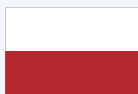


Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w latach 2023 i 2024: elementy gospodarcze, ekonomiczne, ekologiczne i społeczne



Fundusze Europejskie
dla Rybactwa



Rzeczpospolita
Polska

Dofinansowane przez
Unię Europejską



Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich
w latach 2023 i 2024: elementy gospodarcze,
ekonomiczne, ekologiczne i społeczne

Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w latach 2023 i 2024: elementy gospodarcze, ekonomiczne, ekologiczne i społeczne

pod redakcją
Arkadiusza Wołosa



Olsztyn 2025

Recenzenci: dr hab. inż. Przemysław Czerniejewski prof. ZUT
dr inż. Mirosław Cieśla

Redakcja techniczna: Henryk Chmielewski

Projekt okładki: Arkadiusz Wołos, Henryk Chmielewski

Na okładce: Rybacy z Głódowa (pastel Arkadiusza Wołosa),

Skład, łamanie, grafika: Jarmila Grzegorzczuk, Henryk Chmielewski

© Copyright by
Instytut Rybactwa Śródlądowego
Olsztyn 2025

ISBN 978-83-66805-27-9

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, 11-041 Olsztyn, ul. Obrońców Tobruku 7

Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w latach 2023 i 2024: elementy gospodarcze, ekonomiczne, ekologiczne i społeczne

Autorzy:

Rafał BERNAŚ, Tomasz K. CZARKOWSKI, Tomasz CZERWIŃSKI,
Hanna DRASZKIEWICZ-MIODUSZEWSKA, Piotr GOMUŁKA,
Anna HAKUĆ-BŁAŻOWSKA, Piotr HLIWA, Krystyna KALINOWSKA,
Andrzej KAPUSTA, Agnieszka KOŁOSIŃSKA, Krzysztof KOZŁOWSKI,
Michał KOZŁOWSKI, Sławomir KREJSZEFF, Katarzyna KROPIELNICKA-KRUK,
Jarosław KRÓL, Krzysztof KUPREN, Tomasz NERMER, Michał NOWAK,
Ryszard L. NOWAKOWSKI, Joanna NOWOSAD,
Katarzyna PALIŃSKA-ŻARSKA, Grzegorz PECZKA, Rafał PENDER,
Piotr PIECKIEL, Wojciech PŁASKA, Łukasz POTKAŃSKI,
Grzegorz RADTKE, Jacek RECHULICZ, Mateusz SOBCZAK,
Maciej SZKUDLAREK, Olga SZULECKA, Hubert SZYMAŃSKI, Adam TAŃSKI,
Elżbieta TERECH-MAJEWSKA, Piotr TRACZUK, Marek TRELLA,
Adrian WILMAN, Sylwia WISZOWATY, Arkadiusz WOŁOS, Michał ZAWADA,
Daniel ŻARSKI, Joanna ŻEBROWSKA

Spis treści

Wielkość i charakterystyka połowów rybackich z jezior w 2023 roku	9
Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska, Marek Trella, Tomasz Czerwiński, Arkadiusz Wołos	
Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2023 roku	19
Arkadiusz Wołos, Marek Trella, Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska, Tomasz Czerwiński	
Analiza zmian w zarybieniach jezior: porównanie danych z roku 2013 i 2023	33
Marek Trella	
Wielkość i charakterystyka połowów rybackich z jezior w 2024 roku	51
Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska, Marek Trella, Tomasz Czerwiński, Arkadiusz Wołos	
Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2024 roku	61
Arkadiusz Wołos, Marek Trella, Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska, Tomasz Czerwiński	
Strategie zarybieniowe w polskim rybactwie jeziorowym w roku 2024	73
Marek Trella	
Ceny ryb i materiału zarybieniowego w jeziorowych gospodarstwach rybackich w 2024 roku	87
Tomasz Czerwiński	
Efektywności zarybień szczupakiem i sandaczem w świetle zmieniających się warunków środowiskowych, gospodarczych i prawno-administracyjnych – czyli czym i jak zarybiać w kontekście opracowania i aktualizowania operatu rybackiego	97
Maciej Szkudlarek	
Analiza zarybień i amatorskich połowów węgorza europejskiego (<i>Anguilla anguilla</i> L.) w wodach użytkowanych przez Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Szczecinie	115
Adam Tański, Rafał Pender, Łukasz Potkański, Ryszard L. Nowakowski	
Wybrane aspekty zarybień węgorzem europejskim (<i>Anguilla anguilla</i>)	125
Tomasz Nermer, Olga Szulecka	
Co dalej z identyfikowalnością węgorzy europejskich (<i>Anguilla anguilla</i>)?	135
Olga Szulecka, Tomasz Nermer	
Występowanie i pokarm sumika karłowatego (<i>Ameiurus nebulosus</i>) w wybranych jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego	143
Jacek Rechulicz, Wojciech Płaska	

Historia, stan zachowania oraz możliwości ochrony i utrzymania populacji troci jeziorowej (<i>Salmo trutta m. lacustris</i>) w zlewni jeziora Wdzydze, w kontekście zmian środowiskowych i antropopresji	157
Grzegorz Radtke, Rafał Bernaś	
Elektropolowy w dużych nizinnych rzekach: diagnoza problemu i propozycje zmian	173
Michał Nowak, Andrzej Kapusta	
Odżywianie się sumą europejskiego (<i>Silurus glanis</i> L., 1758) w wybranych zbiornikach zaporowych na Opolszczyźnie	183
Krzysztof Kozłowski, Agnieszka Kołosińska, Michał Zawada, Grzegorz Pecza, Mateusz Sobczak, Hubert Szymański, Adrian Wilman, Piotr Pieckiel	
Catch-and-Release, czyli „Złów i Wypuść”, jako strategia zarządzania rybołówstwem rekreacyjnym i zasobami ichtiofauny	195
Tomasz Kajetan Czarkowski, Andrzej Kapusta, Anna Hakuć-Błażowska, Joanna Nowosad, Krzysztof Kupren	
Zintegrowana technologia produkcji okonia	215
Sławomir Krejszeff, Daniel Żarski, Jarosław Król, Katarzyna Palińska-Żarska, Piotr Hliwa, Krzysztof Kupren	
Struktura i obfitość ryb w Jeziorze Etckim	239
Krystyna Kalinowska, Michał Kozłowski, Piotr Traczuk, Katarzyna Kropielnicka-Kruk, Sylwia Wiszowaty	
Sytuacja zdrowotna ryb słodkowodnych w północno-wschodniej Polsce w latach 2018-2022	255
Joanna Żebrowska, Piotr Gomułka, Elżbieta Terech-Majewska	
Współtworzyli nasze konferencje – Maciej Mickiewicz i Jacek Kozłowski ††	271

Wielkość i charakterystyka połowów rybackich z jezior w 2023 roku

*Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska¹, Marek Trella¹, Tomasz Czerwiński¹,
Arkadiusz Wołos²*

¹ Zakład Bioekonomiki Rybactwa,

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

² Emerytowany profesor Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza –
Państwowego Instytutu Badawczego

Wstęp

Zakład Bioekonomiki Rybactwa (ZBR) w 1996 roku zaczął prowadzić badania skierowane do wszystkich rodzajów podmiotów gospodarczych, obejmujące m.in. analizę wskaźników gospodarczych i ekonomicznych charakteryzujących rybactwo jeziorowe po okresie transformacji własnościowej, której szczyt przypadał na lata 1993-1994 (Leopold i Wołos 1996a, Leopold i Wołos 1996b). Wyniki tych pierwszych badań, dotyczących 1995 roku, zostały przedstawione na I Krajowej Konferencji Rybackich Użytkowników Jezior zorganizowanej w ośrodku nad jeziorem Pluszne w 1996 roku. W kolejnych latach stopniowo modyfikowano metody analizy, które obejmowały coraz więcej wskaźników produkcyjnych i ekonomicznych. Badania stanu rybactwa jeziorowego, a ściślej działalności podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, były prowadzone nieprzerwanie, a stan jeziorowej produkcji rybackiej w ostatnim badanym roku (2022) został omówiony w roku ubiegłym przez Wołosa i Draszkiewicz-Mioduszevszką (2023), w trakcie XXVII konferencji, która kolejny raz odbyła się w Krutyniu. Do zasadniczych wątków badawczych podejmowanych w ramach tych badań było 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 połowów rybackich z jezior w 2023 roku, na tle uwarunkowań wynikających z własnościowego i prawnego statusu podmiotów gospodarczych, ich położenia geograficznego i tendencji wybranych parametrów w ostatnich kilku latach.

Podstawy metodyczne

Analiza połowów rybackich z jezior w 2023 roku oparta jest na danych zawartych w kwestionariuszach ankietowych nadesłanych do Zakładu Bioekonomiki Rybactwa IRS-PIB przez 83 podmioty uprawnione do rybackiego użytkowania jezior, których łączna powierzchnia wynosiła 231305 ha. Analizowana powierzchnia stanowi zatem 85,7%, jest więc nieco większa w stosunku do badań ubiegłorocznych, a to oznacza, że przy całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko (270 tys. ha), jest wysoce reprezentatywna dla całości rybactwa jeziorowego w naszym kraju.

Badane podmioty użytkowały także obiekty stawowe o łącznej powierzchni 2807,3 ha, co oznacza że jest ona niemal identyczna, jak w roku poprzedzającym niniejsze badania (Wołos i Draszkiewicz-Mioduszevska 2023). Posiadanie przez liczne gospodarstwa obiektów stawowych oznacza, że wiele z nich nie ma wyłącznie jeziorowego charakteru, ale można je scharakteryzować, jako „stawowo-jeziorowe”. Taki też podział gospodarstw – na „jeziorowe” i „stawowo-jeziorowe” przyjęto, jako podstawę w metodyce rozdziału niniejszej monografii poświęconego sytuacji ekonomiczno-finansowej gospodarstw rybackich w 2023 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 m.in. parki narodowe, nadleśnictwo, urząd gminy, przedsiębiorstwo komunalne, a także niezależne towarzystwo wędkarskie. Szczegółowo metodykę podziału badanych podmiotów na wyróżnione regiony przedstawiono w rozdziałach o zarybiniach w monografiach „konferencyjnych” w poprzednich latach.

Największa liczba badanych podmiotów leży na „Pomorzu” (35), następnie w regionie „Mazury” (29), zaś najmniejsza w „Wielkopolsce” (19). W odmierzonej nieco kolejności układu się wielkość całkowitej powierzchni jezior w poszczególnych regionach, a więc odpowiednio 118,10 tys. ha („Mazury”), 75,67 tys. ha („Pomorze”) i 37,53 tys. ha („Wielkopolska”).

Wyniki i dyskusja

Ogólna charakterystyka gospodarstw

Pod względem powierzchni jezior użytkowanych przez badane podmioty zwraca uwagę przewaga regionu „Mazury”, który z arealem 118,10 tys. ha stanowił 51,1% całkowitej analizowanej powierzchni jeziorowej (tab. 1). Na region „Pomorze” przypada 32,7% powierzchni jezior, a na region „Wielkopolska” 16,2%. Można zasadnie założyć, że taki układ odpowiada rzeczywistym różnicom między arealem jezior w wyróżnionych regionach geograficznych.

TABELA 1

Ogólna charakterystyka gospodarstw

	Liczba go- spodarstw	Powierzchnia jezior		Liczba jezior	Średnia powierzchnia (ha)		Powierzchnia stawów	
		ha	%		gospodar- stwa*	jeziora	ha	%
Regiony								
„Mazury”	29	118101,45	51,1	1058	4072,5	111,63	1251,1	44,6
„Pomorze”	35	75673,52	32,7	1016	2162,1	74,48	794,0	28,3
‘Wielkopolska”	19	37529,98	16,2	540	1975,3	69,50	762,2	27,1
Podmioty								
Spółki	31	128457,62	55,5	936	4143,8	137,24	2120,8	75,6
PZW	19	70499,18	30,5	1386	3710,5	50,87	631,9	22,5
Prywatne	23	14876,85	6,4	225	646,8	66,12	54,6	1,9
Inne	10	17471,30	7,6	67	1747,1	260,77	0,0	0,0
Razem	83	231304,95	100,0	2614	2886,8	88,49	2807,3	100,0

* bez powierzchni stawów

Pod względem liczby użytkowanych jezior wystąpiły nieznaczne różnice; na „Mazurach” ich liczba wynosiła 1058, na „Pomorzu” 1016, a w „Wielkopolsce” 540, zaś całkowita liczba 2614, czyli o 83 więcej niż w analizach gospodarki jeziorowej z 2022 roku (Wotos i Draszkiewicz-Mioduszevska 2023). Podobnie, jak w roku ubiegłym, zdecydowanie największe powierzchnie jezior użytkowały podmioty z regionu „Mazury” (średnio 4072,5 ha), następnie z regionu „Pomorze” (2162,1 ha), a najmniejsze z regionu „Wielkopolska” (1975,3 ha). Średnia powierzchnia 1 jeziora dla całego badanego zbioru gospodarstw wynosiła 88,49 ha, przy czym w regionie „Mazury” była największa (111,63 ha), mniejsza na „Pomorzu” (74,48 ha) i najmniejsza w „Wielkopolsce” (69,50 ha).

Największą powierzchnię stawów użytkowały badane podmioty z regionu „Mazury” – w sumie 1251,1 ha, co stanowiło 44,6% całkowitej analizowanej powierzchni stawo-

wej, następnie z regionu „Pomorze” (794,0 ha; 28,3%) i niemal identyczną w regionie „Wielkopolska” (762,2 ha; 27,1%).

W sumie spółki użytkowały 55,5% analizowanej powierzchni jezior, okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego 30,5%, gospodarstwa „inne” 7,6%, a podmioty prywatne (osoby fizyczne) 6,4%. Zdecydowanie najwięcej jezior użytkował Polski Związek Wędkarski (1386), następnie spółki (936), gospodarstwa prywatne (225), a najmniej „inne” podmioty (67).

Przy średniej powierzchni jednego gospodarstwa wynoszącej 2886,8 ha jezior, zwraca uwagę największa średnia wielkość powierzchni jezior w spółkach (4143,8 ha), a w następnej kolejności Polskiego Związku Wędkarskiego (3710,5 ha), gospodarstw „innych” (1747,1 ha) i zdecydowanie najmniejsza w podmiotach prywatnych (646,8 ha). W wyodrębnionych grupach gospodarstw wystąpiły także znaczne różnice w średniej powierzchni użytkowanego jeziora – zdecydowanie największe były akweny użytkowane przez gospodarstwa „inne” (średnia powierzchnia 260,77 ha), a po przeciwnej stronie były jeziora Polskiego Związku Wędkarskiego (50,87 ha). Pomiędzy nimi znajdowały się jeziora użytkowane przez spółki (137,24 ha) i podmioty prywatne (66,12 ha).

Biorąc pod uwagę użytkowany areał obiektów stawowych, zdecydowanie przodowały gospodarstwa o charakterze spółek (75,6% całkowitej badanej powierzchni stawów), następne były okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego (22,5%), podmioty prywatne (1,9%), zaś gospodarstwa „inne” nie posiadały stawów.

Wielkość i wybrane parametry charakteryzujące połowy rybackie w jeziorach

Podstawowe parametry produkcyjno-gospodarcze uzyskane przez badane podmioty w 2023 roku, w podziale na wyróżnione regiony oraz formy własności, zestawiono w tabeli 2. Całkowita produkcja jeziorowa w badanym zbiorze 83 podmiotów rybackich wyniosła 1129 ton ryb towarowych (o 221 ton mniej niż w roku 2022; Wołos i Draszkiewicz-Mioduszevska 2023), z czego 674 ton przypadało na region „Mazury”, 279 ton na „Pomorze” i 176 ton na „Wielkopolskę”. Średnia dla wszystkich badanych podmiotów wydajność była wyraźnie mniejsza niż w 2022 roku i wyniosła 4,88 kg/ha, co oznacza spadek o 1,01 kg/ha. Pod względem osiągniętej wydajności wystąpiły różnice między regionami; najwyższą wydajność osiągnięto w regionie „Mazury” (5,71 kg/ha), a następnie w „Wielkopolsce” (4,69 kg/ha), zaś wyraźnie najmniejszą na „Pomorzu” (3,68 kg/ha), co m.in. było spowodowane przez znaczne ograniczenie eksploatacji rybackiej w jednym oraz jej zaprzestanie w drugim dużym gospodarstwie. W przypadku rodzajów podmiotów gospodarczych najwyższą wydajność osiągnęły gospodarstwa prywatne (7,13 kg/ha), następnie spółki (6,47 kg/ha), PZW (2,50 kg/ha), zaś zdecydowanie najmniejszą

TABELA 2

Charakterystyka parametrów produkcyjno-gospodarczych

Region lub Podmiot	Odlowy ryb jeziorowych			Liczba zatrudnionych							Pow. jezior w ha		Liczba jezior na rybaka*	% pow. stawów do pow. jezior	kg/ha 2023/2022 [%]
	ogółem tony	kg/ha	kg na pracownika	kg na rybaka jeziorowego*	ogółem	rybaków jeziorowych zatrudnionych				% rybaków jeziorowych do liczby zatrudnionych ogółem*					
						na stałe	samoza-trudnieni	sezonowi	razem*						
Regiony															
„Mazury”	673,97	5,71	1687	6018	399,5	56	32	24	112	28,0	295,6	1054,5	9,5	1,06	95,6
„Pomorze”	278,58	3,68	1429	3714	195,0	27	22	26	75	38,5	388,1	1009,0	13,6	1,05	57,0
„Wielkopolska”	176,08	4,69	1053	4295	167,2	28	4	9	41	24,5	224,5	915,4	13,2	2,03	105,2
Podmioty															
Spółki	830,58	6,47	1892	5808	439,0	83	34	26	143	32,6	292,6	898,3	6,6	1,65	97,2
PZW	176,31	2,50	698	5887	252,7	14	6	11	31	12,3	279,0	2274,2	44,7	0,90	100,8
Prywatne	106,04	7,13	2001	2525	53,0	7	18	17	42	79,3	280,7	354,2	5,4	0,37	90,0
Inne	15,70	0,90	924	1308	17,0	7	0	5	12	70,6	1027,7	1455,9	5,6	0	6,6
RAZEM	1128,63	4,88	1482	4950	761,7	111	58	59	228	29,9	303,7	1014,5	11,5	1,21	82,9

* uwzględniono rybaków jeziorowych zatrudnionych na stałe, samozatrudnionych i sezonowych

podmioty „inne” (0,90 kg/ha). Stosunkowo niska wydajność osiągnięta 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, natomiast o zdecydowanym spadku wydajności „innych” podmiotów zdecydowało czasowe zaprzestanie połowów rybackich w największym pod względem arealów jezior podmiocie regionu nadmorskiego.

W układzie regionalnym zwraca uwagę najwyższy odłów ryb jeziorowych na 1 zatrudnionego w regionie „Mazury” (1687 kg), w drugiej kolejności na „Pomorzu” (1429 kg) i najmniejszy w regionie „Wielkopolska” (1053 kg). W tym ostatnim regionie wystąpił największy odsetek powierzchni stawów do powierzchni jezior (2,03%), zaś w pozostałych dwóch regionach był niemal identyczny (1,05-1,06%).

W regionie „Mazury” zanotowano 6018 kg odłowionych ryb przypadających średnio na 1 rybaka jeziorowego, w „Wielkopolsce” 1429 kg, zaś najmniej na „Pomorzu”, czyli 1053 kg. W stosunku do roku 2022 (*op. cit.*), parametr ten był niższy we wszystkich wyróżnionych regionach, w tym zwłaszcza w regionie „Pomorze”.

W układzie podmiotowym zwraca uwagę najwyższy odłów na jednego rybaka jeziorowego w spółkach (5808 kg) i PZW (5687 kg), wyraźnie mniejszy w gospodarstwach prywatnych (2525 kg) oraz najmniejszy w „innych” podmiotach (1308 kg). W stosunku do roku 2022 zanotowano wyraźny spadek średniego odłowu na 1 rybaka jeziorowego w gospodarstwach „innych”, mniejszy spadek w podmiotach PZW, natomiast w spółkach i podmiotach prywatnych wzrost tego parametru (*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 (2274,2 ha), zaś wyraźnie najmniejszy w gospodarstwach prywatnych (354,2 ha). W gospodarstwach Polskiego Związku Wędkarskiego odnotowano również zdecydowanie najniższy odsetek rybaków jeziorowych w całkowitym zatrudnieniu (12,3%), podczas gdy w gospodarstwach prywatnych odsetek ten był najwyższy, wynosząc 79,3%. W porównaniu z rokiem 2022 udział rybaków jeziorowych (zatrudnionych na różnych zasadach – na stałe i sezonowo oraz poprzez samozatrudnienie) w całkowitym zatrudnieniu całego zbioru 83 podmiotów gospodarczych obniżył się z poziomu 31,2% do 29,9%.

Analizując średnie wydajności jezior osiągnięte w ostatnich 8 latach (2016-2023, tab. 3), widać, że wzrosty zaobserwowano w trzech latach, natomiast spadek w czterech latach, a na ostatni badany rok (2023) przypadał znaczny spadek (o 1,01 kg/ha) – do najniższego poziomu w okresie 28 lat prowadzonych badań. Porównując pierwszy w zamieszczonej tabeli rok (2016) z ostatnim (2023), spadek wydajności jest bardzo wyraźny – z poziomu 7,40 kg/ha do 4,88 kg/ha, czyli o 34% (tab. 3). W roku 2023 w układzie

TABELA 3

Wydajność jezior w latach 2016-2023 (kg/ha)

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	Średnia
Regiony									
„Mazury”	7,21	6,75	6,71	6,57	6,21	5,36	5,97	5,71	6,31
„Pomorze”	9,02	6,64	8,99	8,28	8,67	6,68	6,46	3,68	7,30
„Wielkopolska”	5,01	5,00	5,21	5,52	6,34	5,20	4,46	4,69	5,18
Podmioty									
Spółki	7,81	7,08	7,36	7,80	8,10	6,42	6,66	6,47	7,21
PZW	3,77	3,49	3,60	2,98	3,05	2,29	2,48	2,50	3,02
Prywatne	7,78	7,38	7,30	8,15	6,68	6,52	7,92	7,13	7,36
Inne	19,36	12,60	20,30	16,47	15,48	14,18	13,55	0,90	14,11
Razem	7,40	6,41	7,13	6,96	7,03	5,77	5,89	4,88	6,43

regionalnym wzrost średniej wydajności nastąpił tylko w regionie „Wielkopolska”, natomiast w układzie podmiotowym zanotowano jedynie symboliczny wzrost w podmiotach PZW (o 0,02 kg/ha). Stosunkowo niewielkie spadki dotyczyły pozostałych podmiotów, za wyjątkiem „innych”, gdzie średnia wydajność osiągnęła zaledwie 0,90 kg/ha.

Całkowita masa złowionych w jeziorach ryb towarowych z rozpatrywanej powierzchni ok. 231,3 tys. ha jezior wyniosła w 2023 roku 1128,63 ton (tab. 4). Dane zamieszczone w tabeli 4 zostały ekstrapolowane na całkowitą powierzchnię 270 tys. ha jezior użytkowanych rybacko w Polsce (tab. 5). Oszacowana w ten sposób całkowita masa złowio-

TABELA 4

Odłowy z 231,3 tys. ha jezior w 2023 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	207,03	Leszcz D	172,26
Sieja	2,57	Leszcz S	69,82
Węgorz	36,96	Leszcz M	33,77
Sandacz	70,22	Leszcz razem	275,85
Szczupak	135,55	Krąp	12,43
Lin	75,89	Karp	2,79
Okoń DS	84,11	Amur	0,44
Okoń M	13,08	Tołpyga	13,92
Okoń razem	97,19	Stynka	0,94
Karaś	79,42	Sum	3,03
Płoć S	83,88	Inne	4,85
Płoć M	25,67	Ogółem 1128,63	
Płoć razem	109,55		

TABELA 5

Ekstrapolowane odłowy z 270,0 tys. ha jezior w 2023 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	241,66	Leszcz D	201,07
Sieja	3,00	Leszcz S	81,50
Węgorz	43,14	Leszcz M	39,42
Sandacz	81,97	Leszcz razem	321,99
Szczupak	158,23	Krąp	14,51
Lin	88,59	Karp	3,26
Okoń DS	98,18	Amur	0,51
Okoń M	15,27	Tołpyga	16,25
Okoń razem	113,45	Stynka	1,10
Karaś	92,71	Sum	3,54
Płoć S	97,91	Inne	5,66
Płoć M	29,96	Ogółem 1317,44	
Płoć razem	127,88		

nych ryb jeziorowych wyniosła około 1317 ton, co oznacza znaczący spadek o 273 tony w stosunku do roku 2022 (Wołos i Draszkiewicz-Mioduszevska 2023). Spadek produkcji jeziorowej objął wszystkie cenne gatunki (tzw. wybór), ale także mniej cenne, jak leszcz i płoć, które zwykle łowiono w dużych ilościach. Wzrosły jedynie odłowy czterech gatunków, tj. krąpia, karpia, amura i stynki, ale ich łączna masa wyniosła zaledwie 19,4 tony, co stanowiło (sic!) 1,5% całkowitej masy odłowionych ryb towarowych.

Odnutowane spadki połowów 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 zarybionych, zanotowana wydajność uległa obniżeniu do 2,69 kg/ha (w roku 2022 wyniosła 2,90 kg/ha), natomiast gatunków niezarybionych spadła – z poziomu 2,99 kg/ha do 2,19 kg/ha (*op. cit.*), a to oznacza w przypadku gatunków zarybionych spadek o 7,2%, zaś niezarybionych o 26,7%.

Po raz szósty w naszych badaniach przeanalizowano strukturę wartości odłowionych ryb posługując się cenami ryb towarowych stosowanymi przez badaną (Mickiewicz 2023) 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 sielawy stanowiła 28,66% wartości wszystkich złowionych ryb, wynoszącej ponad 17,9 mln złotych. Kolejne gatunki to węgorz (15,79%), szczupak (13,09%), sandacz (11,99%), lin (6,76%) i okoń DS. (6,05%). Łączny udział wszystkich sortymentów leszcza wynosił 8,76%, okonia 6,70%, a płoci 2,79%. Poza tym

TABELA 6

Wydajność wybranych gatunków i grup gatunków w latach 2022-2023

	2022		2023	
	kg/ha	%	kg/ha	%
I. Gatunki zarybiane				
Litoralowe	1,36	23,04	1,26	25,77
Koregonidy	0,98	16,62	0,90	18,57
Karp i roślinożerne	0,07	1,23	0,07	1,52
Węgorz	0,16	2,70	0,16	3,27
Sandacz	0,33	5,59	0,30	6,22
Razem	2,90	49,18	2,69	55,35
II. Gatunki niezarybiane				
Okoń	0,49	8,37	0,42	8,62
Leszcz M i krąp	0,23	3,86	0,20	4,09
Leszcz S	0,78	13,32	0,30	6,19
Leszcz D	0,91	15,52	0,75	15,26
Płoć S	0,36	6,18	0,36	7,43
Płoć M	0,16	2,79	0,12	2,27
Inne	0,05	0,77	0,04	0,79
Razem	2,99	50,82	2,19	44,65
Ogółem I i II	5,89	100	4,88	100

TABELA 7

Struktura wartości odławianych gatunków w roku 2023

Gatunek (sortyment)	zł*	%
Sielawa	5130295	28,66
Sieja	58230	0,33
Węgorz	2825523	15,79
Sandacz	2146463	11,99
Szczupak	2342237	13,09
Lin	1209744	6,76
Okoń DS	1083299	6,05
Okoń M	116375	0,65
Karaś	548795	3,07
Leszcz D	1155880	6,46
Leszcz S	319783	1,79
Leszcz M	91847	0,51
Krąp	29712	0,17
Płoć S	411018	2,30
Płoć M	88031	0,49
Karp	54614	0,31
Amur	4380	0,02
Tołpyga	208806	1,17
Sum	60286	0,34
Stynka	2547	0,01
Inne	10347	0,06
Razem	17898212	100

* (ceny ryb towarowych wg Mickiewicz M. 2023)

wartość odłowionego karasia wyniosła 3,07%, tołpygi 1,17%, a wartości pozostałych gatunków nie przekraczały 1%.

