikach eksploatowanych rybacko udział wartości materiału zarybieniowego gatunków drapieżnych w roku 2018 nieco się obniżył i wynosił 72,5% całkowitej wartości zarybień (rys. 3). W strukturze zarybień liczącymi się były trzy gatunki: szczupak (36,0%), sandacz (25,1%) oraz sum (6,5%) (rys. 4). W porównaniu z poprzednim rokiem zdecydowanie wzrosły zarybienia karpem z 4,6% do 19,3%. Wśród pozostałych ważnych gatunków zarybianych należy wymienić lina (4,3%) i węgorza (3,8%). Pozostałe gatunki nie miały istotnego znaczenia, ale można zakładać, że przyczyniały się do zwiększenia bioróżnorodności zbiorników zaporowych.

W zbiornikach nieeksploatowanych rybacko gatunki drapieżne stanowiły nieco ponad 62% całkowitej wartości zarybień (rys. 5). Odsetek szczupaka w ogólnej puli nakładów na zarybienia wzrósł z 31,5% do 35,4%. Karp, czyli drugi dominujący w zarybieniach gatunek zanotował nieznaczny wzrost udziału do 18,8%. W przypadku sandacza również zanotowano wzrost nakładów na zarybienia, które stanowiły 17,6% ogólnej ich wartości. Kolejnym ważnym gatunkiem w gospodarce zarybieniowej był lin, którego odsetek w strukturze wartości zarybień obniżył się do 11,0%. Udziały pozostałych zarybianych gatunków, w tym węgorza, jазя, karasia, suma i bolenia były nieco mniejsze, niż w poprzednim roku i wynosiły łącznie 16,5% (rys. 6).

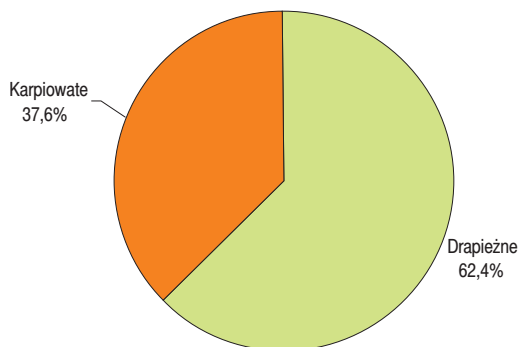
W tabeli 3 przedstawiono wartość zarybień (zł/ha) wybranymi, najważniejszymi gatunkami, w podziale na zbiorniki eksploatowane oraz nieeksploatowane rybacko.



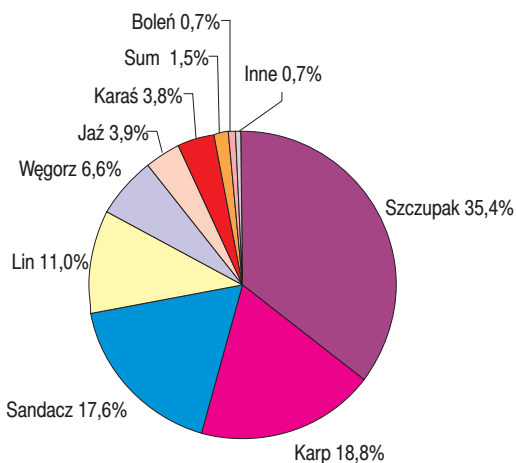
Rys. 3. Struktura zarybień zbiorników zaporowych eksploatowanych rybacko (100% = 158,54zł/ha).



Rys. 4. Struktura wartościowa zarybień zbiorników zaporowych eksploatowanych rybacko (100% = 158,54zł/ha).



Rys. 5. Struktura zarybienia zbiorników zaporowych nieeksploatowanych rybacko (100%= 150,61zł/ha).



Rys. 6. Struktura wartościowa zarybienia zbiorników zaporowych nieeksploatowanych rybacko (100%= 150,61zł/ha).

TABELA 3

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

Gatunek	Szczupak	Sandacz	Sum	Węgorz	Lin	Karp	Łącznie 6 głównych gatunków	Łącznie wszystkie gatunki
	zł/ha	zł/ha	zł/ha	zł/ha	zł/ha	zł/ha	zł/ha	zł/ha
Zbiorniki eksploatowane rybacko	57,08	39,74	10,28	6,09	6,87	30,62	150,68	158,54
Zbiorniki nieeksploatowane rybacko	50,43	25,09	2,16	9,35	15,69	26,74	129,47	142,94
Łącznie 77 zbiorników	53,70	32,29	6,15	7,75	11,35	28,65	139,90	150,61

Wartość zarybienia sześcioma najważniejszymi gatunkami we wszystkich badanych zbiornikach wynosiła 139,90 zł/ha, czyli o ponad 31 zł/ha więcej, niż w poprzednim roku (Czerwiński 2018). Na te gatunki przeznaczono ponad 95% całkowitej kwoty przydzielonej na zarybienia. Tak jak w poprzednich latach, największe nakłady zostały poniesione na zarybienia drapieżnikami: szczupakiem (53,70 zł/ha), sandaczem (32,29 zł/ha), węgorzem (7,75 zł/ha) i sumem (6,15 zł/ha). W porównaniu do poprzedniego roku wartość tego wskaźnika obniżyła się w jedynie w przypadku węgorza, natomiast w przypadku pozostałych gatunków wzrosła. Największy wzrost zarybienia odnotowano w przypadku karpia (z 10,38 zł/ha do

28,65 zł/ha). Wzrost ten był obserwowany zarówno w zbiornikach eksploatowanych, jak i nieeksploatowanych rybacko.

Jak wynika z tabeli 3, w grupie zbiorników, w których prowadzone były odłowy rybaczkie, wartość zarybień trzema gatunkami drapieżnymi (szczupakiem, sandaczem i sumem) była nieco wyższa, niż w zbiornikach nieeksploatowanych rybacko i wynosiła ponad 107 zł/ha. W przypadku zbiorników z drugiej grupy największe znaczenie miały również szczupak, sandacz i karp, zaś nieco mniejsze sum i węgorz.

Stosowane formy materiału zarybieniowego

Już od kilku lat nie zanotowano istotnych zmian przy wyborze strategii zarybieniowej. Użytkownicy rybaccy zbiorników zaporowych najczęściej decydowali się na zastosowanie cięższych form materiału zarybieniowego. W roku 2018, również w pierwszej kolejności wprowadzano narybek jesienny (głównie szczupaka) oraz kroczi (lina, karpia, suma, jazia, karasia). W przypadku sandacza najczęściej stosowano narybek letni. Pozostałe gatunki zarybiano różnym sortymentem, np. w przypadku okonia był to głównie narybek jesienny, w przypadku bolenia narybek letni.

Połowy wędkarskie

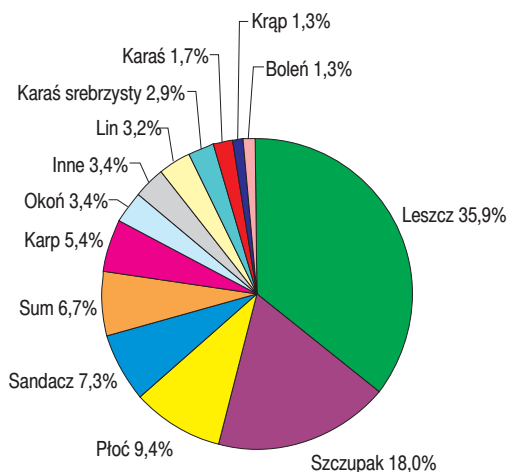
Badania połowów wędkarskich w zbiornikach zaporowych prowadzone są już siódmy rok. W zdecydowanej większości dane, które otrzymano, dotyczyły tylko struktury połowów wędkarskich, z tego względu podobnie jak w poprzednim roku analiza połowów wędkarskich w zbiornikach zaporowych ma przede wszystkim charakter jakościowy. Nieco bogatsze dane, uwzględniające liczbę wędkarzy, strukturę połowów oraz liczbę dni wędkowania, otrzymano z dziewiętnastu zbiorników zaporowych o łącznej powierzchni około 23 tys. ha. Parametry obliczone na podstawie tych informacji umieszczono na końcu rozdziału. Niestety, tylko w kilku przypadkach uzyskano pełne dane, w tym również procentową stopę zwrotu rejestrów wędkarskich. Należy zaznaczyć, że tylko kompletne informacje uwzględniające wszystkie istotne parametry łowisk i presji wędkarskiej pozwalają na precyzyjne oszacowanie całkowitych odłowów wędkarskich.

Dane o strukturze połowów wędkarskich obejmowały 66 zbiorników zaporowych o łącznej powierzchni wynoszącej nieco ponad 35 tys. ha, czyli o około 3 tys. ha mniej niż przed rokiem. Mimo mniejszej liczby i powierzchni analizowanych zbiorników większa była masa odłowionych ryb, która wynosiła 355 ton, co określa wydajność połowów wędkarskich na poziomie 10,02 kg/ha. Warto jednak zaznaczyć, że wśród badanych zbiorników pojawiały się łowiska o wydajności przekraczającej 100 kg/ha. W kilku zbiornikach zanotowana wydajność wędkarska wynosiła ponad 120 kg/ha.

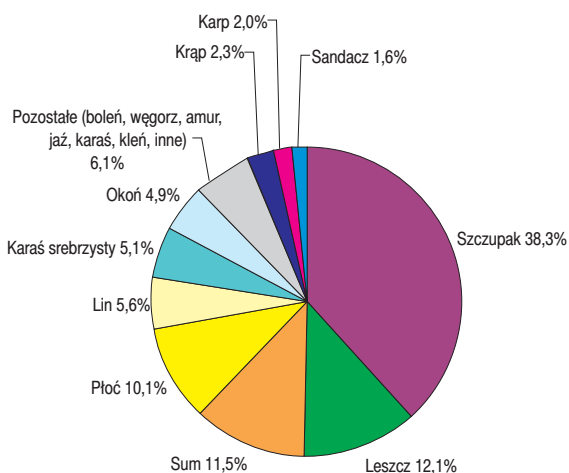
Według informacji uzyskanych od rybackich użytkowników zbiorników zaporowych w strukturze gatunkowej połowów wędkarskich, podobnie jak przed rokiem (Czerwiński 2018), najwyższym – 35,9-procentowym udziałem charakteryzował się leszcz. Wśród innych gatunków karpiowatych liczącymi się były również płoć (9,4%), karp (5,4%) oraz lin (3,2%). Łącznie ryby spokojnego żeru stanowiły nieco ponad 63% masy odłowu, czyli około 223 tony (rys. 7). Drapieżniki reprezentowane były przez cztery gatunki, i były to: szczupak (18,0%) sandacz (7,3%), sum (6,7%) i okoń (3,4%). Pozostałe gatunki stanowiły okazjonalny przyłów, świadczący jednak o dość dużej bioróżnorodności tych akwenów. W porównaniu z poprzednim sezonem (*op. cit.*), wyniki połowów wędkarskich były bardzo zbliżone.

W grupie czterech zbiorników odławianych rybackimi narzędziami połowowymi, średnia wydajność rejestrowanych połowów wędkarskich wynosiła 6,93 kg/ha i wahała się do 0,5 kg/ha do około 27 kg/ha. Łączna masa odłowionych ryb wynosiła ponad 122 tony. Niestety tylko z dwóch zbiorników dane wędkarskie

uzupełnione były również o liczbę rejestrów, na podstawie której analizowano wyniki. W związku z tym pominięto szacowanie globalnych połowów z tych zbiorników. Podobnie jak w poprzednim roku (*op. cit.*), w połowach wędkarskich w zbiornikach eksploatowanych rybacko dominowały drapieżniki: szczupak (38,3%), sum (11,5%) i okoń (4,9%), a następnie gatunki karpiowate: leszcz (12,1%), płoć (10,1%) i lin (5,6%) (rys. 8).

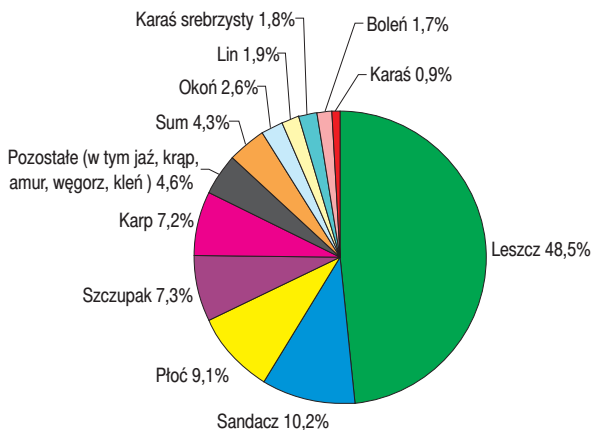


Rys. 7. Struktura połowów wędkarskich w 66 zbiornikach zaporowych (100% = 355305 kg).



Rys. 8. Struktura połowów wędkarskich w 4 zbiornikach zaporowych eksploatowanych rybacko (100% = 122143 kg).

Dane z rejestrów połowów wędkarskich w zbiornikach poddanych wyłącznie presji wędkarskiej dotyczyły 62 łowisk o łącznej powierzchni 17840 ha, a więc próba była mniejsza niż w poprzednim roku. Mimo to wielkość połowów było nieco wyższa i wynosiła ponad 233 tony, a wydajność wyraźnie się zwiększyła do 13,07 kg/ha. Niezmiennie od kilku lat leszcz stanowił najistotniejszą pozycję w strukturze połowów wędkarskich, a jego odsetek wynosił 48,5% masy zarejestrowanych ryb (rys. 9). Na drugiej pozycji, z niezmiennym udziałem, znalazł się sandacz z odsetkiem



Rys. 9. Struktura połowów wędkarskich w 62 zbiornikach zaporowych nieeksploatowanych rybacko (100% = 233162 kg).

10,2%. Nieco więcej łowiono płoci (9,1%), zaś udział szczupaka utrzymał się na zbliżonym poziomie 7,3%. W porównaniu do poprzednich badań (*op. cit.*), rejestrowany odłów karpia był nieco mniejszy i stanowił 7,2% masy łowionych ryb. W przypadku pozostałych gatunków udziały nie odbiegały od uzyskanych w poprzednim sezonie – utrzymały się na względnie niskim, ale stabilnym poziomie, a dotyczyło to głównie suma (4,4%), okonia (2,3%), karasia srebrzystego (1,8%) i lina (1,9%). Choć nie stanowiły one przez cały cykl badań znaczących pozycji w „koszyku wędkarskim”, to podnosiły walory łowisk i zdecydowanie zwiększały bioróżnorodność ekosystemów zbiorników zaporowych (z wyjątkiem karasia srebrzystego, który jest gatunkiem obcym).

W tabeli 4 przedstawiono wydajność połowów wędkarskich sześciu najważniejszych gatunków ryb (pod względem wysokości nakładów na zarybienia), w podziale na zbiorniki eksploatowane i nieeksploatowane rybacko. W celach porównawczych w grupie zbiorników eksploatowanych rybacko zamieszczono także dane o wydajności połowów profesjonalnych. Z danych tych wynika, że w zbiornikach poddanych rybackiej presji połowowej uzyskano nieco większą wydajność połowów wędkarskich szczupaka (2,65 kg/ha) i lina (0,39 kg/ha), zaś mniejszą w przypadku pozostałych wybranych gatunków (sandacza, suma, karpia i węgorza). Łączna wydajność 6 głównych gatunków była niemal identyczna w obu grupach zbiorników i wynosiła około 4 kg/ha. Należy jednak zaznaczyć, że rzeczywiste wyniki presji wędkarskiej mogą być wyższe, ponieważ dane te odzwierciedlały połowy tylko części wędkarzy. Jak już wcześniej wspomniano, z powodu braku

TABELA 4

Wydajność połowów wędkarskich (kg/ha) najważniejszych gatunków ryb w zbiornikach eksploatowanych oraz nieeksploatowanych rybacko

Gatunek	Szczupak	Sandacz	Sum	Lin	Karp	Węgorz	łącznie wybrane gatunki	Wszystkie gatunki
Zbiorniki eksploatowane rybacko – połowy wędkarskie	2,65	0,11	0,8	0,39	0,14	0,03	4,13	6,93
Zbiorniki eksploatowane rybacko – połowy profesjonalne	0,12	0,29	0,05	0,06	0,07	0,10	0,67	6,24
Zbiorniki nieeksploatowane rybacko – połowy wędkarskie	0,96	1,33	0,56	0,25	0,94	0,06	4,09	13,07
Łącznie 66 zbiorników	1,80	0,73	0,68	0,32	0,54	0,04	4,11	10,02

wystarczających informacji o całkowitej liczbie wędkujących oraz o stopie zwrotów rejestrów niemożliwe było oszacowanie całkowitych odłowów wędkarskich.

Podsumowanie

W pięciu zbiornikach zaporowych, gdzie prowadzi się wielostronną gospodarkę rybacką, średnia wydajność połowów profesjonalnych nieznacznie zmniejszyła się w stosunku do poprzedniego sezonu i wynosiła 6,24 kg/ha. W poszczególnych zbiornikach parametr ten wahał się od 0,92 kg/ha do 13,26 kg/ha, a łączny odłów gospodarczy z analizowanych zbiorników wynosił około 116 ton ryb.

Całkowite nakłady na zarybienia wszystkich analizowanych zbiorników wynosiły 5,69 mln zł, co oznacza, że były o 0,8 mln zł większe, niż w roku 2018. W przeliczeniu na łączną powierzchnię badanych zbiorników, wskaźnik ten wynosił 150,61 zł/ha.

W poszczególnych zbiornikach wartość zarybień wahała się od 13,38 zł/ha do 1624 zł/ha. Ponad 92% wartości zarybień przypadło na sześć najważniejszych gatunków – szczupaka, sandacza, suma, węgorza, lina i karpia, na zarybienie którymi łączne nakłady wynosiły średnio 139,9 zł/ha. W zarybieniach zbiorników eksploatowanych rybacko, zdecydowanie dominowały gatunki drapieżne, na które łącznie przeznaczono 72,55% całkowitych nakładów na zarybienia, które wynosiły średnio 115,02/ha. W zbiornikach nieeksploatowanych narzędziami rybackimi, wartość zarybień wynosiła 142,94 zł/ha i była wyższa, niż w poprzednich badanych latach.

Badania zrealizowano w ramach tematu statutowego nr S-014 Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie.