Podsumowanie

Pod względem ogólnej wielkości produkcji ryb towarowych z jezior rok 2023, w porównaniu do sezonu 2022, był rokiem bardzo wyraźnego spadku, w którym zanotowano zmniejszenie wydajności z poziomu 5,89 kg/ha do 4,88 kg/ha. Spadek ogólnych odłowów, a zatem i wydajności był spowodowany przez zmniejszenie złowionej masy wszystkich cennych (ze względów konsumpcyjnych i cenowych) gatunków, ale też mniej cennych, w tym w największym stopniu leszcza i płoci, czyli gatunków o relatywnie niskich cenach rynkowych. Przy zanotowanym spadku tych odłowów, ale też bardzo nieznaczny w przypadku węgorza, czyli gatunku o zdecydowanie najwyższej cenie jednostkowej, zaobserwowano równoczesny wzrost średniej całorocznej ceny jednego kilograma odłowionych ryb. Na ten temat, a także szerzej o kondycji ekonomicznej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior piszemy w następnym rozdziale niniejszej monografii.

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowego Instytutu Badawczego

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. 2023 – Porównanie cen ryb łowionych w wodach obwodów rybackich w latach 2021-2022 ze szczególnym uwzględnieniem poziomu inflacji – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2022 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska i A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 45-49.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska 2021 – Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2020 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska i A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 9-18.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H. 2022 – Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2021 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2021 roku. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, środowiskowe i klimatyczne (Red.) A. Cejko, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 13-23.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H. 2023 – Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2022 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2022 roku: elementy gospodarcze, ekonomiczne i społeczne (Red.) A. Cejko, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 9-19.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2023 roku

*Arkadiusz Wołos¹, Marek Trella², Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska²,
Tomasz Czerwiński²*

¹Emerytowany profesor Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza –
Państwowego Instytutu Badawczego

²Zakład Bioekonomiki Rybactwa,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

Wstęp

Niemal trzydzieści lat temu przeprowadzone zostały po raz pierwszy badania stanu rybactwa jeziorowego po okresie transformacji i przemian własnościowych, a pierwsza próba badanych podmiotów gospodarczych wynosiła wtedy 51 gospodarstw użytkujących łączną powierzchnię około 206,8 tys. ha jezior (Leopold i Wołos 1996a), przy czym dokonano wtedy oceny sytuacji ekonomiczno-finansowej na próbie 42 podmiotów o łącznym areale 160,8 tys. ha (Leopold i Wołos 1996b). Od tego czasu badania efektów prowadzenia gospodarki jeziorowej, zarówno w aspekcie wielkości odłowów rybackich, jak i sytuacji ekonomiczno-finansowej prowadzone były nieprzerwanie w oparciu o zbierane kwestionariusze ankietowe od reprezentatywnej grupy podmiotów gospodarczych. Systematyczny monitoring sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior jest w skali krajowej branży rybackiej zjawiskiem wyjątkowym, gdyż w przypadku pozostałych podsektorów rybactwa śródlądowego, tj. gospodarki w stawach karpowych oraz chowu i hodowli w obiektach produkcji ryb łososiowatych, badania były prowadzone tylko w pięciu latach (Wołos i in. 2011, 2013, 2015, Lirski i in. 2021, 2022).

Celem niniejszego opracowania jest analiza i ocena sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2023 roku, na podstawie reprezentatywnego zbioru podmiotów oraz uzyskanych podstawowych parametrów produkcyjnych, gospodarczych, ekonomicznych i finansowych.

Podstawy metodyczne

Analizy sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2023 roku przeprowadzono na podstawie zebranych pełnych danych o charakterze ekonomicznym i gospodarczym, zawartych w kwestionariuszach ankietowych otrzymanych od 45 gospodarstw prowadzących gospodarkę rybacką w jeziorach o całkowitej powierzchni 145583 ha oraz użytkujących stawy (karpiove lub pstrągowe, a czasem i karpiove, i pstrągowe) o całkowitym areale 1424,49 ha. W porównaniu z rokiem 2022 (Wołos i in. 2023), jest to próba liczniejsza o 4 podmioty, zaś pod względem użytkowanej powierzchni jezior większa o 7080 ha, a w przypadku stawów o 113,2 ha. Próba ta spełnia wymogi reprezentatywności, gdyż analizowane podmioty uprawnione do rybackiego użytkowania jezior użytkują 53,9% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce, wynoszącej 270 tys. ha. Badane podmioty gospodarują na jeziorach położonych w trzech wyróżnionych regionach jeziorowych Polski („Mazury”, „Pomorze”, „Wielkopolska”) i reprezentują wszystkie najważniejsze formy własności, czyli głównie spółki i gospodarstwa prywatne (osoby fizyczne), a także kilka podmiotów działających w ramach innych form własności, w tym Polskiego Związku Wędkarskiego.

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

Zgodnie z podaną metodyką, badany zbiór 45 podmiotów gospodarczych podzielono na dwa podzbiory: umownie nazwane gospodarstwami „stawowo-jeziorowymi” (n=11), o ogólnej powierzchni 34507 ha jezior, oraz gospodarstwami „jeziorowymi” (n=34), o łącznym areale 111076 ha (tab. 1). Jedynym kryterium zastosowanego podziału była wysokość przychodów osiągniętych w 2023 roku ze sprzedaży produkcji w stawach i innych obiektach akwakultury – zarówno z produkcji pstrąga tęczowego, jak i karpia, oraz innych gatunków produkowanych w tych obiektach. Jeśli suma tych przychodów była wyższa niż przychód ze sprzedaży produkcji jeziorowej, dany podmiot zaliczono do

gospodarstw „stawowo-jeziorowych”, jeżeli przychody z produkcji stawowej i innych obiektów akwakultury były niższe, niż z produkcji jeziorowej, podmiot włączono do grupy gospodarstw „jeziorowych”. Do grupy gospodarstw „jeziorowych” włączono także kilka podmiotów, które nie prowadziły ani chowu ryb, ani eksploatacji rybackiej jezior, a ich działalność skoncentrowana była tylko na udostępniania jezior do wędkowania.

Ze względów dbałości o czystość metodyczną przeprowadzonych badań, z otrzymanej całej próby 46 gospodarstw, które dostarczyły pełnych, niezbędnych danych, tak jak w ubiegłych dwóch latach wykluczaliśmy z dalszej analizy 1 podmiot (Wołos i in. 2022, 2023). We wszystkich (oprócz lat 2022-2023) poprzednich badanych próbach podmiot ten był obecny, chociaż jego przychody z akwakultury oraz innych form działalności zaczęły zdecydowanie dominować w ekonomice całego gospodarstwa, zaś rybactwo jeziorowe stanowiło coraz mniejszy, a obecnie tylko symboliczny element tej ekonomiki. Badania tegoroczne potwierdziły zaobserwowaną tendencję, a zatem ponownie uznano, że włączenie tych danych do analizy wypaczyłoby ostateczne wyniki analizy tak dalece, że trudno byłoby uznać je za reprezentatywne dla badanego podsektora rybactwa śródlądowego. Ostatecznie badana za rok 2023 próba liczyła 45 podmiotów gospodarczych.

Wyniki i dyskusja

Charakterystyka gospodarstw rybackich i parametrów produkcyjno-gospodarczych

Grupa gospodarstw „stawowo-jeziorowych” liczyła 11 podmiotów, a grupa gospodarstw „jeziorowych” 34. Podstawowe wskaźniki ekonomiczne i produkcyjno-gospodarcze, charakteryzujące obie grupy gospodarstw oraz cały badany zbiór 45 podmiotów, zestawiono w tabelach 1 i 2.

Powierzchnie jezior w obu grupach gospodarstw zasadniczo się różnią, czyli w grupie „jeziorowej” łączna powierzchnia (111076 ha) jest około 3-krotnie większa niż w grupie „stawowo-jeziorowej” (34507 ha)(tab. 1). Chociaż całkowita powierzchnia stawów jest w tej pierwszej większa niż w drugiej, ale wynika to ze znacznie większej liczebności podmiotów „jeziorowych”, bowiem średnia powierzchnia stawów w jednym gospodarstwie tej grupy wynosi tylko 23,14 ha, natomiast w grupie „stawowo-jeziorowej” 57,96 ha (tab. 2), co oczywiście wynika z przejętego kryterium podziału całej próby na wymienione dwie grupy.

Analiza parametrów dotyczących *sensu stricto* gospodarki jeziorowej – wydajności i wartości odłowionych ryb (w zł/ha), także wykazała różnice, i były one tak samo widocz-

TABELA 1

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

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
Liczba gospodarstw	11	34	45
Powierzchnia jezior (ha)	34507	111076	145583
Powierzchnia stawów (ha)	637,58	786,91	1424,49
Wydajność odłowów ryb jeziorowych (kg/ha)	6,00	6,19	6,15
Całkowita wartość odłowów ryb jeziorowych (zł)	3724921	11797805	15522726
Wartość odłowów ryb jeziorowych (zł/ha)	107,95	106,21	106,62
Średnia cena kg ryb (zł)	18,00	17,15	17,34

TABELA 2

Wybrane parametry produkcyjno-gospodarcze analizowanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
Średnia powierzchnia jezior w gospodarstwie (ha)	3137	3267	3235
Średnia powierzchnia jednego jeziora w gospodarstwie (ha)	118,17	149,70	140,80
Średnia powierzchnia stawów w gospodarstwie (ha)	57,96	23,14	31,66
Powierzchnia stawów (ha/100 ha jezior)	1,85	0,71	0,98
Powierzchnia jezior (ha na 1 pracownika)	257,51	435,59	374,25
Powierzchnia jezior (ha na 1 rybaka jeziorowego*)	932,61	776,76	808,79
Liczba jezior na 1 rybaka jeziorowego*	7,89	5,19	5,74
Liczba pracowników	134	255	389
– w tym udział rybaków jeziorowych* (%)	27,6	56,1	46,3
Odłów ryb jeziorowych (kg na 1 pracownika)	1544	2698	2301
Odłów ryb jeziorowych (kg na 1 rybaka jeziorowego)*	5592	4812	4972

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

ne, jak w latach 2020-2022 (Wołos i in. 2021, 2022, Wołos i Czerwiński 2023). Wydajność odłowów ryb jeziorowych w grupie „stawowo-jeziorowej” (6,00 kg/ha) była tym razem niższa niż w grupie „jeziorowej” (6,19 kg/ha), i w obu grupach było to mniej niż w roku 2022 (Wołos i Czerwiński 2023). Pochodną osiągniętych wydajności (i cen ryb) jest wartość produkcji jeziorowej w przeliczeniu na jednostkę powierzchni. W całym badanym zbiorze podmiotów wartość ta wyniosła 106,62 zł/ha (4,64 zł/ha więcej niż w r. 2022, *op. cit.*), w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” 107,95 zł/ha (przed rokiem 113,91 zł/ha), natomiast w „jeziorowych” 106,21 zł/ha (w 2022 roku 96,78 zł/ha) (tab. 1).

W porównaniu z rokiem 2022 średnia cena 1 kg ryb towarowych w całym zbiorze analizowanych podmiotów była wyraźnie wyższa, tj. o 2,38 zł, wynosząc 17,34 zł (*op. cit.*), przy czym w grupie „stawowo-jeziorowej” wyniosła 18,00 zł, natomiast w „jeziorowej” 17,15 zł. Wspomniane relacje cen ryb i ich zmiany w obu grupach gospodarstw skutkowały tym, że wartość odłowów ryb jeziorowych w przeliczeniu na 1 hektar powierzchni była w badanym roku bardzo zbliżona (różnica na korzyść „stawowo-jeziorowej” wyniosła tylko 1,6%).

Trzeba w tym miejscu wyjaśnić, że wydajność dla całego badanego zbioru 45 gospodarstw wynosząca 6,15 kg/ha jest znacznie wyższa niż wydajność obliczona dla wszystkich badanych 82 podmiotów (4,96 kg/ha, por. rozdział dotyczący analizy produkcji rybackiej) i wynika to z faktu, że do analizy sytuacji ekonomiczno-finansowej nie wzięto pod uwagę wyników uzyskanych od licznych podmiotów prywatnych i kilku spółek rybackich (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. A wiele z tych podmiotów, w tym zwłaszcza większość okręgów PZW nie prowadzi połowów narzędziami rybackimi.

Analiza wybranych parametrów produkcyjno-gospodarczych w obu grupach gospodarstw pozwala na wyciągnięcie wniosku, iż w 2023 roku zmniejszyła się dość wydajność pracy rybaków jeziorowych (tab. 2). Świadczy o tym wysokość średniego odłowu przypadająca na jednego rybaka jeziorowego, wynosząca w grupie „stawowo-jeziorowej” 5592 kg (w 2022 r. 6191 kg), i 4812 kg w grupie „jeziorowej” (w 2022 r. 5732 kg, *op. cit.*).

W tym miejscu nasuwa się wniosek – większy o 780 kg odłów na 1 rybaka w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych”, niż „jeziorowych”, był osiągnięty przy nieco trudniejszych warunkach gospodarowania w tej pierwszej grupie, czego wyrazem jest mniejsza średnia powierzchnia jednego jeziora (118,17 ha wobec 149,70 ha), a zwłaszcza większa liczba jezior przypadających na rybaka jeziorowego (7,89 wobec 5,19).

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 46,3% (tab. 2), co oznacza większy poziom tego parametru niż w roku 2022 (Wołos i in. 2023). Godny podkreślenia jest również fakt, iż przeciętne gospodarstwo „stawowo-jeziorowe” zatrudniało znacznie więcej pracowników (średnio 12,2), niż gospodarstwo „jeziorowe” (średnio 7,5), co w sposób

oczywisty wynika z różnic w profilu działalności obu wyróżnionych grup gospodarstw, a zwłaszcza zaangażowania pracowników gospodarstw z grupy pierwszej w produkcję ryb w stawach i innych obiektach akwakultury.

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 pstrąga tęczowego i innych gatunków produkowanych w obiektach pstrągowych (51,0% przychodów), a także produkcja karpia i innych gatunków ryb w stawach (32,6%), niż w gospodarstwach „jeziorowych” (odpowiednio 11,4% i 10,0%). W przypadku udziału przychodów z produkcji jeziorowej sytuacja była odwrotna – w podmiotach „stawowo-jeziorowych” wynosił on tylko 17,4%, podczas gdy w drugiej grupie 78,6%.

W grupie gospodarstw „jeziorowych”, powtórzmy, sprzedaż ryb odłowionych w jeziorach stanowiła 78,6% przychodów ze sprzedaży produkcji podstawowej, podczas gdy sumaryczna sprzedaż pstrąga i karpia 21,4%. Niski był udział produkcji jeziorowej w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” (17,4%), co sprawia, że o sytuacji ekonomiczno-finansowej tej grupy gospodarstw w znacznym stopniu decydował chów pstrąga i/lub karpia, 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 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.

TABELA 3

Udział różnych form produkcji rybackiej w przychodach z produkcji podstawowej (%)

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
	%	%	%
Produkcja jeziorowa	17,4	78,6	42,6
Produkcja pstrąga	51,0	11,4	34,7
Produkcja karpia i innych gatunków w stawach	32,6	10,0	22,7
Produkcja podstawowa	100	100	100

TABELA 4

Podstawowe wskaźniki ekonomiczne dotyczące przychodów badanych gospodarstw

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”		Gospodarstwa „jeziorowe”		Razem	
	zł/ha ⁽¹⁾	%	zł/ha ⁽¹⁾	%	zł/ha ⁽¹⁾	%
Przychody całkowite	907,87	100	341,28	100	475,58	100
w tym:						
Produkcja podstawowa	619,90	68,3	135,10	39,6	250,01	52,6
w tym:						
– jeziorowa	107,95	11,9	106,21	31,1	106,62	22,4
– pstrąga	316,28	34,8	15,42	4,5	86,73	18,2
– karpia	195,67	21,6	13,47	3,9	56,65	11,9
Zezwolenia wędkarskie	155,80	17,2	107,74	31,6	119,13	25,0
Inne przychody	132,18	14,6	98,45	28,8	106,44	22,4

⁽¹⁾ Wszystkie przychody przeliczono na 1 ha powierzchni jezior

TABELA 5

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

Wyszczególnienie	Gospodarstwa „stawowo-jeziorowe”	Gospodarstwa „jeziorowe”	Razem
Wskaźnik rentowności (%)	8,48	13,18	11,00
Przychody całkowite (zł na 1 zatrudnionego)	233791	148661	177986
Zysk brutto (zł na 1 zatrudnionego)	18269	17312	17642
Średnie przychody całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	2848004	1114954	1538588
Średnie koszty całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	2625453	985116	1386087
Wskaźnik rozwojowości (%)	11,51 ⁽¹⁾	5,12	8,01
Stosunek nakładów na inwestycje do przychodów całkowitych (%)	9,81 ⁽¹⁾	5,12	7,24

⁽¹⁾ O wielkości wskaźnika rozwojowości w grupie „stawowo-jeziorowej” w znacznym stopniu zadecydowało 1 gospodarstwo z udziałem 73% całkowitych nakładów na inwestycje

Analizując przychody całkowite widać ogromną różnicę w ich wielkości – w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” wyniosły one 907,87 zł/ha, podczas gdy w gospodarstwach „jeziorowych” 341,28 zł/ha. Parametr ten w obu grupach wyraźnie się zwiększył, co dotyczy głównie podmiotów „jeziorowych”, w których wzrost rok do roku wyniósł 66,14 zł/ha. Z tego też powodu średni przychód całkowity dla całego zbioru 45 gospodarstw wyniósł 475,58 zł/ha, czyli był większy o 15,00 zł/ha niż w roku 2022 (Wołos i Czerwiński 2023).

Przychody ze sprzedaży zezwoleń wędkarskich w grupie gospodarstw „stawowo-jeziorowych” (155,80 zł/ha) były wyraźnie wyższe niż w grupie „jeziorowej” (107,74 zł/ha),

ale ich udział w przychodach całkowitych w pierwszej z wymienionych grup wynosił tylko 17,2%, podczas gdy w grupie drugiej 31,6% (tab. 4). W obu grupach omawiany parametr zwiększył się w porównaniu z poprzednim badanym rokiem, w tym zwłaszcza w grupie „stawowo-jeziorowej” (*op. cit.*), przy czym warto też wskazać, że w grupie „jeziorowej” po raz pierwszy przekroczył poziom 30%.

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 (np. RAS). Obie wyróżnione grupy gospodarstw osiągnęły znaczne przychody z „innych” źródeł prowadzonej działalności (np. obrotu rybami, usług turystycznych, gastronomicznych, portowych, itd.), które z reguły charakteryzują się niższą kosztownością niż tradycyjna produkcja ryb.

Wśród „innych” przychodów 82 wszystkich badanych podmiotów gospodarczych, a nie tylko 45 będących przedmiotem szczegółowej analizy w tym rozdziale, wymieniono 26 form działalności lub innych źródeł uzyskiwania przychodów (w kolejności od najczęściej do najrzadziej wymienianych):

- obrót rybą i/lub przetworami rybnymi (13 podmiotów)
- sprzedaż materiału zarybieniowego (13)
- przetwórstwo (11)
- usługi turystyczne (9)
- odsetki od lokat i inne przychody operacyjne i finansowe (5)
- usługi wylęgarnicze (4)
- najem, wynajem (4)
- nawiązki (3)
- usługowe odłowy ryb (2)
- dzierżawa terenu, gruntów (2)
- odszkodowania (2)
- darowizny (2)
- sprzedaż materiałów (2)
- dobrowolne wpłaty (2)
- dotacje (2)
- bonusy (2)
- refaktury (2)
- wpłaty za wykroczenia wędkarskie (1)
- usługi ichtiologiczne (1)

- koszenie trzciny (1)
- usługi żeglarskie (slipowanie jachtów) (1)
- usługi żeglarskie (sanitariaty) (1)
- usługi parkingowe (1)
- łowisko specjalne (1)
- uprawa zboża (1)
- egzaminy (1)

Jak już wspomniano, „inne” przychody (średnio 106,44 zł/ha, grupie „stawowo-jeziorowej” 132,18 zł/ha, „jeziorowej” 98,45 zł/ha) stanowią poważny składnik przychodów całkowitych, ale w odróżnieniu od poprzedniego badanego roku przychody te były w skali całego zbioru podmiotów nieco mniejsze niż przychody z produkcji jeziorowej (średnio 106,62 zł/ha), oraz znacznie mniejsze niż ze sprzedaży zezwoleń na wędkowanie (średnio 119,13 zł/ha). Warto także dodać, że w grupie „jeziorowej” inne przychody stanowiły 28,8% przychodów całkowitych, a w grupie „stawowo-jeziorowej” 17,6%, i w obu grupach zanotowano spadek tego parametru w stosunku do roku 2022 (Wołos i in. 2023).

Sytuacja ekonomiczno-finansowa

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 11,00%, a więc był o prawie 9 punktów procentowych wyższy niż w roku 2022 (Wołos i Czerwiński 2023). Warto zwrócić uwagę, że w grupie „stawowo-jeziorowej” wyniósł on 8,48%, podczas gdy w „jeziorowej” 13,18%. Wzrosty tego parametru wiążą ze znacznym wzrostem przychodów ze sprzedaży ryb jeziorowych, a także przychodów ze sprzedaży zezwoleń na wędkowanie, zaś w przypadku grupy „stawowo-jeziorowej” przychodów z produkcji pstrąga i karpia, przy relatywnie mniejszej stopie wzrostu kosztów prowadzonej działalności.

Pozostałe parametry zamieszczone w tabeli 5 wykazały znaczne różnice. Przychody całkowite na 1 zatrudnionego w grupie „stawowo-jeziorowej” (233791 zł) były o 85 tys. zł wyższe niż w grupie „jeziorowej” (148661 zł), ale tylko w tej drugiej nastąpił wzrost wartości tego parametru. Jednocześnie zmniejszyła się znacznie różnica w wielkości zysku brutto na 1 zatrudnionego, który w pierwszej z tych grup wynosił 18269 zł, a w drugiej 17312 zł; w tym przypadku obie te wartości były wyższe niż roku poprzednim, w tym zwłaszcza w grupie „jeziorowej” (*op. cit.*).

Wyraźna różnica wystąpiła w wartości średnich przychodów całkowitych na 1 gospodarstwo, które w gospodarstwach „stawowo-jeziorowych” osiągnęły poziom 2848004 zł i były 2,6-krotnie wyższe niż w grupie „jeziorowej” (1114954 zł).

Analiza kolejnego z rozpatrywanych parametrów – wskaźnika rozwojowości (tj. stosunku sumy nakładów na inwestycje i wykup majątku do przychodów całkowitych w %) wskazują na jego wzrost w porównaniu z rokiem 2022 z poziomu 4,26% do 8,01%, przy czym w grupie „jeziorowej” wyniósł on 5,12%, a „stawowo-jeziorowej” 11,51%. W przypadku obu badanych grup gospodarstw o wysokości tego wskaźnika zdecydowały nakłady na inwestycje, gdyż po odjęciu kosztów wykupu majątku wielkość tego parametru w grupie „jeziorowej” pozostała na tym samym poziomie 5,12%, natomiast w grupie „stawowo-jeziorowej” obniżyła się do 9,81%.

Kolejnym badanym parametrem, nie ujętym liczbowo w tabeli 5, były zobowiązania ogółem (długo- i krótkoterminowe). Takie zobowiązania zadeklarowało 13 podmiotów, co w skali 45 badanych oznacza niemal 29-procentowy udział. Całkowita suma zobowiązań wyniosła 5,45 mln zł, co oznacza średnią na 1 gospodarstwo w wysokości 426 tys. zł, ale trzeba w tym miejscu zaznaczyć, że na całkowitą sumę zobowiązań aż 39% przypadło na jeden podmiot grupy „jeziorowej”. A to, w kontekście przedstawianych danych, wymaga zwrócenia szczególnej uwagi na posługiwaniu się zarówno średnią, jak i innymi parametrami statystycznymi, bez uwzględnienia liczebności badanej próby i charakterystyki jej rozkładu ilościowego. Bez tego jednego podmiotu średnia kwota zobowiązań w przeliczeniu na 1 gospodarstwo wyniosła 281 tys. zł.

Wsparcie finansowe z funduszy Unii Europejskiej (PO „Rybnactwo i Morze”)

Biorąc pod uwagę wszystkie badane w tym roku podmioty w liczbie 82, w 2023 roku w ramach PO „Rybnactwo i Morze 2014-2020” złożono wnioski na 18 projektów, i w tymże roku zrealizowano 27 projektów na łączną kwotę 23,814 mln złotych. Średnia wartość zrealizowanego projektu wyniosła 882 tys. zł, a zakres mieścił się od 18 tys. zł do 18,6 mln zł. Największym zainteresowaniem cieszyły się inwestycje w zakup specjalistycznego sprzętu do transportu ryb oraz wyposażanie obiektów wylęgarniczych oraz maszyny i urządzenia do produkcji. Ponadto projekty dotyczyły inwestycji w fotowoltaikę, przetwórstwo, adaptacji ryb jesiortowatych i mobilnych jednostek, dywersyfikację działalności, modernizację obiektów i stancji wędkarskiej, zagospodarowanie terenu wokół jeziora, akwakulturę świadczącą usługi środowiskowe, płatności do gruntów rolnych, popula-

ryzację wędkarstwa i spożycia ryb słodkowodnych, doposażenie działu zagospodarowania wód i zarybianie.

Rekompensaty wodnośrodowiskowe otrzymały 3 podmioty, których łączna wartość wyniosła 141728 zł, co daje średnią ok. 47,2 tys. zł na 1 gospodarstwo.

Dodatkowym wsparciem dla omawianego podsektora rybactwa śródlądowego była w 2023 roku tzw. **pomoc wojenna**, rekompensująca straty w działalności z powodu agresji Rosji na Ukrainę. Z tytułu rybactwa prowadzonego w jeziorowych obwodach rybackich taką pomoc, w łącznej kwocie 1,757 mln złotych, otrzymały 32 podmioty rybackie, co oznacza średnią wartość pomocy wojennej 39,9 tys. zł na 1 podmiot. Z tytułu prowadzenia działalności w obiektach akwakultury łączna pomoc wojenna dla 23 podmiotów gospodarczych wyniosła 10,782 mln zł. Z tej sumy dwa duże podmioty akwakultury otrzymały ok. 8,8 mln zł, a zatem na pozostałe 21 podmiotów pozostała łączna kwota 1,986 mln zł, co oznacza średnią wartość 94,6 tys. zł na 1 gospodarstwo.

Plany rozwojowe

Spośród 82 badanych podmiotów gospodarczych, odpowiedzi na pytania o plany rozwojowe w okresie najbliższych 5 lat, udzieliły 53 gospodarstwa. Uzyskane odpowiedzi przedstawia poniższe zestawienie:

- kontynuacja dotychczasowej działalności – 49 podmiotów
- rozszerzenie działalności o nowe usługi i produkty – 7 podmiotów
- ograniczenie działalności rybackiej – 2 podmioty
- zakończenie działalności/sprzedaż firmy – 1 podmiot

Komentując uzyskane wyniki można stwierdzić, że w okresie najbliższych kilku lat badana populacja podmiotów w zasadniczej większości planuje dalsze prowadzenie dotychczasowej działalności, a część z nich – przy jej kontynuacji – zamierza rozszerzyć działalność o nowe rozwiązania. Tym niemniej trzeba zauważyć, że trzy podmioty planują ograniczenie działalności rybackiej lub jej zakończenie, a nieznane są nam plany pozostałej, wcale nielicznej, grupy 29 podmiotów gospodarczych, które nie udzieliły odpowiedzi na nasze pytania w tym zakresie.

Podsumowanie

Wyniki przeprowadzonych analiz można krótko podsumować w następujących punktach:

- Podstawowy wskaźnik charakteryzujący sytuację ekonomiczno-finansową badanych podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, czyli wskaźnik

rentowności, wyniósł w 2023 roku 11,00%, przy czym w grupie „stawowo-jezirowej” osiągnął poziom 8,48%, natomiast w grupie „jezirowej” 13,18%, co wskazuje na korzystniejszą kondycję ekonomiczną badanego podsektora rybactwa śródlądowego niż w 2022 roku, spowodowaną głównie przez znaczny wzrost przychodów z kilku form działalności gospodarczej, przy mniejszej stopie wzrostu kosztów działalności. Na taki stan rzeczy mogły wpłynąć częściowo efektywnie wykorzystane środki finansowe wspierające rybactwo w ramach Programu Operacyjnego „Rybactwo i Morze”, a także pewne przełamanie stagnacji społecznej i ekonomicznej po latach pandemii i wysokiej inflacji.

- Gospodarstwa określone jako „stawowo-jezirowe”, czyli takie, w których przychód generowany przez gospodarkę stawową przekracza przychód pochodzący z produkcji jezirowej – biorąc pod uwagę *sensu stricto* gospodarkę jezirową – charakteryzowały się nieco większą efektywnością gospodarowania, jak typowe gospodarstwa „jezirowe”. Osiągały co prawda niższą wydajność, ale przy tym większy średni odłów na 1 rybaka jezirowego, nieco większą wartość odłowów ryb w przeliczeniu na jednostkę powierzchni jezior, a także średnią cenę 1 kg ryb towarowych. Gdyby wziąć jednak pod uwagę całość podanych wyżej parametrów, można skonstatować, że różnica ogólnej sytuacji ekonomiczno-finansowej między grupą gospodarstw „stawowo-jezirowych” i „jezirowych” uległa w 2023 roku zmniejszeniu.

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowego Instytutu Badawczego

Literatura

- Leopold M., Wołos A. 1996a – Analiza stanu jezirowej 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 jezirowych gospodarstw Rybackich W 1995 roku – W: Analiza stanu jezirowej produkcji rybackiej w 1995 roku – W: Rybactwo Jeziorowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 43-50.
- Lirski A., Wołos A., Czerwiński T. 2021 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2020 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska, A. Wołos, Wyd. IRS: 55-76.
- Lirski A., Wołos A., Czerwiński T. 2022 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2021 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2021 roku. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, środowiskowe i klimatyczne (Red.) A. Cejko, A. Wołos, Wyd. IRS: 39-60.

- Wołos A., Lirski A., Czerwiński T. 2011 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa rybactwa śródlądowego w 2010 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2010 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 55-63.
- Wołos A., 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., Czerwiński T., Mickiewicz M. 2021 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2020 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska, A. Wołos. Wyd. IRS: 19-32.
- Wołos A., Czerwiński T., Mickiewicz M. 2022 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2021 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, środowiskowe i klimatyczne (Red.) A. Cejko, A. Wołos. Wyd. IRS: 25-26.
- Wołos A., Czerwiński T., 2023 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2022 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku: elementy gospodarcze, ekonomiczne i społeczne (Red.) A. Cejko, A. Wołos. Wyd. IRS: 21-31.

Analiza zmian w zarybieniach jezior: porównanie danych z roku 2013 i 2023

Marek Trelła

Zakład Bioekonomiki Rybactwa,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

Wstęp

W połowie lat 90. XX wieku, w związku ze zmianami własnościowymi w rybactwie jeziorowym, Zakład Bioekonomiki Rybactwa Instytutu Rybactwa Śródlądowego rozpoczął systematyczne badania ankietowe gospodarki jeziorowej, ze szczególnym uwzględnieniem zarybień. Transformacja systemowa w Polsce, przejście od gospodarki centralnie planowanej do rynkowej oraz prywatyzacja gospodarstw rybackich wpłynęły na znaczące zmiany w praktykach zarządzania zasobami ichtiofauny.

Wcześniej, w okresie gospodarki nakazowo-rozdzielczej, zarybienia jezior koncentrowały się głównie na węgorzu, siei i sielawie, z marginalnym udziałem innych gatunków, takich jak szczupak (Mickiewicz 2012). Jednak w latach 90. XX wieku, w wyniku spadku podaży i gwałtownego wzrostu cen węgorza szklatego, a także rosnącej popularności wędkarstwa rekreacyjnego, gospodarstwa jeziorowe zaczęły intensyfikować zarybienia gatunkami takimi jak szczupak, sandacz, lin, karp, karaś i sum.

W kolejnych latach prowadzono badania nad efektywnością ekonomiczną zarybień w warunkach wolnego rynku (Mickiewicz 2013), które wykazały, że zabieg ten stał się kluczowym elementem gospodarki rybackiej. Obecnie zarybienia są uważane za najważniejszy zabieg rybacki w jeziorach, realizowany nie tylko w celu zwiększenia odłowów gospodarczych, lecz także zaspokojenia oczekiwań wędkarzy oraz ochrony zagrożonych gatunków ryb (Mickiewicz 2018). Potwierdzeniem skuteczności tych działań są stabilne odłowy gatunków zarybianych (Wołos 2015), co wskazuje na ich eko-

onomiczną opłacalność oraz potencjalnie pozytywny wpływ na ekosystemy wodne (Trella 2022).

Niniejsze opracowanie przedstawia kompleksową analizę porównawczą struktury i efektywności zarybień jezior, koncentrując się na zmianach zachodzących w ciągu ostatniej dekady - pomiędzy rokiem 2013 a 2023. Badanie obejmuje ewolucję stosowanych praktyk zarybieniowych oraz ich skuteczność w kontekście zmieniających się warunków środowiskowych i gospodarczych.

Materiały i metody

Podstawę opracowania stanowiły dane z lat 2013 i 2023 dotyczące:

- ilości materiału zarybieniowego poszczególnych gatunków (wyrażonej w tys. sztuk i kg),
- wartości zarybień (w zł),
- powierzchni zarybianej (w ha).

Dane pozyskano z ankiet przeprowadzonych wśród podmiotów gospodarujących w jeziorach: w 2013 roku objęto badaniem 112 podmiotów zarządzających akwenami o łącznej powierzchni 241 tys. ha, zaś w 2023 roku - 82 podmioty gospodarujące na obszarze 231 tys. ha. Pomimo zmniejszenia się próby badawczej o 30 podmiotów i około 10 tys. ha w stosunku do roku 2013, analizowany zbiór zachował reprezentatywność, obejmując ponad 85% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce (270 tys. ha).

Wyniki analiz przedstawiono z podziałem na trzy regiony jeziorowe: Mazury, Pomorze i Wielkopolskę. Kryteria klasyfikacji uwzględniały nie tylko położenie geograficzne, ale także podobieństwo metod gospodarowania i stanu środowiska. W efekcie:

- region Wielkopolska obejmował także Kujawy, Pojezierze Lubuskie oraz jeziora Lubelszczyzny i Polski południowej,
- region Mazury - obszary na wschód od Wisły i północ od Narwi,
- region Pomorze - tereny na zachód od Wisły i północ od linii Bydgoszcz-Ujście nad Notecią-Kalisz Pomorski-Pyrzyce-Szczecin.

Dla ułatwienia porównań międzyokresowych, w tabelarycznym przedstawieniu wyników zestawiono parametry z obu badanych lat, wyróżniając dane z 2023 roku pogrubioną czcionką.

Wyniki i dyskusja

82 podmioty uprawnionych do rybactwa zarybiło w 2023 roku następującymi gatunkami (w kolejności od najwyższej do najniższej liczby podmiotów, łącznie 19 gatunków, z czego w roku 2023 żaden podmiot nie zarybiał amurem):

1. szczupak – 72 podmioty (90% gospodarstw),
2. węgorz – 54 podmioty (66% gospodarstw),
3. lin – 52 podmioty (67% gospodarstw),
4. sandacz – 46 podmiotów (57% gospodarstw),
5. sielawa – 36 podmiotów (42% gospodarstw),
6. karaś – 27 podmiotów (30% gospodarstw),
7. karp – 24 podmiotów (38% gospodarstw),
8. sieja – 23 podmioty (28% gospodarstw),
9. sum – 8 podmiotów (30% gospodarstw),
10. okoń – 6 podmiotów (13% gospodarstw),
11. płóc – 4 podmioty (9% gospodarstw),
12. boleń – 3 podmioty (3% gospodarstw),
13. troć jeziorowa – 3 podmioty (3% gospodarstw),
14. jaź – 2 podmioty (gospodarstw),
15. miętus – 2 podmioty (2% gospodarstw),
16. pstrąg potokowy – 2 podmioty (2% gospodarstw),
17. leszcz – 1 podmiot (2% gospodarstw),
18. pstrąg tęczowy – 1 podmiot (2% gospodarstw),
19. amur – 0 podmiotów

Większością gatunków zarybiano jeziora, ale przy tym wchodzące w skład obwodów jeziorowych odcinki rzek czy kanałów (np. pstrąg potokowy, troć jeziorowa, sum, miętus, boleń, jaź), co świadczy o dbałości ankietowanych o wszystkie wody, jakie znajdują się w ich rybackim zarządzaniu. Porównując zarybienia z 2023 i 2013 roku obserwuje się wyraźną specjalizację zarybień - 5 najpopularniejszych gatunków stosuje ponad 80% gospodarstw. W przypadku 12 gatunków odnotowano procentowy spadek liczby podmiotów stosujących zarybienia w porównaniu z 2013 rokiem.

Dane na temat ilości materiału zarybieniowego (tys. szt. i kg) przedstawiono w tabelach 1-4. Podany został też udział (%) zarybiających podmiotów. Wskaźnik ten ukazuje rangę gatunku w jeziorach w regionach, jak również jakość ekosystemów tych jezior.

Zarybienia węgorzem

Analiza danych dotyczących zarybień węgorza narybku podchowanego w latach 2013 i 2023 wykazuje istotne różnice między regionami oraz zmiany w czasie. W badanych regionach - Mazurach, Wielkopolsce i Pomorzu - zaobserwowano zarówno zmiany w strukturze zarybień, jak i w podejściu gospodarstw rybackich. Pod względem powierzchni zarybianej w 2023 roku dominowały Mazury (75885 ha), następnie Wielkopolska (37530 ha) i Pomorze (36707 ha) (tab. 1).

W przypadku narybku podchowanego węgorza najwyższy odsetek zarybiających gospodarstw w 2023 roku odnotowano w Wielkopolsce (84,2%), podczas gdy na Mazurach i Pomorzu wyniósł on odpowiednio 62,1% i 61,8%. W porównaniu z 2013 rokiem udział ten wzrósł w Wielkopolsce, a nieznacznie spadł w pozostałych regionach. Pod względem ilości zarybianego materiału w 2023 roku liderem pod względem masy (kg) było Pomorze (6006 kg), a pod względem liczby sztuk również Pomorze (327242 szt.). Wskaźnik liczby sztuk na kg wykazał znaczne różnice regionalne - od 54 szt./kg w Wielkopolsce do 143 szt./kg na Mazurach.

TABELA 1

Zarybienia węgorzem w 2023 roku (pogrubiona czcionka); dane z 2013 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
Powierzchnia (ha)	75885	37530	36707	146120
	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
Liczba gospodarstw	18	16	21	55
	42	32	38	112
Węgorz narybek podchowany				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	62,1	84,2	61,8	67,1
	59,5	78,1	63,2	66,1
Kilogramy	2052	3246	6006	11304
	3688	2746	3949	10383
Sztuki	293473	174118	327242	794833
	269657	270411	563746	1103814
Szt./kg	143	54	55	70
	73	98	143	106
Zakres (szt./kg)	10-400	10-250	20-500	10-500
	7-350	10-340	10-460	7-460
Średnia cena (zł/kg)	274,03	140,57	130,92	159,67
	231,46	246,21	184,13	221,09
Zakres (zł/kg)	35-350	62-350	30-590	30-590
	65-450	50-410	70-460	50-460

b.d. – brak danych.

Analiza cen wykazała, że w 2023 roku najdroższe zarybienia węgorzem były na Mazurach (średnio 274,03 zł/kg), podczas gdy cenowo najniższe zarybienia obowiązywały na Pomorzu (130,92 zł/kg). W porównaniu z 2013 rokiem nakład na zarybienia wzrósł na Mazurach, ale spadł w pozostałych regionach. Zakres zarybień w 2023 roku wynosił od 30 do 590 zł/kg, co wskazuje na różne asortymenty stosowane w poszczególnych gospodarstwach.

Obserwowane zmiany sugerują ewolucję strategii zarybieniowych – wzrost średnich nakładów na zarybienia w regionie Mazury oraz zmianę w preferencjach dotyczących wielkości zarybianych sortymentów węgorza. Regionalne zróżnicowanie w podejściu do zarybień może wynikać z lokalnych uwarunkowań środowiskowych, ekonomicznych oraz specyfiki gospodarki rybackiej w każdym z regionów.

Zarybienia sielawą i sieją

Łączna powierzchnia zarybionych jezior korygonidami w 2023 roku wyniosła 46885 ha, co jest wartością znacznie niższą niż w 2013 roku, zmniejszenie powierzchni wyniosło 8 513 hektarów, co oznacza spadek o 15,4% (tab. 2). W przypadku sielawy

TABELA 2

Zarybienia koregonidami w 2023 roku (pogrubiona czcionka); dane z 2013 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
Powierzchnia (ha)	28280	3115	15490	46885
	29773	4074	21551	55398
Liczba gospodarstw	18	8	15	38
	42	32	38	112
SIELAWA				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	41,4	42,1	44,1	42,7
	45,2	28,1	50,0	42,0
Wylęg (tys. szt.)	365070	19300	105565	489935
	236882	16995	90180	344057
Narybek letni (tys. szt.)	1200	80	-	1280
	2937	-	152	3089
SIEJA				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	31,0	15,8	32,4	28,0
	33,3	3,1	42,1	27,7
Wylęg (tys. szt.)	18916	-	9034	27950,0
	4415	20	7833	12268
Narybek letni (tys. szt.)	655	84	100	838,9
	1544	-	606	2150
Narybek jesienny (kg)	389	-	56	446
	931	4	194	1129
Starsze formy (kg)	-	-	-	-
	112	-	-	112

udział gospodarstw zarybiających tym gatunkiem utrzymał się na podobnym poziomie (42,7% w 2023 r. wobec 42% w 2013 r.), odnotowano jednak wzrost liczby wylęgu do 489935 tys. szt. (z 344057 tys. szt. w 2013 r.), przy jednoczesnym spadku liczby narybku letniego do 1280 tys. szt. (z 3089 tys. szt.). W przypadku siei udział gospodarstw zarybiających nieznacznie wzrósł (28% w 2023 r. wobec 27,7% w 2013 r.), przy znacznym zwiększeniu wylęgu do 27950 tys. szt. (z 12268 tys. szt.) oraz spadku ilości narybku letniego do 838,9 tys. szt. (z 2150 tys. szt.) i narybku jesiennego do 446 kg (z 1129 kg). Mazury pozostały regionem o największej skali zarybień, podczas gdy Wielkopolska odnotowała brak wylęgu siei w 2023 roku. Dane wskazują na zmianę strategii zarybieniowej – wzrost wykorzystania wylęgu przy zmniejszeniu intensywności stosowania starszych form narybku.

Zarybienia szczupakiem, sandaczem i sumem

Szczegółowe porównanie działań zarybieniowych prowadzonych w latach 2013 i 2023, ukazując wyraźne tendencje zmian w gospodarce rybackiej dotyczącej gatunków drapieżnych (tab.3). Analiza danych ujawnia znaczące przekształcenia zarówno w skali, jak i strukturze zarybień. Łączna powierzchnia objęta zarybieniami zmniejszyła się z imponujących 200048 hektarów w 2013 roku do 178057 hektarów w roku 2023, co oznacza redukcję o blisko 11%.

W przypadku szczupaka, który pozostaje kluczowym zarybianym drapieżnikiem, struktura zaangażowania gospodarstw pozostaje względnie stabilna, jednak szczegółowa analiza ujawnia pewne tendencje. Mimo niewielkiego spadku udziału gospodarstw zarybiających (z 89,5% do 87,8%), odnotowano wyraźną zmianę strategii – zwiększenie zarybień narybkiem letnim (wzrost z 2153 do 2648 tys. szt.) przy jednoczesnym zmniejszeniu wykorzystania starszych form (spadek z 4526 do 2054 kg). Może to świadczyć o poszukiwaniu oszczędności przez gospodarstwa, jako że wylęg i narybek letni są mniej kosztownymi formami zarybienioowymi.

Sytuacja sandacza przedstawia się bardziej ciekawie. Obserwowano wyraźny spadek w zakresie zarybień za pomocą wylęgu (spadek z 4000 tys. szt. do zaledwie 240 tys. szt.) sugeruje strategiczną reorientację gospodarstw względem zarybień tym sortymentem. Co interesujące, pomimo tego załamania w wylęgu, odnotowano niewielki wzrost w zakresie narybku letniego (z 7558 do 7744 tys. szt.), co może wskazywać na koncentrację pozostałych aktywnych gospodarstw na tej formie zarybienia.

Najgłębsze zmiany zaszły w przypadku suma, gdzie niemal wszystkie wskaźniki wykazały dramatyczne spadki. Udział gospodarstw zarybiających tym gatunkiem zmniejszył się z 29,5% do zaledwie 9,8%, co oznacza, że jedynie nieliczne

TABELA 3

Zarybienia gatunkami drapieżnymi w 2023 roku (pogrubiona czcionka); dane z 2013 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
Powierzchnia (ha)	110068	17249	50740	178057
	116733	27982	55333	200048
Liczba gospodarstw	28	28	16	72
	42	32	38	112
SZCZUPAK				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	96,6	87,5	84,4	87,8
	95,2	87,5	89,5	89,5
Wylęg (tys. szt.)	74514	10130	36076	120720
	88496	2616	39391	130503
Narybek letni (tys. szt.)	689	145	1814	2648
	1000	706	447	2153
Narybek jesienny (kg)	13881	10132	12042	36055
	11271	14970	10760	36901
Starsze formy (kg)	50	1989	1330	2054
	1475	2128	923	4526
SANDACZ				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	51,7	78,9	47,1	56,1
	50,0	90,6	36,8	57,1
Wylęg (tys. szt.)	-	240	-	240
	-	-	4000	4000
Narybek letni (tys. szt.)	2944	1849	2951	7744
	4399	1629	1530	7558
Narybek jesienny (kg)	1170	1098	2175	4443
	1655	3056	1497	6208
Starsze formy (kg)	20	-	-	20
	13	1387	-	1400
SUM				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	10,3	8,8	10,5	9,8
	26,2	53,1	13,2	29,5
Narybek letni (tys. szt.)	74	-	-	74
	15,0	122,0	18,0	155,0
Narybek jesienny (kg)	42	-	423	465
	1439	317	38	1793
Narybek 1+ (kg)	-	-	-	-
	-	-	-	-
Krocze (kg)	20	197	160	377
	630	3614	217	4461
Starsze formy (kg)	-	-	-	-
	-	260	-	260

gospodarstwa kontynuują jego zarybianie. Masowe porzucenie praktyk zarybieniowych suma może wynikać z czynników ekonomicznych (wysokie koszty) lub ekologicznych (trudności w adaptacji tego gatunku do zmieniających się warunków środowiskowych), ale najbardziej prawdopodobne jest porzucenie zarybień suma, z tego względu, że większość wędkarzy skarżyła się, że jego obecność w jeziorach powoduje, że inne gatunki stają się jego ofiarami. Z tego powodu przez ostatnie lata nowe operaty rybackie nie zawierały już planów zarybieniowych, gdzie uwzględniano suma.

Te przemiany w polityce zarybieniowej mogą odzwierciedlać szersze trendy w gospodarce rybackiej, koncentrację na gatunkach o niższych kosztach utrzymania, dostosowanie do zmian klimatycznych oraz reagowanie na zmieniające się preferencje wędkarskie. Spójna redukcja wszystkich badanych parametrów (powierzchnia, liczba gospodarstw, intensywność zarybień) sugeruje systemiczną transformację sektora na rzecz zaspokojenia potrzeb wędkarzy. Polityka ta prawdopodobnie będzie kontynuowana w nadchodzących latach, co może mieć wpływ na strukturę ichtiofauny polskich wód.

Zarybiania linem, karasiem i karpem

Gospodarka rybami karpiowatymi stanowi wyrazisty przykład dużych zmian w polskim rybactwie śródlądowym, która w przypadku gatunków karpiowatych jest wynikiem zmiany prawa w Polsce dotyczącego zarybień rybami karpiowatymi. Obecne przepisy, dopuszczające wyłącznie zarybianie karpia w formie krocza i do tego limity zarybień na 1 ha, wymusiły radykalną rekonfigurację całego systemu produkcyjnego. Dane z lat 2013-2023 ukazują spektakularny pięciokrotny wzrost masy krocza karpia (z 21184 kg do 115257 kg) (tab. 4). Odstania to fundamentalną zmianę modelu biznesowego – przejście od intensywnego zarybiania małych areałów do ekstensywnego zarybiania większych obszarów.

Wymóg prawny stosowania wyłącznie krocza karpia, jego limitowanie oraz przepisy ochrony przyrody, gdzie wskazuje się wyraźnie zakaz zarybiania gatunkami karpiowatymi lub ograniczanie takich zarybień niejako stworzył efekt domina w całym systemie zarybień karpiowatych. Lin, choć nieobjęty tak restrykcyjnymi regulacjami, wykazuje podobną tendencję – 45% wzrost masy krocza przy jednoczesnym 67% spadku wykorzystania narybku jesienno. Ta konwergencja strategii sugeruje, że gospodarstwa adoptują model „kroczek-centryczny” jako nowy standard postępowania, prawdopodobnie ze względu na synergię kosztową i logistyczną.

Tymczasem karaś doświadczył praktycznej eliminacji z systemu zarybień – jego całkowita masa zarybieniowa spadła o 71%, co wskazuje na jego marginalizację jako

TABELA 4

Zarybienia gatunkami karpionatymi w 2023 roku (pogrubioną czcionką); dane z 2013 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
Powierzchnia (ha)	32277	14949	18053	65279
	54211	19207	23153	96571
Liczba gospodarstw	18	15	19	52
	42	32	38	112
LIN				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	62,1	78,9	78,9	63,4
	69,1	68,8	63,2	67
Narybek jesienny (kg)	1390	692	34	2116
	3682	950	1690	6322
Narybek 1+ (kg)	-	-	-	-
	5	-	55	60
Krocze (kg)	12279	31728	317965	75802
	13466	20019	18895	52380
Starsze formy (kg)	480	-	190	670
	-	-	-	-
KARAŚ				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	27,6	52,6	26,4	
	28,6	46,9	18,4	30,4
Narybek jesienny (kg)	-	-	50	50
	120	820	5900	6840
Narybek 1+ (kg)	-	40	-	40
	-	4310	-	4310
Krocze (kg)	5760	4091	7200	17052
	3704	14580	5505	23789
KARP				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	20,7	78,9	55,9	37,5
	33,3	59,4	23,7	37,5
Narybek jesienny (kg)	-	800	-	800
	-	-	-	-
Narybek 1+ (kg)	-	-	-	-
	-	1570	-	1570
Krocze (kg)	10285	23949	16950	
	12418	66769	36070	115257
Starsze formy (kg)	-	-	70	70
	1792	9183	3150	14125

gatunku niepasującego do nowego podejścia prawnego. Ta gatunkowa homogenizacja może nieść poważne konsekwencje dla bioróżnorodności ekosystemów wodnych.

W perspektywie ekologicznej, nowy model może nieść zarówno korzyści (wyższa przeżywalność zarybionych ryb, mniejsze straty biologiczne, zadowolenie wędkarzy), jak

i ryzyko (wrażliwość na choroby). Dlatego tak kluczowy jest monitoring wędkarski, czyli rejestr lub ankietyzacji w przypadku wpuszczania karpia do wód obwodów rybackich.

Wielkość powierzchni jezior zarybianych poszczególnymi gatunkami

Tabela 5 wyraźnie ilustruje strategiczne przesunięcie w polityce zarybieniowej polskich jezior, które w przypadku suma przybrało charakter niemal całkowitej eliminacji gatunku z systemu zarybień. Drastyczny spadek udziału powierzchni zarybionej sumem z 10,1% do zaledwie 2,2% w skali kraju, a szczególnie katastrofalny regres w Wielkopolsce (z 28,1% do 2,9%), stanowi bezpośrednią odpowiedź na brak akceptacji tego gatunku wśród wędkującej społeczności, gdyż jak wcześniej wspomniano w ostatnich latach gatunek ten był najczęściej wspomniany w przypadku braku ryb w łowiskach, jako główny konsument ryb. Ta marginalizacja suma wynika z fundamentalnej niekompatybilności jego biologii z współczesnymi wyobrażeniami wędkarskimi: jako gatunek denny, prowadzący skryty tryb życia, oferujący ograniczone walory sportowe w porównaniu z drapieżnikami szukającymi żeru w toni wodnej, jak szczupak czy sandacz. Sprawę pogarsza również efekt dużych sumów pokazywanych na wędkarskich forach społecznościowych, których długość przekracza ponad 2 metry, gdyż większość kome-

TABELA 5

Udział (%) powierzchni zarybionej w 2023 roku poszczególnymi gatunkami w całkowitej analizowanej powierzchni (pogrubioną czcionką); dane z 2013 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska)	Pomorze	Razem
Gatunki	Udział zarybianej powierzchni jezior (%)			
Sielawa	23,9	8,3	21,3	20,5
	24,0	9,1	29,6	22,9
Sieja	14,8	3,9	14,5	12,9
	20,3	0,4	17,3	15,7
Szczupak	93,2	46,0	67,3	77,1
	94,1	62,5	76,0	82,8
Sandacz	18,8	33,3	29,7	24,7
	35,0	50,6	36,9	38,5
Sum	2,2	2,9	1,9	10,1
	6,4	28,1	5,3	10,1
Lin	27,3	39,8	24,0	40,0
	43,7	42,9	31,8	40,0
Karaś	10,5	31,2	2,6	12,8
	4,8	36,3	12,1	12,8
Karp	6,9	23,5	3,2	17,5
	12,0	44,4	10,5	17,5

tujących żali się, że właśnie te olbrzymy wyjadają wszystkie ryby. Jednocześnie dane ukazują jak gospodarstwa rybackie odpowiedziały na te preferencje wędkarskie. Wzrost znaczenia szczupaka (utrzymanie 77,1% powierzchni mimo lekkiego spadku) oraz regionalna ekspansja karpiowatych – szczególnie imponujący wzrost karpia w Wielkopolsce z 17,5% do 23,5% – demonstrują strategiczne przestawienie się na gatunki o wyższej preferencji wędkarskiej. Stabilność lina (40% udział) sugeruje, że gatunek ten zachowuje swoją niszę rynkową, prawdopodobnie dzięki walorom kulinarnym i zainteresowaniu wędkarskiemu.