Literatura

- Czerwiński T. 2014a – Analiza gospodarki rybackiej prowadzonej w wybranych zbiornikach zaporowych w latach 2002-2013 – W: Opracowanie rybackiego modelu zrównoważonego wykorzystania i ochrony zasobów ryb w zbiornikach zaporowych (Red.) W. Wiśniewolski, P. Buras, Wyd. IRS, Olsztyn: 29-38.
- Czerwiński T. 2014b – Stan gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2013 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS Olsztyn: 51-60.
- Czerwiński T. 2015 – Stan gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2014 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 47-57.
- Czerwiński T. 2016 – Stan gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2015 roku – W: Rybactwo i wędkarstwo w 2015 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 103-113.
- Czerwiński T. 2017 – Stan gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2016 roku – W: Działalność gospodarstw rybackich w 2016 roku – uwarunkowania ekonomiczne, prawne i ekologiczne (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 91-102.
- Czerwiński T. 2018 – Stan gospodarki rybacko-wędkarskiej prowadzonej w zbiornikach zaporowych w 2017 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2016 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 45-57.
- Wiśniewolski W. 2009 – Uwarunkowania i prowadzenie gospodarki rybacko-wędkarskiej w zbiornikach zaporowych – Rocz. Nauk. PZW 22: 141-161.
- Wiśniewolski W., Borzęcka I., Buras P. 2011 – Changes occurring over time in commercially ex-ploited fish assemblages in lowland dam reservoirs – Arch. Poi. Fish. 19: 267-283.
- Wiśniewolski W. 2014 – Uwarunkowania racjonalnej gospodarki rybackiej zbiornikach zaporowych – W: Opracowanie rybackiego modelu zrównoważonego wykorzystania i ochrony zasobów ryb w zbiornikach zaporowych (Red.) W. Wiśniewolski, P. Buras, Wyd. IRS, Olsztyn: 29-38.
- Wołos A. 2015 – Kompleksowe przyczyny spadku odłowów gospodarczych z jezior – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 125-134.

Gatunki obce w monitoringu ichtiofauny w rzekach Polski w latach 2011-2018

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

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie

Wstęp

Gatunki obce to gatunki występujące poza swoim naturalnym zasięgiem. Zasiedlają nowe środowiska w wyniku świadomych introdukcji, przypadkowych przenosin, zawleczenia lub naturalnych wędrówek. Część z nich nie znajdując dogodnych warunków ginie, część pozostaje wyłącznie sztucznie podtrzymywanym obiektem hodowli lub tworzy niewielkie, stabilne populacje bez wpływu na środowisko. Inne z kolei dobrze aklimatyzują się do nowych warunków, wchodzą w interakcje z rodzimą fauną, z których do najważniejszych należą: konkurencja gatunkowa, pokarmowa, drapieżnictwo oraz przenoszenie chorób i pasożytów. Ekspansywne, konkurują z rodzimymi gatunkami o siedliska i pokarm, niekiedy zupełnie je wypierając.

W Polsce problematyka gatunków obcych ujęta jest w szeregu aktów prawnych. Zgodnie z art. 120 ust. 1 ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. z 2013 r. poz. 627 z późn. zm.) zabrania się wprowadzania do środowiska przyrodniczego oraz przemieszczania w tym środowisku roślin, zwierząt lub grzybów gatunków obcych. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. określa listę gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym. Z kolei Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 16 listopada 2012 r. podaje wykaz gatunków ryb uznanych za nierodzone i wykaz gatunków uznanych za rodzime oraz warunków wprowadzania gatunków ryb uznanych za nierodzone, dla których nie jest wymagane zezwolenie na wprowadzenie.

Introdukcje, pojawianie się obcych, inwazyjnych gatunków ryb to rzeczywistość wszystkich europejskich krajów. Problematykę rozprzestrzeniania się i zwalczania gatunków inwazyjnych podjęto także na forum Unii Europejskiej. 1 stycznia 2015 r. weszło w życie Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady Unii Europejskiej z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzania i rozprzestrzeniania inwazyjnych gatunków obcych (Dz. Unii Europejskiej 2014).

Podjęty na szeroką skalę państwowy monitoring ichtiofauny w rzekach stwarza możliwość uaktualnienia stanu wiedzy o występowaniu i rozmieszczeniu gatunków ryb, w tym gatunków obcych. W przypadku gatunków inwazyjnych dostarcza informacje o ich postępującej ekspansji. Zagadnieniu introdukcji ryb słodkowodnych w Polsce, pojawieniu się gatunków obcych poświęca się dużo uwagi. Wiele informacji dotyczących tego tematu znaleźć można w artykułach przeglądowych (Witkowski 1989, 1996, 2012, Witkowski i in. 2004, Witkowski i Grabowska 2012, Kostrzewa i in. 2004, Nowak i in. 2008, Grabowska i in. 2010), w pracach cytowanych tamże oraz na stronie internetowej Instytutu Ochrony Środowiska PAN w Krakowie: www.iop.krakow.pl/ias.

Materiały i metoda

Wody płynące w Polsce do celów Państwowego Monitoringu Środowiska podzielono na 4586 jednolitych części wód (JCW) zgrupowanych w 25 typach abiotycznych (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 lipca 2009 r.). Na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska w latach 2011-2018 przeprowadzono połowy ryb na 1639 stanowiskach wskazanych przez GIOŚ, zlokalizowanych w 1197 jednolitych częściach wód.

Połowy prowadzono za pomocą agregatów prądotwórczych, dwiema podstawowymi metodami: brodenia oraz połowów z łodzi, zgodnie z metodyką badań ichtiofauny w rzekach (Prus i in. 2016). Złowione ryby sortowano na gatunki, liczono i ważono, po czym wypuszczano do wody w miejscu połowu, z wyłączeniem gatunków obcych ujętych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r.

Zgodnie ze specyfiką programu monitoringu badaniami objęto tylko wody płynące. Prezentowane rozmieszczenie gatunków obcych, uznawanych za inwazyjne, obejmuje jedynie te stanowiska, na których odnotowano ich obecność w badaniach monitoringowych. Pominięto rozmieszczenie gatunków rozmnażających się jedynie w warunkach sztucznych, pojawiających się w rzekach jako uciekinierzy z hodowli stawowych lub w wyniku zarybiania. Zrezygnowano z umieszczenia na mapach lokalizacji występowania gatunków obcych w wodach płynących, jeziorach, zbiornikach zaporowych i w pobliżu kompleksów stawów, znanych z literatury czy badań własnych.

Mapy rozmieszczenia gatunków wykonano w programie ESRI® ArcMap™ 9.2.

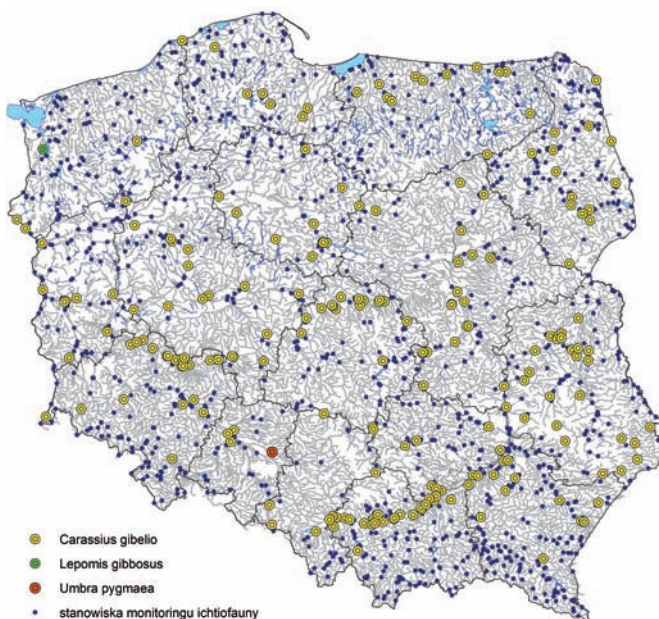
Koordynatorem państwowego monitoringu ichtiofauny w rzekach w latach 2011-2018, w którym udział brało 14 zespołów badawczych, był Zakład Rybactwa Rzecznego IRS w Żabieńcu. Zgodę na udostępnienie i wykorzystanie danych monitoringu ichtiofauny w rzekach udzielił Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, z siedzibą w Warszawie, ul. Wawelska 52/54.

Wyniki

W elektropołowach przeprowadzonych w ramach monitoringu ichtiofauny w rzekach wystąpiło 15 obcych gatunków ryb, które umownie podzielono na trzy grupy (tab. 1). Pierwszą grupę, liczącą sześć gatunków, stanowią gatunki introdukowane do wód polskich w celach hodowlanych i sportowych. Należą do niej najliczniej tu reprezentowane karp, *Cyprinus carpio* i pstrąg tęczowy *Oncorhynchus mykiss*. Ich nieco częstsza obecność (odpowiednio na 27 i 13 stanowiskach) wynika z masowego charakteru ich hodowli, a więc i większej szansy ucieczki do wód otwartych. Pozostałe gatunki, pstrąg źródlany *Salvelinus fontinalis*, golec zwyczajny *Salvelinus alpinus*, amur biały *Ctenopharyngodon idella* oraz tołpyga biała *Hypophthalmichthys molitrix* wystąpiły w połowach jednostkowo.

Do drugiej grupy należą tylko dwa gatunki, występujące na pojedynczych stanowiskach. Są to muławka amerykańska *Umbra pygmaea* występująca w Małej Panwi oraz bass słoneczny *Lepomis gibbosus* zasiedlający wody Międzyodrza (rys. 1).

Trzecia grupa to siedem gatunków ryb uznawanych za inwazyjne. Tylko jednego z nich, sumika karłowatego *Ameiurus nebulosus*, introdukowano do wód europejskich w celach hodowlanych. Pozostałe gatunki zasiedliły



Rys. 1. Rozsiedlenie karasia srebrzystego, muławki amerykańskiej oraz bassu słonecznego w rzekach Polski na podstawie wyników połowów monitoringu ichtiofauny w rzekach w latach 2011-2018.

TABELA 1

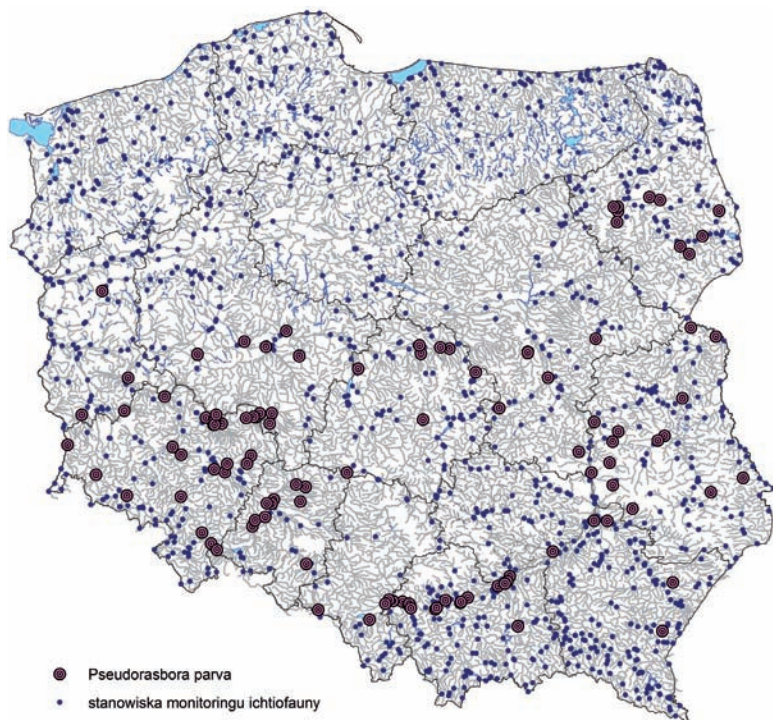
Gatunki obce w połowach monitoringu ichtiofauny w rzekach Polski w latach 2011-2018

Rodzina/gatunek	Nazwa polska	Naturalny obszar występowania	Rok introdukcji	Cel introdukcji
Salmonidae				
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	pstrąg tęczowy	Ameryka Północna	1882-1899	akwakultura i sport
<i>Salvelinus alpinus</i>	golec zwyczajny	subarktyka	?	akwakultura i sport
<i>Salvelinus fontinalis</i>	pstrąg źródlany	Ameryka Północna	1882	akwakultura i sport
Cyprinidae				
<i>Cyprinus carpio</i>	karp	dorzecze Dunaju	1200-1300	akwakultura i sport
<i>Carassius gibelio</i>	karaś srebrzysty	dorzecze Amuru	1900-1905	akwakultura i sport
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	amur biały	Azja Wschodnia	1964	akwakultura
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	tołpyga biała	Azja Wschodnia	1964	akwakultura
<i>Pseudorasbora parva</i>	czebaczek amurski	Azja Wschodnia	?	zawleczony
Umbridae				
<i>Umbra pygmaea</i>	muławka amerykańska	Ameryka Północna	1921	akwarystyka
Ictaluridae				
<i>Ameiurus nebulosus</i>	sumik karłowaty	Ameryka Północna	1885	akwakultura
Centrarchidae				
<i>Lepomis gibbosus</i>	bass słoneczny	Ameryka Północna	1885	akwarystyka
Odontobutidae				
<i>Perccottus glenii</i>	trawianka	Azja Wschodnia	?	zawleczony
Gobiidae				
<i>Babka gymnotrachelus</i>	babka tysa	region pontokaspijski	1995	samoistne przenikanie
<i>Neogobius fluviatilis</i>	babka szczypta	region pontokaspijski	1997	samoistne przenikanie
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	babka rurkonosa	region pontokaspijski	2008	samoistne przenikanie

wody Polski w wyniku przypadkowego zawleczenia, nieintencjonalnego zarybienia i drogą naturalnego przenikania.

Gatunkiem najpowszechniej, równomiernie rozmieszczonym na obszarze całej Polski, jest karaś srebrzysty *Carassius gibelio*, który wystąpił na 224 stanowiskach (14%) (rys. 1).

Znajdującego ostoję w kompleksach stawów, przenoszonego z materiałem zarybie- niowym czebaczka amurskiego *Pseudorasbora parva*, złowiono na 117 stanowiskach



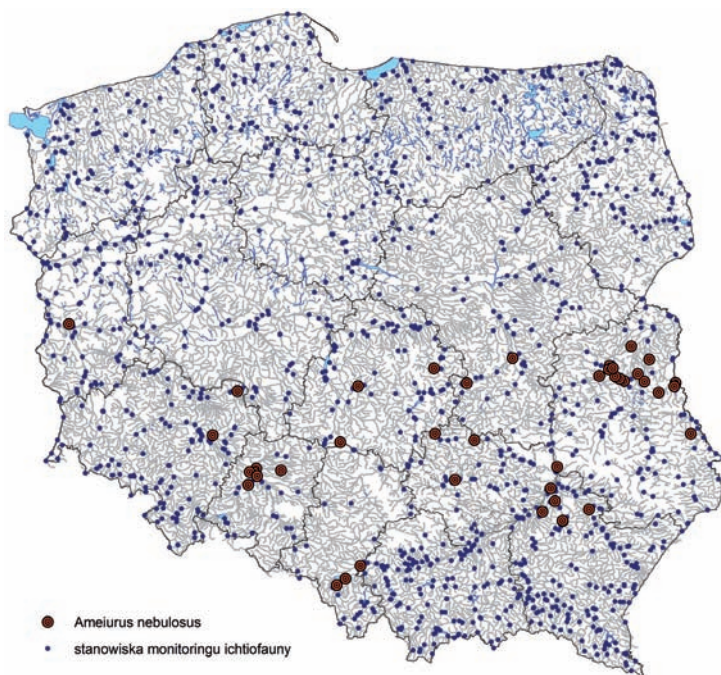
Rys. 2. Rozsiedlenie czebaczka amurskiego w rzekach Polski na podstawie wyników połowów monitoringu ichtiofauny w rzekach w latach 2011-2018.

(7%). Umowną, północną granicę zasięgu jego występowania tworzą równoleżnikowe odcinki biegu rzek Narew, Bzura i Warta (rys. 2).

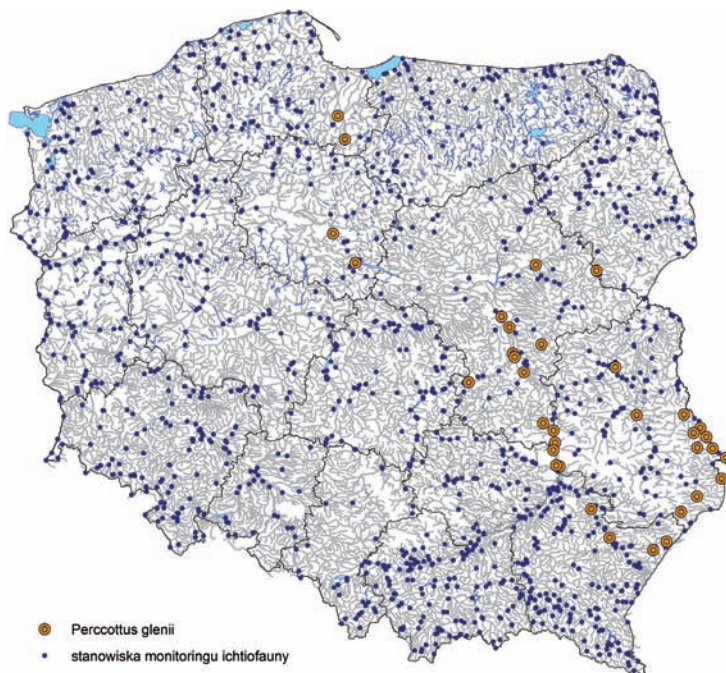
Sumik karłowaty *A. nebulosus* wystąpił na 44 stanowiskach (3%). W porównaniu z rozmieszczeniem czebaczka gatunek bardziej skoncentrowany w Polsce południowej. Północną granicę jego zasięgu w wodach płynących wyznaczają Odra w ujściowym odcinku Nysy Łużyckiej, Barycz, Grabia, dolna Pilica, dolna i środkowa Tyśmienica (rys.3). Skupiska stanowisk sumika karłowatego występują na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim, w widłach Wieprza i Tyśmienicy, w widłach Wisły i Sanu oraz w widłach Odry i Stobrawy, w pobliżu kompleksów stawów.