Geograficzny wymiar tych zmian jest szczególnie znaczący – wyraźna koncentracja zarybień karpiowatych w Wielkopolsce, podczas gdy Mazury i Pomorze specjalizują się w drapieżnikach, odzwierciedla regionalną dywersyfikację strategii dostosowawczych. Przedstawione dane ukazują więc nie tylko zmianę preferencji gatunkowych, ale fundamentalną transformację filozofii zarządzania zasobami rybnymi – od wielogatunkowego modelu zarybieniowego w kierunku systemu zorientowanego na maksymalizację satysfakcji użytkowników łowisk.

Wartość i struktura gatunkowa wartości zarybień

Przedstawiona wartość zarybień w przeliczeniu na 1 hektar powierzchni zarybionej danym gatunkiem w 2023 roku w porównaniu z danymi z 2013 roku, ukazuje znaczące zmiany w opłacalności i intensywności inwestycji zarybieniowych, gdzie nastąpiło wyraźne przejście od ekstensywnego modelu zarybień do intensywnego inwestowania w wybrane gatunki. Dane z lat 2013-2023 ukazują znaczny wzrost nakładów finansowych na jednostkę powierzchni dla niemal wszystkich gatunków, co odzwierciedla zarówno inflację kosztów produkcji materiału zarybieniowego, jak i strategiczną reorientację na gatunki cenne wędkarsko (tab. 6).

Korygonidy, czyli gatunki typowo rybaczkie demonstrują wyraźny trend aprecjacji wartości – sielawa odnotowała 44% wzrost (z 29,5 zł/ha do 42,4 zł/ha), podczas gdy sieja wykazała niemal dwukrotny wzrost (z 28,5 zł/ha do 54,9 zł/ha). Ta ewolucja sugeruje, że pomimo wyższych kosztów, gatunki te postrzegane jako cenne, nie tylko ze względu na kluczową rolę w gospodarce opartej na profesjonalnych odłowach, ale także jako ważne z biologicznego punktu widzenia, gdyż są istotnym elementem w łańcuchach troficznych.

Wśród drapieżników, stosunkowo niewysoki wzrost wartości szczupaka (z 21,9 zł/ha do 30,1 zł/ha) kontrastuje z dużo bardziej wyraźnym 75% wzrostem kosztów zarybień sandaczem (z 13,0 zł/ha do 22,7 zł/ha). Ta dysproporcja może odzwierciedlać wyższe

TABELA 6

Wartość zarybień w 2023 roku w zł/ha powierzchni zarybionej danym gatunkiem (pogrubioną czcionką);
dane z 2013 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
Gatunki	Wartość zarybień (zł/ha)			
Sielawa	42,8	45,8	41,0	42,4
	39,0	17,9	18,6	29,5
Sieja	81,7	37,4	14,5	54,9
	25,1	4,6	35,8	28,5
Szczupak	25,1	43,1	36,5	30,1
	23,0	17,7	21,5	21,9
Sandacz	19,6	28,0	22,7	22,7
	9,1	14,2	18,5	13,0
Sum	46,2	10,1	15,0	30,0
	12,5	8,4	2,6	8,8
Lin	10,2	53,4	42,8	29,1
	5,0	14,8	12,5	8,7
Karaś	9,6	12,3	58,1	14,5
	6,1	9,6	11,8	9,5
Karp	20,6	64,3	148,0	56,4
	10,7	46,1	27,2	30,3

koszty produkcji sandacza. Kolosalny wzrost wartości karpia (z 30,3 zł/ha do 56,4 zł/ha), a szczególnie oszałamiający wynik na Pomorzu (148,0 zł/ha), demonstruje efekt wprowadzonych regulacji prawnych, gdzie uprawnieni korzystają z zapisu dotyczącego wielkości całego obwodu, a tak naprawdę wpuszczają karpia do mniejszych zbiorników, gdzie wyraźnie zwiększa walory wędkarskie takich akwenów. Podobnie lin odnotował 234% wzrost wartości (z 8,7 zł/ha do 29,1 zł/ha), co wskazuje na jego, jako gatunku docenianego przez wędkarzy, ale także wyższe koszty hodowli karasia pospolitego.

Paradoksalnie, sum europejski – gatunek marginalizowany przez wędkarzy – odnotował najwyższy względny wzrost wartości (o 241% z 8,8 zł/ha do 30,0 zł/ha), co wynika z wielu czynników; po pierwsze zmniejszenia areálu zarybień, co wpłynęło na podniesienie wartości tego współczynnika. Ponadto, stworzona zmniejszona podaż na rynku powoduje, że uprawnieni do rybactwa, którzy nie wprowadzili zmian w operatach, a nie mają infrastruktury do hodowli suma (np. stawów karpowych), muszą ponosić większy koszt zarybień.

Regionalne zróżnicowanie wartości zarybień tworzy znaną już od lat mapę ekonomiczną polskiego rybactwa: Wielkopolska specjalizuje się w karpowatych (wysokie wartości lina i karpia), Pomorze inwestuje w sandacza, podczas gdy Mazury prowadzą bar-

dziej zdywersyfikowany model. Ta geograficzna specjalizacja powoduje optymalizację warunków hodowlanych i rynkowych w każdym regionie.

Dane ukazują nie tylko wzrost kosztów, ale również zmianę filozofii: przejście od „taniego” zarybiania dużych areatów do „drogiego”, precyzyjnego inwestowania w wyselekcjonowane gatunki na ograniczonej powierzchni.

Choć węgorz nie został uwzględniony w tabeli 6, ze względu na to, że jego zarybienia są bardzo niskie, można pokusić się o przedstawienie pewnych danych na temat wartości zarybień tym gatunkiem. Z analizowanych 81 jeziorowych gospodarstw rybackich, 55 z nich w 2023 roku wprowadziło do jezior materiał zarybienowy węgorza o wartości blisko 1,8 mln zł (w roku 2013 ponad 2,1 mln zł). W przeliczeniu na powierzchnię gospodarstw zarybiających węgorzem i w podziale na wyszczególnione regiony jeziorowe oraz w skali kraju, wartość tych zarybień przedstawiała się w sposób następujący:

- „Mazury” – ok. 1,9 zł/ha (w roku 2013 – ok. 6 zł/ha),
- „Wielkopolska” – ok. 2,6 zł/ha (w roku 2013 – ok. 12 zł/ha),
- „Pomorze” – ok. 2,4 zł/ha (w roku 2013 – ok. 21 zł/ha).

Analiza danych dotyczących zarybień węgorza w latach 2013-2023 ukazuje dramatyczną regresję inwestycji w ten gatunek, co stanowi odzwierciedlenie głębokiego kryzysu w jego gospodarowaniu. Spadek wartości zarybień z 2,1 mln zł do 1,8 mln zł, przy jednoczesnym zmniejszeniu liczby aktywnych gospodarstw z 74 do 55, wskazuje na systematyczne wycofywanie się gospodarstw z czynu społecznego jakim byłaby restytucja tego gatunku za pomocą własnych środków finansowych. Dlatego tak alarmujące są dane w przeliczeniu na hektar – wartość inwestycji spadła we wszystkich regionach: na Mazurach z 6 zł/ha do zaledwie 1,9 zł/ha (spadek o 68%), w Wielkopolsce z 12 zł/ha do 2,6 zł/ha (spadek o 78%), oraz na Pomorzu z 21 zł/ha do 2,4 zł/ha (spadek o 89%). Ta drastyczna redukcja nakładów wynika ze splotu czynników: zaostrzonych regulacji unijnych dotyczących handlu węgorzem, drastycznego wzrostu cen narybku w związku z ograniczeniem połowu węgorza europejskiego, oraz niskiej efektywności zarybień tego gatunku, charakteryzującego się niską przeżywalnością i długim cyklem życia. Regionalne zróżnicowanie inwestycji stopniowo zanika, co sugeruje ujednolicenie strategii wycofywania się gospodarstw z programów zarybienowych, gdzie gatunkiem obligatoryjnym był węgorz. Spadek nakładów na węgorza kontrastuje z generalnym trendem wzrostu wartości zarybień innych gatunków, co wskazuje na strategiczną realokację środków na gatunki o wyższej efektywności i przewidywalności rezultatów. Ta sytuacja stawia pod znakiem zapytania przyszłość węgorza w polskich wodach śródlądowych i może wymagać rewizji strategii ochrony tego gatunku, gdzie to państwo będzie ponosiło praktycznie całość nakładów na zarybienia tym gatunkiem (tab. 7).

TABELA 7

Udział (%) wartości zarybień poszczególnymi gatunkami w całkowitej wartości zarybień w 2023 roku (pogrubioną czcionką); dane z 2013 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
2023 rok	100% = 7171804	100% = 3275923	100% = 5363034	100% = 15810761 zł
2013 rok	100% = 6086220 zł	100% = 2837581 zł	100% = 4106880 zł	100% = 13030681 zł
Gatunki	Udział w wartości zarybień (%)			
Węgorz	7,8	13,9	14,7	11,4
	10,7	17,0	23,4	16,1
Sielawa	16,9	4,4	12,3	12,7
	19,1	2,6	9,8	12,5
Sieja	19,9	1,7	3,0	12,9
	10,4	0	11,0	8,3
Szczupak	38,5	43,1	34,5	34,9
	44,2	17,5	28,9	33,5
Sandacz	6,1	10,7	9,5	8,2
	6,5	11,3	12,1	9,3
Sum	1,7	0,3	0,4	1,0
	1,6	3,7	0,2	1,6
Lin	4,6	24,4	14,4	12,0
	4,4	10,0	7,0	6,5
Karaś	1,6	4,4	2,1	2,4
	0,6	5,5	2,5	2,3
Karp	2,3	17,3	6,6	6,9
	2,6	32,3	5,0	9,8

Udział wartości zarybień poszczególnymi gatunkami w całkowitej wartości zarybień w sposób wyjątkowo klarowny ukazuje ewolucję strategicznych priorytetów finansowych w polskim rybactwie jeziorowym na przestrzeni dekady 2013-2023 (tab. 7). Całkowita wartość zarybień wzrosła z 13,0 mln zł do 15,8 mln zł (wzrost o 21,4%), co – w kontekście mniejszej powierzchni zarybianej – świadczy o intensyfikacji nakładów na jednostkę areалу.

Dominacja szczupaka w strukturze wydatków (32,4% w 2023 vs. 33,5% w 2013) maskuje istotne regionalne różnice. Podczas gdy na Mazurach i Pomorzu jego udział pozostał względnie stabilny, w Wielkopolsce nastąpił spektakularny wzrost z 17,5% do 43,1%. Ta regionalna polaryzacja sugeruje, że wielkopolskie gospodarstwa zaczęły specjalizuje się w gospodarce nastawionej na drapieżniki, podczas gdy inne regiony dywersyfikują strategię. Najbardziej niepokojący jest trend obserwowany u węgorza, którego udział spadł z 16,1% do 10,8%. Ten spadek, szczególnie dotkliwy na Pomorzu (z 23,4% do 14,7%), wynika z kumulacji czynników omówionych wcześniej; mimo to, węgorz

pozostaje znaczącą pozycją w budżetach zarybieniowych, co świadczy o jego postrzeganej wartości jako gatunku handlowego, którego połowy jeszcze nie tak dawno podnosiły rentowność prawie wszystkich gospodarstw jeziorowych.

Wśród gatunków karpiowatych dokonała się istotna realokacja środków. Lin, tradycyjnie postrzegany jako gatunek dodatkowy w zarybieniach, zwiększył swój udział z 6,5% do 11,5%, przy czym w Wielkopolsce odnotował imponujący wzrost z 10% do 24,4%. Ta zmiana wynika z jego wyższej akceptacji wśród urzędników, gdzie jego zarybienia nie mają żadnych obostrzeń prawnych, jedynie dobra praktyka rybacka przestrzega przed zbyt dużym zarybieniem linem, ze względu na możliwość rozwoju przywr skrzeliowych i skórnych. Warto tu także zauważyć, że udział karpia spadł z 9,8% do 6,7%. Natomiast koregonidy prezentują zróżnicowane trendy. Sielawa, pomimo spadku udziału z 12,5% do 11,8%, utrzymuje znaczącą pozycję, szczególnie na Mazurach (16,9%). Sieja natomiast odnotowała wzrost z 8,3% do 10,1%, co może wynikać z jej coraz wyższej ceny na rynku. Sandacz utrzymuje stabilny udział (ok. 9%), podczas gdy sum i karp są systematycznie marginalizowane – ich łączny udział spadł z 11,4% do zaledwie 7,1%.

Dane ukazują pewną reorientację strategii finansowej: od inwestycji w gatunki problematyczne i wysokokosztowe (węgorz, sum) ku gatunkom o wyższej efektywności i przewidywalności (szczupak, lin, sielawa). Regionalne zróżnicowanie strategii, że gospodarstwa optymalizują nakłady w oparciu o lokalne uwarunkowania ekologiczne i rynkowe.

Podsumowanie

Przeprowadzona analiza danych z lat 2013–2023 ukazuje przemiany w polskim rybactwie jeziorowym, które są wypadkową czynników ekonomicznych, środowiskowych oraz społecznych. Transformacja systemowa, zmiany własnościowe, ewolucja preferencji wędkarskich, a także zmieniające się regulacje prawne (zarówno krajowe, jak i unijne), a także problem kormorana (Krzywosz i Traczuk 2012), wymusiły redefinicję strategii zarybieniowych, szczególnie gdy coraz bardziej popularne są alternatywne modele wędkarskiego zagospodarowania łowisk m.in. Catch and Release, No Kill, górne wymiary ochronne (Trella i Wołos 2014). Gospodarstwa rybackie, działając w warunkach rynkowych, coraz częściej kierują się rachunkiem ekonomicznym, inwestując w gatunki o wysokiej efektywności i przewidywalności, jednocześnie marginalizując te, które nie spełniają tych kryteriów. Ten trend raczej nie powinien się zmienić, gdyż wpływa na niego wiele czynników, które nie zostały opisane w niniejszej pracy, a mają kluczowe znaczenie do prowadzenia rentownego gospodarstwa jeziorowego. Na przykład jednym z tych

czynników może być migracja części wędkarzy z jezior na morze ze względu na niższy koszt zezwoleń wędkarskich (Trella 2012), stąd niniejsze opracowanie, oparte na szczegółowych danych ankietowych z 112 gospodarstw w 2013 roku i 82 w 2023 r., pozwala nie tylko na uchwycenie tych trendów, ale także na zrozumienie ich konsekwencji dla przyszłości zarządzania zasobami ichtiofauny w polskich jeziorach. Poniższe podsumowanie syntetyzuje najistotniejsze wnioski, kluczowe zmiany i wyzwania stojące przed sektorem w nadchodzących latach.

1. Zmiana struktury zarybień - Nastąpiła wyraźna specjalizacja i koncentracja na gatunkach o wysokiej wartości wędkarskiej i ekonomicznej. Pięć najpopularniejszych gatunków (szczupak, węgorz, lin, sandacz, sielawa) jest stosowanych przez ponad 80% gospodarstw, podczas udział innych gatunków (np. sum, karaś, leszcz) znacząco zmalał.

2. Ewolucja strategii zarybieniowych:

- a) Szczupak pozostał gatunkiem dominującym (77,1% powierzchni zarybień w 2023 roku), lecz odnotowano spadek wykorzystania starszych form na rzecz tańszego narybku letniego.
- b) Sandacz: drastyczny spadek zarybień wylęgiem (z 4 mln szt. do 240 tys. szt.), przy jednoczesnym wzroście inwestycji w narybek letni.
- c) Sum: marginalizacja gatunku – udział gospodarstw zarybiających sumem spadł z 29,5% do 9,8%, głównie z powodu negatywnej percepcji wśród wędkarzy i wysokich kosztów hodowli.
- d) Gatunki karpiowate: Wzrost znaczenia karpia (pięciokrotny wzrost masy krocza, ze względu na regulacje prawne) i lina (wzrost wartości zarybień o 234%), przy jednoczesnym spadku udziału karasia (redukcja masy zarybieniowej o 71%).
- e) Kryzys zarybień węgorzem - wartość zarybień węgorzem, która i tak jest bardzo niska, spadła z 2,1 mln zł w 2013 roku do 1,8 mln zł w 2023 r. gdzie biorąc pod uwagę wzrost ceny materiału zarybieniowego świadczy o coraz niższych zarybieniach tym gatunkiem.

3. Regionalne różnicowanie strategii:

- a) Wielkopolska: specjalizacja w karpiowatych (lin, karp) i drapieźnikach (szczupak).
- b) Pomorze: koncentracja na sandaczu jako gatunku bardziej odpornego na zmiany klimatyczne w porównaniu ze szczupakiem, a także wysokie nakłady na zarybienia karpem.
- c) Mazury: model zdywersyfikowany, z utrzymaniem znaczącej roli sielawy i szczupaka.

4. Wzrost kosztów zarybień - całkowita wartość zarybień wzrosła z 13,0 mln zł w 2013 roku do 15,8 mln zł w 2023 roku (wzrost o 21,4%), pomimo mniejszej powierzchni zarybianej.

Najwyższe aprecjacje kosztów odnotowano dla:

- a) siei (wzrost z 28,5 zł/ha do 54,9 zł/ha),
- b) karpia (z 30,3 zł/ha do 56,4 zł/ha),
- c) lina (z 8,7 zł/ha do 29,1 zł/ha).

5. Wpływ regulacji prawnych i preferencji wędkarskich:

- a) Przepisy ograniczające zarybienia karpem (dopuszczenie tylko krocza) wymusiły zmianę modelu biznesowego.
- b) Negatywne postrzeganie sumy przez wędkarzy (jako drapieżnika redukującego inne populacje) przyspieszyło jego eliminację z systemu zarybień.
- c) Presja ekonomiczna i środowiskowa skłania gospodarstwa do inwestycji w gatunki o wyższej przeżywalności i przewidywalnych efektach.

Wnioski:

Polskie rybactwo jeziorowe ewoluuje w kierunku modelu prowadzarskiego z możliwością odłowu ryb najbardziej cennych rybacko, a nie wędkarsko (sielawa), czyli nastawionego na gatunki generujące najwyższy zwrot ekonomiczny i zaspokajające oczekiwania wędkarzy. Jednocześnie obserwuje się stopniowe wycofywanie z zarybień gatunków problematycznych (węgorz, sum) lub wymagających wysokich nakładów (węgorz). Kluczowym wyzwaniem na przyszłość będzie pogodzenie celów ekonomicznych z ochroną bioróżnorodności i stabilnością ekosystemów wodnych.

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowego Instytutu Badawczego

Literatura

- Krzywosz T., Traczuk P. 2012 – Kormoran na jeziorach Warmii i Mazur – liczebność, dieta oraz wpływ na rybostan i rybactwo – W: Kormoran w aspekcie zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich. Materiały konferencyjne. Gdynia, 15 listopada 2012 r. Morski Instytut Rybacki – PIB: 19-28.
- 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. 2018 – 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.
- 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.
- Trella M. 2022 – Wpływ zmian klimatycznych i gospodarki zarybieniowej na efektywność gospodarki rybackiej na podstawie informacji uzyskanych od rybackich użytkowników wód – Praca doktorska. IRS, Olsztyn (maszynopis): 229 s.
- Trella M. 2012 – Tendencje sprzedaży zezwoleń wędkarskich w jeziorowych gospodarstwach rybackich w latach 1998-2011 – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 roku (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 65-75.
- Trella M., Mickiewicz M. 2016 – Recreational fisheries pressure in the Polish waters of the Vistula Lagoon and considerations of its potential impact on the development of regional tourism – Arch. Pol. Fish. 24: 231-242.
- Trella M., Wołos A. 2014 - Alternatywne modele wędkarskiego zagospodarowania łowisk – Catch and Release, No Kill, górne wymiary ochronne. W: Zasady i uwarunkowania zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich – część II (Red.) Mickiewicz M., Wołos A., Wyd. IRS, Olsztyn, 53-68.

Wielkość i charakterystyka połowów rybackich z jezior w 2024 roku

*Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska¹, Marek Trella¹, Tomasz Czerwiński¹,
Arkadiusz Wołos²*

¹ Zakład Bioekonomiki Rybactwa,

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

² Emerytowany profesor Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza –
Państwowego Instytutu Badawczego

Wstęp

Zakład Bioekonomiki Rybactwa (ZBR) w 1996 roku zaczął prowadzić badania skierowane do wszystkich rodzajów podmiotów gospodarczych, obejmujące m.in. analizę wskaźników gospodarczych i ekonomicznych charakteryzujących rybactwo jeziorowe po okresie transformacji własnościowej, której szczyt przypadał na lata 1993-1994 (Leopold i Wołos 1996a, Leopold i Wołos 1996b). Wyniki tych pierwszych badań, dotyczących 1995 roku, zostały przedstawione na I Krajowej Konferencji Rybackich Użytkowników Jezior zorganizowanej w ośrodku nad jeziorem Pluszne w 1996 roku. W kolejnych latach stopniowo modyfikowano metody analizy, które obejmowały coraz więcej wskaźników produkcyjnych i ekonomicznych. Badania stanu rybactwa jeziorowego, a ściślej działalności podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, były prowadzone nieprzerwanie, a stan jeziorowej produkcji rybackiej w ostatnim badanym roku (2023) został omówiony w roku ubiegłym przez Draszkiewicz-Mioduszevską i in. (2025a), w trakcie XXVIII konferencji, która odbyła się w Morągu. Do zasadniczych wątków badawczych podejmowanych w ramach tych badań było 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 połowów rybackich z jezior w 2024 roku, na tle uwarunkowań wynikających z własnościowego i prawnego statusu podmiotów gospodarczych, ich położenia geograficznego i tendencji wybranych parametrów w ostatnich kilku latach.

Podstawy metodyczne

Analiza połowów rybackich z jezior w 2024 roku oparta jest na danych zawartych w kwestionariuszach ankietowych nadesłanych do Zakładu Bioekonomiki Rybactwa IRS-PIB przez 93 podmioty uprawnione do rybackiego użytkowania jezior, których łączna powierzchnia wynosiła 233613 ha. Analizowana powierzchnia stanowi zatem 86,5% areалу wszystkich jezior użytkowanych rybacko, jest więc nieco większa w stosunku do badań ubiegłorocznych, a to oznacza, że przy całkowitej powierzchni 270 tys. ha, jest wysoce reprezentatywna dla całości rybactwa jeziorowego w naszym kraju.

Badane podmioty użytkowały także obiekty stawowe o łącznej powierzchni 2818,3 ha, co oznacza że jest ona niemal identyczna, jak w roku poprzedzającym niniejsze badania (Draszkiewicz-Mioduszevska i in. 2025a). Posiadanie przez liczne gospodarstwa obiektów stawowych oznacza, że wiele z nich nie ma wyłącznie jeziorowego charakteru, ale można je scharakteryzować, jako „stawowo-jeziorowe”.

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 m.in. parki narodowe, nadleśnictwo, urząd gminy, przedsiębiorstwo komunalne, a także niezależne towarzystwo wędkarskie. Szczegółowo metodykę podziału badanych podmiotów na wyróżnione regiony przedstawiono w rozdziałach o zarybieniach w monografiach „konferencyjnych” w poprzednich latach.

Największa liczba badanych podmiotów leży na „Pomorzu” (37), następnie w regionie „Mazury” (32), zaś najmniejsza w „Wielkopolsce” (24). W odmienną nieco kolejność układu się wielkość całkowitej powierzchni jezior w poszczególnych regionach, a więc odpowiednio 117,54 tys. ha („Mazury”), 70,17 tys. ha („Pomorze”) i 45,90 tys. ha („Wielkopolska”).

Wyniki i dyskusja

Ogólna charakterystyka gospodarstw

Pod względem powierzchni jezior użytkowanych przez badane podmioty zwraca uwagę przewaga regionu „Mazury”, który z arealem 117,54 tys. ha stanowił 50,3% całkowitej analizowanej powierzchni jeziorowej (tab. 1). Na region „Pomorze” przypada 30,1% powierzchni jezior, a na region „Wielkopolska” 19,6%. Można zasadnie założyć, że taki układ odpowiada rzeczywistym różnicom między arealem jezior w wyróżnionych regionach geograficznych.

Pod względem liczby użytkowanych jezior wystąpiły pewne różnice; na „Mazurach” ich liczba wynosiła 984, na „Pomorzu” 1045, a w „Wielkopolsce” 587, zaś całkowita liczba 2616, czyli o 2 więcej niż w analizach gospodarki jeziorowej z 2023 roku (Draszkiewicz-Mioduszevska i in. 2025a). Podobnie, jak w roku ubiegłym, zdecydowanie największe powierzchnie jezior użytkowały podmioty z regionu „Mazury” (średnio 3673,3 ha), następnie z regionu „Wielkopolska” (1912,3 ha), a najmniejsze z regionu „Pomorze” (1896,6 ha). Średnia powierzchnia 1 jeziora dla całego badanego zbioru gospodarstw wynosiła 89,30 ha, przy czym w regionie „Mazury” była największa (119,46 ha), mniejsza w „Wielkopolsce” (78,19 ha) i najmniejsza na „Pomorzu” (67,15 ha).

Największą powierzchnię stawów użytkowały badane podmioty z regionu „Mazury” – w sumie 1151,4 ha, co stanowiło 40,8% całkowitej analizowanej powierzchni stawowej, następnie z regionu „Wielkopolska” (971,4 ha; 34,5%) i w regionie „Pomorze” (695,4 ha; 24,7%).

TABELA 1

Ogólna charakterystyka gospodarstw

	Liczba gospodarstw	Powierzchnia jezior		Liczba jezior	Średnia powierzchnia (ha)		Powierzchnia stawów	
		ha	%		gospodarstwa*	jeziora	ha	%
Regiony								
„Mazury”	32	117543,99	50,3	984	3673,3	119,46	1151,4	40,8
„Pomorze”	37	70172,82	30,1	1045	1896,6	67,15	695,4	24,7
„Wielkopolska”	24	45896,24	19,6	587	1912,3	78,19	971,4	34,5
Podmioty								
Spółki	33	127600,87	54,6	877	3866,7	145,5	2051,5	72,8
PZW	19	72113,52	30,9	1491	3795,5	48,37	686,5	24,4
Prywatne	29	14906,90	6,4	125	514,0	119,26	79,4	2,8
Inne	12	18991,86	8,1	123	1582,7	154,41	0,8	0,0
Razem	93	233613,05	100,0	2616	2512,0	89,30	2818,2	100,0

*bez powierzchni stawów

W sumie spółki użytkowały 54,6% analizowanej powierzchni jezior, okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego 30,9%, gospodarstwa „inne” 8,1%, a podmioty prywatne (osoby fizyczne) identycznie, jak w roku poprzednim 6,4%. Zdecydowanie najwięcej jezior użytkował Polski Związek Wędkarski (1491), następnie spółki (877), gospodarstwa prywatne (125), a najmniej „inne” podmioty (123).

Przy średniej powierzchni jednego gospodarstwa wynoszącej 2512,0 ha jezior, zwraca uwagę największa średnia wielkość powierzchni jezior w spółkach (3866,7 ha), a w następnej kolejności Polskiego Związku Wędkarskiego (3795,5 ha), gospodarstw „innych” (1582,7 ha) i zdecydowanie najmniejsza w podmiotach prywatnych (514,0 ha). W wyodrębnionych grupach gospodarstw wystąpiły także znaczne różnice w średniej powierzchni użytkowanego jeziora – zdecydowanie największe były akweny użytkowane przez gospodarstwa „inne” (średnia powierzchnia 154,41 ha), a po przeciwnej stronie były jeziora Polskiego Związku Wędkarskiego (48,37 ha). Pomiędzy nimi znajdowały się jeziora użytkowane przez spółki (145,50 ha) i podmioty prywatne (119,26 ha).