Trawiankę, *Perccottus glenii*, złowiono na 35 stanowiskach (2%). Rozmieszczona jest w środkowym i dolnym biegu Wisły, wraz z dopływami. Liczna w środkowym odcinku Bugu (wzdłuż granicy z Ukrainą) i jego dopływach. Pojedyncze stanowiska znajdują się też w dorzeczu Sanu (rys. 4).

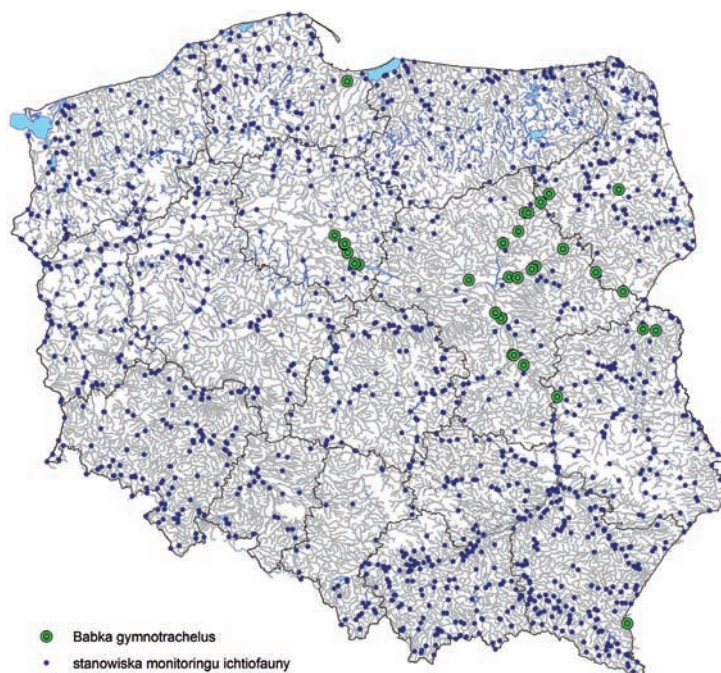
Babka łysa, *Babka gymnotrachelus*, rozmieszczona jest w dorzeczu Wisły, wzdłuż głównego biegu dużych rzek, Wisły, Narwi i Bugu, wraz z przyujściowymi odcinkami badanych dopływów (rys. 5). W Wiśle występuje od miejscowości Gołęb, w jej



Rys. 3. Rozsiedlenie sumika karłowatego w rzekach Polski na podstawie wyników połowów monitoringu ichtiofauny w rzekach w latach 2011-2018.



Rys. 4. Rozsiedlenie trawianki w rzekach Polski na podstawie wyników połowów monitoringu ichtiofauny w rzekach w latach 2011-2018.



Rys. 5. Rozsiedlenie babki łysej w rzekach Polski na podstawie wyników połowów monitoringu ichtiofauny w rzekach w latach 2011-2018.

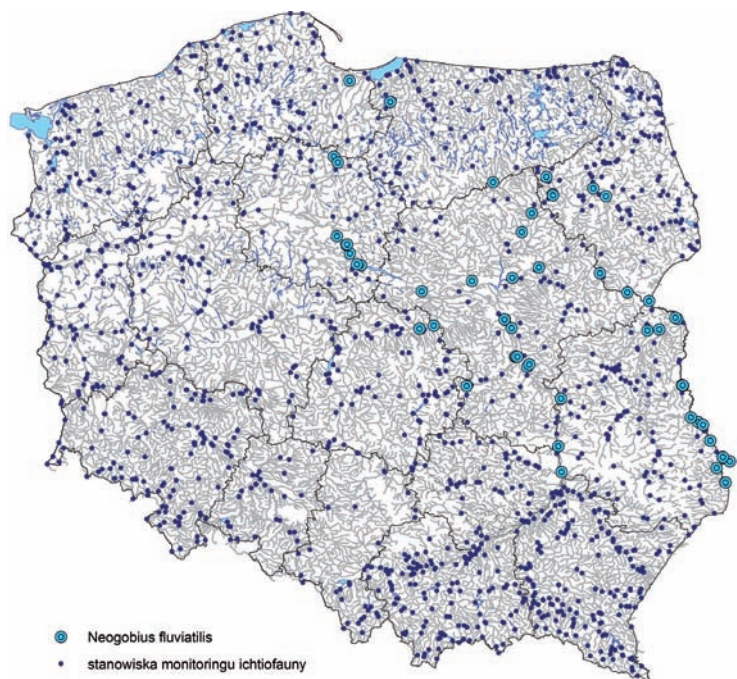
środkowym biegu, aż do ujścia. W dolnym Bugu, wraz z Krzną, do ujścia do Zbiornika Zegrzyńskiego. Jedno, izolowane od pozostałych, stanowisko na rzece Strwiąż, w zlewni Dniestru. Złowiona na 33 stanowiskach (2%).

Babkę szczupłą, *Neogobius fluviatilis*, złowiono na 57 stanowiskach (3,5%). W Wiśle rozmieszczona wzdłuż jej biegu, od ujścia rzeki Sanny do ujścia do Zatoki Gdańskiej. W Bugu na całej jego długości w granicach Polski (rys. 6). W kierunku północno-wschodnim rozprzestrzenia się Narwią i jej dopływami.

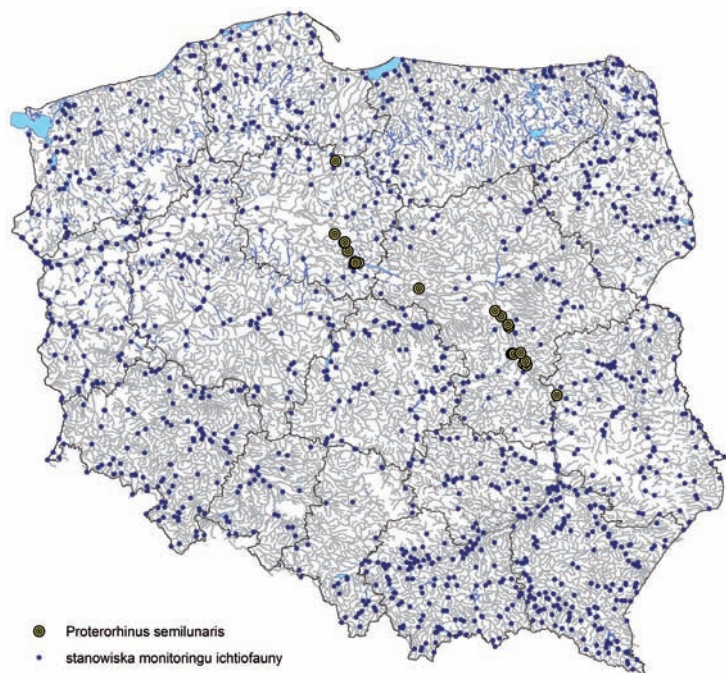
Babka rurkonosa, *Proterorhinus semilunaris*, występuje w środkowej i dolnej Wiśle wraz z przyujściowymi odcinkami dopływów położonych w jej dolinie, od miejscowości Gołęb (woj. lubelskie) do ujścia Osy (woj. kujawsko-pomorskie) (24 stanowiska, 1,5%) (rys. 7).

Dyskusja

Różne jest pochodzenie i drogi zasiedlenia wód Polski przez obce gatunki ryb. Niektóre z nich, jak karp, *C. carpio*, mają kilkusetletnią, lub jak pstrągi i sumik karłowaty, *A. nebulosus*, prawie 140-letnią historię występowania w wodach Polski. Trzy gatunki ryb



Rys. 6. Rozsiedlenie babki szczupłej w rzekach Polski na podstawie wyników połowów monitoringu ichtiofauny w rzekach w latach 2011-2018.



Rys. 7. Rozsiedlenie babki rurkonosej w rzekach Polski na podstawie wyników połowów monitoringu ichtiofauny w rzekach w latach 2011-2018.

roślinożernych, amur biały *C. idella*, tołpyga biała *H. molitrix*, tołpyga pstra *Aristichthys nobilis*, a wraz z nimi czebaczek amurski *P. parva*, zostały introdukowane do wód polskich w połowie lat sześćdziesiątych ubiegłego wieku. Lata dziewięćdziesiąte, aż po rok 2008, to inwazja babek pontokaspijskich, tysej *B. gymnotrachelus*, szczupłej *N. fluviatilis* i rurkonosej *P. semilunaris*.

Karpia, europejskiego autochtona z dorzecza Dunaju, wprowadzono do wód południowej Polski z przeznaczeniem do hodowli stawowej na przełomie XII/XIII wieku wraz z wprowadzeniem chrześcijaństwa i powstawaniem klasztorów. Szereg gatunków, jak pstrąg tęczy *O. mykiss*, pstrąg źródlany *S. fontinalis*, sumik karłowaty pochodzące z Ameryki Północnej, introdukowano do wód europejskich w celach hodowlanych i sportowych w latach osiemdziesiątych XIX wieku. Z Ameryki Północnej pochodzą także muławka *U. pygmaea* oraz bass słoneczny *L. gibbosus* sprowadzone w celu hodowli akwaryjnej. Ryby roślinożerne, pochodzące z Azji Wschodniej, wprowadzono do hodowli stawowej, niektórych jezior i zbiorników zaporowych. Celem było zapobieganie eutrofizacji oraz wzrost produkcji ryby handlowej. Wraz z nimi pojawił się czebaczek amurski, w swym naturalnym zasięgu także występujący w Azji Wschodniej, zawleczony do Europy (Rumunia) już w roku 1960.

Narybek sumika karłowatego sprowadzono w 1885 r. do stawów hodowlanych w miejscowości Barnówko, nad rzeką Myślą (dopływ Odry) (woj. zachodniopomorskie), z których przeniknął do wód otwartych (Kaj 1948, Horoszewicz 1971). W okresie międzywojennym sumika karłowatego dostarczały na rynek dwa gospodarstwa, Ruda Mazowiecka pod Mińskiem Mazowieckim oraz Złoty Potok pod Częstochową (Staff 1950). W 1938 r. odnotowany w jez. Przemęt w dorzeczu Obry, w południowej Wielkopolsce (Kulmatycki 1938). W latach pięćdziesiątych ubiegłego wieku przeniknął z hodowli stawowej do Warty z dopływami (Jaskowski 1955, 1962).

W 1935 r. sumikiem karłowatym zarybiono jeziora poleskie, Orzechowo, Ołtuskie i Łukowskie, skąd w 1937 r. przeniesiono go do grupy jezior szackich na zachodnim Wołyniu. Bezpośrednio po II wojnie światowej połowy sumika karłowatego w jeziorach poleskich sięgały 25-36 ton rocznie, w latach 1976-1985 ustabilizowały się na poziomie 13 ton rocznie. Wydajności połowowe wynosiły od 15 do 50 kg ha⁻¹ (Žukov 1988).

Swoistym „zagłębieniem” sumika karłowatego jest Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie, gdzie sieć cieków, drobnych zbiorników wodnych, jezior i kanałów tworzą dogodne środowisko dla bytowania tego gatunku. W rzekach i małych zbiornikach wodnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego sumik karłowaty występował w rozproszeniu od lat pięćdziesiątych ubiegłego wieku, a zapewne i wcześniej (Danilkiewicz 1965, 1973, 1985). Z czasem jego liczebność i możliwość dalszych migracji dzięki Kanałowi Wieprz-Krzna znacznie wzrosła. Głównym siedliskiem sumika są drobne zbiorniki wodne, jeziora i sta-

wy, w których potrafi wytworzyć liczebne populacje o dużym zagęszczeniu, dominujące w zespole ichtiofauny (Adamczyk 1975, Kolejko 1998, Kornijów i in. 2003, Rechulicz i Płaska 2018). W wodach płynących spotykany rzadziej, zwykle jako pojedyncze osobniki, w pobliżu kompleksów stawów.

Karaś srebrzysty, *C. gibelio*, w swoim pierwotnym zasięgu występowania to gatunek azjatycki, autochtoniczny dla dorzecza Amuru. W wyniku introdukcji i naturalnej ekspansji rozsielony od azjatyckiego zlewiska Pacyfiku po Atlantyk. Do Polski sprowadzony po raz pierwszy na początku XX wieku. W 1900 r. wprowadzony do gospodarstwa stawowego Lubella pod Żółkwią, na północ od Lwowa, skąd w 1905 r. przeniesiony do stawów w okolicach Kielc. W latach trzydziestych ubiegłego wieku rozsielony w „dzikich” stawach ówczesnych województw kieleckiego, łódzkiego i warszawskiego oraz w Małopolsce Wschodniej (Gąsowska 1934, 1936). Obecnie w wodach Polski dzięki zarybieniom, przenoszeniu wraz z materiałem zarybieniowym i obsadowym innych gatunków ryb oraz naturalnemu instynktowi wędrówki, pospolity w wodach otwartych. W sprzyjających warunkach wytwarza silne populacje, będące obiektem połowów gospodarczych, zarówno na śródlądziu, jak w zbiornikach Włocławskim i Siemianówka czy w przymorskim jeziorze Gardno (obserwacje własne).

Pierwsze doniesienia o występowaniu muławki amerykańskiej, *U. pygmaea*, początkowo identyfikowanej jako *Umbra krameri*, w wodach Polski, w okolicach Tarnowskich Gór datuje się na 1921 r. (Witkowski i in. 1995). Znana ze stanowisk w dorzeczu Małej Panwi (Witkowski i in. 1995) oraz dorzecza górnej Liswarty (Kostrzewa 1998). Ponowne złowienie jednego osobnika w Małej Panwi w 2018 r. świadczy o istnieniu stabilnej, lokalnej populacji tego gatunku.

Bassa słonecznego, *L. gibbosus*, sprowadzono do Europy w końcu XIX wieku jako gatunek akwaryjny. W dorzeczu Odry stwierdzony w 1927 r. (Witkowski 1979). W późniejszych latach notowany na pojedynczych stanowiskach w dorzeczu Odry, w okolicach Dziwnowa nad Bałtykiem (Wiktor 1959, Witkowski 1979). Stabilna populacja bassa słonecznego utrzymuje się w wodach Międzyodrza od początku lat osiemdziesiątych ubiegłego wieku (Heese i Przybyszewski 1985, Domagała i in. 2014, 2016). Dalszemu rozprzestrzenianiu tego gatunku sprzyjają nielegalne zarybienia drobnych zbiorników wodnych (Zięba i in. 2016).

Czebaczka amurskiego, *P. parva*, w dużych zagęszczeniach obserwowano w stawach doświadczalnych w Żabiańcu pod Warszawą, w drugiej połowie lat siedemdziesiątych ubiegłego wieku, dokąd dotarł wraz z rybami roślinożernymi (informacje własne). Pierwsze literaturowe doniesienia o jego występowaniu w wodach Polski pochodzą dopiero z 1990 r. (Witkowski 1991a, b). Na skutek przenoszenia z materiałem zarybieniowym w gospodarce stawowej gatunek szeroko rozmieszczony w wodach Polski.

Głównie rozprzestrzeniony w obrębie kompleksów stawów i ich sąsiedztwie. W okresie jesiennych odłowów stawów i zrzutów wody jego liczebność w rzekach gwałtownie rośnie. Znana liczba stanowisk (daleka od pełnej listy) wzrosła z 51 (Witkowski 2009) do 117 (dane monitoringu ichtiofauny).

Trawiankę, *P. glenii*, po raz pierwszy złowiono w wodach polskich w 1993 r., w starorzeczach Wisły w okolicach Dębłina i Kazimierza Dolnego (Antychowicz 1994, Terlecki i Pałka 1999). Już wkrótce odnaleziono kolejne stanowiska jej występowania. W badaniach ichtiofauny Wisły prowadzonych w latach 1997–1999 trawiankę poławiano na rozproszonych stanowiskach na odcinku Wisły od ujścia rzeki Sanny do Tczewa (Backiel i in. 2000, Wiśniewolski i in. 2001).

Świadczy to nie tyle o szybkiej ekspansji trawianki, lecz raczej o tym, że, podobnie jak w przypadku czebaczka amurskiego, gatunek ten już od pewnego czasu zasiedlał wody Polski. Stopniowo tworzył stabilne populacje, lecz pozostawał nierozpoznany. Siedliska, które zasiedlał, starorzecza, boczne koryta, małe zbiorniki wodne, przy niskich zagęszczeniach były niewystarczająco penetrowane, aby wykazać jego obecność.

Rozmieszczenie stanowisk występowania trawianki w monitoringu ichtiofauny wskazywałoby, że gatunek ten nie dotarł jeszcze do dorzecza Odry. Jednak już w 2002 r. Andrzejewski i Mastyński (2004) stwierdzili liczną jego populację w bezodpływowym, śródpolnym stawie w Niewieście, w woj. kujawsko-pomorskim, nieopodal rzeki Kotomierzyca, dopływie Brdy. W 2009 r. stwierdzono występowanie trawianki w rzece Główna, prawobrzeżnym dopływie Warty (Andrzejewski i in. 2011). Przeprowadzone na tej rzece połowy w ramach monitoringu w 2012 r. nie potwierdziły jej występowania. Znając jednak skrytą naturę tego gatunku należy oczekiwać, że kolonizacja dorzecza Odry przez trawiankę już postępuje.

Rzeczywiste rozsiedlenie trawianki, nawet tylko w dorzeczu Wisły, jest znacznie szersze niż można by sądzić na podstawie wyników monitoringu ichtiofauny. Wody płynące, szczególnie rzeki duże i średniej wielkości, nie są jej typowym siedliskiem, raczej tylko drogami migracji służącymi dalszej ekspansji. Dzięki temu, trawianka zasiedliła Wisłę wraz ze starorzeczami, bocznymi ramionami czy drobnymi zbiornikami położonymi w jej dolinie, od Krakowa po ujście w Zatoce Gdańskiej (Nowak i in. 2008, Kuczyński i Pieckiel 2011, Rechulicz i in. 2015).

Droga i czas zasiedlenia wód polskich przez trawiankę pozostają niejasne. Jedną z możliwych dróg ekspansji tego gatunku jest kierunek z zachodniej Ukrainy (Reshetnikov 2013).

Trzy gatunki babek, będące, jak to ujął prof. Franciszek Staff (1950) „rybami krajów ościennych”, dotarły do Polski przez istniejącą sieć rzek, zbiorników wodnych, jezior i kanałów łączącą dorzecza Dniestru, Prutu i Wisły, drogą naturalnego przenikania. Przebyła przez nie trasa, przez Dniestr, Prypeć, Kanał Królewski, Muchawiec do Bugu i dalej

do Wisły, stanowi centralny korytarz inwazyjny z rejonu pontokaspijskiego (Semenchenko i in. 2011).