Biorąc pod uwagę użytkowany areał obiektów stawowych, zdecydowanie przodowały gospodarstwa o charakterze spółek (72,8% całkowitej badanej powierzchni stawów), następne były okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego (24,4%), podmioty prywatne (2,8%), zaś gospodarstwa „inne” nie posiadały stawów.

Wielkość i wybrane parametry charakteryzujące połowy rybackie w jeziorach

Podstawowe parametry produkcyjno-gospodarcze uzyskane przez badane podmioty w 2024 roku, w podziale na wyróżnione regiony oraz formy własności, zestawiono w tabeli 2. Całkowita produkcja jeziorowa w badanym zbiorze 93 podmiotów rybackich wyniosła 1082 ton ryb towarowych (o 47 ton mniej niż w roku 2023 (Draszkiewicz-Mioduszevska i in. 2025a), z czego 624 tony przypadały na region „Mazury”, 279 ton na „Pomorze” i 179 ton na „Wielkopolskę”. Średnia dla wszystkich badanych podmiotów wydajność była wyraźnie mniejsza niż w 2023 roku i wyniosła 4,63 kg/ha, co oznacza spadek o 0,25 kg/ha. Pod względem osiągniętej wydajności wystąpiły różnice między regionami; najwyższą wydajność osiągnięto w regionie „Mazury” (5,31 kg/ha), a następnie na „Pomorzu” (3,98 kg/ha), zaś najmniejszą w „Wielkopolsce” (3,90 kg/ha). W przypadku rodzajów podmiotów gospodarczych najwyższą wydajność osiągnęły gospodarstwa prywatne (6,86 kg/ha), następnie spółki (6,26 kg/ha), podmioty „inne” (2,32 kg/ha), zaś zdecydowanie najmniejszą PZW (1,91 kg/ha). Coraz niższa 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, natomiast o zdecydowanym wzroście wydaj-

TABELA 2

Charakterystyka parametrów produkcyjno-gospodarczych

Region lub Podmiot	Odlowy ryb jeziorowych				Liczba zatrudnionych						Pow. jezior w ha		% pow. stawów do pow. jezior	kg/ha 2024/2023 (%)	
	ogółem tony	kg/ha	kg na pracownika	kg na rybaka jeziorowego*	Ogółem	rybaków jeziorowych zatrudnionych			% rybaków jeziorowych do liczby zatrudnionych ogółem*	na pracownika	Liczba jezior na rybaka*				
						na stałe	samoza-trudnieni	sezonowi				razem*			
Regiony															
„Mazury”	624,14	5,31	1537	5523	406,0	54	31	28	113	27,8	289,5	1040,2	8,7	0,98	93,0
„Pomorze”	279,36	3,98	1290	3326	216,5	29	28	27	84	38,8	324,1	835,4	12,4	0,99	108,2
„Wielkopolska”	178,84	3,90	881	3507	203,0	33	7	11	51	25,1	226,1	900,0	11,5	2,12	83,2
Podmioty															
Spółki	798,22	6,26	1810	5582	441,0	83	34	26	143	32,4	289,3	892,3	6,1	1,61	96,8
PZW	137,81	1,91	477	4446	289,0	14	6	11	31	10,7	249,5	2326,2	48,1	0,95	76,4
Prywatne	102,25	6,86	1649	2435	62,0	7	18	17	42	67,7	240,4	354,9	3,0	0,53	96,2
Inne	44,06	2,32	1315	3671	33,5	7	0	5	12	35,8	566,9	1582,7	10,3	0,0	257,8
Razem	1082,34	4,63	1311	4364	825,5	116	66	66	248	30,0	283,0	942,0	10,6	1,21	82,9

* uwzględniono rybaków jeziorowych zatrudnionych na stałe, samozatrudnionych i sezonowych

ności „innych” podmiotów zdecydowały wyższe połowy rybackie w jeziorach użytkowanych przez jeden podmiot z regionu Suwalszczyzny.

W układzie regionalnym zwraca uwagę najwyższy odłów ryb jeziorowych na 1 zatrudnionego w regionie „Mazury” (1537 kg), w drugiej kolejności na „Pomorzu” (1290 kg) i najmniejszy w regionie „Wielkopolska” (881 kg). W tym ostatnim regionie wystąpił największy odsetek powierzchni stawów do 100 ha powierzchni jezior (2,12%), zaś w pozostałych dwóch regionach był niemal identyczny (0,99-0,98%).

W regionie „Mazury” zanotowano 5523 kg odłowionych ryb przypadających średnio na 1 rybaka jeziorowego, w „Wielkopolsce” 3507 kg, zaś najmniej na „Pomorzu”, czyli 3326 kg. W stosunku do roku 2023 (*op. cit.*), parametr ten był niższy we wszystkich wyróżnionych regionach, w tym zwłaszcza w regionie „Pomorze”.

W układzie podmiotowym zwraca uwagę najwyższy odłów na jednego rybaka jeziorowego w spółkach (5582 kg) i PZW (4446 kg), wyraźnie mniejszy w „innych” podmiotach (3671 kg) oraz najmniejszy w gospodarstwach prywatnych (2435 kg). W stosunku do roku 2023 zanotowano wyraźny wzrost średniego odłowu na 1 rybaka jeziorowego w gospodarstwach „innych” oraz wyraźny spadek w podmiotach PZW, mniejszy w spółkach i podmiotach prywatnych (*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 (2326,2 ha), zaś wyraźnie najmniejszy w gospodarstwach prywatnych - identycznie, jak w roku 2023 (354,9 ha). W gospodarstwach Polskiego Związku Wędkarskiego odnotowano również zdecydowanie najniższy odsetek rybaków jeziorowych w całkowitym zatrudnieniu (10,7%), podczas gdy w gospodarstwach prywatnych odsetek ten był najwyższy, wynosząc 67,7%. W porównaniu z rokiem 2023 udział rybaków jeziorowych (zatrudnionych na różnych zasadach – na stałe i sezonowo oraz poprzez samozatrudnienie) w całkowitym zatrudnieniu całego zbioru 93 podmiotów gospodarczych pozostał praktycznie na tym samym poziomie 29,9% i 30,0%.

Analizując średnie wydajności jezior osiągnięte w ostatnich 8 latach (2017-2024, tab. 3), widać, że wzrosty zaobserwowano w trzech latach, natomiast spadek w czterech latach, a na ostatni badany rok (2024) ponownie przypadał spadek – do najniższego poziomu w okresie 29 lat prowadzonych badań. Porównując pierwszy w zamieszczonej tabeli rok (2017) z ostatnim (2024), spadek wydajności jest bardzo wyraźny – z poziomu 6,41 kg/ha do 4,63 kg/ha, czyli o 28% (tab. 3). W roku 2024 w układzie regionalnym wzrost średniej wydajności nastąpił tylko w regionie „Pomorze”, natomiast w układzie podmiotowym zanotowano jedynie w podmiotach „innych” (o 1,42 kg/ha).

Całkowita masa złowionych w jeziorach ryb towarowych z rozpatrywanej powierzchni ok. 233,6 tys. ha jezior wyniosła w 2024 roku 1082,34 ton (tab. 4). Dane zamieszczone

TABELA 3

Wydajność jezior w latach 2017-2024 (kg/ha)

	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	Średnia
Regiony									
„Mazury”	6,75	6,71	6,57	6,21	5,36	5,97	5,71	5,31	6,07
„Pomorze”	6,64	8,99	8,28	8,67	6,68	6,46	3,68	3,98	6,67
„Wielkopolska”	5,00	5,21	5,52	6,34	5,20	4,46	4,69	3,90	5,04
Podmioty									
Spółki	7,08	7,36	7,80	8,10	6,42	6,66	6,47	6,26	7,02
PZW	3,49	3,60	2,98	3,05	2,29	2,48	2,50	1,91	2,79
Prywatne	7,38	7,30	8,15	6,68	6,52	7,92	7,13	6,86	7,24
Inne	12,60	20,30	16,47	15,48	14,18	13,55	0,90	2,32	11,98
Razem	6,41	7,13	6,96	7,03	5,77	5,89	4,88	4,63	6,09

TABELA 4

Odłowy z 233,6 tys. ha jezior w 2024 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	171,50	Leszcz D	147,03
Sieja	3,76	Leszcz S	79,47
Węgorz	41,07	Leszcz M	39,71
Sandacz	68,73	Leszcz razem	266,21
Szczupak	138,42	Krąp	12,46
Lin	87,47	Karp	4,00
Okoń DS	67,23	Amur	0,34
Okoń M	13,81	Tołpyga	11,98
Okoń razem	81,04	Stynka	0,27
Karaś	81,02	Sum	5,10
Płoć S	76,77	Inne	4,30
Płoć M	27,90	Ogółem 1082,34	
Płoć razem	104,67		

w tabeli 4 zostały ekstrapolowane na całkowitą powierzchnię 270 tys. ha jezior użytkowanych rybacko w Polsce (tab. 5). Oszacowana w ten sposób całkowita masa złowionych ryb jeziorowych wyniosła około 1256 ton, co oznacza znaczący spadek o prawie 62 tony w stosunku do roku 2023 (Draszkiewicz-Mioduszevska i in. 2025a). Spadek produkcji jeziorowej objął sielawę, sandacza, okonia, tołpygę i stynkę, ale także mniej cenne, jak leszcz i płoć, które zwykle łowiono w dużych ilościach. Wzrosły nieznacznie odłowy siei, węgorza, szczupaka, lina, karasia, karpia, amura i suma, a krąpia i innych pozostała na praktycznie tym samym poziomie , jak w roku poprzednim.

TABELA 5

Ekstrapolowane odłowy z 270,0 tys. ha jezior w 2024 roku

Gatunek (sortyment)	Tony	Gatunek (sortyment)	Tony
Sielawa	198,94	Leszcz D	170,56
Sieja	4,36	Leszcz S	92,19
Węgorz	47,64	Leszcz M	46,07
Sandacz	79,73	Leszcz razem	308,82
Szczupak	160,57	Krąp	14,46
Lin	101,47	Karp	4,64
Okoń DS	77,98	Amur	0,39
Okoń M	16,02	Tołpyga	13,89
Okoń razem	94	Stynka	0,31
Karaś	93,98	Sum	5,92
Płoć S	89,05	Inne	4,98
Płoć M	32,37	Ogółem 1255,52	
Płoć razem	121,42		

Odnutowane spadki połowów 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 zarybionych, zanotowana wydajność uległa obniżeniu do 2,60 kg/ha (w roku 2022 wyniosła 2,69 kg/ha), natomiast gatunków niezarybionych spadła – z poziomu 2,19 kg/ha do 2,03 kg/ha (*op. cit.*), a to oznacza w przypadku gatunków zarybionych spadek o 7,2%, zaś niezarybionych o 26,7%.

Po raz ósmy w naszych badaniach przeanalizowano strukturę wartości odłowionych ryb posługując się cenami ryb towarowych stosowanymi przez badaną (Czerwiński 2025) 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 sielawy stanowiła 23,73% wartości wszystkich złowionych ryb, wynoszącej niemal 19,8 mln złotych. Kolejne gatunki to węgorz (16,73%), szczupak (14,41%), sandacz (12,33%), lin (8,76%), leszcz M (6,39%) i okoń DS. (5,26%). Łączny udział wszystkich sortymentów leszcza wynosił 9,40%, okonia 6,01%, a płoci 0,90%. Poza tym wartość odłowionego karasia wyniosła 3,51%, krąpia 2,17%, a wartości pozostałych gatunków nie przekraczały 1%.

TABELA 6

Wydajność wybranych gatunków i grup gatunków w latach 2023-2024

	2023		2024	
	kg/ha	%	kg/ha	%
I. Gatunki zarybiane				
Litoralowe	1,26	25,77	1,31	28,36
Koregonidy	0,90	18,57	0,75	16,2
Karp i roślinożerne	0,07	1,52	0,07	1,51
Węgorz	0,16	3,27	0,18	3,79
Sandacz	0,30	6,22	0,29	6,35
Razem	2,69	55,35	2,60	56,21
II. Gatunki niezarybiane				
Okoń	0,42	8,62	0,35	7,49
Leszcz M i krąp	0,20	4,09	0,22	4,82
Leszcz S	0,30	6,19	0,34	7,34
Leszcz D	0,75	15,26	0,63	13,58
Płoć S	0,36	7,43	0,33	7,09
Płoć M	0,12	2,27	0,12	2,58
Inne	0,04	0,79	0,04	0,89
Razem	2,19	44,65	2,03	43,79
Ogółem I i II	4,88	100,00	4,63	100,00

TABELA 7

Struktura wartości odławianych gatunków w roku 2024

Gatunek (sortyment)	zł*	%
Sielawa	4697360,35	23,73
Sieja	92523,06	0,47
Węgorz	3311369,28	16,73
Sandacz	2440053,45	12,33
Szczupak	2852807,35	14,41
Lin	1721496,19	8,70
Okoń DS	1041326,09	5,26
Okoń M	148068,39	0,75
Karaś	694295,98	3,51
Leszcz D	461354,65	2,33
Leszcz S	134491,01	0,68
Leszcz M	1264489,82	6,39
Krąp	429157,44	2,17
Płoć S	137803,42	0,70
Płoć M	40129,57	0,20
Karp	78557,43	0,40
Amur	7017,47	0,04
Tołpyga	107548,97	0,54
Sum	3283,76	0,02
Stynka	119268,80	0,60
Inne	10266,94	0,04
Razem	19792669,42	

*(ceny ryb towarowych wg T. Czerwiński 2025)

Podsumowanie

Pod względem ogólnej wielkości produkcji ryb towarowych z jezior rok 2024, w porównaniu do sezonu 2023, był rokiem wyraźnego spadku, w którym zanotowano zmniejszenie wydajności z poziomu 4,88 kg/ha do 4,63 kg/ha. Spadek ogólnych odłowów, a zatem i wydajności był spowodowany przez zmniejszenie złowionej ogólnej masy cennych (ze względów konsumpcyjnych i cenowych) gatunków, ale też mniej cennych, w tym w największym stopniu leszcza i płoci, czyli gatunków o relatywnie niskich cenach rynkowych. Na ten temat, a także szerzej o kondycji ekonomicznej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior piszemy w następnym rozdziale niniejszej monografii.

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowego Instytutu Badawczego

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.
- Draszkiewicz-Mioduszevska H., Trella M., Czerwiński T., Wołos A. 2025a – Wielkość i charakterystyka połowów rybackich w 2023 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2025 roku: elementy gospodarcze, ekonomiczne, ekologiczne i społeczne (Red.). A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 9-18.
- Czerwiński T. 2025. Ceny ryb i materiału zarybieniowego w jeziorowych gospodarstwach rybackich w 2024 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2025 roku: elementy gospodarcze, ekonomiczne, ekologiczne i społeczne (Red.). Arkadiusz Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 87-95.

Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2024 roku

*Arkadiusz Wołos¹, Marek Trella², Hanna Draszkiewicz-Mioduszevska²,
Tomasz Czerwiński²*

¹Emerytowany profesor Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza –
Państwowego Instytutu Badawczego

²Zakład Bioekonomiki Rybactwa,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

Wstęp

Pierwsze badania stanu rybactwa jeziorowego zostały przeprowadzone tuż po ożywionym okresie transformacji i przemian własnościowych przypadającym na latach 1993-1995, na próbie 51 podmiotów gospodarczych oraz całkowitym areale jezior około 207 tys. hektarów (Leopold i Wołos 1996a). Z owej próby wybrano 42 podmioty, które przekazały komplet informacji niezbędnych do oceny sytuacji ekonomiczno-finansowej, a łączny areal jezior liczył około 161 tys. ha (Leopold i Wołos 1996b). Od tego czasu badania efektów prowadzenia gospodarki jeziorowej, prowadzone były nieprzerwanie w oparciu o zbierane kwestionariusze ankietowe od wysoce reprezentatywnej grupy podmiotów gospodarczych.

Celem niniejszego opracowania jest analiza i ocena sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2024 roku, a także porównanie jej z rokiem poprzednim (2023), na podstawie reprezentatywnego zbioru podmiotów gospodarczych oraz uzyskanych podstawowych parametrów produkcyjnych, gospodarczych, ekonomicznych i finansowych.

Podstawy metodyczne

Analizy sytuacji ekonomiczno-finansowej podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2024 roku przeprowadzono na podstawie zebranych pełnych danych o charakterze ekonomicznym i gospodarczym, zawartych w kwestionariuszach ankietowych otrzymanych od 50 gospodarstw prowadzących gospodarkę rybacką w jeziorach o całkowitej powierzchni 159585 ha oraz użytkujących stawy (karpiove lub pstrągowe, a czasem i karpiove, i pstrągowe) o całkowitym areale 1639,59 ha. Owe trzy parametry były w roku 2024 większe niż w roku 2023, co w prostej linii wynika z większej liczności badanej próby podmiotów gospodarczych o 5, a także większego areatu jezior i stawów, odpowiednio o 14002 ha i 215,1 ha (Wołos i in. 2025a, tab. 1). Próba ta spełnia wymogi reprezentatywności, gdyż analizowane podmioty uprawnione do rybackiego użytkowania jezior użytkują 59% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce, wynoszącej 270 tys. ha. Badane podmioty gospodarują na jeziorach położonych w trzech wyróżnionych regionach jeziorowych Polski („Mazury”, „Pomorze”, „Wielkopolska”) i reprezentują wszystkie najważniejsze formy własności, czyli głównie spółki i gospodarstwa prywatne (osoby fizyczne), a także kilka podmiotów działających w ramach innych form własności, w tym Polskiego Związku Wędkarskiego.

W przeprowadzonych analizach nie zastosowano tym razem identycznego podejścia metodycznego, jak w poprzednich latach, tzn. nie podzielono badanego zbioru podmiotów na tzw. gospodarstwa „stawowo-jeziorowe” oraz „jeziorowe”, a całość obliczeń i wniosków dotyczyła całej badanej próby 50 gospodarstw. Decyzja ta była umotywowana jedną istotną przesłanką. W badanym roku 2024 nastąpiły tak znaczące zmiany sytuacji ekonomiczno-finansowej w porównaniu z rokiem poprzednim (2023), a także kilkunastoma latami przed rokiem 2023, że postanowiono oprócz omówienia tej sytuacji w ostatnim badanym roku bardziej szczegółowo porównać wyniki uzyskane w obu ostatnich latach, a na ich podstawie wyciągnąć istotne wnioski o charakterze gospodarczym i ekonomicznym.

Ze względów dbałości o czystość metodyczną przeprowadzonych badań, z otrzymanej całej próby 51 gospodarstw, które dostarczyły pełnych, niezbędnych danych, tak jak w ubiegłych trzech latach wykluczono z dalszej analizy 1 podmiot (Wołos i in. 2022, 2023, 2025a). We wszystkich poprzednich badanych próbach podmiot ten był obecny, chociaż jego przychody z akwakultury oraz innych form działalności zaczęły zdecydowanie dominować w ekonomice całego gospodarstwa, zaś rybactwo jeziorowe stanowiło coraz mniejszy, a obecnie tylko symboliczny element tej ekonomiki. Badania tegoroczne potwierdziły zaobserwowaną tendencję, a zatem ponownie uznano, że włączenie tych danych do analizy wypaczyłoby ostateczne wyniki analizy tak dalece, że trudno byłoby

uznać je za reprezentatywne dla badanego podsektora rybactwa śródlądowego. Ostatecznie badana za rok 2024 próba liczyła 50 podmiotów gospodarczych.

Wszystkie obliczone dla lat 2023 i 2024 parametry zostały umieszczone w tabelach wynikowych 1-5, przy czym w ostatnich kolumnach przedstawiono strzałkami ich wzrosty w roku 2024 w porównaniu do 2023 (strzałki czerwone ↑) lub spadki (strzałki niebieskie ↓), zaś liczba zamieszczonych strzałek wskazuje siłę uzyskanego wzrostu lub spadku – od 1 do 3. W tabeli 4 jeden ze składników przychodów oznaczono strzałkami poziomymi (strzałki zielone ↔), ponieważ ich udział procentowy był w latach 2023 i 2024 niemal identyczny.

Wyniki i dyskusja

Charakterystyka wybranych parametrów produkcyjno-gospodarczych

Podstawowe wskaźniki ekonomiczne i produkcyjno-gospodarcze, charakteryzujące cały zbiór 50 podmiotów, zestawiono w tabelach 1 i 2. Analizując wzrosty i spadki poszczególnych parametrów w obu porównywanych latach (2023-2024) widać wyraźnie, że wzrostami charakteryzowały się te zmienne, które zależały od większej puli gospodarstw i areалу jezior w 2024 roku niż w roku 2023, i były to: liczba podmiotów (50 wobec 45), powierzchnia całkowita jezior (ok. 16 tys. ha do 14,6 tys. ha) i stawów karpio-owych (ok. 1640 ha do 1424 ha), a także całkowita wartość odłowów ryb jeziorowych, chociaż ten ostatni parametr wynosząc 15,9 mln zł, był w 2024 roku tylko nieznacznie większy niż w 2023 – zaledwie o 340 tys. zł, czyli o 2,1% zł (tab. 1). Spadkami objęte zostały następujące parametry: wydajność odłowów ryb jeziorowych (spadek o 2,8%), wartość odłowów ryb jeziorowych w przeliczeniu na jednostkę powierzchni (spadek o 6,8%) oraz średnia cena 1 kg ryb jeziorowych (spadek o 6,2%) (tab. 1). Aby racjonalnie skomentować spadek w 2024 roku dwóch ostatnich parametrów trzeba sięgnąć do informacji o odłowach wszystkich gatunków i wybranych sortymentów, które są zamieszczone w rozdziale o wielkości połowów rybackich z jezior (Draszkiewicz-Mioduszevska i in. 2025a, 2025b). Po zsumowaniu odłowów tzw. wyboru składającego się z siedmiu cen-nych gatunków i dużych sortymentów leszcza i płoci okazało się, że całkowity ich odłów w 2023 roku wyniósł 1030 ton ryb, natomiast w 2024 roku 949 ton, co oznacza spadek o 81 ton, czyli o 7,9%. Zresztą, wydajność wszystkich złowionych ryb jeziorowych wyniosła w 2023 roku 4,88 kg/ha, zaś w 2024 roku 4,63 kg/ha, co oznacza nieznacznie mniejszy spadek o 5,1% (*op cit*).

Trzeba w tym miejscu wyjaśnić, że wydajność dla całego badanego zbioru 50 gospodarstw wynosząca 5,98 kg/ha jest znacznie wyższa niż wydajność obliczona dla wszyst-

TABELA 1

Liczba podmiotów, powierzchnie oraz dane o odłowach ryb jeziorowych i ich wartości finansowej (n=50)

Wyszczególnienie	Rok 2023	Rok 2024	↑ wzrost ↓ spadek
Liczba gospodarstw	45	50	↑
Powierzchnia jezior (ha)	145583	159585	↑
Powierzchnia stawów (ha)	1424,49	1639,59	↑
Wydajność odłowów ryb jeziorowych (kg/ha)	6,15	5,98	↓
Całkowita wartość odłowów ryb jeziorowych (zł)	15522726	15857736	↑
Wartość odłowów ryb jeziorowych (zł/ha)	106,62	99,37	↓
Średnia cena 1 kg ryb (zł)	17,34	16,27	↓

TABELA 2

Wybrane parametry produkcyjno-gospodarcze analizowanych podmiotów (n=50)

Wyszczególnienie	Rok 2023	Rok 2024	↑ wzrost ↓ spadek
Średnia powierzchnia jezior w gospodarstwie (ha)	3235	3192	↓
Średnia powierzchnia jednego jeziora (ha)	140,8	137,57	↓
Średnia powierzchnia stawów w gospodarstwie (ha)	31,66	32,79	↑
Powierzchnia stawów (ha/100 ha jezior)	0,98	1,03	↑
Powierzchnia jezior (ha na 1 pracownika)	374,25	357,01	↓
Powierzchnia jezior (ha na 1 rybaka jeziorowego*)	808,79	917,16	↑ ↑
Liczba jezior na 1 rybaka jeziorowego*	5,74	6,67	↑ ↑
Liczba pracowników	389	447	↑ ↑
– w tym udział rybaków jeziorowych* (%)	46,3	38,9	↓ ↓
Odłów ryb jeziorowych (kg na 1 pracownika)	2301	2134	↓
Odłów ryb jeziorowych (kg na 1 rybaka jeziorowego)*	4972	5483	↑ ↑

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

kich badanych 93 podmiotów (4,63 kg/ha, por. Draszkiewicz-Mioduszevska i in. 2025b) i wynika to z faktu, że do analizy sytuacji ekonomiczno-finansowej nie wzięto pod uwagę wyników uzyskanych od licznych podmiotów prywatnych i kilku spółek rybackich (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. A wiele z tych podmiotów, w tym zwłaszcza większość okręgów PZW nie prowadzi połowów narzędziami rybackimi.

Wśród jedenastu przedstawionych w tabeli 2 parametrów w sześciu z nich zanotowano wzrost, a pięciu spadek, przy czym w przypadku pierwszych czterech (śr. powierzchnia jezior, jednego jeziora, stawów karpiowych i ich powierzchni w stosunku

do 100 ha jezior) dwa spadki i dwa wzrosty były bardzo nieznaczne. W kontekście warunków gospodarowania w latach 2023 i 2024 godne podkreślenia są zanotowane wzrosty trzech parametrów: powierzchni jezior na 1 rybaka jeziorowego (wzrost o 13,3%), liczba jezior na 1 rybaka jeziorowego (wzrost o 16,2%) oraz udział rybaków jeziorowych w całkowitym zatrudnieniu 50 podmiotów gospodarczych (spadek o 16,0%). Przynajmniej zmiany wymienionych trzech parametrów mogą jedynie świadczyć o wyraźnym spadku całkowitej liczby zatrudnionych rybaków jeziorowych w badanym podsektorze rybactwa śródlądowego. Godny jest także podkreślenia fakt, że pomimo spadku liczby rybaków jeziorowych wielkość średniego odłowu ryb z jezior w przeliczeniu na 1 rybaka jeziorowego wyraźnie się zwiększyła – z poziomu 4972 kg do 5483 kg, co oznacza wzrost tego parametru o 10,3%. Można więc zasadnie założyć, że przedstawiony wzrost efektywności połowów znacznie osłabił spadkowy trend całkowitej wielkości odłowów ryb, a zatem i osiągniętej w 2024 roku wydajności.

Zmiany niektórych zbadanych parametrów wpłynęły na ogólną sytuację ekonomiczno-finansową tego podsektora, o czym piszemy w kolejnych rozdziałach niniejszego opracowania.