Występowanie babki łysej, *B. gymnotrachelus*, stwierdzono w Polsce po raz pierwszy w środkowym Bugu, na odcinku Terespol - Drohiczyn, w 1995 r. (Daniliewicz 1996). Już w 2000 r. złowiono ją w Zbiorniku Włocławskim (Kostrzewa i Grabowski 2001). W 2003 r. odkryto populację babki łysej w Strwiążu i jak wszystko wskazuje, w jego zlewni należy ją traktować jako gatunek rodzimy (Kukuła i Bylak 2013, Grabowski i in. 2016).

Zasiedlenie wód Polski przez babkę szczupłą *N. fluviatilis*, nastąpiło równie szybko jak przez babkę łysą *B. gymnotrachelus*. Już po 10 latach od pierwszych obserwacji jej występowania w środkowym Bugu w 1997 r. (Daniliewicz 1998) zasiedliła ujście Wisły i Zalew Wiślany (Lejk i in. 2013).

Także babka rurkonosa, *P. semilunaris*, powiększa zasięg swojego występowania w Polsce. Stwierdzona po raz pierwszy w 2008 r. w cofce Zbiornika Włocławskiego, na wysokości Płocka (Grabowska i in. 2008) oraz w Bugu koło Terespoła (Semenchenko i in. 2011). W latach 2010-2011 regularnie poławiana w Wiśle, na odcinku od Zbiornika Włocławskiego do ujścia rzeki Tążyny, wraz z pozostałymi dwoma gatunkami babek (obserwacje własne).

Podsumowanie

Na ekspansję gatunków obcych składają się czynniki biologiczne, środowiskowe/siedliskowe oraz ludzki.

Strategie rozrodcze trzech gatunków babek, czebaczka amurskiego, trawianki, sumika karłowatego, bassa słonecznego oraz muławki, zwiększające szanse sukcesu rozrodczego: porcyjne tarło, opieka nad ikrą i wylęgiem sprzyjają ich rozprzestrzenianiu się (Kornijów 2001, Kostrzewa i in. 2004, Grabowska i Przybylski 2015). Ograniczeniem są historie życiowe gatunków, obecność rodzimych drapieżników, warunki środowiskowe czy też brak dogodnych siedlisk.

Bass słoneczny i muławka występują w naszych wodach od dawna, a znane są tylko z pojedynczych, lokalnych populacji. W ich przypadku wydaje się, że czynnikiem głównie je ograniczającym jest środowisko. Bass słoneczny przedkłada cieplejsze, dzięki elektrowni Dolna Odra, wody Międzyodrza. Tryb życia oraz typ zajmowanego przez muławkę środowiska, stagnujące zbiorniki wodne i wolno płynące rzeczki o mulistym dnie i bogatej roślinności wodnej, nie wskazują, aby był to gatunek szczególnie inwazyjny. Ale zasiedlająca zbliżone siedliska trawianka jest już nim naprawdę.

Także początkowa, niska liczebność populacji, w warunkach środowiska naturalnego, może odgrywać pewną rolę. Ponadto oba wspomniane powyżej gatunki raczej nie

mogą liczyć na czynnik ludzki, jakim są przenosiny z materiałem zarybieniowym innych gatunków ryb.

Ten z kolei odegrał decydującą rolę w rozprzestrzenieniu się czebaczka amurskiego. Jakkolwiek w połowach monitoringowych dość częsty, to jednak przeważnie w pobliżu kompleksów stawów, nie przejawiając skłonności do dalszych wędrówek. Potwierdza to obserwowana sezonowość jego występowania (Rechulicz 2011, obserwacje własne).

Sumik karłowaty, który samodzielnie zasiedlił mozaikę ekosystemów wodnych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, także rozszerzył swoje rozsiedlenie dzięki zarybieniom oraz przenikaniu z ośrodków hodowlanych. I podobnie jak czebaczek, w rzekach spotykany jest w pobliżu kompleksów stawów.

Na czynnik ludzki nie mogą liczyć ani babki, ani trawianka. Ale one i bez niego w wodach Polski radzą sobie świetnie.

Ostatnia rzecz, jaką można przypisać gatunkom obcym/inwazyjnym, to wzbogacenie naszej ichtiofauny. Lista zarzutów jest natomiast znana i raczej może tylko się wydłużać. Wątpliwe lub negatywne skutki introdukcji szeregu gatunków opisali Witkowski i Grabowska (2012), a zagrożenia dla rodzimej ichtiofauny lub obsad gatunków hodowlanych, na przykładzie niewielkich przecież rybek, jak trawianka czy czebaczek amurski, Wałowski i Wolnicki (2010) oraz Amirowicz (2012).

Podziękowania

Praca została przygotowana w ramach tematu S-005 Instytutu Rybactwa Śródlądowego, w oparciu o dane zgromadzone w ramach projektu: „Monitoring ichtiofauny rzecznej w latach 2017-2018 na potrzeby oceny stanu lub potencjału ekologicznego jednolitych części wód powierzchniowych” w ramach Umowy nr 22/2017/F pomiędzy Skarbem Państwa – Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Instytutem Rybactwa Śródlądowego oraz dwóch wcześniejszych projektów realizowanych przez IRS na zlecenie GIOŚ w latach 2011-2013 oraz 2014-2016. Autorzy dziękują Departamentowi Monitoringu, Ocen i Prognoz Stanu Środowiska GIOŚ za wyrażenie zgody na wykorzystanie danych.

Literatura

- Adamczyk L. 1975 – Sumik karłowaty, *Ictalurus nebulosus* (Le Suer, 1819) w biocenozie jeziora – Przegl. Zool. 19: 71-73.
- Amirowicz A. 2012 – Czebaczek amurski – inwazyjny koń trojański? – W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solorz W. (Red.). Gatunki obce w faunie Polski. Wyd. internetowe Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, 583-588.
- Andrzejewski W., Mastyrński J. 2004 – Nowe stanowisko trawianki (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) – Komun. Ryb. 2: 22-23.

- Andrzejewski W., Golski J., Mazurkiewicz J., Przybył A. 2011 – Trawianka *Perccottus glenii* – nowy, inwazyjny gatunek w ichtiofaunie dorzecza Warty – Chrońmy Przyr. Ojcz. 67(4): 232-329.
- Antychowicz J. 1994 – *Perccottus glehni* w naszych wodach – Komun. Ryb. 2: 21-22.
- Backiel T., Wiśniewolski W., Borzęcka I., Buras P., Szlakowski J., Woźniewski M. 2000 – Fish assemblages in semi-natural and regulated large river stretches – Pol. Arch. Hydrobiol. 47(1): 29-44.
- Danilkiewicz Z. 1965 – Ichtyofauna rzek i małych zbiorników wodnych okolic Parczewa – Ann. UMCS 20: 149-166.
- Danilkiewicz Z. 1973 – Ichtyofauna dorzecza Tyśmienicy i Włodawki – Fragm. Faun. 19: 121-147.
- Danilkiewicz Z. 1985 – Ichtyofauna południowego Podlasia – Roczn. Międzyrzecki 16-17: 31-55.
- Danilkiewicz Z. 1996 – Babka łysa (gołogłowa), *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) (*Perciformes, Gobiidae*) – nowy gatunek w ichtiofaunie zlewiska Morza Bałtyckiego – Komun. Ryb. 2: 27-29.
- Danilkiewicz Z. 1998 – Babka szczupła, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1811), *Perciformes, Gobiidae* – nowy, pontyjski element w ichtiofaunie zlewiska Morza Bałtyckiego – Fragm. Faun. 41: 269-277.
- Domagała J., Czerniejewski R., Pilecka-Rapacz M. 2016 – Growth rate, age and size structure of the alien pumpkinseed, *Lepomis gibbosus* (L., 1758) population from a heated-water discharge canal of a power plant in the lower stretch of the Oder River, Poland – Roczn. Ochr. Środowiska 18: 273-290.
- Domagała J., Kirczuk L., Dziewulska K., Pilecka-Rapacz M. 2014 – Annual development of gonad of pumpkinseed, *Lepomis gibbosus* (Actinopterygii: Perciformes: Centrarchidae) from heated-water discharge canal of power plant in the lower stretch of the Oder river, Poland – Acta Ichthyol. Piscat. 44(2): 131-143.
- Gąsowska M. 1934 – Karaś srebrzysty – *Carassius gibelio* (Bloch), jako nowy składnik ichtiofauny wód polskich – Przegl. Ryb. 7: 261-266.
- Gąsowska M. 1936 – Der Gibel – eine ostasiatische Silberkarausche (*Carassius auratus gibelio* Bloch) – *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 34: 719-725.
- Grabowska J., Pietraszewski D., Ondračková M. 2008 – Tubenose goby *Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814) has joined three other Ponto-Caspian gobies in the Vistula River (Poland) – Aquat. Invas. 3: 250-254.
- Grabowska J., Przybylski M. 2015 – Life-history of non-native freshwater fish invaders differentiate them from natives in the Central European bioregion – Rev. Fish Biol. Fisheries 25: 165-178.
- Grabowska J., Witkowski A., Kotusz J. 2010 – Alien invasive fish species in Polish waters: an overview – Arch. Pol. Fish. 12: 21-34.
- Grabowski M., Hupało K., Bylak A., Kukuła K., Grabowska J. 2016 – Double origin of the racer goby (*Babka gymnotrachelus*) in Poland revealed with mitochondrial marker. Possible implications for the species alien/native status – J. Limnol. 75(1): 101-108.
- Heese T., Przybyszewski C. 1985 – Bass słoneczny, *Lepomis gibbosus* (L., 1758) (*Pisces, Centrarchidae*) w wodach dolnej Odry – Przegl. Zool. 29: 515-519.
- Horoszewicz L. 1971 – Sum – PWRiL, Warszawa, 262 s.
- Jaskowski J. 1955 – Sumik karłowaty – nowa ryba w dorzeczu Warty – Gosp. Ryb. 2: 19.
- Jaskowski J. 1962 – Materiały do znajomości ichtiofauny Warty i jej dopływów – Fragm. Faun. 9: 449-499.
- Kaj J. 1948 – Zarys fizjografii rybackiej Pomorza Zachodniego – Przegl. Ryb. 15(10): 359-407.

- Kakareko T. 1999 – *Perccottus glenii* Dybowski 1877 (Odontobutidae) w Zbiorniku Włocławskim na dolnej Wiśle – Przegl. Zool. 42: 102-112.
- Kolejko M. 1998 – Sumik karłowaty (*Ictalurus nebulosus* Le Sueur) w wodach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego – Przegl. Ryb. 23(4): 19-22.
- Kornijów R. 2001 – Przyczyny sukcesu kolonizacyjnego sumika karłowatego *Ictalurus nebulosus* Le Suer, 1891 w ekosystemach wodnych Polski – Przegl. Zool. 65: 113-119.
- Kornijów R., Rechulicz J., Halkiewicz A. 2003 – Brown bullhead (*Ictalurus nebulosus* Le Sueur) in ichthyofauna of several Polesie lakes differing in trophic status – Acta Sci. Pol. Piscaria 2(1): 131-140.
- Kostrzewa J. 1998 – Nowe stanowisko *Umbra pygmea* De Key, 1842 w dorzeczu Odry – Przegl. Zool. 42(3-4): 237-240.
- Kostrzewa J., Grabowski M. 2001 – Babka tusa (gołogłowa), *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) (Gobiidae, Perciformes) – nowy gatunek ryby w Wiśle – Przegl. Zool. 45(1-2): 101-102.
- Kostrzewa J., Grabowski M. 2002 – Babka szczupła, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1811), w Wiśle – fenomen inwazji pontokaspijskich Gobiidae – Przegl. Zool. 46(3-4): 235-242.
- Kostrzewa J., Grabowski M., Zięba G. 2004 – Nowe inwazyjne gatunki ryb w wodach Polski – Arch. Pol. Fish. 12 (Suppl. 2): 21-34.
- Kuczyński T., Piekiel P. 2011 – Stanowisko trawianki *Perccottus glenii* w rezerwacie Mewia Łacha – Komun. Ryb. 6: 31-33.
- Kukuła K., Bylak A. 2013 – Rodzima populacja babki tysej *Neogobius gymnotrachelus* w Polsce? – Chrońmy Przyr. Ojcz. 69(1): 61-64.
- Kulmatycki W. 1938 – Przyczynki do znajomości ichtiofauny i karcynofauny południowej Wielkopolski – Przegl. Ryb. 11: 547-552.
- Lejk M., Zdanowicz M., Sapota M.R., Psuty I. 2013 – The settlement of *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) in the Vistula River estuaries (southern Baltic Sea, Poland) – J. Appl. Ichthyol. 29: 1154-1157.
- Nowak M., Popek W., Epler P. 2008 – Range expansion of an invasive alien species, Chinese sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Teleostei: Odontobutidae) in the Vistula river drainage – Acta Ichthyol. Piscat. 38(1): 37-40.
- Nowak M., Szczerbik P., Tatój K., Popek W. 2008 – Non-native freshwater fishes in Poland: an overview – AACL Bioflux 1(2): 173-191.
- Prus P., Wiśniewski W., Adamczyk M. 2016 – Przewodnik metodyczny do monitoringu ichtiofauny w rzekach – Biblioteka Monitoringu Środowiska, 89 s.
- Rechulicz J. 2011 – Monitoring of the topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* (Actinopterygii: Cypriniformes: Cyprinidae) in a small upland Ciemięga river, Poland – Acta Ichthyol. Piscat. 41(3): 193-199.
- Rechulicz J., Płaska W. 2015 – Occurrence, dispersion and habitat preferences of Amur sleeper (*Perccottus glenii*) in oxbow lakes of a large river and its tributary – Aquat. Ecol. 49: 389-399.
- Rechulicz J., Płaska W. 2018 – The invasive *Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1891) as a permanent of the fish fauna in selected reservoir in Central Europe: long-term study of three shallow lakes – Turk. J. Zool. 42: 464-474.
- Reshetnikov A.N. 2013 – Spatio-temporal dynamics of the expansion of rotan *Perccottus glenii* from West-Ukrainian centre of distribution and consequences for European freshwater ecosystems – Aq. Inv. 8(2): 193-206.

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 lipca 2009 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych. Dz. Ustaw 2009, poz. 1018.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2011 r. w sprawie listy roślin i zwierząt gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić gatunkom rodzimym lub siedliskom przyrodniczym. Dz. Ustaw 2011, poz. 1260.
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 16 listopada 2012 r. w sprawie wykazu gatunków ryb uznanych za nierodzące i wykazu gatunków uznanych za rodzime oraz warunków wprowadzania gatunków ryb uznanych za nierodzące, dla których nie jest wymagane zezwolenie na wprowadzenie. Dz. Ustaw 2012, poz. 1355.
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 z dnia 22 października 2014 r. w sprawie działań zapobiegawczych i zaradczych w odniesieniu do wprowadzenia i rozprzestrzenienia inwazyjnych gatunków obcych. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej 2014, L 317/35.
- Semenchenko V., Grabowska J., Grabowski M., Rizevsky V., Pluta M. 2011 – Non-native fish in Belarusian and Polish areas of the European central invasion corridor – *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 40: 1-11.
- Staff F. 1950 – Ryby słodkowodne Polski i krajów ościennych – Trzaska, Evert i Michalski, Warszawa, ss 286.
- Terlecki J., Pałka R. 1999 – Occurrence of *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (*Perciformes, Odontobutidae*) in the middle stretch of the Vistula river, Poland – *Arch. Pol. Fish.* 7(1): 141-150.
- Wałowski J., Wolnicki J. 2010 – Występowanie i biologia trawianki *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 – *Komun. Ryb.* 1: 6-11.
- Wiktor J. 1959 – Dwa gatunki ryb dotychczas nieznanne w naszych wodach – *Przyr. Pol. Zach.* 3: 266-268.
- Wiśniewolski W., Borzęcka I., Buras P., Szlakowski J., Woźniewski M. 2001 – Ichtyofauna dolnej i środkowej Wisły – *Rocz. Nauk. PZW* 14 (Suplement): 137-155.
- Witkowski A. 1989 – Introdukowane ryby w polskich wodach i ich wpływ na środowisko – *Przegl. Zool.* 33(4): 583-598.
- Witkowski A. 1991 – Czebaczek amurski (*Pseudorasbora parva*) – kolejny zawleczony gatunek w naszej ichtyofaunie – *Komun. Ryb.* 4: 23-24.
- Witkowski A. 1991 – *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) (*Cyprinidae, Gobioninae*) nowy gatunek w polskiej ichtyofaunie – *Przegl. Zool.* 35(3-4): 323-331.
- Witkowski A. 1996 – Introduced fish species in Poland: pros and cons – *Arch. Ryb. Pol.* 4(1): 101-112.
- Witkowski A. 2009 – On the expansion and occurrence of an invasive species - *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846) (Teleostei: Cyprinidae: Gobioninae) in Poland – *Fragm. Faun.* 52(1): 25-32.
- Witkowski A. 2012 – Introdukcje ryb słodkowodnych w Polsce – ich aktualny stan, ekologiczne i gospodarcze znaczenie – W: Głowaciński Z., Okarma H., Pawłowski J., Solorz W. (Red.). *Gatunki obce w faunie Polski*. Wyd. internetowe Instytutu Ochrony Przyrody PAN w Krakowie, 575-582.
- Witkowski A., Grabowska J. 2012 – The non-indigenous freshwater fishes of Poland: threats to the the native ichthyofauna and consequences for the fishery: a review – *Acta Ichthyol. Piscat.* 42(2): 77-87.

- Witkowski A., Kotusz J., Przybylski M., Marszał L., Heese T., Amirowicz A., Buras P., Kukuła K. 2004 – Pochodzenie, skład gatunkowy i aktualny stopień zagrożenia ichtiofauny w dorzeczu Wisły i Odry – Arch. Pol. Fish. 12 (Suppl. 2): 7-20.
- Witkowski A., Kuszniarz J., Kotusz J. 1995 – *Umbra pygmaea* De Key, 1842 (*Osteichthyes, Umbridae*) nowy introdukowany gatunek ryby w polskiej ichtiofaunie – Przegl. Zool. 39: 287-292.
- Zięba G., Leśniak M., Marszał L., Janic B., Błońska D. 2016 – Bass słoneczny (*Lepomis gibbosus*) w dorzeczu dolnej Odry, występowanie i regulacja liczebności populacji – Rocz. Nauk. PZW 29: 89-103.
- Žukov P.I. 1988 – Spravočnik po ekologiji presnovodnych ryb – Izd. Nauka i tehnika, Minsk, 312 s.