Wielkość i charakterystyka przychodów z produkcji podstawowej

Podstawowe wskaźniki ekonomiczno-finansowe gospodarstw analizowanych jako cały zbiór przedstawiają tabele 3, 4 i 5. Wartość przychodów ze sprzedaży ryb podzieleno na trzy grupy, tj. podsektory całego sektora rybactwa i akwakultury: przychody ze sprzedaży ryb jeziorowych, przychody ze sprzedaży pstrąga tęczowego i innych gatunków łososiowatych, sprzedaży karpia i innych gatunków ryb produkowanych w stawach karpowych. Całość tych przychodów określono w tabeli 3 jako „produkcja podstawowa”, jej trzy segmenty umownie jako produkcja „jeziorowa”, „pstrąg” i „karp”, a wyniki analizy podano w postaci udziałów procentowych każdego z tych segmentów w całkowitych przychodach ze sprzedaży produkcji podstawowej (tab. 3). Jak przystało na gospodarstwa „jeziorowe”, w 2024 roku największym udziałem charakteryzowała się produkcja jeziorowa (40,4% przychodów produkcji podstawowej), ale jej odsetek (40,4%) był nieznacznie mniejszy niż w porównywanym roku 2023. Udział produkcji pstrąga w całej produkcji podstawowej obniżył się jeszcze bardziej – do 22,7%, co oznacza spadek aż o 65,4%, zaś udział produkcji karpia – odwrotnie, zwiększył się do poziomu 36,7% (tab. 3), czyli ze wzrostem o 61,7%. Trzeba tu podkreślić, że stosowne udziały produkcji „jeziorowej” od wielu lat, także w badanych 2023-2024, oscylowały na poziomie nieco ponad 40%, ale po raz pierwszy w naszych badaniach ten symboliczny próg został niemal osiągnięty, a tym samym, nieznacznie, zwiększył się prawie do 60% udział zsumo-

TABELA 3

Udział różnych form produkcji rybackiej w przychodach z produkcji podstawowej (n=50)

Wyszczególnienie	Rok 2023	Rok 2024	↑ wzrost ↓ spadek
	%	%	
Produkcja jeziorowa	42,6	40,4	↓
Produkcja pstrąga	34,7	22,7	↓↓↓
Produkcja karpia i innych gatunków w stawach	22,7	36,7	↑↑↑
Produkcja podstawowa	100,0	100,0	

TABELA 4

Podstawowe wskaźniki ekonomiczne dotyczące przychodów badanych podmiotów (n=50)

Wyszczególnienie	Rok 2023		Rok 2024		↑ wzrost ↓ spadek	
	zł/ha ⁽¹⁾	%	zł/ha ⁽¹⁾	%	zł/ha ⁽¹⁾	%
Przychody całkowite	475,58	100,0	562,01	100,0	↑↑↑	-
w tym:						
Produkcja podstawowa	250,01	52,6	246,2	43,8	↓	↓
w tym:						
– jeziorowa	106,62	22,4	99,37	17,7	↓	↓
– pstrąga	86,73	18,2	55,80	9,9	↓↓↓	↓↓↓
– karpia	56,65	11,9	91,03	16,2	↑↑↑	↑↑↑
Zezwolenia wędkarskie	119,13	25,0	145,14	25,8	↑↑↑	↔
Inne przychody	106,44	22,4	170,67	30,4	↑↑↑↑	↑↑↑↑

⁽¹⁾ Wszystkie przychody przeliczono na 1 ha powierzchni jezior

TABELA 5

Podstawowe wskaźniki finansowe badanych podmiotów rybackich (n=50)

Wyszczególnienie	Rok 2023	Rok 2024	↑ wzrost ↓ spadek
Wskaźnik rentowności (%)	11,00	-2,42	↓↓↓
Przychody całkowite (zł na 1 zatrudnionego)	177986	200648	↑
Zysk brutto (zł na 1 zatrudnionego)	17642	-4971	↓↓↓
Średnie przychody całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	1538588	1793787	↑
Średnie koszty całkowite (zł na 1 gospodarstwo)	1386087	1838226	↑↑
Wskaźnik rozwojowości (%)	8,01	8,70	↑
Stosunek nakładów na inwestycje do przychodów całkowitych (%)	7,24	8,64	↑

wanych przychodów z akwakultury. W przypadku produkcji pstrąga i karpia udział tych segmentów od kilkunastu lat się zmieniał; raz przeważała produkcja pstrąga, innym razem karpia, ale w większości lat właśnie przychody z produkcji karpia i innych gatunków produkowanych w stawach karpiowych przeważały nad przychodami ze sprzedaży pstrąga.

Struktura i znaczenie „innych” przychodów

Za rok 2023 wszystkie badane podmioty gospodarcze, a nie tylko 45 będących wówczas przedmiotem szczegółowej analizy, wymieniły 26 form działalności lub innych źródeł uzyskiwania przychodów, co zostało przedstawione w rozdziale „ekonomicznym” niniejszej monografii (Wołos i in. 2025a), i nie ma potrzeby ich powtarzania. W badaniach za 2024 rok (93 podmioty) wystąpiły wszystkie z nich, ale zmieniła się kolejność czterech pierwszych, które ponownie, z dużą przewagą, były na czele rankingu. Zostały one przedstawione poniżej, a w nawiasach podano liczbę wymieniających je podmiotów gospodarczych:

- sprzedaż materiału zarybieniowego, usługi wylęgarnicze (17 podmiotów)
- obrót rybą i/lub przetworami rybnymi (16)
- przetwórstwo (14)
- usługi turystyczne (14)

Jak już wspomniano, „inne” przychody (2024 r. – średnio 170,67 zł/ha i 30,4%, 2023 r. – 106,44 zł/ha i 22,4%, wzrost o 60%) stanowią poważny składnik przychodów całkowitych, ale w odróżnieniu od poprzedniego badanego roku (2023) „inne” przychody były w skali badanego zbioru podmiotów znacznie większe niż przychody ze sprzedaży zezwoleń na wędkowanie (średnio 145,14 zł/ha, 25,8% przychodów całkowitych), oraz niemal 2-krotnie wyższe niż przychody z produkcji jeziorowej (średnio 99,37 zł/ha, 17,7% przychodów całkowitych). Spośród przychodów ze sprzedaży ryb, oprócz ryb jeziorowych, wystąpiły karpie i inne gatunki chowane w stawach karpiowych (91,03 zł/ha, 16,2%) oraz pstrągi i inne łososiowate (55,80 zł/ha, 9,9%) (tab. 4).

Wielkość przychodów całkowitych a „inne” przychody i sprzedaż zezwoleń wędkarskich

Całkowite przychody osiągnięte przez 50 badanych podmiotów wyniosły 562,01 zł/ha i były o 18,2% wyższe niż w roku 2023, i co bardzo istotne, po raz pierwszy w naszych badaniach suma przychodów „innych” i ze sprzedaży zezwoleń na wędkowanie (56,2% przychodów całkowitych) była większa niż przychody ze sprzedaży produkcji podstawowej, czyli sumy przychodów za ryby jeziorowe, karpie i pstrągi hodowane w różnych systemach akwakultury (43,8%).

Sytuacja ekonomiczno-finansowa

W tabeli 5 przedstawiono najważniejsze wskaźniki charakteryzujące sytuację ekonomiczno-finansową całego badanego zbioru 50 gospodarstw.

Wielkości i zmiany rok do roku siedmiu przedstawionych parametrów trzeba ocenić niejednoznacznie. Z jednej strony w 2024 roku mamy tu do czynienia ze wzrostem przychodów przypadających na 1 zatrudnionego, wzrostem średnich przychodów całkowitych na 1 badane gospodarstwo, nieznacznym wzrostem wskaźnika rozwojowości (tj. stosunku sumy nakładów na inwestycje i wykupu majątku do przychodów całkowitych w %) czy też stosunku samych nakładów na inwestycje do przychodów całkowitych mierzonego w procentach. Niestety taki pozytywny obraz psuje druga strona tego medalu, czyli poniesione koszty całkowite i ich wpływ na dwa wskaźniki finansowe – wskaźnik rentowności brutto oraz średnia wielkość zysku brutto w przeliczeniu na 1 zatrudnionego. Okazało się, że w 2024 roku średnie koszty przypadające na jedno gospodarstwo dość znacznie (ściśle o 44439 zł) przekroczyły średnie przychody całkowite na jedno gospodarstwo, co spowodowało bardzo znaczny spadek wskaźnika rentowności brutto – z poziomu 11,00% w 2023 roku do ujemnego wyniku finansowego, czyli wskaźnika rentowności w wysokości -2,42%. I nie jest to przypadkiem, gdyż wysoki poziom wzrostu kosztów, w tym u typowych podmiotów jeziorowych zwłaszcza pracy, paliw i energii oraz kupowanego materiału zarybieniowego, zaś w przypadku podmiotów parających się dodatkowo chowem ryb, do już wymienionych koszty paszy i spadek ceny karpia, obniżył znacznie rentowność wielu podmiotów, zaś w przypadku 15 z 50 badanych gospodarstw (30%) działalność gospodarcza w 2024 roku zakończyła się ujemnym wynikiem finansowym.

Kolejnym badanym parametrem, nie ujętym liczbowo w tabeli 5, były zobowiązania ogółem (długo- i krótkoterminowe). W 2024 roku takie zobowiązania zadeklarowało 17 podmiotów, co w skali 50 badanych oznacza niemal 34-procentowy udział. Całkowita suma zobowiązań wyniosła 20,20 mln zł, co oznacza średnią na 1 gospodarstwo mające zobowiązania w wysokości 1,19 mln zł, ale trzeba w tym miejscu zaznaczyć, że na całkowitą sumę zobowiązań aż 66% przypadało na cztery podmioty z zobowiązaniami wynoszącymi w sumie 13,43 mln zł (średnio 3,36 mln na 1 gospodarstwo). A to, w kontekście przedstawianych danych, wymaga zwrócenia szczególnej uwagi na postępowaniu się zarówno średnią, jak i innymi parametrami statystycznymi, bez uwzględnienia liczebności badanej próby i charakterystyki jej rozkładu ilościowego. Bez tych czterech podmiotów średnia kwota zobowiązań w przeliczeniu na 1 gospodarstwo wyniosła 520 tys. zł. W porównaniu z rokiem 2023 zarówno zwiększył się odsetek gospodarstw ze zobo-

wiązaniami, a także zwiększyła się znacznie średnia ich kwota w przeliczeniu na 1 podmiot gospodarczy.

Wsparcie finansowe z Unii Europejskiej (EFMRA, KPO, rekompensaty wodnośrodowiskowe) i inne fundusze

Biorąc pod uwagę wszystkie badane w tym roku podmioty w liczbie 93, w 2024 roku w ramach instrumentów pomocowych dla rybactwa złożono 39 wniosków przez 30 podmiotów gospodarczych, w tym zrealizowano 36 projektów. Większość tych projektów (17) sfinansowano częściowo w ramach EFMRA, a także w ramach KPO, FEDR, WFOŚiGW oraz Planu Strategicznego dla Wspólnej Polityki Rolnej. Łączna kwota finansowanych w tym roku projektów wyniosła 6,35 mln zł, tj. ponad 3-krotnie mniej niż w 2023 roku. Średnia wartość zrealizowanego projektu wyniosła 176,4 tys. zł, podczas gdy rok wcześniej 882 tys. zł. Największym zainteresowaniem cieszyły się inwestycje w zakup specjalistycznego sprzętu do transportu ryb i innych pojazdów (w ramach 6 projektów), w tym zakup łodzi motorowej, wyposażanie obiektów wylęgarniczych (np. modernizacja wylęgarni) i hodowli ryb (np. urządzenia chłodnicze i obróbki ryb), dywersyfikacja działalności a nawet systemy badawcze parametrów środowiskowych, modernizacja i wyposażenie laboratorium. Ponadto projekty dotyczyły inwestycji w fotowoltaikę czy w akwakulturę środowiskową, wspieranie działalności zrównoważonej akwakultury, monitoring ichtiofauny, czy wreszcie dofinansowanie operatorów rybackich w ramach 3 projektów.

Rekompensaty wodnośrodowiskowe otrzymało 8 podmiotów (w 2023 roku 3, których łączna wartość wyniosła 1333624 zł, co daje średnią 166,7 tys. zł na 1 gospodarstwo, czyli 3,5-krotnie więcej niż w 2023 roku (47,2 tys. zł).

Dodatkowym wsparciem dla omawianego podsektora rybactwa śródlądowego była w 2024 roku tzw. **pomoc wojenna**, rekompensująca straty w działalności z powodu agresji Rosji na Ukrainę. Z tego tytułu nasi respondenci wskazali jedynie jeden taki projekt.

Plany rozwojowe

Pośród 93 badanych podmiotów gospodarczych, odpowiedzi na pytania o plany rozwojowe w okresie najbliższych 5 lat, udzieliło 68 gospodarstw. Uzyskane odpowiedzi przedstawia poniższe zestawienie:

- kontynuacja dotychczasowej działalności – 66 podmiotów
- rozszerzenie działalności o nowe usługi i produkty – 9 podmiotów
- ograniczenie działalności rybackiej – 3 podmioty
- zakończenie działalności/sprzedaż firmy – 1 podmiot

Komentując uzyskane wyniki można stwierdzić, że w okresie najbliższych kilku lat badana populacja podmiotów w zasadniczej większości planuje dalsze prowadzenie dotychczasowej działalności, a część z nich – przy jej kontynuacji – zamierza rozszerzyć działalność o nowe rozwiązania. Tym niemniej trzeba zauważyć, że cztery podmioty planują ograniczenie działalności rybackiej lub jej zakończenie, a nieznane są nam plany pozostałej, wcale nielicznej, grupy 25 podmiotów gospodarczych, które nie udzieliły odpowiedzi na nasze pytania w tym zakresie.

Podsumowanie

Wyniki przeprowadzonych analiz można krótko podsumować w następujących punktach:

- Podstawowy wskaźnik charakteryzujący sytuację ekonomiczno-finansową badanych podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior, czyli wskaźnik rentowności, wyniósł w 2024 roku -2,42%, co wskazuje na znacznie mniej korzystną kondycję ekonomiczną badanego podsektora rybactwa śródlądowego niż w 2023 roku, spowodowaną głównie przez znaczny wzrost kosztów ogólnych, przy mniejszej stopie wzrostowej osiągniętych przychodów z działalności gospodarczej.
- W przypadku poszczególnych form działalności należy uwypuklić fakt, że zsumowane przychody ze sprzedaży produkcji podstawowej ryb jeziorowych, karp i innych ryb produkowanych w stawach karpowych oraz w obiektach pstrągowych były w 2024 roku mniejsze niż zsumowane przychody ze sprzedaży zezwoleń na wędkowanie i „innych”, często pozaprodukcyjnych form działalności.
- W przypadku większości istotnych dla sytuacji ekonomiczno-finansowej parametrów w 2024 nastąpił regres w stosunku do roku 2023. Mniejsze odłowy ryb jeziorowych, mniejsza wydajność, w tym gatunków cennych, określanych jako wybór, mniejszy wskaźnik przychodów z produkcji jeziorowej z 1 hektara, spadek liczby i udziału procentowego rybaków jeziorowych w całkowitym zatrudnieniu, mniejsze kwoty środków pomocowych dla rybactwa z różnych funduszy i źródeł, wysoki odsetek firm z ujemnym wynikiem finansowym (30%). I co najważniejsze – znaczny wzrost kosztów prowadzonej działalności w przeliczeniu na jeden hektar powierzchni jeziorowej i na 1 zatrudnionego.

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowego Instytutu Badawczego.

Literatura

- Draszkiewicz-Mioduszevska H., Trella M., Czerwiński T., Wołos A. 2025a – Wielkość i charakterystyka połowów rybackich z jezior w 2023 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w latach 2023 i 2024: elementy gospodarcze, ekonomiczne, ekologiczne i społeczne (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 9-18.
- Draszkiewicz-Mioduszevska H., Trella M., Czerwiński T., Wołos A. 2025b – Wielkość i charakterystyka połowów rybackich z jezior w 2024 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w latach 2023 i 2024: elementy gospodarcze, ekonomiczne, ekologiczne i społeczne (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 51-60.
- 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: Rybactwo jeziorowe. Stan, uwarunkowania, perspektywy (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 43-50.
- Wołos A., Czerwiński T., Mickiewicz M. 2021 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2020 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 19-32.
- Wołos A., Czerwiński T., Mickiewicz M. 2022 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2021 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, środowiskowe i klimatyczne (Red.) A. Cejko, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 25-26.
- Wołos A., Czerwiński T. 2023 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2022 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku: elementy gospodarcze, ekonomiczne i społeczne (Red.) A. Cejko, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 21-31.
- Wołos A., Trella M., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Czerwiński T. 2025a – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2023 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w latach 2023 i 2024: elementy gospodarcze, ekonomiczne, ekologiczne i społeczne (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 19-31.
- Wołos A., Trella M., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Czerwiński T. 2025b – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2024 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w latach 2023 i 2024: elementy gospodarcze, ekonomiczne, ekologiczne i społeczne (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 61-71.

Strategie zarybieniowe w polskim rybactwie jeziorowym w roku 2024

Marek Trella

Zakład Bioekonomiki Rybactwa,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

Wstęp

Transformacja systemowa w Polsce, obejmująca przejście od gospodarki centralnie planowanej do rynkowej oraz proces prywatyzacji gospodarstw rybackich, zainicjowała głębokie zmiany w zarządzaniu zasobami ichtiofauny. W odpowiedzi na te przemiany systemowe, w połowie lat 90. XX wieku Zakład Bioekonomiki Rybactwa Instytutu Rybactwa Śródlądowego rozpoczął systematyczne badania ankietowe gospodarki jeziorowej, ze szczególnym uwzględnieniem praktyk zarybieniowych. Badania te stanowiły reakcję na zmiany własnościowe w rybactwie jeziorowym i miały na celu monitorowanie przekształceń zachodzących w sektorze.

Dane historyczne wskazują, że w okresie gospodarki nakazowo-rozdzielczej zarybienia jezior koncentrowały się głównie na węgorzu, siei i sielawie, z marginalnym udziałem innych gatunków, takich jak szczupak (Mickiewicz 2012). Przełomowym momentem okazały się lata 90. XX wieku, kiedy to w wyniku spadku podaży i gwałtownego wzrostu cen węgorza szklistego, a także rosnącej popularności wędkarstwa rekreacyjnego, gospodarstwa jeziorowe zaczęły intensyfikować zarybienia gatunkami takimi jak szczupak, sandacz, lin, karp, karaś i sum. W kolejnych latach prowadzone badania nad efektywnością ekonomiczną zarybień w warunkach wolnego rynku (Mickiewicz 2013) wykazały, że zabieg ten stał się kluczowym elementem gospodarki rybackiej. Obecnie zarybienia są powszechnie uważane za najważniejszy zabieg rybacki w jeziorach, realizowany wielotorowo - zarówno w celu zwiększenia odłowów gospodarczych,

jak i zaspokojenia oczekiwań wędkarzy oraz ochrony zagrożonych gatunków ryb (Mickiewicz 2018).

Skuteczność tych działań znajduje potwierdzenie w stabilnych odłowach gatunków zarybianych (Wołos 2015), co wskazuje na ich ekonomiczną opłacalność oraz sugeruje potencjalnie pozytywny wpływ na ekosystemy wodne (Trella 2022). Współczesna polityka zarybieniowa w Polsce stanowi przykład zrównoważonego zarządzania zasobami naturalnymi, łączącego cele ekonomiczne z ochroną bioróżnorodności i rozwojem rekreacji.

Niniejsze opracowanie przedstawia kompleksową analizę struktury i efektywności zarybień jezior, koncentrując się na współczesnych uwarunkowaniach gospodarczych i środowiskowych w 2024 roku.

Materiały i metody

Podstawę opracowania stanowiły dane z lat 2024 i 2023 dotyczące:

- ilości materiału zarybieniowego poszczególnych gatunków (wyrażonej w tys. sztuk i kg),
- wartości zarybień (w zł),
- powierzchni zarybianej (w ha).

Dane pozyskano z ankiet przeprowadzonych wśród podmiotów gospodarujących w jeziorach: w 2023 roku objęto badaniem 82 podmioty zarządzające akwenami o łącznej powierzchni 231 tys. ha, zaś w 2024 roku - 93 podmioty gospodarujące na obszarze blisko 234 tys. ha. Zwiększenie się próby badawczej o 11 podmiotów i około 2800 ha w stosunku do roku 2023, analizowany zbiór podobnie jak w latach poprzednich zachował reprezentatywność, obejmując ponad 86% całkowitej powierzchni jezior użytkowanych rybacko w Polsce (270 tys. ha).

Wyniki analiz przedstawiono z podziałem na trzy regiony jeziorowe: Mazury, Pomorze i Wielkopolskę. Kryteria klasyfikacji uwzględniały nie tylko położenie geograficzne, ale także podobieństwo metod gospodarowania i stanu środowiska. W efekcie:

- region Wielkopolska obejmował także Kujawy, Pojezierze Lubuskie oraz jeziora Lubelszczyzny i Polski południowej,
- region Mazury – obszary na wschód od Wisły i północ od Narwi,
- region Pomorze – tereny na zachód od Wisły i północ od linii Bydgoszcz-Ujście nad Notecią-Kalisz Pomorski-Pyrzyce-Szczecin.

Dla ułatwienia porównań międzyokresowych, w tabelarycznym przedstawieniu wyników zestawiono parametry z obu badanych lat, wyróżniając dane z 2024 roku

pogrubioną czcionką, nie analizowano jednak żadnych zmian, gdyż to za krótki czas do opisywania trendów.

Wyniki i dyskusja

93 podmioty uprawnione do rybactwa zarybiły jeziora w 2024 roku następującymi gatunkami (w kolejności od najwyższej do najniższej liczby podmiotów), łącznie 20 gatunków, z czego w roku 2023 i 2024 żaden podmiot nie zarybiał amurem:

1. szczupak – 81 podmiotów (72 gospodarstwa – 2023 rok),
2. węgorz – 64 podmioty (54 gospodarstwa – 2023 rok),
3. lin – 56 podmiotów (52 gospodarstwa – 2023 rok)
4. sandacz – 50 podmiotów (46 gospodarstwa – 2023 rok),
5. sielawa – 40 podmiotów (36 gospodarstwa – 2023 rok),
6. karp – 28 podmiotów (24 gospodarstwa – 2023 rok),
7. karaś – 25 podmiotów (27 gospodarstw – 2023 rok),
8. sieja – 26 podmioty (23 gospodarstwa – 2023 rok),
9. sum – 10 podmiotów (8 gospodarstw – 2023 rok),
10. jaź – 6 podmiotów (2 gospodarstwa – 2023 rok),
11. okoń – 5 podmiotów (6 gospodarstw – 2023 rok),
12. miętus – 4 podmioty (2 gospodarstwa – 2023 rok),
13. troć jeziorowa – 3 podmioty (3 gospodarstwa – 2023 rok),
14. płoć – 2 podmioty (4 gospodarstwa – 2023 rok),
15. boleń – 2 podmioty (3 gospodarstwa – 2023 rok),
16. pstrąg potokowy – 1 podmiot (2 gospodarstwa – 2023 rok),
17. lipień – 1 podmiot (0 gospodarstw – 2023 rok),
18. kleń – 1 podmiot (0 gospodarstw – 2023 rok),
19. pstrąg tęczowy – 1 podmiot (1 gospodarstwa – 2023 rok),
20. leszcz – 0 podmiotów (1 gospodarstwo – 2023 rok).

Większością gatunków zarybiano jeziora, ale przy tym wchodzące w skład obwodów jeziorowych odcinki rzek czy kanałów (np. pstrąg potokowy, troć jeziorowa, sum, miętus, boleń, jaź), co świadczy o dbałości ankietowanych o wszystkie wody, jakie znajdują się w ich rybackim zarządzaniu.

Dane na temat ilości materiału zarybieniowego (tys. szt. i kg) przedstawiono w tabelach 1-4. Podany został też udział (%) zarybiających podmiotów. Wskaźnik ten ukazuje rangę gatunku w jeziorach w regionach, jak również jakość ekosystemów tych jezior.

Zarybienia węgorzem

W 2024 roku łączna powierzchnia objęta zarybieniami węgorzem sięgała niemal 178 tysięcy hektarów, z czego ponad połowa przypadała na mazurskie gospodarstwa, demonstrując kluczową rolę tego regionu w krajowym programie ochrony węgorza. Wielkopolska, choć pod względem areалу zajmowała ostatnie miejsce wśród trzech regionów, zaimponowała skalą introdukcji – to właśnie tam trafiła blisko połowa wszystkich wypuszczonych sztuk narybku, co wskazuje na szczególną koncentrację działań restytucyjnych w tym regionie (tab. 1).

Interesujące rozbieżności ujawnia analiza charakterystyki zarybianego materiału. Podczas gdy mazurskie gospodarstwa inwestowały w mniejsze i lżejsze osobniki (średnio 147 szt./kg), co przekładało się na wyższe ceny zakupu, wielkopolskie preferowały cięższy narybek, pozwalający na wsiedlenie mniejszej liczby sztuk, lecz przy niższych kosztach. Pomorze prezentowało pośrednią strategię, jednak przy najwyższych w kraju średnich cenach za kilogram węgorza, sięgających 223 zł.

W porównaniu z rokiem poprzednim widoczna jest wyraźna progresja – nie tylko w zakresie powierzchni i liczby osobników, ale także w jakości stosowanego materiału

TABELA 1

Zarybienia węgorzem w 2024 roku (pogrubiona czcionka); dane z 2023 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
Powierzchnia (ha)	97585	41355	38810	177750
	75885	36707	37530	146120
Liczba gospodarstw	21	19	24	64
	18	21	16	55
WĘGORZ NARYBEK PODCHOWANY				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	64,2	79,2	64,9	68,8
	62,1	61,8	84,2	67,1
Kilogramy	3045	3491	6369	12905
	2052	6006	3246	11304
Sztuki	448846	341688	525325	1315859
	293473	327242	174118	794833
Szt./kg	147	98	82	102
	143	55	54	70
Zakres (szt./kg)	10-500	10-1000	10-500	10-1000
	10-400	20-500	10-250	10-500
Średnia cena (zł/kg)	209,00	222,58	134,36	175,83
	274,03	130,92	140,57	159,67
Zakres (zł/kg)	22-467	65-367	31-545	22-545
	35-350	30-590	62-350	30-590

zarybieniowego. Średnia masa wypuszczanych węgorzy zmalała, co sugeruje w kierunku inwestycji w bardziej młodszy narybek, zwiększający efektywność zarybień. Jednocześnie zauważalne poszerzenie spektrum wielkości wsiedlanych osobników (od 10 do 1000 sztuk/kg) świadczy o rosnącej potrzebie doboru optymalnego materiału zarybieniowego do specyfiki lokalnych ekosystemów.

Zarybienia sielawą i sieją

W 2024 roku zarybienia koregonidami charakteryzowały się wyraźną, tak jak od wielu lat, dominacją gospodarstw mazurskich, które obsługiwały największy areał wód i odpowiadały za wsiedlenie największych ilości materiału zarybieniowego, zarówno sielawy, jak i siei. Region ten wykazał się szczególnie zaawansowanymi działaniami, wykorzystując nie tylko standardowy wylęg, ale także znaczne ilości narybku letniego oraz – jako jedyny – introdukując starsze formy siei, co świadczy o różnicowanej i zaawansowanej strategii zarybieniowej (tab. 2).

TABELA 2

Zarybienia koregonidami w 2024 roku (pogrubiona czcionka); dane z 2023 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
Powierzchnia (ha)	34039	5065	16318	55242
	28280	3115	15490	46885
Liczba gospodarstw	14	9	17	40
	18	8	15	38
SIELAWA				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	43,8	37,5	45,9	43,0
	41,4	42,1	44,1	42,7
Wylęg (tys. szt.)	146236	21850	92150	26
	365070	19300	105565	489935
Narybek letni (tys. szt.)	1200	86	-	1286
	1200	80	-	1280
SIEJA				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	37,5	16,7	27,0	28,0
	31,0	15,8	32,4	28,0
Wylęg (tys. szt.)	10385	10	7675	18070
	18916	-	9034	27950,0
Narybek letni (tys. szt.)	810	79	123	1012
	655	84	100	838,9
Narybek jesienny (kg)	274	78	-	352
	389	-	56	446
Starsze formy (kg)	1000	-	-	1000
	-	-	-	-

Pomorze utrzymało znaczącą pozycję w programie, szczególnie w zakresie zarybień sielawą, gdzie odnotowano drugi pod względem wielkości wsad wylęgu w kraju. W przypadku siei, pomorskie gospodarstwa koncentrowały się głównie na podstawowym materiale zarybieniowym, z umiarkowanym wykorzystaniem narybku letniego.

Wielkopolska natomiast pełniła rolę uzupełniającą w krajowym programie, zarybiając relatywnie niewielki areal i wprowadzając ograniczone ilości materiału zarybieniowego, głównie w formie wylęgu sielawy oraz symboliczne ilości siei.

W porównaniu z rokiem poprzednim, ogólna skala zarybień koregonidami wykazała tendencję wzrostową, zarówno pod względem powierzchni objętej zarybieniami, jak i różnorodności stosowanych form materiału zarybieniowego. Szczególnie istotnym rozwojem było szersze wykorzystanie narybku letniego oraz wprowadzenie do zarybień starszych form siei.

Zarybienia szczupakiem, sandaczem i sumem

Zarybienia gatunkami drapieżnymi objęły znaczną powierzchnię ponad 161 tysięcy hektarów wód, z udziałem 81 badanych gospodarstw rybackich. Wśród wpuszczanych gatunków dominował szczupak, który cieszył się najszerszym zainteresowaniem wśród gospodarstw we wszystkich regionach, szczególnie na Mazurach, gdzie niemal wszystkie gospodarstwa uczestniczyły w jego zarybieniach. Zarybianie szczupakiem odbywało się na wszystkich etapach rozwojowych – od wylęgu po narybek jesienny i starsze formy, przy czym największe ilości narybku jesiennego wprowadzono w Wielkopolsce (tab. 3).

Sandacz odgrywał drugorzędną, ale istotną rolę, zwłaszcza w gospodarstwach wielkopolskich, gdzie odnotowano najwyższy udział gospodarstw zaangażowanych w jego zarybianie. Mazury wyróżniały się znaczną skalą introdukcji sandacza w formie narybku letniego, podczas gdy Pomorze koncentrowało się głównie na narybku jesiennym. Sum stanowił gatunek uzupełniający, z marginalnym udziałem w programie zarybieniowym, choć warto odnotować większą dawkę krocza tego gatunku w Wielkopolsce.

W porównaniu z rokiem 2023 zaobserwowano pewne zmiany w strategii zarybieniowej. Zmniejszenie powierzchni objętej zarybieniami przy jednoczesnym wzroście liczby zaangażowanych gospodarstw. Widoczny jest także wyraźny wzrost skali wykorzystania narybku letniego szczupaka oraz sandacza, co może świadczyć o zmianie preferencji bardziej zaawansowanych form materiału zarybieniowego. Jednocześnie utrzymano znaczący wolumen zarybień narybkiem jesiennym szczupaka, co wskazuje na kontynuację sprawdzonych metod podchowu tego gatunku.

TABELA 3

Zarybienia gatunkami drapieżnymi w 2024 roku (pogrubiona czcionka); dane z 2023 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
Powierzchnia (ha)	86899	23959	50827	161685
	110068	17249	50740	178057
Liczba gospodarstw	31	20	30	81
	28	28	16	72
SZCZUPAK				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	96,9	83,3	81,1	87,1
	96,6	87,5	84,4	87,8
Wylęg (tys. szt.)	68374	7148	41913	119435
	74514	10130	36076	120720
Narybek letni (tys. szt.)	2176	1972	2226	6372
	689	145	1814	2648
Narybek jesienny (kg)	12888	20635	12200	45723
	13881	10132	12042	36055
Starsze formy (kg)	407	1345	600	1812
	50	1989	1330	2054
SANDACZ				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	56,3	66,7	43,2	
	51,7	78,9	47,1	56,1
Wylęg (tys. szt.)	-	-	-	-
	-	240	-	240
Narybek letni (tys. szt.)	9190	4252	2302	15744
	2 944	1849	2951	7744
Narybek jesienny (kg)	1881	1196	1975	5052
	1170	1098	2175	4443
Starsze formy (kg)	5	1020	-	1025
	20	-	-	20
SUM				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	18,8	8,3	8,1	11,8
	10,3	8,8	10,5	9,8
Narybek letni (tys. szt.)	75	5	-	
	74	-	-	74
Narybek jesienny (kg)	373	-	38	
	42	-	423	465
Narybek 1+ (kg)	-	-	-	
	-	-	-	-
Krocze (kg)	120	2506	160	2786
	-	-	-	-
Starsze formy (kg)				
	-	-	-	-

Zarybienia linem, karasiem i karpem

W 2024 roku zarybienia gatunkami karpiowatymi objęły powierzchnię ponad 86 tysięcy hektarów wód, z udziałem ankietowanych 56 gospodarstw rybackich. Wśród wpuszczanych gatunków wyraźnie dominowały trzy główne taksony: lin, karaś i karp, każdy z charakterystycznym rozkładem geograficznym i preferencjami rozwojowymi (tab. 4).

TABELA 4

Zarybienia gatunkami karpiowatymi w 2024 roku (pogrubioną czcionką); dane z 2023 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
Powierzchnia (ha)	45705	15579	24987	86271
	32277	14949	18053	65279
Liczba gospodarstw	18	17	21	56
	18	15	19	52
LIN				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	56,3	70,8	56,8	60,2
	62,1	78,9	78,9	63,4
Narybek jesienny (kg)	1424	621	1969	4014
	1390	692	34	2116
Narybek 1+ (kg)	-	-	-	-
	-	-	-	-
Krocze (kg)	14083	38987	33685	86755
	12279	31728	37965	75802
Starsze formy (kg)	170	-	17	187
	480	-	190	670
KARAŚ				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	21,9	45,8	18,9	26,9
	27,6	52,6	26,4	37,5
Narybek jesienny (kg)	1059	48	-	-
	-	-	50	50
Narybek 1+ (kg)	-	-	-	-
	-	40	-	40
Krocze (kg)	6101	17155	8740	31996
	5760	4091	7200	17052
KARP				
Udział zarybiających gospodarstw (%)	28,1	45,8	21,6	30,1
	20,7	78,9	55,9	37,5
Narybek jesienny (kg)	-	6369	-	6369
	-	800	-	800
Narybek 1+ (kg)	-	-	-	-
	-	-	-	-
Krocze (kg)	12126	30223	21284	63633
	10285	23949	16950	51184
Starsze formy (kg)	-	100	-	100
	-	-	70	70

Lin był wpuszczany we wszystkich trzech regionach, przy czym Wielkopolska wyróżniała się najwyższym odsetkiem gospodarstw. Zarybienie koncentrowało się głównie na stadium krocza, z masowym wsiedlaniem tej formy rozwojowej, szczególnie w gospodarstwach wielkopolskich i pomorskich. Karaś był również obecny we wszystkich regionach, ale odgrywał drugoplanową rolę, z wyraźną dominacją w Wielkopolsce zarówno pod względem ilości gospodarstw, jak i skali wpuszczanego krocza. Karp natomiast zdominował zarybienia w Wielkopolsce, gdzie odnotowano zarówno najwyższy udział gospodarstw, jak i zdecydowanie największe ilości krocza.

W porównaniu z rokiem 2023 obserwujemy wzrost powierzchni zarybionej o ponad 20 tysięcy hektarów oraz zwiększenie liczby uczestniczących w nich gospodarstw. Wyraźna specjalizacja regionalna – gdzie Wielkopolska koncentruje się na karpiu i kara-siu, podczas gdy Mazury i Pomorze preferują lina – wskazuje na racjonalne dostosowanie strategii zarybieniowej do lokalnych warunków ekosystemowych i tradycji rybackich.

Wielkość powierzchni jezior zarybianych poszczególnymi gatunkami

Analiza udziału powierzchni zarybionej w 2024 roku ukazuje mozaikę preferencji gatunkowych w poszczególnych regionach. Szczupak utrzymuje niepodważalną dominację jako najpowszechniej wpuszczany drapieźnik, obejmując swoim zasięgiem ponad dwie trzecie całkowitej powierzchni jezior, przy czym szczególną popularnością cieszy się na Mazurach i Pomorzu. Lin konsekwentnie pełni rolę kluczowego gatunku karpiowatego we wszystkich regionach, demonstrując niezwykłą uniwersalność w adaptacji do różnych warunków środowiskowych (tab. 5.).

Wśród gatunków głąbielowatych, sielawa wyraźnie od lat przeważa nad sieją, zwłaszcza na Mazurach i Pomorzu, co świadczy, że jest kluczowym gatunkiem dla gospodarki typowo rybackiej, a sieja gatunek także poławiany przez wędkarzy, dalej ze względu na cenę materiału zarybieniowego zarybiany jest głównie przez gospodarstwa, które dysponują odpowiednią bazą tarlakową i odpowiednim zapleczem wylęgarniczym. Sandacz wykazuje ciekawe zróżnicowanie regionalne – podczas gdy w Wielkopolsce stał się drugim najpopularniejszym drapieźnikiem, na Pomorzu jego udział znacząco spada, co prawdopodobnie wynika z różnic w charakterystyce ekosystemów.

W porównaniu z danymi z 2023 roku, widoczna jest ewolucja strategii zarybieniowych. Nastąpiło pewne lekkie przesunięcie w kierunku gatunków bardziej odpornych na zmieniające się warunki środowiskowe, przy jednoczesnym utrzymaniu tradycyjnych preferencji regionalnych. Warto odnotować, że pomimo ogólnopolskich trendów, każdy region zachował swoją tożsamość ichtiologiczną, co świadczy o racjonalnym dopasowaniu działań restytucyjnych do lokalnych uwarunkowań ekologicznych.

TABELA 5

Udział (%) powierzchni zarybionej w 2024 roku poszczególnymi gatunkami w całkowitej analizowanej powierzchni;
dane z 2023 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska)	Pomorze	Razem
Gatunki	Udział zarybianej powierzchni jezior (%)			
Sielawa	28,9	11,2	22,9	23,7
	23,9	8,3	21,3	20,5
Sieja	11,9	2,86	16,6	11,6
	14,8	3,9	14,5	12,9
Szczupak	73,93	52,6	72,2	69,2
	93,2	46,0	67,3	77,1
Sandacz	26,0	37,0	18,3	25,8
	18,8	33,3	29,7	24,7
Sum	2,5	0,7	1,6	1,9
	2,2	2,9	1,9	10,1
Lin	38,9	34,2	35,5	37,0
	27,3	39,8	24,0	40,0
Karaś	10,1	26,0	4,34	11,5
	10,5	31,2	2,6	12,8
Karp	9,3	26,9	11,4	13,4
	6,9	23,5	3,2	17,5

Wartość i struktura gatunkowa wartości zarybień

Przedstawiona analiza nakładów na zarybienia wyrażona w złotychkach w przeliczeniu na jeden hektar powierzchni wodnej w 2024 roku odśłania strategiczne podejście regionów do gospodarki rybackiej. Wartości inwestycji w materiał zarybieniowy układają się w wyraźny wzorzec, który odzwierciedla zarówno lokalne priorytety, jak i uwarunkowania ekosystemowe (tab. 6).

Wśród gatunków drapieżnych, szczupak – pomimo najszerszego zasięgu zarybień – pozostaje stosunkowo ekonomiczny w utrzymaniu, co sugeruje wypracowanie efektywnych metod jego wychowu. Sandacz natomiast prezentuje się jako drapieżnik dodatkowy, zwłaszcza na Mazurach, gdzie koszty zarybień są szczególnie niskie. Gatunki karpiowate demonstrują największe różnicowanie kosztów – podczas gdy lin generuje umiarkowane nakłady, karp i karaś w niektórych regionach wymagają znaczących inwestycji.

Wielkopolska, jako region o najbardziej specyficznym profilu inwestycyjnym, przeznacza wyjątkowo wysokie środki na zarybienia karpem, co może wynikać z lokalnych preferencji wędkarskich. Interesujące jest, że Pomorze inwestuje relatywnie duże środki w karasia, co może świadczyć o specyfice tamtejszych ekosystemów i preferencji wędkarskich.

TABELA 6

Wartość zarybień w 2024 roku powierzchni zarybionej danym gatunkiem; dane z 2023 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
Gatunki	Wartość zarybień (zł/ha)			
Sielawa	51,1	36,0	45,1	48,0
	42,8	45,8	41,0	42,4
Sieja	66,0	33,7	18,4	43,9
	81,7	37,4	14,5	54,9
Szczupak	35,6	43,5	45,7	39,9
	25,1	43,1	36,5	30,1
Sandacz	21,4	37,6	36,3	29,1
	19,6	28,0	22,7	22,7
Sum	48,1	6,6	10,1	35,2
	46,2	10,1	15,0	30,0
Lin	8,7	25,1	35,3	19,4
	10,2	53,4	42,8	29,1
Karaś	13,2	20,1	61,4	21,7
	9,6	12,3	58,1	14,5
Karp	21,6	68,9	57,8	49,5
	20,6	64,3	148,0	56,4

W porównaniu z rokiem 2023 widoczny jest ogólny trend wzrostowy nakładów, szczególnie wyraźny w przypadku gatunków karpiowatych. Ten wzrost może odzwierciedlać zarówno inflację kosztów materiału zarybieniowego, jak i świadome zwiększanie skali zarybień. Regionalne zróżnicowanie inwestycji tworzy ciekawą mozaikę ekonomiczną, gdzie każdy region rozwija własną, zoptymalizowaną strategię inwestycyjną dostosowaną do lokalnych możliwości i potrzeb rynkowych, a także tradycji rybackiej.

Wydatki na zarybienia w 2024 roku ukazują ciekawą opowieść o regionalnych strategiach i priorytetach w gospodarce rybackiej. Łączna kwota przeznaczona na te działania sięgnęła blisko 18,5 miliona złotych, co oznacza znaczący wzrost inwestycji w porównaniu z poprzednim rokiem (tab. 7). Ta zwiększona alokacja środków odzwierciedla rosnące znaczenie działań aktywnej ochrony ichtiofauny.

W strukturze tych wydatków szczupak niepodzielnie króluje we wszystkich regionach, absorbując ponad jedną trzecią część całkowitego budżetu. Jego dominująca pozycja jest szczególnie widoczna na Mazurach, gdzie tradycyjne metody gospodarki rybackiej spotykają się z nowoczesnymi metodami ochrony przyrody, (np. biomanipulacja, czyli wpuszczanie drapieżników, co służy zwolnieniu tempa eutrofizacji jezior). Co ciekawe, choć sandacz wymaga relatywnie mniejszych nakładów, jego rola jest istotna zwłaszcza w Wielkopolsce, gdzie lokalne warunki sprzyjają rozwojowi tego gatunku.

TABELA 7

Udział (%) wartości zarybień poszczególnymi gatunkami w całkowitej wartości zarybień w 2024 roku
(pogrubioną czcionką); dane z 2023 roku poniżej

Regiony	Mazury	Wielkopolska	Pomorze	Razem
2024 rok	100% = 8053068	100% = 4157083	100% = 6304820	100% = 18514971 zł
2023 rok	100% = 7171804	100% = 3275923	100% = 5363034	100% = 15810761 zł
Gatunki	Udział w wartości zarybień (%)			
Węgorz	7,9	18,5	13,6	12,2
	7,8	13,9	14,7	11,4
Sielawa	21,6	4,3	11,6	14,3
	16,9	4,4	12,3	12,7
Sieja	11,5	1,0	3,4	6,4
	19,9	1,7	3,0	12,9
Szczupak	38,4	25,0	36,8	34,8
	38,5	43,1	34,5	34,9
Sandacz	8,1	15,9	7,4	9,6
	6,1	10,7	9,5	8,2
Sum	1,7	0,05	0,2	0,8
	1,7	0,3	0,4	1,0
Lin	5,0	9,3	14,0	9,0
	4,6	24,4	14,4	12,0
Karaś	1,9	5,7	3,0	3,1
	1,6	4,4	2,1	2,4
Karp	2,9	20,1	7,4	8,3
	2,3	17,3	6,6	6,9

Węgorz, pomimo swojej wysokiej ceny rynkowej, zajmuje stosunkowo skromne miejsce w budżetach, co może wynikać z ograniczonej dostępności materiału zarybieniowego lub wyzwań związanych z jego ochroną międzynarodową. Wśród gatunków karpio-
watych, Wielkopolska zdecydowanie przoduje inwestycjach w zarybienia karpem, pod-
czas gdy Pomorze wykazuje szczególne preferencje dla lina, demonstrując w ten sposób
dostosowanie do lokalnych ekosystemów i potrzeb wędkarskich.

Regionalne zróżnicowanie wydatków na zarybienia tworzy nam obraz strategii zary-
bieniowej, gdzie każdy region rozwija unikalny model gospodarowania zasobami rybnymi,
łąącząc tradycje rybackie oraz zapotrzebowanie wędkarskie z nowoczesnymi meto-
dami ochrony przyrody.

Podsumowanie

Badania gospodarki zarybieniowej w roku 2024 ukazują dynamiczny rozwój oraz
zróżnicowanie strategii zarybieniowych w polskim rybactwie jeziorowym. Łączna war-

tość inwestycji w materiał zarybieniowy wzrosła znacząco, osiągając blisko 18,5 mln zł w 2024 roku, co świadczy o rosnącym zaangażowaniu gospodarstw w aktywną ochronę i odtwarzanie i zachowanie zasobów ichtiofauny. Szczupak utrzymał dominującą pozycję zarówno pod względem powierzchni zarybień, jak i alokacji środków finansowych, co potwierdza jego kluczową rolę w gospodarce rybackiej i ochronie ekosystemów. Regionalne zróżnicowanie strategii jest wyraźne: Wielkopolska koncentruje się na inwestycjach w gatunki karpiowate, zwłaszcza karpia, podczas gdy Mazury i Pomorze preferują lina oraz gatunki drapieżne i koregonidy, co odzwierciedla dostosowanie do lokalnych warunków środowiskowych i tradycji rybackich.

Wnioski

1. Wzrost nakładów na zarybienia w 2024 roku wskazuje na priorytetowe traktowanie działań zarybieniowych przez gospodarstwa rybackie, co jest odpowiedzią na rosnące zapotrzebowanie zarówno rynkowe, jak i wędkarskie, ale jest też efektem rosnących cen materiału zarybieniowego.
2. Regionalne specjalizacje (np. zwiększone zarybienia karpia w Wielkopolsce czy lina na Pomorzu) demonstrują elastyczność i adaptacyjność strategii zarybieniowych, które są dostosowane do lokalnych uwarunkowań ekologicznych i ekonomicznych.
3. Stabilna pozycja szczupaka jako gatunku najchętniej zarybianego podkreśla jego znaczenie w biomanipulacji i przeciwdziałaniu eutrofizacji, co łączy cele gospodarcze z ochroną środowiska, a także zapewnia wędkarzom zachowanie walorów wędkarskich akwenów zarybianych gatunkami drapieżnymi.
4. Zmniejszenie udziału siei na rzecz sielawy oraz ograniczone inwestycje w węgorza sugerują konieczność dalszych badań nad optymalizacją doboru gatunków w kontekście zmian klimatycznych i dostępności materiału zarybieniowego.
5. Wzrost wykorzystania zaawansowanych form narybku (kroczek, starsze formy) świadczy o dążeniu do zwiększenia ekonomiczności zarybień, lecz wymaga to dalszego sprawdzania efektywności takich zabiegów.
6. Polityka zarybieniowa w Polsce ewoluuje w kierunku zrównoważonego modelu, łączącego cele ekonomiczne, społeczne (preferencje wędkarskie) i ekologiczne, w celu ochrony bioróżnorodności, co stanowi wartościowy przykład dla innych krajów europejskich.

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowego Instytutu Badawczego

Literatura

- 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. 2018 – 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.
- 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.
- Trella M. (2022) - Wpływ zmian klimatycznych i gospodarki zarybieniowej na efektywność gospodarki rybackiej na podstawie informacji uzyskanych od rybackich użytkowników wód – Praca doktorska. IRS, Olsztyn (maszynopis): 229 s.

Ceny ryb i materiału zarybieniowego w jeziorowych gospodarstwach rybackich w 2024 roku

Tomasz Czerwiński

Zakład Bioekonomiki Rybactwa

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

Wstęp

Zakład Bioekonomiki Rybactwa Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza od końca lat 90. XX wieku bada hurtowe ceny ryb towarowych oraz materiału zarybieniowego stosowane przez podmioty gospodarcze uprawnione do rybactwa w wodach, na których ustanowiono obwody rybackie, głównie jeziorowe (np. Mickiewicz 2016, 2018, 2022). Opracowania te stanowią źródło informacji o cenach ryb towarowych poławianych przede wszystkim w jeziorach, oraz cenach materiału zarybieniowego tych ryb. Inne publikacje dotyczyły cen ryb morskich i hodowlanych – karpia i pstrąga tęczowego (Hryszko i Lirski 2013, Hryszko i Szostak 2016a, 2016b, Lirski i Myszkowski 2018, 2019). Bieżące ceny ryb słodkowodnych są prezentowane również na łamach czasopisma Przegląd Rybacki.

Celem badań było przekazanie uprawnionym do rybactwa informacji potrzebnych przy ustalaniu własnych cen ryb i materiału zarybieniowego, oraz określenie, jak ceny te zmieniły się w porównaniu do wcześniejszych badań, w tym wypadku z 2019 roku. Informacje te były i są wykorzystywane przy obliczeniach ekonomiczności gospodarki rybackiej w opracowaniach naukowych, popularnonaukowych, opiniach i ekspertyzach (Mickiewicz i Wołos 2012, Mickiewicz 2012, 2013). Stanowią niezbędną bazę danych dla podmiotów zajmujących się obrotem rybami i materiałem zarybieniowym, oraz dla instytucji administracji państwowej i samorządowej nadzorujących gospodarkę rybacką.

Opracowanie stanowi analizę praktyczną, niezbędną w procesie zarządzania śródlądową gospodarką rybacką oraz obrocie rybami i ich materiałem zarybieniowym.

Materiały i metody

Informacje na temat hurtowych cen ryb towarowych w 2024 roku uzyskano metodą badań ankietowych przeprowadzonych w 2025 roku w 65 podmiotach uprawnionych do rybactwa, natomiast w przypadku cen form materiału zarybieniowego dane uzyskano od 88 podmiotów. Podmioty te użytkowały jeziora, rzeki i zbiorniki zaporowe o łącznej powierzchni odpowiednio 227821,52 ha i 282288,47 ha, co stanowiło reprezentatywną próbę podmiotów użytkujących obwody rybackie. Dane dotyczące cen z roku 2024 uzyskano od osób fizycznych, gmin, stowarzyszeń wędkarskich, spółek rybackich i okręgów Polskiego Związku Wędkarskiego.

Wartości średnich cen hurtowych ryb towarowych i materiału zarybieniowego obliczono dla podmiotów, które stosowały w roku 2024 cenę danego gatunku i jego sortymentu. Obliczono mierniki charakteryzujące zróżnicowanie tych średnich – odchylenie standardowe (SD) oraz współczynnik zmienności (V%). Zmiany wartości cen w 2024 roku w stosunku do ich wartości z 2022 roku przedstawiono w ujęciu bezwzględnym (zł kg⁻¹ lub zł tys. szt.⁻¹) i względnym (%).

Ceny ryb towarowych

Ceny ryb charakteryzowały się, jak w we wcześniejszych badaniach, znacznymi zakresami wartości (tab. 1). Wpłynęło na to kilka czynników:

- Część uprawnionych do rybactwa nie różnicuje wyraźnie cen ryb na detaliczne i hurtowe, co wynika z niskiej intensywności połowów i szybkiej sprzedaży produktów.
- Część podmiotów ustala ceny ryb doraźnie, na poziomie kosztów, ponieważ prowadzą one odłowy jedynie w przypadku połowów kontrolnych czy odławiania tarlaków, zaś złowione ryby trafiają najczęściej do pracowników zaangażowanych w te odłowy.
- Niektóre z podmiotów funkcjonują w rejonach o mniejszej konkurencji, stąd mogą swobodnie ustalać ceny.
- Do przyczyn szerokich zakresów cen ryb zaliczyć należy różnice w wielkości dziennych połowów poszczególnych gatunków czy sortymentów, a także często dostosowywania ich do bieżących potrzeb rynku i specyfiki sezonu i regionu.

TABELA 1

Średnie ceny hurtowe ryb stosowane przez uprawnionych do rybactwa w obwodach rybackich w 2024 roku

Gatunek i sortyment	Średnia cena (zł kg ⁻¹)	Zakres cen (zł kg ⁻¹) maks.	Zakres cen (zł kg ⁻¹) min	SD	V%	Liczba i udział podmiotów, które podały cenę danego gatunku/sortymentu	%
Węgorz	80,63	150,00	40,00	19,85	24,62	54	83,1
Sieja	24,60	35,00	15,00	6,04	24,54	19	29,2
Sielawa	27,39	49,00	15,00	7,20	26,28	37	56,9
Stynka	12,23	18,70	2,00	8,96	73,28	3	4,6
Sandacz	35,50	85,00	17,00	11,61	32,71	42	64,6
Sum	23,37	40,00	10,00	7,87	33,68	28	43,1
Szczupak	20,61	40,00	10,00	6,83	33,12	61	93,8
Lin	19,68	32,00	9,00	5,45	27,68	60	92,3
Karaś	8,57	20,00	3,40	3,86	44,99	45	69,2
Okoń D+S	15,49	29,40	5,00	5,74	37,03	52	80,0
Okoń M	10,72	20,00	3,00	5,05	47,11	35	53,8
Leszcz D	8,60	20,00	2,50	4,13	48,05	54	83,1
Leszcz S	5,40	15,00	2,00	3,04	56,29	51	78,5
Leszcz M	3,47	10,00	0,80	2,49	71,65	34	52,3
Krąp	3,22	10,00	0,80	2,72	84,49	23	35,4
Płoć S	6,01	15,00	2,00	2,45	40,74	47	72,3
Płoć M	4,82	26,25	1,00	4,44	92,04	36	55,4
Karp	19,66	30,00	10,40	4,65	23,67	31	47,7
Amur	20,67	22,00	20,00	1,15	5,59	3	4,6
Tołpyga	8,98	12,00	4,00	4,35	48,40	3	4,6
DNT	2,39	5,00	0,75	1,49	62,40	11	16,9
Jaź	16,86	22,00	13,57	4,51	26,76	3	4,6
Wzdreğa	6,10	6,10	6,10	-	-	1	1,5
Boleń	19,02	19,02	19,02	-	-	1	1,5

- Przyczyną zróżnicowania cen są też regionalne tradycje kulinarne. Tam, gdzie dane ryby słyną z wysokich walorów kulinarnych, możliwa jest ich sprzedaż po wyższej cenie, niż w regionach, gdzie ryby te nie są znane konsumentom (np. stynka).
- Wielkości odchylenia standardowego (SD) oraz współczynnika zmienności (V%) obrazują często bardzo znaczną różnorodność stosowanych cen danego gatunku/sortymentu (tab. 1). Liczba podmiotów, które podały cenę, może stanowić miernik intensywności połowów danego gatunku oraz może być miarą popytu na ten gatunek. Do gatunków o największym znaczeniu dla podmiotów należą:

szczupak, lin, karaś, węgorz, leszcz sortymentów D i S, oraz płoć sortymentów S i M, sandacz i okoń.