Co wiemy o kontrolowanym rozrodzie i podchowcie materiału zarybieniowego miętusa?

*Sławomir Krejszeff¹, Katarzyna Palińska-Żarska², Maciej Rożyński¹,
Daniel Żarski³, Zdzisław Zakęś¹*

¹Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie

²Katedra Ichtiologii, Wydział Nauk o Środowisku, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

³Zakład Biologii Gamet i Zarodka, Instytut Rozrodu Zwierząt i Badań Żywności
Polskiej Akademii Nauk w Olsztynie

Wstęp

Walory smakowe mięsa miętusa (fot. 1) doceniano od dawna. Istnieją zapisy, że rybę tą sprowadzono np. na potrzeby dworu Władysława Jagiełły (Cios 2007). Najbardziej ceniono wątróbkę tego gatunku, która jak wynika z zapisów zawartych w źródłach historycznych była produktem nie tylko poszukiwanym, ale i bardzo drogim. Świadczy o tym m.in. ta informacja: „*na wątróbkach z miętusów w Poznaniu matrona przejadała kamienicę*” (Przetocki 1910, cyt. za Ciosem 2007).

Miętus ma wysokie wymagania środowiskowe. Preferuje chłodne, dobrze natlenione wody, często przebywa na dosyć dużych głębokościach, w miejscach o dnie piaszczystym i/lub kamienistym (Bryliński 2000). Z uwagi na niezbyt liczne występowanie, uwarunkowane wymaganiami środowiskowymi, związane też z regulacją rzek i zanieczyszczeniami wód, odłowy gospodarcze tego gatunku są niewielkie. Łowiony jest on sporadycznie przy okazji połowów rybackich innych ryb (głównie w sprzęt pułapkowy). Odłowy miętusa w 2017 r., wg Programu Badań Statystycznych Statystyki Publicznej (PBSSP) (kwestionariusze RRW-23), wyniosły 221 kg, co stanowiło zaledwie 0,01% odłowów ryb i raków narzędziami oraz urządzeniami rybackimi (odłowy ogółem w tym roku wyniosły 2074521 kg) (Wołos i in. 2018). Co istotne, prowadzone są zarybienia tym gatunkiem, które nie mają już tak pośledniego znaczenia. W 2017 roku do wód otwartych



Fot. 1. Portret miętusa (fot. S. Krejszeff).

w Polsce (łączna, analizowana powierzchnia 395693 ha) wprowadzono ok. 36,7 mln wylęgu, 596 tys. narybku letniego, 37 kg narybku 1+ i 76 kg selektów i tarlaków miętusa (Wołos i in. 2018). Biorąc pod uwagę fakt, że w tym samym roku do wód otwartych wprowadzono ok. 204 mln wylęgu szczupaka (gatunek dominujący w gospodarce zarybieniowej w Polsce), wielkość zarybień tym sortymentem miętusa (ok. 18% wielkości zarybień szczupakiem) może już zwracać uwagę. W 2017 roku materiał zarybieniowy miętusa został wsiedlony do 9,37% powierzchni publicznych śródlądowych wód powierzchniowych w Polsce, a wartość zarybień cieków, do których wprowadzano miętusa, wynosiła 18,40 zł/ha powierzchni zarybianej. Biorąc pod uwagę łączną wartość finansową wszystkich zarybień zrealizowanych w 2017 roku przez podmioty użytkujące wody otwarte, udział materiału zarybieniowego miętusa sięgał bez mała 2% (Wołos i in. 2018). Zauważyć warto, że gatunek ten jest bardzo atrakcyjny wędkarsko. Okres intensywnych brań, związany z czasem aktywnego żerowania tego gatunku, przypada w niezbyt sprzyjających warunkach atmosferycznych (późna jesień, zima), co niewątpliwie wielu amatorów sportowego połowu ryb nie do końca zachęca do wypraw wędkarskich.

TABELA 1

Produkcja materiału zarybieniowego miętusa w latach 2008-2017 (dane IRS w Olsztynie)

Sortyment	Lata									
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Ikra zaoczkowana (mln szt.)	0	0	0	0	21,0	44,5	19,0	0	0	1,2
Wylęg (mln szt.)	0	10,07	2,0	4,84	26,53	43,5	15,51	0,40	0,15	0
udział ¹ (%)	-	13,13	3,48	7,81	21,6	34,32	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
Narybek letni (tys. szt.)	49,0	20,0	65,0	849,0	116,4	50,0	108,9	80,0	70,0	167,5
udział ² (%)	0,15	0,04	0,12	1,72	0,24	0,11	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
Narybek starszy (kg)	606	80	132	69	0	0	25	2080	1142	3657
udział ³ (%)	0,28	0,05	0,07	0,04	-	-	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
Kroczek (kg)	1000	220	0	365	100	0	1074	0	50	100
udział ⁴ (%)	2,44	0,13	-	0,22	0,05	-	b.d.	-	b.d.	b.d.

¹ udział w łącznej produkcji wylęgu w grupie ryb drapieżnych (szczupak+sandacz+sum europejski+okoń+miętus); ² udział w łącznej produkcji narybku letniego w grupie ryb drapieżnych; ³ udział w łącznej produkcji narybku starszego (narybek jesienny, narybek wiosenny 1+, narybek jesienny 1+) w grupie ryb drapieżnych; ⁴ udział w łącznej produkcji krocza w grupie ryb drapieżnych.; b.d. – brak danych

Miętus ma też pewne znaczenie dla polskiej akwakultury. Należy je wiązać z zapotrzebowaniem rynku na materiał zarybieniowy (Kleszcz i in. 2002). Jeszcze w latach 2004-2007 produkcja tego gatunku w obiektach akwakultury praktycznie nie istniała (Zakęś i in. 2015). W przedziale czasowym 2012-2014 zauważalny był znaczący wzrost produkcji zapłodnionej ikry i wylęgu miętusa. Jednak w kolejnym okresie (2015-2017) odnotowano jej istotny spadek (Zakęś i in. 2015, Lirski i Myszkowski 2018) (tab. 1). Z przytoczonych danych jednoznacznie wynika, że produkcja tego gatunku w akwakulturze jest bardzo niestabilna i podlega bardzo dużym fluktuacjom. Przyczyn takiego stanu rzeczy należy przede wszystkim doszukiwać się w niedoskonałościach procedur stosowanych na obecnym etapie hodowli. Znaczące roczne wahania uzyskiwanych efektów hodowlanych mogą świadczyć np. o istotnym wpływie warunków środowiskowych, głównie termicznych, implikujących rozwój odpowiedniej dla tego gatunku bazy pokarmowej. *Summa summarum* wzmiankowaną niestabilność można połączyć z niewielką kontrolą hodowcy nad czynnikami determinującymi wielkość produkcji miętusa, która z kolei wynika z ograniczonego zasobu wiedzy ogólnej i szczegółowej o tym taksonie. Podniesienia efektywności produkcji danego gatunku można oczekiwać poprzez opanowanie efektywnych technik kontrolowanego rozrodu i/lub wstępnego podchowu w warunkach kontrolowanych. W niniejszym opracowaniu zebrano istotniejsze, z praktycznego punktu widzenia, informacje dotyczące właśnie tych zagadnień. Z pewnością są one dalece niekompletne, ale żywimy nadzieję, że okażą się przydatne, a może nawet inspirujące do konkretnych działań.

Pozyskiwanie, transport i warunki przetrzymywania tarlaków

Tarlaki miętusa najlepiej jest pozyskiwać tuż przed okresem naturalnego tarła, które rozpoczyna się w grudniu (Kujawa i in. 2002). W warunkach naszego kraju jedną z najlepszych lokalizacji jest Zalew Szczeciński, skąd od wielu lat hodowcy pozyskują tarlaki tego gatunku. Połów ryb zazwyczaj jest dokonywany w listopadzie. Na Litwie tarlaki miętusa zaczyna się pozyskiwać, gdy temperatura wody spadnie do 7-5°C. Najwięcej ryb odławia się po zmroku, gdy temperatura wody obniży się do 5-3°C (Kekys i in. 2012). Następnie ryby są transportowane do wylęgarni, gdzie przeprowadzane jest tarło. W dostępnej literaturze brak jest danych na temat warunków, w jakich należy transportować tarlaki miętusa. Dlatego zaleca się, żeby w trakcie wszystkich zabiegów związanych z przewożeniem ryb postępować zgodnie z wytycznymi, które są stosowane przy transporcie ryb hodowlanych. Przede wszystkim zbiorniki do przewozu powinny być wykonane z materiałów nie wywierających szkodliwego wpływu na żywe ryby. Rozpylacze tlenu powinny zapewniać równomierne natlenianie całej objętości wody. Ze względu na ryzyko rozprzestrzeniania się patogenów, zarówno przed jak i po transporcie, baseny i sprzęt pomocniczy (kasary, wiadra, nosiłki, wanny itp.) muszą być odkażone. Załadunek powinien odbywać się szybko, sprawnie, nieprzerwanie i delikatnie, nie powodując okaleczeń i obtarć ryb. Podczas transportu trzeba kontrolować zachowanie ryb. W przypadku wystąpienia objawów zaniepokojenia lub oznak osłabienia należy wymienić co najmniej połowę wody. Po przetransportowaniu, wyladunek należy przeprowadzić zgodnie z zasadami obowiązującymi przy załadunku. Należy też stopniowo wyrównać różnice temperatur wody między zbiornikiem transportowym a systemem recyrkulacyjnym (RAS) tarłakowym (Norma branżowa BN-83/9147-04, Berka 1986).

Tarlaki miętusa można przetrzymywać w RAS wykorzystywanych do rozrodu innych gatunków ryb, które są wyposażone w standardowe urządzenia zapewniające sterylizację wody i utrzymujące jej podstawowe parametry (głównie temperaturę i nasycenie wody tlenem) na poziomie wymaganym podczas rozrodu miętusa (1-6°C ± 0,2°C; nasycenie wody tlenem > 80%). Ze względu na niskie temperatury podczas przeprowadzania tarła tego gatunku oraz fakt, że w czasie przetrzymywania ryb w RAS nie trzeba ich karmić, nie ma konieczności stosowania urządzeń do mechanicznej i biologicznej filtracji wody. Litwini w zbiornikach o pojemności 1 m³ przetrzymywali do 70-80 kg tarlaków, a dopływ wody utrzymywali na poziomie 0,5-1,0 l/s (Kekys i in. 2012). Na podstawie 7-letnich badań opracowali formułę do obliczania niezbędnej liczby samic: $N = (n_1 \times 1,2) / P$, gdzie N – liczba samic (osob.), n_1 – zakładana liczba ziaren ikry (mln), 1,2 – współczynnik wyklucia larw

(80%), P – średnia płodność osobnicza (mln ziaren ikry; oszacowano, że dla litewskiej populacji wynosi ona 0,49 mln ziaren ikry). Przyjmuje się, że liczba samców powinna odpowiadać 40-60% liczby samic (Kekys i in. 2012).

Tarło miętusa, nawet w warunkach ściśle kontrolowanych, jest rozciągnięte w czasie. Dlatego zaleca się, żeby RAS rozrodowy wyposażony był w 3, a najlepiej 4 baseny tarlakowe, w których będzie można oddzielnie przetrzymywać samice, samce, ryby o nierozpoznanej płci oraz ryby, od których pozyskano już produkty płciowe. Każdy basen o pojemności minimum $0,5 \text{ m}^3$. W sytuacji, gdy posiadane na wyposażeniu RAS rozrodowe wyposażone są w mniejszą liczbę basenów tarlakowych, ryby poszczególnych kategorii można przetrzymywać w tym samym basenie umieszczając je w oddzielnych, wykonanych z tiulu lub droбноoczkowej tkaniny sieciowej sadzykach.

Bardzo ważnym elementem wyposażenia RAS tarlakowego przeznaczonego do rozrodu miętusa jest instalacja do schładzania wody. Powinna ona zapewnić możliwość schłodzenia wody do temperatury 1°C . Jeśli nie jest to możliwe, to przynajmniej do temperatury poniżej 4°C . Tarlaki miętusa po przetransportowaniu do wylęgarni należy przetrzymywać w temperaturze 6°C , aż do momentu rozpoczęcia środowiskowej stymulacji finalnego dojrzewania oocytów oraz owulacji i spermacji. Przez cały okres przetrzymywania w wylęgarni tarlaki powinny być w całkowitym zaciemnieniu (fotoperiod 0L:24D).

Jak do tej pory wszystkie wylęgarnie w naszym kraju, produkujące materiał zarybieniowy miętusa, bazowały na tarlakach pozyskiwanych ze środowiska naturalnego. Istnieje również możliwość wykorzystania do rozrodu ryb udomowionych. Zabieg ten został dwukrotnie przeprowadzony z pozytywnym skutkiem przez autorów niniejszego artykułu. Aby móc pozyskiwać materiał zarybieniowy, należy część wyprodukowanego narybku letniego poddać intensywnemu tuczu. W momencie, gdy hodowane ryby osiągną średnią masę ciała 100-200 g, można przystąpić do stymulacji rozwoju gonad i finalnego dojrzewania oocytów (S. Krejszeff i in., mat. niepublik.).

Praktyczne informacje o gatunku przydatne w pracach wylęgarnicznych

Ryby dzikie

Dojrzałość płciową miętus osiąga w wieku 2-4 lat (samce o rok wcześniej od samic). Gatunek ten może odbywać dość odległe wędrówki tarłowe, np. z przybrzeżnych regionów mórz do wód słodkich, czy też z jezior do dopływów rzek. Rozród miętusa przypada na miesiące zimowe, w temperaturze wody $0-4^\circ\text{C}$. Płodność różnych populacji tego gatunku może się diametralnie różnić. Płodność absolutna przeciętnie mieści się w prze-

dziale 15-700 tys. jaj, a płodność względna wynosi 300-720 tys. jaj/kg masy ciała (Bryliński 2000). Od jednego samca można pozyskać od 2 do 16 ml mlecza, a koncentracja plemników mieści się w przedziale 24,1-24,8 mln/mm³. Ikra miętusa jest przezroczysta o zabarwieniu żółtawym, z dobrze widoczną kroplą tłuszczu o średnicy ok. 0,4 mm. Średnica dojrzałego oocytu wynosi ok. 0,8-1,0 mm, a po napęcznieniu 1,1-1,3 mm. W 1 g ikry znajduje się średnio 2,5 tys. jaj. Rozwój embrionalny w temperaturze wody 4°C trwa 4-5 tygodni, tj. 112-140°D, a w 0,5°C – 3-4 miesiące (Bryliński 2000). W zmiennej temperaturze wody (1,8-4,8°C) czas inkubacji ikry wynosił ok. 30 dni (Kleszcz i in. 2001). Temperatura wody przez pierwsze 3 tygodnie inkubacji ikry (60°D) nie powinna przekraczać 6°C. Larwy po wykluciu mają długość ciała 3,0-3,5 mm i średnią masę ciała 0,3 mg, czyli należą do jednych z najmniejszych występujących w naszych wodach. Po 4-5 dniach po wykluciu wypełniają pęcherz pławny, a po 10 dniach zaczynają pobierać pokarm egzogenny. W tym czasie osiągają długość 4,0-4,5 mm i masę ciała 0,5 mg (Wolnicki i in. 1999). Niewielkie rozmiary larw limitują wielkość pierwszego pokarmu. W naturze są to drobne formy widłonogów i wioślarek (Bryliński 2000).

Ryby hodowlane

Indukcję rozwoju gonad należy rozpocząć, gdy poddane intensywnemu tuczowi ryby osiągną średnią masę ciała 100-200 g. Ryby o takiej masie uzyskujemy po 1,5-2 latach podchowu. Pierwszy rozród można przeprowadzić w dowolnej porze roku stymulując ryby w odpowiedni sposób temperaturą wody i światłem (fotoperiodym). Kolejne tarła należy prowadzić zgodnie z naturalnym rytmem, w rocznych odstępach czasu. Rozród ryb hodowlanych przeprowadza się w temperaturze wody 1-4°C. Płodność robocza absolutna samic o masie ciała od 75 do 440 g mieści się w przedziale 26-190 tys. jaj, a płodność robocza względna wynosi około 320-780 tys. jaj/kg masy ciała. Od jednego samca można pozyskać od 0,45 do 5,45 ml mlecza, a koncentracja plemników mieści się w przedziale 29,4-35,2 mln/ml. Masa jednego niezapłodnionego jaja wynosi od 0,27 do 0,40 mg. Średnica jaja po napęcznieniu mieści się w przedziale od 0,93 do 1,4 mm, a w jednym litrze napęczniałej ikry znajduje się około 1,0-1,25 mln jaj (tab. 2).

Procedury przygotowania dzikich tarlaków do rozrodu

Po przetransportowaniu do wylęgarni tarlaki miętusa należy posortować według płci i przetrzymywać w oddzielnych basenach tarlakowych. Ryby przetrzymujemy w temperaturze 6°C przez okres 14 dni. Następnie, w ciągu jednej doby, należy obniżyć temperaturę wody do 1°C (Żarski i in. 2010). Od tego momentu, w jednodniowych odstępach cza-

Tabela 2

Wskaźniki rozrodu hodowlanych tarlaków miętusa (S. Krejszeff i in., mat. niepublik.)

Wskaźnik	Wartości		
	średnia	minimum	maksimum
SAMICE			
Masa ciała (m.c.; g)	164,24	75,43	442,76
Współczynnik gonadosomatyczny GSI (%)	20,18	7,4	26,03
Płodność robocza absolutna (jaj/osobn.)	97484	26526	189094
Płodność robocza względna (jaj/kg m.c.)	609612	223619	786258
Liczba nienapęczniałych jaj w 1 g ikry (szt.)	3023	2528	3737
Liczba napęczniałych jaj w 1 l (szt.)	1164286	1061000	1247000
Średnica napęczniałego jaja 24 h po zapłodnieniu (mm)	0,97	0,93	1,04
Zapłodnienie po 72 h (%)	42,14	21,62	57,71
SAMCE			
Masa ciała (m.c.; g)	186,13	258,04	130,92
Objętość nasienia absolutna (ml/osobn.)	2,15	0,45	5,35
Objętość nasienia względna (ml/kg m.c.)	11,82	2,27	30,66
Ruchliwość plemników (%)	53,45	20,2	77,1
Koncentracja plemników (mld/ml)	33	29,4	35,2

su, trzeba dokonywać przeglądu samic. Można oczekiwać, że przetrzymując ryby w przedstawianym powyżej reżimie termicznym pierwsze samice mogą zacząć owulować już 2 dni po obniżeniu temperatury wody. Od tego momentu przeglądy ryb należy zintensyfikować do 2 razy na dobę. W momencie, gdy u pierwszych samic wystąpi owulacja samce również są już gotowe do tarła. Dlatego przeprowadzane na nich manipulacje ogranicza się wyłącznie do pozyskania nasienia.

Cała akcja tarłowa powinna trwać kilka dni, jednak nie zawsze jest możliwe utrzymanie optymalnych warunków termicznych. Dlatego w sytuacjach, gdy temperatura wody w trakcie ostatniego etapu tarła będzie utrzymywana na poziomie powyżej 1°C (2-4°C) może się ono rozciągnąć nawet do kilkunastu dni (Żarski i in. 2010). Nie stanowi to problemu, gdy wylęgarnia specjalizuje się wyłącznie w produkcji materiału zarybieniowego miętusa w postaci wylęgu. Pojawia się on, gdy produkowany wylęg przeznaczony jest do dalszego podchowu. W takiej sytuacji, w celu zwiększenia synchronizacji tarła można przeprowadzić hormonalną stymulację samic.

W celu wywołania owulacji u miętusa można stosować preparaty, w skład których wchodzi analogi ssaczych lub łososiowych gonadoliberyn, w połączeniu z antagonistami dopaminy, którymi mogą być metoklopramid lub domperidon, np. Ovopel lub Ovaprim (Żarski

i in. 2010). Należy je podać w jednej iniekcji, w dniu, w którym temperatura wody osiągnie najniższy poziom. W przypadku samców zazwyczaj nie ma problemu z pozyskaniem odpowiednich ilości i jakości nasienia. Jeśli jednak zdarzy się, że ryby z danej populacji odbiegają od normy, można poddać je stymulacji hormonalnej w taki sam sposób jak samice.

Ovopel, przed przeprowadzeniem iniekcji, należy rozetrzeć (z niewielką objętością płynu fizjologicznego) w mózdzierzu lub homogenizatorze i rozcieńczyć płynem fizjologicznym tak, żeby w 1 ml przygotowanej zawiesiny znajdowała się jedna granula preparatu. W ten sposób przygotowaną zawiesinę należy podać w ilości 1 ml w przeliczeniu na 1 kg masy ciała samic. Preparat Ovaprim należy podać w czystej postaci w ilości 0,5 ml w przeliczeniu na 1 kg masy ciała samic. Iniekcje można przeprowadzić dootrzewnowo lub domięśniowo (fot. 2). Od momentu przeprowadzenia iniekcji hormonalnej, jeżeli temperatura wody utrzymywać się będzie na poziomie 2-4°C, przeglądy samic należy dokonywać w 2-dniowych odstępach czasu. Od dnia, w którym pierwsza samica będzie gotowa do pozyskania jaj, przeglądy ryb należy zintensyfikować (1 raz na dobę).



Fot. 2. Hormonalna stymulacja samicy miętusa (fot. D. Żarski).

Procedury przygotowania hodowlanych tarlaków do rozrodu

Cały cykl hodowlany prowadzony jest pod ścisłą kontrolą hodowcy. Umożliwia to przeprowadzenie tarła w dowolnej porze roku. W celu przeprowadzenia rozrodu, wytypowane do tego celu ryby (selekty), należy poddać stymulacji fototermicznej. Zabieg ten polega na stopniowym obniżaniu temperatury wody i jednoczesnym skracaniu dnia świetlnego. W przypadku stymulacji termicznej należy postępować w następujący sposób. W pierwszej fazie temperaturę wody obniżamy z poziomu, w którym selekty były przetrzymywane w czasie intensywnego tuczu (zazwyczaj 17-18°C) do 6°C, w tempie 0,5°C na dobę (czas schładzania ok. 24 dni). W temperaturze 6°C ryby trzeba przetrzymać przez 14 dni. Następnie temperaturę wody należy gwałtownie obniżyć (w ciągu jednej doby) do 4-1°C.

W przypadku fotoperiodu należy postępować w następujący sposób. Tuż przed przystąpieniem do stymulacji termicznej czas oświetlania basenów tarlakowych w ciągu doby skrócić do 18 godzin (z 24L:0D do 18L:6D). Następnie, równolegle z temperaturą wody, fotoperiod skracać w tempie 0,5 godziny na dobę. W dniu, gdy czas fazy jasnej będzie wynosił 6 godzin (6L:18D) baseny tarlakowe należy całkowicie zaciemnić.

Od momentu, gdy temperatura wody osiągnie najniższy poziom (4-1°C), należy dokonywać przeglądu samic w 1- lub 2-dniowych odstępach czasu (w zależności od temperatury wody). Od dnia pozyskania ikry od pierwszej samicy przeglądy ryb zintensyfikować do 1-2 na dobę.

Wszystkie manipulacje na tarlakach miętusa należy prowadzić po uprzednim wprowadzeniu ryb w stan znieczulenia ogólnego. Anestetyk podajemy w imersji (w kąpieli). W tym celu rybę należy umieścić w wodzie z rozpuszczonym preparatem i przetrzymać do czasu osiągnięcia znieczulenia ogólnego. Jako anestetyku należy użyć preparatu produkowanego na bazie estru metylosulfonowego kwasu 3-aminobenzoowego (MS-222). W przypadku miętusa trzeba go stosować w stężeniu 0,10-0,15 g substancji czynnej na 1 l wody (Palińska-Żarska 2014). Jednorazowo należy usypiać po 4-5 osobników. Po przeprowadzeniu manipulacji tarlaki umieścić w odpijalniku wyposażonym w system napowietrzania wody i dopiero, gdy się wybudzą i odzyskają równowagę przebieść je z powrotem do basenu tarlakowego.

Pozyskiwanie gamet, zapłodnienie i odklejanie ikry

Pozyskiwanie gamet należy rozpocząć od pobrania nasienia. Samce należy wprowadzić w stan znieczulenia ogólnego, ułożyć na stole manipulacyjnym i osuszyć powłoki brzuszne. Następnie pobrać nasienie za pomocą strzykawki o pojemności 2 lub 5 ml (fot. 3). Pozyskane w ten sposób nasienie umieszczamy w lodówce i przetrzymujemy w temperaturze 4,0°C, do czasu przeprowadzenia zapłodnienia jaj. Następnie należy przystąpić do pozyskania jaj. Samice, po wprowadzenia w stan znieczulenia ogólnego, ułożyć na stole manipulacyjnym i za pomocą ręcznika delikatnie osuszyć powłoki ciała. Pozyskiwanie ikry przeprowadzać poprzez delikatny masaż powłok brzusznych. Poczynając od głowy w kierunku otworu płciowego (fot. 4). Do momentu przeprowadzenia zapłodnienia pozyskaną ikrę należy przetrzymywać w szczelnie zamkniętym pojemniku w temperaturze 4,0°C, najlepiej w lodówce (fot. 5).

Pozyskaną ikrę należy umieścić w plastikowej misce i określić jej masę. Następnie na każde 100 g ikry odmierzamy 1 ml mieszaniny nasienia pozyskanego od minimum 3 samców (fot. 6). Ikrę i nasienie dokładnie wymieszać i zalać niewielką ilością wody z RAS, w którym będzie inkubowana ikra i delikatnie mieszać przez około 1 minutę (zapłodnie-



Fot. 3. Pobór nasienia (fot. S. Krejszeff).



Fot 4. Pobór ikry (fot. S. Krejszeff).



Fot. 5. Krótkookresowe przetrzymywanie jaj (fot. S. Krejszeff).



Fot. 6. Przygotowywanie mieszaniny jaj i nasienia (fot. S. Krejszeff).



Fot 7. Zapładnianie jaj (fot. S. Krejszeff).

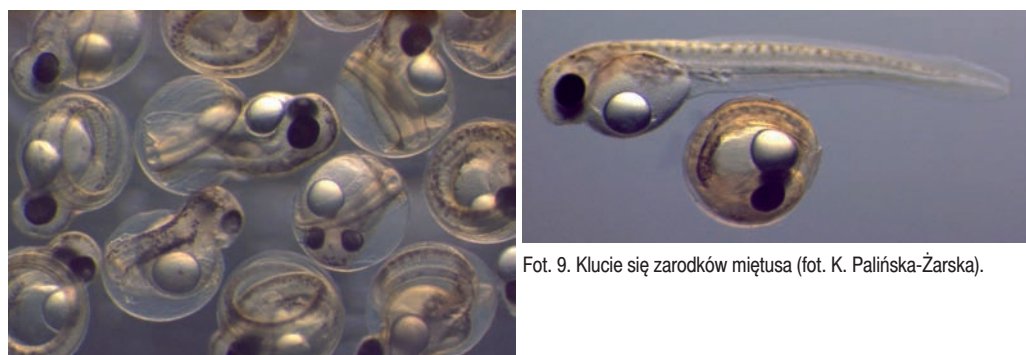
nie) (fot. 7). Następnie wodę należy zlać i przystąpić do rozklejania ikry, które polega na 4-5-krotnym przepłukaniu zapłodnionych jaj wodą z RAS wylęgarniczego, przez około 20-30 minut. Rozklejanie ikry należy przeprowadzić w podobny sposób jak ma to miejsce podczas pozabawiania kleistości ikry szczupaka lub sielawy.

Inkubacja ikry

Inkubację jaj miętusa można prowadzić w aparatach inkubacyjnych typu Weissa lub McDonalda. Należy je obsadzać ikrą w ilości nieprzekraczającej połowy ich objętości (około 2-3 l) (fot. 8). Przez pierwszy miesiąc inkubacji zalecane jest utrzymywanie temperatury wody poniżej 4°C. Następnie należy ją podnieść do 6°C. W momencie, gdy zostaną zaobserwowane pierwsze kłujące się larwy (fot. 9) temperaturę wody podnosimy do 10-12°C, w celu synchronizacji klucia (Palińska-Żarska i in. 2014b, 2015). W przypadku miętusa nie jest możliwe przeprowadzenie tzw. wymuszonego klucia, które polega na redukcji koncentracji tlenu w aparacie inkubacyjnym (poprzez zatrzymanie przepływu wody na kilkanaście-kilkadziesiąt minut). Dlatego należy pozwolić na to, żeby kłujące się wylęg swobodnie wypływał poza aparat inkubacyjny. W zależności od tego,



Fot. 8. Ikra miętusa podczas inkubacji w stojach Weissa (fot. S. Krejszeff).



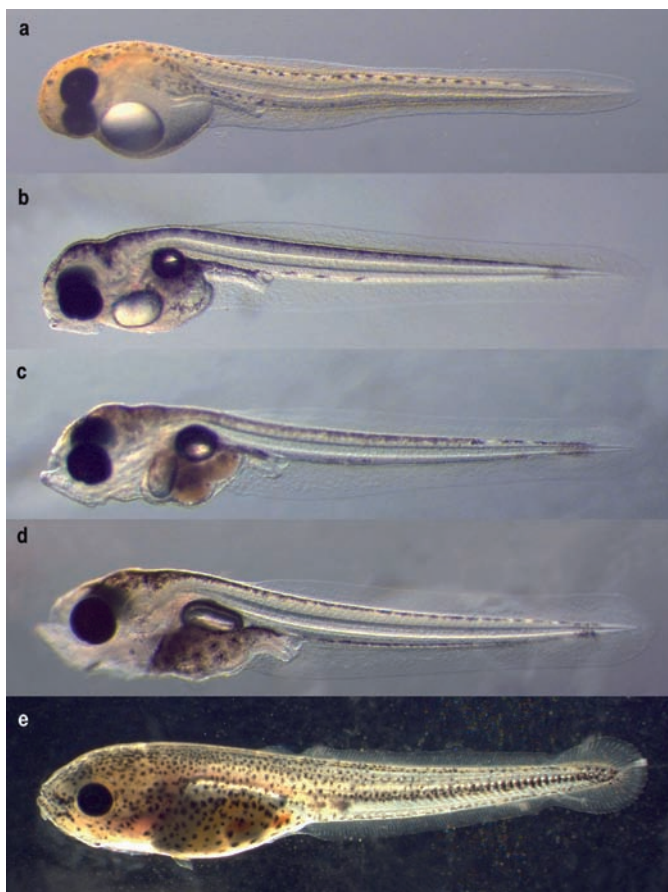
Fot. 9. Klucie się zarodków miętusa (fot. K. Palińska-Żarska).

gdzie będzie prowadzony dalszy podchów, odpływającą z aparatów inkubacyjnych wodę można skierować bezpośrednio do podchowalnika lub odbieralnika, który może stanowić uszty z tiulu sadzyk. Wylęg należy systematycznie odławiać i przenosić do basenu, w którym przeprowadzony będzie wstępny podchów.

W pierwszych 2 dniach po wykluciu (DPW) larwy miętusa wykazują niewielką aktywność. Większość czasu spędzają leżąc na dnie i tylko okazjonalnie, wykonując ruchy całym ciałem, podnoszą się znad dna pokonując niewielki dystans w kierunku

powierzchni wody (zaledwie kilka centymetrów), po czym z powrotem opadają na dno. Od 3 DPW ich aktywność się zwiększa, a pokonywane dystanse wydłużają się. Natomiast od 9 DPW poruszają się już aktywnie w toni wodnej (horyzontalnie). Wyjątek stanowią te osobniki, które nie napełniły pęcherza pławnego i nadal przez większość czasu spoczywają na dnie (Palińska-Żarska i in. 2014b).

W miarę zwiększania się aktywności larwy miętusa stopniowo napełniają pęcherz pławny. Proces ten rozpoczyna się już 3 DPW i trwa aż do 15 DPW, kiedy to zdecydowana większość larw posiada pęcherz pławny wypełniony powietrzem (temperatura wody – 12°C). Dwa dni po rozpoczęciu napełniania pęcherza pławnego (5 DPW) larwy miętusa zaczynają również odżywiać się pokarmem zewnętrznym. Od tego momentu coraz większa liczba larw pobiera pokarm i podobnie jak w przypadku napełniania pęcherza pławnego, w wieku 15 DPW zdecydowana większość larw odżywia się pokarmem egzogennym (Palińska-Żarska i in. 2014a, 2014b) (fot. 10).



Fot. 10. Larwy i narybek miętusa na różnym etapie rozwoju: a – wiek 0 DPW, b – wiek 3 DPW, c – wiek 5 DPW, d – wiek 15 DPW, e – wiek 50 DPW (fot. K. Palińska-Żarska).

Podchów larw i narybku

Wstępny podchów wylęgu miętusa należy prowadzić w basenach posiadających możliwość regulowania wysokości słupa wody. Przez pierwsze 14-15 dni wysokość słupa wody w basenie powinna wynosić około 15-20 cm. Zapewnia to efektywne napętnianie pęcherza pławnego. W tym czasie zagęszczenie obsad można utrzymywać na wysokim poziomie, tj. 150 osobników na litr wody (temperatura wody 12°C) (Wolnicki i in. 2002, Palińska-Żarska i in. 2014b, 2015). Następnie, po 2 tygodniach, basen z rybami całkowicie zalewamy wodą, a temperaturę wody podnosimy do 17°C. W takich warunkach ryby podchowujemy do uzyskania narybku letniego, czyli osobników o długości 3-4 cm.

Wraz ze wzrostem ryb stopniowo redukujemy zagęszczenia obsad. Ryby w wieku 22 DPW należy po raz pierwszy przesortować, a dalszy podchów prowadzić w zagęszczeniu 100 osobników na litr wody. Po kolejnych 24 dniach (wiek 46 DPW) wskazane jest przeprowadzenie kolejnego sortowania i dalszy podchów w zagęszczeniu 50 osobników na litr wody. Przez cały czas stosujemy całodobowe oświetlenie basenów podchowowych (24L:0D) (Palińska-Żarska i in. 2014b, 2015, Trejchel i in. 2014).

Żywienie larw należy rozpocząć w wieku 5-6 DPW, podając świeżo wyklute naupliusy solowca (*Artemia* sp.). Do 22 DPW naupliusy należy podawać w tzw. nadmiarze (*ad libitum*) trzy razy dziennie, w równych odstępach czasu. Następnie dobową dawkę solowca można doprecyzować. Pomiędzy 22 DPW a 34 DPW naupliusy solowca należy podawać w ilości, która po przeliczeniu na ich suchą masę stanowi 4% biomasy ryb. Po 34 DPW dawkę tę zwiększamy do 6%. Należy jednak pamiętać, że przy tak precyzyjnym dozowaniu pokarmu, wskazane jest, by każdego dnia określić liczbę martwych osobników oraz oszacować średnią masę podchowiwanych ryb. Co pozwoli obliczyć ich biomasę. Jest to procedura dość czasochłonna, dlatego po 22 DPW można pozostać przy żywieniu ryb w tzw. nadmiarze, co oznacza, że po każdym karmieniu musi pozostać niewielka ilość niewyjedzonych naupliusów (Palińska-Żarska 2014, Palińska-Żarska i in. 2015).

Podchowując ryby w opisanych powyżej warunkach termicznych i przy optymalnym poziomie żywienia po około 2 miesiącach będzie można uzyskać narybek o średniej długości i masie ciała przekraczającej, odpowiednio 3,0 cm i 0,4 g (Palińska-Żarska i in. 2015). Dalszy podchów miętusa na solowcu jest bezcelowy ze względu na zbyt małe rozmiary tego pokarmu i oczywiście jego ceny. Chcąc prowadzić dalszy podchów, na przykład w celu uzyskania tarlaków, ryby należy przestawić z pokarmu naturalnego na paszę komponowaną (fot. 11). Aby operacja zakończyła się sukcesem, zamiany pokarmu należy dokonać w ściśle określonym momencie. Żywy pokarm trzeba podawać rybom do wieku około 50 DPW, aż osiągną one długość ok. 25 mm i masę ciała ok. 0,2 g. Następnie przeprowadzić sortowanie ryb w celu wyeliminowania osobników wyraźnie



Fot. 11. Klikunastogramowy narybek miętusa (fot. D. Żarski).

większych, wykazujących zachowania kanibalistyczne. Po przeprowadzeniu tego zabiegu baseny podchowowe obsadzamy w zagęszczeniu nie większym niż 5 sztuk na litr wody. Od tego momentu podchów prowadzimy w temperaturze 17-18°C i stałym fotoperiodzie (24L:0D). Pasza powinna być podawana za pomocą automatycznych karmników przez całą dobę. Ponieważ na rynku brak jest paszy przeznaczonej dla miętusa, można podawać paszę pstrągową (białko do 54%, tłuszcz ok. 18% i węglowodany ok. 8%). Przy wielkości ryb ok. 25 mm i masie ciała ok. 0,2 g granulacja paszy powinna zawierać się w granicach 0,2-0,3 mm i musi być zwiększana wraz ze wzrostem ryb. Przy doborze granulacji paszy dla narybku miętusa można się posłużyć programem paszowym opracowanym dla dorsza (<https://www.aller-aqua.com/pl>).

Literatura

- Berka R. 1986 – The transport of live fish. A review – EIFAC Technical Paper No. 48.
 Bryliński E. 2000 – Miętus *Lota lota* (Linnaeus, 1758) – W: Ryby słodkowodne Polski (Red.) M. Brylińska. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa: 431-435.
 Cios S. 2007 – Ryby w życiu Polaków od X do XIX w. – Wyd. IRS, Olsztyn, 251 s.

- Kekys D., Širvinska A., Gečys V. 2012 – Technologia sztucznego rozrodu i podchowu materiału zarybieniowego miętusa (*Lota lota*) stosowana na Litwie – W: Wylęgarnictwo organizmów wodnych - osiągnięcia, wyzwania i perspektywy (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 187-192.
- Kleszcz M., Witkowski A., Wolnicki J. 2001 – Miętus *Lota lota* (L.) w Ośrodku Zarybieniowym PZW Szczodre. I. Podsumowanie wyników rozrodu z lat 1997-2000 – Komun. Ryb. 6: 16-18.
- Kleszcz M., Witkowski A., Wolnicki J. 2002 – Miętus *Lota lota* (L.) w Ośrodku Zarybieniowym PZW Szczodre. II. Produkcja materiału zarybieniowego w stawach i efektywność zarybień rzek – Komun. Ryb. 1: 27-29.
- Kujawa R., Kucharczyk D., Mamcarz A. 2002 – Miętus – Wyd. IRS, Olsztyn.
- Lirski A., Myszkowski L. 2018 – Powierzchnia stawów rybnych oraz ilość ryb wyprodukowanych w stawach rybnych i innych urządzeniach służących do chowu lub hodowli – Maszynopis IRS, Olsztyn.
- Norma branżowa. BN-83/9147-04. 1983 – Ryby hodowlane. Przewóz materiału zarybieniowego karpia – Wydawnictwa Normalizacyjne, Warszawa.
- Palińska-Żarska K. 2014 – Miętus. Poradnik hodowcy – Maszynopis UWM, Olsztyn.
- Palińska-Żarska K., Żarski D., Krejszeff S., Nowosad J., Biłas M., Trejchel K., Brylewski A., Targońska K., Kucharczyk D. 2014a – The effect of age, size and digestive tract development on burbot, *Lota lota* (L.), larvae weaning effectiveness – Aquacult. Nutr. 30: 281-290.
- Palińska-Żarska K., Żarski D., Krejszeff S., Nowosad J., Biłas M., Trejchel K., Kucharczyk D. 2014b – Dynamics of yolk sac and oil droplet utilization and behavioral aspects of swim bladder inflation in burbot, *Lota lota* L., larvae during the first days of life, under laboratory conditions – Aquacult. Int. 22: 13-27.
- Palińska-Żarska K., Żarski D., Krejszeff S., Kupren K., Łączyńska B., Kucharczyk D. 2015 – Optimal feeding level of burbot larvae fed *Artemia* spp. and reared under controlled conditions – N. Am. J. Aquacult. 77: 295-301.
- Trejchel K., Żarski D., Palińska-Żarska K., Krejszeff S., Dryl B., Dakowski K., Kucharczyk D. 2014 – Determination of the optimal feeding rate and light regime conditions in juvenile burbot, *Lota lota* (L.), under intensive aquaculture – Aquacult. Int. 22: 195-203.
- Wolnicki J., Kamiński R., Myszkowski L. 2002 – Temperature-influenced growth and survival of burbot *Lota lota* (L.) larvae fed live food under controlled conditions – Arch. Pol. Fish. 10: 109-113.
- Wolnicki J., Kleszcz M., Kamiński R., Korwin-Kossakowski M., Myszkowski L. 1999 – Miętus - nowy gatunek w rodzimej akwakulturze (wybrane aspekty, wychowu, narybku w stawach oraz kontrolowanego podchowu wylęgu) – W: Rybactwo jeziorowe (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 99-105.
- Wołos A., Mickiewicz M., Draszkiewicz-Mioduszevska H. 2018 – Gospodarka rybacka prowadzona w publicznych śródlądowych wodach powierzchniowych płynących – Maszynopis IRS, Olsztyn.
- Zakęś Z., Rożyński M., Demska-Zakęś K. 2015 – Produkcja materiału zarybieniowego ryb drapieżnych, siejowatych i reofilnych w latach 2004-2013 – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 183-198.
- Żarski D., Kucharczyk D., Sasinowski W., Targońska K., Mamcarz A. 2010 – The influence of temperature on successful reproductions of burbot, *Lota lota* (L.) under hatchery conditions – Pol. J. Nat. Sci. 25: 93-105.

Potencjalny wpływ anomalii pogodowych na jeziorową gospodarkę rybacką na przykładzie sielawy

Krzysztof Kozłowski

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Wstęp

Prowadzenie tradycyjnej gospodarki rybackiej w dużym stopniu, podobnie jak wszelkiej działalności rolniczej, uzależnione jest od warunków atmosferycznych. Determinują one przede wszystkim ilość dostępnej wody oraz jej temperaturę, co w przypadku zwierząt zmiennocieplnych, jakimi są ryby jest zagadnieniem kluczowym. Wpływ warunków atmosferycznych najbardziej widoczny jest w przypadku gospodarki karpiowej i pstrągowej. W odniesieniu do rybactwa jeziorowego czynniki atmosferyczne uwzględniane są zwykle w skali lokalnej i w odniesieniu do konkretnych zjawisk (przymrozki, silny wiatr, burze itp.) w krótkiej jednostce czasu. Zjawiska te są nieodłącznym elementem naszego życia. W skali lokalnej powodują chwilowe zaprzestanie połowów z uwagi na potencjalne wystąpienie wypadków. Zwykle skutkuje to nieznacznym spadkiem wysokości połowów.

Za anomalie pogodowe możemy uznać wszelkie odchylenia od wartości średniej z wielolecia. W klimatologii pojęcie to stosowane jest do analizy zmienności warunków pogodowych. Anomalie pogodowe nie są dowodem zmian klimatycznych, gdyż są to naturalne zjawiska, charakterystyczne dla poszczególnych stref klimatycznych. W przypadku utrzymywania się ich przez okres ponad 10 lat możemy przyjąć, że następują zmiany klimatyczne. Najczęściej opisywanymi anomaliami są anomalie termiczne. Rozpatruje się je w skali miesięcznej. Można wyróżnić miesiące anomalnie zimne lub ciepłe. Jako kryterium wyróżniające uznaje się odchylenia od średniej z wielolecia (Kossowska-Cedzak i Twardosz 2017a). Anomalie pogodowe na ziemiach polskich znane są od stuleci. Girguś i Strupczewski (1965) na podstawie źródeł historycznych opisali anomalie

termiczne w Polsce w okresie od X do XVI w. W okresie tym stwierdzono 54 epizodów zimnych, z czego 52 przypadało na mroźne zimy, a 2 na chłodne lata. Epizodów ciepłych odnotowano zaledwie 14, z czego 9 przypadało na gorące lato, a 5 na ciepłe zimy. Dla porównania w czasach współczesnych w okresie 1951-2015 odnotowano 28 epizodów ciepłych i 21 epizodów zimnych. Miesiące anomalnie ciepłe przypadały zarówno na gorące lata (8), jak i ciepłe wiosny i okresy jesienne, odpowiednio 6 i 5. Natomiast 3 epizody dotyczyły ciepłych zim. Miesiące anomalnie zimne przypadały głównie na miesiące zimowe (10) oraz wiosenne i jesienne, łącznie 9, natomiast 2 epizody przypadały na chłodne lata (Kossowska-Cedzak i Twardosz 2017b). Poza opisanymi powyżej zjawiskami za anomalie pogodowe możemy uznać również inne zjawiska pogodowe, jak silne wiatry związane z układami niskiego ciśnienia, opady dużego gradu, susze i intensywne opady deszczu.

Gospodarka rybacka na wodach otwartych w Polsce prowadzona jest przez ponad 400 podmiotów na powierzchni przekraczającej 390 tys. ha. Gospodarka ta polega zasadniczo na prowadzeniu zarybień, udostępnianiu wód do połowów wędkarskich oraz prowadzeniu połowów komercyjnych. Wartość odłowów gospodarczych w 2015 roku wynosiła ponad 20 mln zł, w tym sielawy 2,6 mln zł (Wołos i in. 2017). W ostatnich latach obserwowane jest zjawisko spadku połowów komercyjnych. Związane to jest głównie ze spadkiem nakładu połowowego oraz stopniową zmianą modelu gospodarowania, gdzie dochody z odłowów komercyjnych zastępowane są dochodami z udostępniania wód do połowów wędkarskich. Równocześnie nasila się presja środowisk wędkarskich na zaniechanie odłowów rybackich, które uważane są za główną przyczynę spadku pogłowia ryb w wodach polskich. Stosunkowo najmniej konfliktowa jest gospodarka sielawowa. Gatunek ten z uwagi na swoją biologię nie jest obiektem połowów wędkarskich. Z kolei połowy rybackie sielawy odbywają się w strefie pelagialu, która zwykle nie jest intensywnie eksplorowana przez wędkarzy.

Punktem wyjścia do prowadzenia i analizy gospodarki poszczególnymi gatunkami jest odniesienie do ich biologii. Jej znajomość jest podstawą do prawidłowego planowania zabiegów gospodarczych oraz eksploatacji populacji. Sielawa jest jeziorową rybą pelagiczną, ławicową, odżywiającą się zooplanktonem. Jeziora, w których występuje sielawa charakteryzują się dużą głębokością i dobrymi warunkami tlenowymi; zawartość tlenu w wodzie nie powinna spadać poniżej 2 mg/dm³ (Szczerbowski 1993). Sielawa charakteryzuje się krótkim cyklem życiowym (Ciepielewski 1974) i jedynie sporadycznie osiąga wiek 9 lat, dorasta wówczas do długości ponad 30 cm i wagi ok. 500 g (Bauch 1961). Sielawa jest gatunkiem charakteryzującym się dobowymi wędrówkami pionowymi. Od maja do września, w ciągu dnia przebywa głęboko, a jeśli pozwalają na to warunki tlenowe, to nawet w okolicy dna. W tym czasie zbija się w stada, co jest postrzegane jako

klasyczny mechanizm ochronny przed drapieżnikami. Z nastaniem zmierzchu sielawa rozprasza się i przemieszcza ku wyższym warstwom wody, gdzie intensywnie żeruje przez całą noc, zaś o świcie ponownie schodzi na większą głębokość. Strefa, w której występuje sielawa związana jest między innymi z natężeniem światła, temperaturą, natlenieniem wody oraz występowaniem zooplanktonu (Demiński 1971). Tarło sielawy przypada na okres homotermii jesiennej (Łuczyński 1986), która w Polsce występuje zwykle od połowy października do początku grudnia. Długość i nasilenie tarła są zazwyczaj związane z warunkami atmosferycznymi i temperaturą wody. Początek tarła sielawy następuje w poszczególnych zbiornikach w różnych temperaturach wody, np. w 3,4°C w jeziorze Kaleńsko (Walczak 1953) do 7°C w jeziorze Keitele (Järvi 1920) i 7,7°C w jeziorze Mamry (Willer 1924), przy czym zwykle wynosi 6-7°C (Szypuła 1970, Ciepielewski 1974, Bernatowicz 1975). Fenologicznym wskaźnikiem przebiegu tarła sielawy jest utrata przez młode brzozy połowy, a przez stare wszystkich liści. Szczyt tarła przypada zwykle na okres pierwszych opadów śniegu, a jego koniec z pojawieniem się pokrywy lodowej na jeziorze (Bernatowicz 1962). W polskich jeziorach tarliska sielawy znajdują się zwykle na głębokości od 2 do 10 m. Ikra składa ona na piaszczystym bądź żwirowatym dnie, wolnym od osadów dennych. W przypadku jezior o posuniętym procesie eutrofizacji, gdzie takich miejsc brakuje, jako substrat do złożenia ikry służy roślinność, głównie ramienice (*Charales*), moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis*) i mech zdrojek (*Fontinalis antipyretica*). Czas inkubacji ikry na tarliskach, w zależności od temperatury, wynosi od 4 do 5 miesięcy, larwy sielawy kłują się od marca do kwietnia (Grudniewski 1970). Ikra złożona na tarliskach narażona jest na szereg niekorzystnych warunków, takich jak zamulenie, deficyty tlenowe i drapieżnictwo ze strony fauny kręgowej i bezkręgowej, a także infekcje grzybicze. Nałożenie się na siebie niesprzyjających czynników środowiskowych sprawia, że przeżywalność ikry na naturalnych tarliskach jest znikoma (Kempieńska 1968, Mikkola i in. 1979, Wilkońska, Żuromska 1981, Żuromska 1982). Na przykład badania przeprowadzone na jeziorze Maróz Duży wykazały, że śmiertelność ikry na tarliskach była bardzo wysoka i wynosiła do 99,5% (Żuromska 1970). Ze względu na znaczenie gospodarcze i przyrodnicze sielawa już od początku ubiegłego stulecia była przedmiotem zainteresowań badaczy w Polsce, opisywano m.in. jej występowanie, wymagania środowiskowe i wzrost w wybranych zbiornikach (Thinneman 1933, Lityński 1924 a,b,).

Odłowy gospodarcze sielawy prowadzone są głównie w okresie letnim, co związane jest głównie z faktem, że w okresie tym ryby są zgrupowane w ławice i są najłatwiej łowne. Wielkość połowów sielawy w Polsce w latach 1956-1985 wahała się od 190 do 560 t rocznie (Szczerbowski 1993), wykazując stałą tendencję wzrostową. Na początku lat dziewięćdziesiątych gospodarka sielawą uległa gwałtownemu załamaniu. Odłowy

spadły do 196 t w 1995 roku i 147 t w 2004. Liczebność populacji głąbieli w Polsce od wielu lat zależy od zarybień. Do pewnego czasu liczba jezior, w których ryby te występowały, wzrastała w wyniku prowadzonych zabiegów gospodarczych. W latach 1958-1969 osiągnęła liczbę 420, co stanowiło 62% ogólnej powierzchni jezior polskich (Szczerbowski 1993). Później niekorzystne zmiany w środowisku, spadek nakładów na zarybienia, zmiana sposobu gospodarowania oraz intensywne połowy rybactwa, doprowadziły do zmniejszenia liczebności populacji głąbieli, a w wielu zbiornikach wręcz do całkowitego ich wyginięcia (Mamcarz 1992, Wołos 1994, Bnińska 1998, Leopold i in. 1998, Wołos 1998a,b, Wołos i Mickiewicz 1998, Mamcarz i Skrzypczak 2002, Turkowski 2002).

Gospodarka sielawą była przedmiotem opracowań dotyczących zarówno pojedynczych zbiorników, jak i w ujęciu szerszym, ogólnokrajowym. Badania te obejmowały głównie analizę efektywności zarybień przede wszystkim w oparciu o zapisy w księgach jeziorowych lub metodą znakowania (zwroty) (Wołos 1994, Poczyczyński i in. 2011). W opracowaniach tych nie uwzględniano warunków meteorologicznych panujących w analizowanych okresach.

Materiały i metoda

Podstawą do rozważań nad wpływem anomalii pogodowych na gospodarkę sielawą były zestawienia statystyczne opracowane na podstawie formularzy RRW-23 oraz zestawień prowadzonej gospodarki zarybieniowej (Wołos i in. 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019). Z uwagi na niepełne dane z początkowego okresu sprawozdawczości analizą objęto lata 2010-2017. W okresie tym odłowy sielawy wahały się w przedziale od 163,2 ton w roku 2015 do 235,8 ton w roku 2017. W tym odłowy tarlaków

Tabela 1

Odłowy sielawy i zarybienia w Polsce w latach 2010-2017

Rok	Odłowy (tony)		Zarybienia (mln szt.)
	całkowite	tarlaki	
2010	230	-	319
2011	220,1	20,70	251
2012	184,5	22,45	322
2013	173,6	16,47	344
2014	182,5	18,46	278
2015	163,2	18,84	310
2016	205,9	20,48	308
2017	235,8	26,11	346

sielawy wynosiły od 16,5 ton w 2013 r. do 26,1 ton w 2017 roku. Zarybienia sielawy prowadzone były głównie wylęgiem w ilości od 251 mln szt. w 2011 roku do 346 mln szt. w 2017 roku (tab. 1).

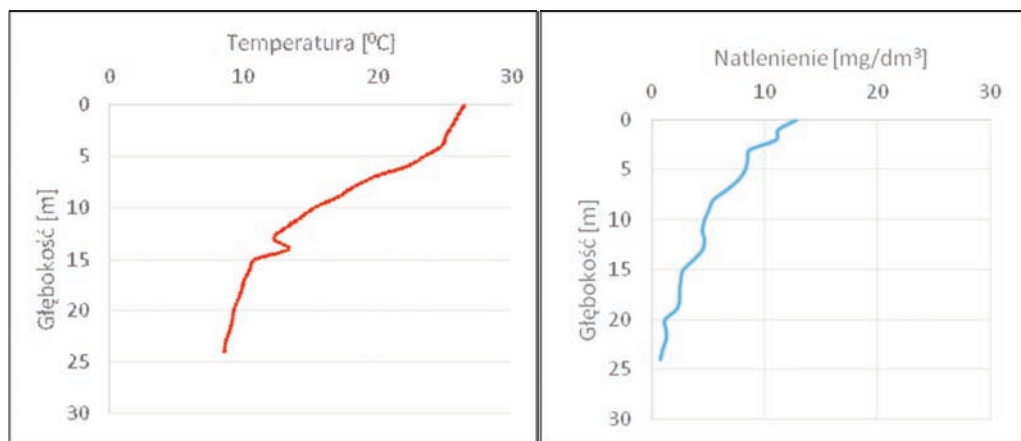
Wyniki i dyskusja

W latach 2010-2015 odnotowano 1 epizod zimny przypadający na grudzień 2010 roku oraz 5 epizodów ciepłych przypadających na lipiec i sierpień 2010 r., marzec 2014 r. oraz sierpień i grudzień 2015 r. Poza anomaliami termicznymi w okresie tym odnotowano również kilka orkanów. W dniach 5-7 grudnia 2013 r. Polskę nawiedził orkan Ksawery. W ciągu kilkunastu godzin ciśnienie spadło o 20 hektopaskali. Siła wiatru dochodziła do 120 km/h ze średnią 75 km/h. Okres kilku lat jest zbyt krótki do wyznaczenia trendów w połowach czy zarybieniach, niemniej można zaobserwować kilka wartości odbiegających od pozostałych wyników. Największe połowy zanotowano w 2010 i 2017 roku. Można przypuszczać, że wzrost połowów w 2010 roku był związany z wystąpieniem anomalii termicznych w okresie letnim. Długo utrzymujące się wysokie temperatury w okresie letnim skutkują spadkiem nasycenia tlenem dolnych warstw wody. Zawęźa się wówczas strefa występowania sielawy, co powoduje, że jest ona łatwiejsza do zlokalizowania, a to przekłada się na wzrost połowów. O ile w przypadku połowów całkowitych, które rozłożone są w dłuższym czasie do 3-4 miesięcy letnich, wpływ warunków atmosferycznych jest czynnikiem o mniejszym znaczeniu, o tyle w odniesieniu do połowów tarlaków wydają się one kluczowe. W analizowanym okresie najniższą ilość złowionych tarlaków stwierdzono w 2013 roku. W tym czasie zanotowano anomalię ciepłą w grudniu, jednocześnie w okresie tym nad Polską występował orkan Ksawery. Czynniki te niewątpliwie miały istotny wpływ na połowy tarlaków sielawy. Wzrost temperatury powietrza w okresie tarła przekłada się na jego zahamowanie. Rybacy wówczas ograniczają połowy, gdyż łowią się głównie niedojrzałe ryby. W przypadku sielawy nie ma możliwości przetrzymania złowionych ryb do czasu owulacji, jak to ma miejsce choćby w przypadku szczupaka. Poza wysokimi temperaturami, które spowodowały zatrzymanie tarła i jego rozciągnięcie w czasie, odłowy zostały przerwane przez silny wiatr związany z układem niskiego ciśnienia. Nałożenie się tych zjawisk na obszarze całego kraju spowodowało spadek odłowów tarlaków do 16,47 tony. Niskie połowy tarlaków skutkowały spadkiem ilości wypuszczonego wylęgu w roku 2014.

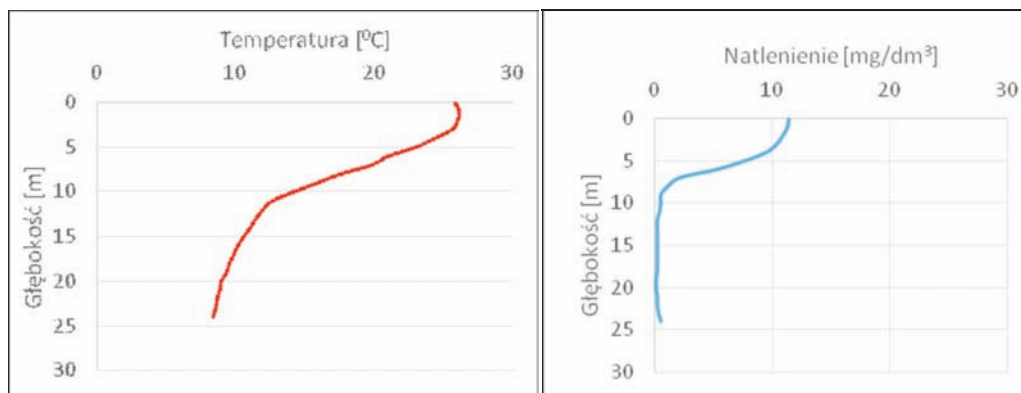
Rok 2018 charakteryzował się niespotykane wysokimi temperaturami w Polsce, anomalie ciepłe zanotowano od kwietnia do września. Wartość średniej temperatury w tym okresie była wyższa od średniej z wielolecia o prawie 3°C (<http://blogmeteomodel.pl>). Wysokie temperatury w kwietniu i maju spowodowały wczesne założenie się stratyfikacji

termicznej w jeziorach. Zatem skróceniu uległ czas miksji wiosennej. W wyniku tego wiele zbiorników nie zostało dostatecznie dotlenionych. Kolejną konsekwencją było spłytenie strefy epilimnionu. Długo utrzymujące się wysokie temperatury w okresie letnim spowodowały znaczny wzrost temperatury wody w tej strefie. Ekstremalne warunki termiczne i tlenowe doprowadziły do śnięć ryb w jeziorach. Na potrzeby tego opracowania przeprowadzono ankiety telefoniczne z użytkownikami rybackim mającymi w swoich zasobach jeziora sielawowe. Łącznie przeprowadzono rozmowy z 35 podmiotami. Przeprowadzone ankiety wykazały występowanie masowych śnięć sielawy w 2 jeziorach (jez. Łaśmiady i Legińskie) oraz mniejszych śnięć w 5 zbiornikach (jez. Świętajno, Blizno, Szelment Mały, Lubie i Sajno). Dodatkowo w jeziorze Bytyń stwierdzono śnięcia siei. Uzyskano również informację od pracowników Państwowej Straży Rybackiej o stwierdzonych niewielkich ilościach śniętych sielaw w jeziorach Tałty, Niskie Duże, Niskie Małe, Gaładuś i Wigry. Śnięcia dotyczyły głównie ryb dorosłych, jedynie w jeziorze Lubie odnotowano śnięcia ryb w wieku 1+. Największe śnięcia miały miejsce w jeziorze Łaśmiady. Łącznie zebrano około 8 ton sielawy i 2 tony stynki, którym towarzyszyły niewielkie ilości jazgarza. W trakcie śnięć użytkownik rybacki przeprowadził pomiary temperatury wody oraz zawartości rozpuszczonego w niej tlenu (rys. 1, 2). W późniejszym okresie badania warunków termiczno-tlenowych w jeziorze przeprowadzone zostały przez pracowników Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Olsztynie (rys. 3).

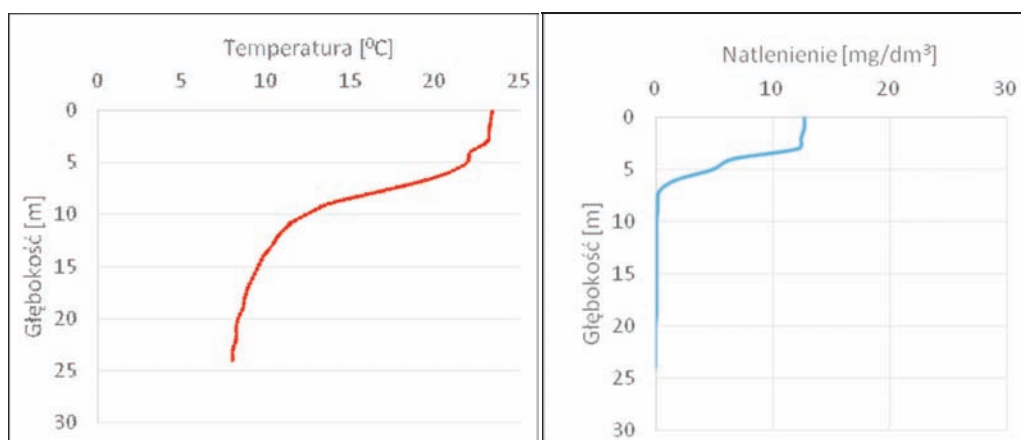
Początek śnięć zaobserwowano 30 lipca, temperatura wody w powierzchniowej warstwie przekraczała wówczas 26°C i utrzymywała się na wysokim poziomie praktycznie do końca sierpnia. Charakterystyczny był rozkład stref termicznych w jeziorze. Epilim-



Rys. 1. Rozkład temperatur i nasycenia wody tlenem w jez. Łaśmiady w dniu 30 lipca 2018 r. (na podstawie danych od rybackiego użytkownika jeziora).



Rys. 2. Rozkład temperatur i nasycenia wody tlenem w jez. Łaśmiady w dniu 2 sierpnia 2018 r. (na podstawie danych od rybackiego użytkownika jeziora).



Rys. 3. Rozkład temperatur i nasycenia wody tlenem w jez. Łaśmiady w dniu 20 sierpnia 2018 r. (na podstawie danych przekazanych przez WIOŚ Olsztyn, Delegatura w Giżycku).

nion miał miąższość sięgającą 5 m, co przy zbiorniku o głębokości 42 m jest wartością niską. Poniżej epilimnionu widoczna była termoklina, gdzie gradient temperatur wynosił ponad 10°C w 5-metrowej strefie. Na wykresach wyraźnie uwidoczniony został proces ubytku tlenu rozpuszczonego w wodzie. W początkowym okresie śnieć stwierdzono 2,2 mg O₂/dm³ na głębokości 19 m, przy temperaturze wody 9,5°C. Trzy dni później, czyli w szczycie śnieć gwałtowny spadek tlenu obserwowany był od 5 m, a wartość rozpuszczonego tlenu na poziomie 2,2 mg O₂/dm³ stwierdzono już na 7 m, gdzie temperatura wody wynosiła 19,8°C. Ponad 2 tygodnie później niekorzystne warunki uległy pogłębieniu, a warunki beztlenowe utrzymywały się od 7 metra. Przedstawiona sytuacja w jezio-

rze była pochodną długo utrzymujących się wysokich temperatur powietrza i postępującej eutrofizacji. Panujące w zbiorniku warunki w szczycie stagnacji letniej musiały doprowadzić do śnięć sielawy.

Podsumowanie

Klimat na Ziemi kształtowany jest przez wiele czynników, poczynając od aktywności słońca, a skończywszy choćby na dużych stadach bydła w Argentynie. Jest to zjawisko podlegające ciągłym zmianom. W historii Ziemi miały miejsca zarówno okresy bardzo chłodne, jak i gorące. Zwykle jednak zmiany w klimacie zachodziły stopniowo. Od niespełna 200 lat zjawiska te stają się coraz dynamiczniejsze. W ostatnich kilku dziesięcioleciach obserwowany jest wzrost średniej temperatury. Abstrahując od przyczyn zachodzących zmian, czy spowodowane one są działalnością ludzką, czy są to naturalne cykle należy stwierdzić, że przedkładać się one na wiele dziedzin życia ludzi. Zmiany klimatu niosą za sobą przede wszystkim wzrost wszelkich anomalii pogodowych, jak z jednej strony huragany, cyklony, nawalne opady, powodzie, z drugiej natomiast strony fale upałów i susze. Jak twierdzą klimatolodzy zjawiska te będą się nasilały w następnych latach. Konsekwencją tego mogą być duże zmiany geopolityczne na świecie. Jedną z dziedzin najbardziej narażonych na wpływ zmieniających się warunków klimatycznych jest rolnictwo, a w nim wszelka działalność rybacka. Niewątpliwie największy wpływ anomalii pogodowych obserwuje się w odniesieniu do akwakultury tradycyjnej prowadzonej w oparciu o wody powierzchniowe. Należy przypuszczać, że nasilające się nietypowe zjawiska pogodowe wywrą duży wpływ również na ekosystemy jeziorowe, a tym samym na gospodarkę rybacką na wodach otwartych. Na chwilę obecną istnieje duże prawdopodobieństwo zwiększania się liczby anomalii ciepłych, co przy postępującej eutrofizacji jezior może doprowadzić do zaniku sielawy w wielu akwenach. Pytanie czy ten reliktowy gatunek zachowa się dla przyszłych pokoleń jest jak najbardziej zasadne.

Literatura

- Bauch G. 1961 – Die Einheimische Süßwasserfische – Neumann Verlag. Radebaul und Berlin.
- Bnińska M. 1998 – Gospodarka koregonidami na tle jakości środowiska – W: Gospodarka koregonidami. Uwarunkowania i efektywność (Red.) A. Wołos, M. Bnińska, Wyd. IRS Olsztyn: 29-43.
- Ciepielewski W. 1974 – Względne liczebności roczników sielawy w jeziorze Maróz – Rocz. Nauk. Roln. 96 H: 31-47.
- Dembiński W. 1971 – Połowy sielawy – Broszura IRS 52, Wyd. IRS, Olsztyn.

- Girguś R., Strupczewski W. 1965 – Wyjątki ze źródeł historycznych o nadzwyczajnych zjawiskach hydrologiczno-meteorologicznych na ziemiach polskich w wiekach od X do XVI – PIHM, WKiŁ, Warszawa.
- Grudniewski C. 1970 – Zagospodarowanie jezior sielawą – Wyd. IRS Olsztyn.
- Järvi T.H. 1920 – Die kleine Maräne (*Coregonus albula* L.) in Keitelesee – Annales Ac. Scient. Fen.
- Kempińska M. 1968 – Zamulanie ikry jako czynnik limitujący naturalny rozród siei (*Coregonus generosus* Peters) w stawach – Zesz. Nauk. SGGW (Zootechnika) 7: 127-145.
- Kossowska-Cezak U., Twardosz R. 2017a – Anomalie termiczne w Europie (1951-2010) – IGiGP UJ, Kraków: 183 s.
- Kossowska-Cezak U., Twardosz R. 2017b – Współczesne anomalie termiczne na historycznych ziemiach polskich – Przegląd Geofizyczny Z. 1-2: 29-43.
- Leopold M. 1998 – Efektywność gospodarki sielawą, a cechy morfometryczne jezior – W: Gospodarka koregonidami. Uwarunkowania i efektywność (Red.) A. Wołos, M. Bnińska, Wyd. IRS Olsztyn: 17-22.
- Lityński A. 1924a – Sielawa w jeziorach województwa białostockiego – Rybak Polski 5: 2-7.
- Lityński A. 1924b – Jeszcze o sielawie – Rybak Polski 5: 185-187.
- Łuczyński M. 1986 – Review on the biology, exploitation, rearing and management of coregonid fishes in Poland – Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol. 22: 115-140.
- Mamcarz A. 1992 – Effect of introduced *Coregonus peled* Gmel. on native *Coregonus lavaretus* L. in Poland – Pol. Arch. Hydrobiol. 39: 847-852.
- Mamcarz A., Skrzypczak A. 2002 – Coregonids in the Great Masurian Lakes – W: Biology and Management of Coregonid Fishes (Red.) T. Toood, G. Fleisher. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol., 57: 157-169.
- Mikkola H., Oksman H., Shemeikka P. 1979 – Experimental study of mortality in vendace and whitefish eggs through predation by bottom fauna and fish – Aqua Fenn. 9: 68-72.
- Poczyżyński P., Kozłowski J., Kozłowski K., Martyniak A. 2011 – Marking and return method for evaluating the effects of stocking larval Vendace (*Coregonus albula*) into Lake Wigry in 2000-2001 – Arch. Pol. Fish. 19: 259-265
- Szczerbowski J.A. 1993 – Rybactwo śródlądowe – Wyd. IRS, Olsztyn.
- Szypuła J. 1970 – Wzrost i rozmieszczenie narybku sielawy w Jeziorze Legińskim i Widryńskim – Rocz. Nauk Roln. 92 (H): 46-60.
- Thinneman A. 1933 – Eine Tiefenform der Kleine Maräne (*Coregonus albula lucinensis*) – Hilf. Fisch. Ver. Berlin.
- Turkowski K. 2002 – Uwarunkowania ekonomicznej efektywności zarybień jezior koregonidami – Wyd. UWM, Rozprawy i Monografie: 68 s.
- Walczak J. 1953 – Przemieszczanie się stada sielawowego w jeziorze Charzykowo – Rocz. Nauk Rol. 1 (B): 326-332.
- Wilkońska H., Żuromska H. 1981 – Effect of environmental factors and egg quality on the mortality of spawn in *Coregonus albula* (L.) and *Coregonus lavaretus* (L.) – Pol. Arch. Hydrobiol. 29: 123-157.
- Willer A. 1924 – Biologische Beobachtungen an der Kleine Maräne (*Coregonus albula* L.) – Fisch. Ztg. Bd. 27: 436-452.
- Wołos A. 1994 – Efektywność zarybień koregonidami – W: Aktualne problemy rybactwa śródlądowego (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS Olsztyn: 79-93.
- Wołos 1998a – General characteristics of coregonid management in 132 Polish lakes – Arch. Ryb. Pol. 6: 265-278.

- Wołos A. 1998b – Gospodarka koregonidami w warunkach sukcesji gatunkowej – W: Gospodarka koregonidami. Uwarunkowania i efektywność (Red.) A. Wołos, M. Bnińska, Wyd. IRS, Olsztyn: 24-27.
- Wołos A., Mickiewicz M. 1998 – Charakterystyka jezior oraz gospodarki sielawą i sieją – W: Gospodarka koregonidami. Uwarunkowania i efektywność (Red.) A. Wołos, M. Bnińska, Wyd. IRS, Olsztyn: 9-15.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H, Mickiewicz M. 2019 – Gospodarka rybacka w śródlądowych wodach płynących w 2017 r. Cz. 1. Uprawnieni do rybactwa, obwody rybackie, połowy gospodarcze, zatrudnienie i połowy amatorskie – Komun. Ryb. 1: 5-12.
- Żuomska H. 1970 – Zagospodarowanie jezior sielawą – Wyd. IRS Olsztyn.
- Żuomska H. 1982 – Conditions of natural reproduction of *Coregonus albula* (L.) and *Coregonus lavaretus* (L.) – Pol. Arch. Hydrobiol. 29: 1-28.

ISBN 978-83-60111-95-6