Porównanie średnich hurtowych cen ryb towarowych z 2022 i 2024 roku wskazuje na wzrost cen niemal wszystkich gatunków i sortymentów (tab. 2). Największe wzrosty cen dotyczyły płoci M (wzrost o 40%), krąpia (35%), leszcza D i M (28%), karasi (24%), lina (23%), okonia DS (21%) oraz szczupaka, suma i sandacza. Duży wzrost cen gatunków i sortymentów uznawanych do tej pory jako ryby małowartościowe wynikał z ich relatywnie bardzo niskiej ceny w stosunku do pozostałych gatunków, więc nawet wzrost o nieznaczną wartość spowodował duży wzrost procentowy. Wzrosty cen pozostałych ryb oscylowały na poziomie 10%, ale z uwagi na fakt, że nie prowadzono analizy cen w 2023 roku dynamika rocznych wzrostów może być mniejsza. Jedynie w przypadku stynki zanotowano spadek ceny o ponad 6%.

Większość wzrostów cen w przypadku ryb towarowych było znacznie wyższych, niż wskaźnik cen towarów i usług konsumpcyjnych (inflacja), który wyniósł w 2023 roku

TABELA 2

Zmiany średnich cen hurtowych ryb towarowych w latach 2022-2024 (cena z 2022 roku = 100%)

Gatunek / sortyment	Wzrost / spadek (%)	Wzrost / spadek (zł kg ⁻¹)
Węgorz	5,47	4,18
Sieja	8,39	1,90
Sielawa	10,51	2,61
Stynka	-6,62	-0,87
Sandacz	16,14	4,93
Sum	17,66	3,51
Szczupak	19,24	3,33
Lin	23,48	3,74
Karaś	23,94	1,66
Okoń D+S	20,24	2,61
Okoń M	20,59	1,83
Leszcz D	28,14	1,89
Leszcz S	17,99	0,82
Leszcz M	27,65	0,75
Krąp	35,05	0,84
Płoć S	22,55	1,11
Płoć M	40,70	1,39
Karp	0,24	0,05
Amur	b.d.	b.d.
Tołpyga	b.d.	b.d.
DNT	12,11	0,26
Jaź	b.d.	b.d.
Wzdręga	b.d.	b.d.
Boleń	b.d.	b.d.

11,4%, a w roku 2024 już tylko 3,6% (GUS 2025). Wzrost znakomitej większości badanych cen ryb był zgodny z tendencją wzrostu cen ryb i ich przetworów w Polsce.

Trzeba zwrócić uwagę, że podobny trend dynamiki cen był notowany w krajach Unii Europejskiej. Według danych z raportu EUMOFA 2024 w latach 2014-2024 ceny konsumpcyjne produktów rybołówstwa i akwakultury wzrosły średnio o 3,7% rocznie. Tempo wzrostu tych cen było nieco większe niż w przypadku cen mięsa, ale mniejsze niż tempo wzrostu wszystkich towarów żywnościowych. Generalnie w ciągu ostatnich pięciu lat ceny konsumpcyjne wzrosły znacząco we wszystkich kategoriach, ale najmniejszy jednak wzrost odnotowano w przypadku produktów rybnych. W rezultacie, w 2023 r. ceny konsumpcyjne żywności ogółem po raz pierwszy od 2014 r. przewyższyły ceny ryb (EUMOFA 2024).

W przypadku podziału regionalnego różnice w średnich cenach są nieznaczne, i z których wynika, że region „Wielkopolska” jest najdroższy, gdyż tam notowano generalnie najwyższe średnie ceny ryb, zaś najniższe w regionie „Pomorze” (tab. 3).

TABELA 3

Średnie ceny hurtowe ryb stosowane przez uprawnionych do rybactwa w poszczególnych regionach jeziorowych w 2024 roku

Gatunek / sortyment	Region „Mazury” 143408,83 ha	Region „Pomorze” 53945,33 ha	Region „Wielkopolska” 30467,36 ha
Węgorz	81,99	78,57	81,85
Sieja	24,66	25,69	20,50
Sielawa	28,12	27,24	26,14
Stynka	17,35	2,00	b.d.
Sandacz	33,96	30,93	40,97
Sum	23,39	20,19	24,81
Szczupak	19,58	19,42	24,33
Lin	19,20	18,97	22,06
Karaś	8,92	6,85	9,84
Okoń D+S	16,22	13,76	17,24
Okoń M	12,04	9,59	10,34
Leszcz D	8,86	7,40	9,89
Leszcz S	5,60	4,49	6,58
Leszcz M	3,48	3,15	4,40
Krąp	2,94	2,94	3,87
Płoć S	6,32	4,95	7,39
Płoć M	5,59	3,71	5,39
Karp	17,82	19,56	21,11
Amur	b.d.	20,00	21,00
Tołpyga	b.d.	b.d.	8,98
DNT	1,88	1,44	4,33
Jaź	b.d.	b.d.	b.d.
Wzdreğa	b.d.	b.d.	b.d.
Boleń	b.d.	b.d.	b.d.

Ceny materiału zarybieniowego

Ceny materiału zarybieniowego charakteryzował jeszcze szerszy zakres wartości, niż w przypadku cen ryb towarowych (tab. 4). Sytuacja ta ma kilka przyczyn, tak jak w przypadku ryb towarowych:

- Respondenci podawali w ankietach ceny zakupu lub sprzedaży danej formy materiału zarybieniowego, oraz ceny określone na podstawie przybliżonych kosztów jego wyprodukowania. Uprawnieni do rybactwa w przypadku rozliczeń umów rybackiego użytkowania wód posługują się cennikami publikowanymi na stronach internetowych administrowanych przez regionalne zarządy gospodarki wodnej (RZGW), co może mieć wpływ na sztuczne podwyższanie poziomu cen materiału zarybieniowego, gdyż cenniki te oparte są na średnich cenach jego sprzedaży podawanych przez producentów. W przypadku pro-

TABELA 4

Średnie ceny najważniejszych rodzajów materiału zarybieniowego stosowane przez uprawnionych do rybactwa w obwodach rybackich w 2024 roku

Gatunek i sortyment	Jednostka	Średnia cena (zł kg ⁻¹)	Zakres cen (zł kg ⁻¹) maks.	Zakres cen (zł kg ⁻¹) min	SD	V%	Liczba i udział podmiotów, które podały cenę danego gatunku/sortymentu	%
Węgorz montee	zł/kg	1587,52	1700	1450	122,94	7,74	5	5,7
Węgorz podchowany 5 g	zł/kg	244,53	320,25	75,5	79,41	32,47	14	15,9
Węgorz podchowany 9-10 g	zł/kg	210,23	294	105	40,22	19,13	32	36,4
Węgorz podchowany 100 g	zł/kg	73,39	100	21	20,39	27,78	11	12,5
Sielawa wylęg	zł/tys. szt.	7,93	30	5	4,25	53,63	38	43,2
Sielawa narybek letni	zł/tys. szt.	268,75	450	300	177,22	65,94	4	4,5
Sieja wylęg	zł/tys. szt.	36,86	60	16	18,79	50,99	18	20,5
Sieja narybek letni	zł/tys. szt.	508,00	800	300	136,12	26,80	10	11,4
Sieja narybek jesienny	zł/kg	201,88	400	100	120,19	59,53	5	5,7
Szczupak wylęg	zł/tys. szt.	30,56	75	3	10,25	33,54	50	56,8
Szczupak narybek letni	zł/tys. szt.	210,52	430	0,4	97,14	46,14	24	27,3
Szczupak narybek jesienny	zł/kg	41,41	70	24	13,42	32,41	41	46,6
Szczupak tarlak	zł/kg	26,87	40,2	20	7,04	26,22	6	6,8
Sandacz narybek letni	zł/tys. szt.	192,64	680	82	119,71	62,14	39	44,3
Sandacz narybek jesienny	zł/kg	95,64	130	65	26,93	28,16	29	33,0
Sum kroczek	zł/kg	37,44	70	20	16,55	44,20	10	11,4
Lin narybek jesienny	zł/kg	27,91	47,25	16,6	7,66	27,44	14	15,9
Lin kroczek	zł/kg	27,91	47,25	16,6	7,66	27,44	14	15,9
Karaś narybek jesienny	zł/kg	24,39	35	13,5	8,45	34,66	7	8,0
Karaś kroczek	zł/kg	22,9	35,5	16	4,09	17,86	30	34,1
Karp kroczek	zł/kg	21,91	35,5	16	4,63	21,15	32	36,4

dukcji materiału zarybieniowego we własnym zakresie na własne potrzeby wartość materiału zarybieniowego może być niższa z uwagi na brak marży handlowej lub innych czynników mających wpływ na ostateczną cenę odsprzedaży.

- Na różnice w cenach w obrębie danej formy materiału zarybieniowego wpływają również regionalne różnice w podaży i popycie na dany materiał, a także różnice w jakości tego samego materiału produkowanego przez różnych producentów i w różnych warunkach klimatycznych i środowiskowych, czy też, jak w przypadku węgorza podchowanego, różnego pod względem klasy wielkości narybku wprowadzanego na rynek polski (Mickiewicz 2016, 2018, 2022).

Miary statystyczne dyspersji średnich cen materiału zarybieniowego stosowanych w roku 2024 – odchylenie standardowe (SD) oraz współczynnik zmienności (V%), w przypadku wielu cen miały znaczne wielkości, co oznacza ich większą różnorodność (tab. 4). Liczba ankietowanych podmiotów, które podały cenę danego gatunku i formy materiału, wskazuje pośrednio, jak często stosowane są poszczególne formy, a co za tym idzie, jakie dana forma i dany gatunek ma znaczenie w gospodarce zarybieniowej. Najczęściej stosowane formy materiału zarybieniowego w 2024 roku, których cenę podało większość respondentów, to szczupak wylęg i narybek jesienny, sandacz narybek letni i jesienny, sielawa wylęg, węgorz podchowany oraz krocze lina i karpia.

Spośród 18 zbadanych cen najczęściej stosowanych form materiału zarybieniowego, w roku 2024 w stosunku do wartości z roku 2022 wzrosły ceny 17, a obniżyły się dwóch form (tab. 5). Przy czym wzrosty powyżej 15% odnotować można w przypadku aż 11 form materiału zarybieniowego: karaś narybek jesienny (wzrost o 52,60%), sandacz narybek jesienny (39,56%), sielawa wylęg (37,64 %) i sandacz narybek letni (36,86%). Spadek cen dotyczył jedynie narybku letniego sielawy i wylęgu siei, wynosząc odpowiednio 5,04% i 6,28%.

W przypadku rzadziej stosowanych asortymentów materiału zarybieniowego dynamika zmian cen może być wyższa, ale z uwagi na niewielką liczbę podmiotów, które podały te ceny, nie ujęto ich w tej analizie.

Porównując zmiany cen materiału zarybieniowego w latach 2022-2024 i w latach poprzednich należy zwrócić szczególną uwagę, że na ich wielkość ma wpływ wiele czynników o charakterze rynkowym oraz środowiskowym i klimatycznym. Znaczenie ma również czynnik społeczny, czyli presja wywierana często na uprawnionych do rybactwa przez niektórych działaczy wędkarskich i samorządowych, aktywistów ekologicznych i media.

Podsumowując, należy stwierdzić, że analiza dynamiki cen ryb i materiału zarybieniowego z lat 2017-2019 (Mickiewicz 2020), 2019-2021 (Mickiewicz 2022) oraz

TABELA 5

Zmiany średnich cen najważniejszych rodzajów materiału zarybieniowego stosowanych przez uprawnionych do rybactwa w wodach obwodów rybackich w latach 2022-2024 (cena z roku 2022 = 100%)

Gatunek i forma materiału zarybieniowego	Wzrost / spadek (zł tys. szt. ⁻¹) lub (zł kg ⁻¹)	Wzrost / spadek (%)
Węgorz podchowany 5 g	26,62	12,22
Sielawa wylęg	2,17	37,64
Sielawa narybek letni	-14,25	-5,04
Sieja wylęg	-2,47	-6,28
Sieja narybek letni	61,33	13,73
Sieja narybek jesienny	27,63	15,86
Szczupak wylęg	2,16	7,61
Szczupak narybek letni	43,46	26,01
Szczupak narybek jesienny	7,27	21,31
Szczupak tarlak	4,2	18,51
Sandacz narybek letni	51,88	36,86
Sandacz narybek jesienny	27,11	39,56
Sum kroczek	7,55	25,26
Lin narybek jesienny	0,55	2,02
Lin kroczek	6,03	26,89
Karaś narybek jesienny	8,41	52,6
Karaś kroczek	3,55	18,33
Karp kroczek	0,39	1,82

2022-2024 wyraźnie wskazuje na rosnące ceny koszty funkcjonowania gospodarki rybackiej i coraz trudniejszą sytuację ekonomiczną użytkowników rybackich jezior, rzek i zbiorników zaporowych. Z pewnością ceny materiału zarybieniowego miały również negatywny wpływ na wyniki finansowe gospodarstw jeziorowych, które w roku 2024 były wyjątkowo niekorzystne (Wołos i in. 2025b).

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-004 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowego Instytutu Badawczego

Literatura

- EUMOFA 2024 – European Market Observatory for Fisheries and Aquaculture Products – The EU fish market 2024 Edition – European Commission, Maritime Affairs and Fisheries.
- Hryszko K., Lirski A. 2013 – Wpływ importu karpia konsumpcyjnych na ich produkcję i ceny w Polsce – Komun. Ryb. (6): 2-5.
- Hryszko K., Szostak S. 2016a – Ceny ryb i przetworów rybnych – Rynek ryb, stan i perspektywy 24: 35-39.

- Hryszko K., Szostak S. 2016b – Ceny ryb i przetworów rybnych – Rynek ryb, stan i perspektywy 25: 39-44.
- Lirski A., Myszkowski L. 2018 – Polska akwakultura w 2016 roku na podstawie analizy kwestionariuszy RRW-22. Część 2 – Komun. Ryb. (1): 1-6.
- Lirski A., Myszkowski L. 2019 – Polska akwakultura w 2017 roku na podstawie analizy kwestionariuszy RRW-22. Część 1 – Komun. Ryb. (6): 14-48.
- 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. 2016 – Ceny ryb towarowych i materiału zarybieniowego stosowane przez podmioty uprawnione do użytkowania wód obwodów rybackich w latach 2013-2015 – Komun. Ryb. 1: 1-5.
- Mickiewicz M. 2018 – Ceny ryb i materiału zarybieniowego stosowane przez uprawnionych do rybactwa w 2015 i 2017 roku – Komun. Ryb. 2: 1-6.
- Mickiewicz M. 2020 – Porównanie cen ryb jeziorowych i cen ich materiału zarybieniowego w latach 2017-2019 – Komun. Ryb. 2: 9-16.
- Mickiewicz M. 2022 – Porównanie cen ryb jeziorowych i cen ich materiału zarybieniowego w latach 2019-2021 – Komun. Ryb. 6: 2-5.
- Mickiewicz M., Wołos A. 2012 – Economic ranking of the importance of fish species to lake fisheries stocking management in Poland – Arch. Pol. Fish. 20: 11-18.
- Komunikat Prezesa Głównego Urzędu Statystycznego z dnia 15 stycznia 2025 r. w sprawie średniorocznego wskaźnika cen towarów i usług konsumpcyjnych ogółem w 2024 r.

Efektywności zarybień szczupakiem i sandaczem w świetle zmieniających się warunków środowiskowych, gospodarczych i prawno-administracyjnych – czyli czym i jak zarybiać w kontekście opracowania i aktualizowania operatu rybackiego

Maciej Szkudlarek

Zakład Rybactwa Jeziorowego,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie – Państwowy Instytut Badawczy

Wstęp

Aktualizacja (nowelizacja) rozporządzenia dotyczącego sporządzania operatów rybackich w 2020 roku spowodowała zmiany w niektórych punktach tego opracowania (Rozporządzenie MGM i ŻŚ z dnia 15 września 2020 r. w sprawie operatu rybackiego; Dz. U. z 2020 r., poz. 1661). Terminy sporządzania i ogólne warunki jakim powinien odpowiadać operat rybacki wynikają z ustaw z dnia 18 kwietnia 1985 r. o rybactwie śródlądowym - art. 6a ust. 1-5; natomiast szczegółowe wymagania co do zawartości operatów i jego opiniowania, określa minister do spraw rybołówstwa w drodze rozporządzenia, zgodnie z art. 6a, odpowiednio: ust. 6-7; tj. Dz. U. z 2020 r., poz. 883). Pewne kontrowersje w środowisku użytkowników obwodów rybackich przygotowujących, bądź aktualizujących operaty rybackie, wzbudziło zaakcentowanie w ww. rozporządzeniu w części opisowej operatu tzw. „rozeznania warunków produkcji”, w tym szczególnie opisu dotyczącego środowiska, tj. warunków fizycznych i chemicznych (termika i natlenienie profile tlenowe i termiczne) oraz bazy pokarmowej, czyli analizy oceny organizmów stanowiących pokarm wczesnych stadiów rozwojowych ryb – zooplanktonu i bentosu (cyt. ...*Część opisowa operatu zawieracharakterystykę warunków produkcji jezior, innych zbiorni-*

ków wodnych, rzek lub innych cieków naturalnych...., które wpływają na ichtiofaunę, w szczególności w zakresie: a) warunków hydromorfologicznych, w tym w przypadku rzek ustalenia ich ciągłości, a w przypadku jezior zmienności głębokości i urozmaicenia linii brzegowej; b) warunków termicznych, tlenowych i biogennych; c) warunków hydrobiologicznych, w tym dotyczących występowania planktonu i bentosu...); (§ 4, ust. 6, pkt. a-c; rozporządzenie o operacie). Z drugiej strony stopniowa zmiana modelu dotychczasowej gospodarki rybackiej, ukierunkowanej uprzednio przede wszystkim na tzw. połowy gospodarcze, a obecnie coraz częściej na gospodarkę typu wędkarsko-rybackiego lub wyłącznie wędkarskiego z elementami gospodarki rybackiej – połowami kontrolnymi i regulacyjnymi, oraz ewentualnymi odłowami tarlaków do rozrodu, spowodowała, że kolejny punkt analizy w operacie rybackim, zmierzający do rozeznania/oceny warunków produkcji – ryby (skład gatunkowy, liczebność, wzrost i stan zdrowotny), jest często ograniczony do danych z połowów amatorskich. Zgodnie z Rozporządzeniem MRiRW z dnia 19 lutego 2013 r. w sprawie sposobu prowadzenia dokumentacji gospodarki rybackiej – Dz. U. z 2013 r., poz. 326, połowy amatorskie, ewidencjonowane w jeziorowej księdze gospodarczej (§ 6, ust. 3, pkt 2), podawane mogą być zgodnie z objaśnieniami do poz. „IVc. Rodzaj danych” (księga gospodarcza-jeziorowa – zał. nr 3 do ww. rozporządzenia), na podstawie szacunków (S), lub kontroli (K) lub ankiet/rejestrów połowów amatorskich (A/R), których często się nie prowadzi, albo rejestry te lub ankiety są niewystarczające (nie reprezentatywne). Stąd ocena dotychczasowej gospodarki rybackiej w takich operatach jest bardzo często powierzchowna i nie daje podstaw do planowania działań gospodarczych na kolejne lata (operat pisze się na kolejne 10 lat – art. 6a, ust. 2 ustawy o rybactwie śródlądowym). Reasumując nie znając w pełni tzw. warunków produkcji, w tym produktywności biologicznej danego zbiornika wodnego oraz aktualnego stanu ichtiofauny (brak rzetelnych odłowów kontrolnych, analizy tempa wzrostu, etc.), czyli faktycznych warunków gospodarowania, trudno zaplanować odpowiednie zarybienia oraz określić wielkość połowów w przygotowywanym operacie rybackim, gwarantujące prowadzenie racjonalnej gospodarki rybackiej w użytkowanym obwodzie rybackim. Zgodnie z zaleceniami każdy użytkownik rybacki realizujący model gospodarki rybackiej typu wędkarskiego lub wędkarsko-rybackiego powinien dążyć do jak najdokładniejszego poznania rzeczywistej wielkości połowów amatorskich, wprowadzając rejestry połowu (Wołos i Trella 2016; Trella i Wołos 2021). Zapisy takie coraz częściej pojawiają się w operatach rybackich (szczególnie w przypadku obwodów rybackich użytkowanych przez okręgi PZW), ale z ich egzekwowaniem w praktyce oraz analizą danych jest już różnie, nie zawsze z winy użytkownika rybackiego (zwroty, rzetelność zamieszczanych danych, system połowów amatorskich C&R, „No kill”). Kolejnym problemem są zarybienia, ich poziom, sortymenty materiału zarybieniowego i sposób ich

wykonania (dopasowanie do konkretnych warunków środowiska w czasie i przestrzeni, przestrzeganie tzw. dobrej praktyki rybackiej, uwarunkowania prawno-administracyjne – umowy i cenniki PGW WP RZGW – rozliczenie zarybień).

W niniejszym opracowaniu przedstawiono kluczowe zagadnienia dotyczące czynników wpływających na efektywność (powodzenie/sukces) zarybień podstawowymi drapieżnikami – szczupakiem i sandaczem. Uwzględniono kontekst dostępności bazy pokarmowej i stosowanych sortymentów materiału zarybieniewego, w tym tych produkowanych w systemach recyrkulacyjnych – RAS (*Recirculating Aquaculture System*), w zmieniających się warunkach klimatycznych i środowiskowych oraz dostępności (jakości) danych eksploatacyjnych pogłowia ryb (rzeczywiste dane z połowów), przy zmianie modelu dotychczasowej z gospodarki ściśle rybackiej na gospodarkę typu wędkarskiego i wędkarsko-rybackiego, w którym elementem rybackim są wyłącznie połowy kontrolne i ewentualne połowy regulacyjne oraz te związane z połowem tarlaków do rozrodu (reprezentatywność danych połowowych).

Co wiemy, a co nam się wydaje, że wiemy – rozważania teoretyczno-praktyczne

Teoretyczne podstawy zagospodarowania zbiorników wodnych

Z punktu widzenia rybackiego zasadniczym celem zarybiania było i jest nadal podniesienie liczebności pogłowia ryb i poprawa jakości ich składu gatunkowego. Zarybianie jako jeden z elementów zagospodarowania zbiorników wodnych nie może być jednak rozpatrywane w oderwaniu od całości tzw. działań gospodarczych w danym obwodzie rybackim. Zbiorniki wodne stanowią środowisko zasiedlone przez różnorodne organizmy zwierzęce i roślinne, w którym występują zróżnicowane warunki tzw. fizykochemiczne i biologiczne, a ich wzajemne oddziaływanie tworzy naturalną, skomplikowaną sieć współzależności. Do tego należy dodać czynniki zakłócające, takie jak np. uboczny wpływ człowieka, m.in. regulacje, melioracje i zanieczyszczenie środowiska (ścieki bytowo-komunalne, przemysłowe, pochodzenia rolniczego, etc.), oraz jego działania świadome, mające na celu wykorzystanie danego zbiornika wodnego, w tym eksploatację rybacką oraz wędkarską (coraz częściej), jako jedną z aktywności rekreacyjnych, przynajmniej jeżeli mamy na myśli tzw. połowy amatorskie, a takie są dopuszczone i regulowane prawnie (ustawa o rybactwie). W praktyce każdy zbiornik wodny (jezioro), wymagał jednak, i wymaga nadal, indywidualnego doboru zabiegów gospodarczych (podejście indywidualne), a kolejność ich stosowania uzależniona jest od warunków, prawie w każdym zbiorniku odmiennych, przy czym zasada ochrony i popierania naturalnego

rozrodu ryb, jako czynnika decydującego, powinna być kategorycznie i powszechnie obowiązująca (Terlecki 1955). Zasady te, pomimo upływu lat nie straciły nic na znaczeniu i dlatego każdy zbiornik wodny przed zarybieniem, jeżeli nie był, to powinien być dokładnie zbadany, a dawki zarybieniowe nie powinny być obliczane w stosunku do powierzchni ogólnej, ale w stosunku do wielkości wyodrębnionych stref, w zależności od ich zasobów pokarmowych, charakteru (charakterystyka morfometryczna, typ rybacki), warunków fizykochemicznych, z uwzględnieniem specyficznych cech gatunkowych ich-
tiofauny (m.in. wrażliwość, tempo wzrostu, czas osiągnięcia wymiaru łownego – masa towarowa/wymiar gospodarczy), zwłaszcza, że materiał zarybieniowy wpuszczany jest na stanowiska (żerowiska), zajęte już przez inne gatunki ryb. Bez uwzględnienia tych czynników zabiegi zarybieniowe nie przyniosą spodziewanych wyników. Stąd zasadniczymi działaniami zmierzającymi do określenia charakterystyki warunków produkcji (również w aktualizowanym operacie rybackim), są m.in. opisy morfologii, termiki wody, zawartości tlenu, zawartości soli mineralnych (żyźność), przezroczystości wody, zlewni i stosunków hydrobiologicznych (Szczerbowski i Mamcarz 1985). Na tym tle powinny być scharakteryzowane: roślinność (m.in. jako potencjalne podłoże – substrat, do rozrodu gat. fitofilnych – m.in. szczupak), oraz przede wszystkim liczebność i struktura gatunkowa zooplanktonu i bentosu jako wskaźniki bazy pokarmowej dla ryb, w tym ich zmienność w ujęciu przestrzenno-czasowym, jako kluczowa informacja do wykorzystania przy planowaniu zarybień i wyboru konkretnego sortymentu materiału zarybieniowego w okresie prowadzenia zarybień – dostępność odpowiedniej bazy pokarmowej (zwłaszcza odpowiedniej frakcji wielkościowej i gatunkowej zooplanktonu – zooplanktonem odżywiają się również potencjalne zdobycze starszych form materiału zarybieniowego sandacza i szczupaka – wylęg i narybek ryb karpiowatych, to również trzeba wziąć pod uwagę). W tym przypadku – zbiorniki naturalne – nie mamy możliwości bezpośredniego kreowania tych procesów, jak to można np. wykonać w przypadku stawów hodowlanych – musimy więc dostosować termin zarybienia do danej sytuacji w zbiorniku w danym roku, a jak pokazuje historia i praktyka, rzadko powtarza się ten sam scenariusz pogodowy co roku. Dlatego przed zarybieniem powinniśmy odpowiednio wcześniej dokonać poboru tzw. prób planktonowych i na tej podstawie mieć pewność, że materiał zarybieniowy trafi w odpowiednim momencie do środowiska naturalnego, zasobnego w odpowiedni pod względem ilościowym i jakościowym pokarm. Oczywiście korzystając ze zdobyczy szeroko rozumianej techniki hodowlanej, możemy wykorzystać np. systemy RAS do sterowania temperaturą w celu opóźnienia lub przyspieszenia czasu uzyskania odpowiedniej klasy wielkościowej materiału zarybieniowego (odpowiedni sortyment zarybieniowy). Natomiast wiadomo skąd inąd, że im dłużej ryby są podchowywane w warunkach sztucznych (hodowlanych), rosną ich koszty produkcji. Najczęściej spada

też ich zdolność adaptacyjna do warunków naturalnych, w których nie ma już zagwarantowanego stałego wyżywienia (karmienia), natomiast pojawia się problem konkurencji pokarmowej i/lub większe lub mniejsze zagrożenie drapieżnictwem – w zależności od formy wielkościowej materiału zarybieniowego (sortymentu) – nie tylko ryb, ale i innych przedstawicieli fauny rybożernej.

Efektywność zarybień różnymi sortymentami materiału zarybieniowego sandacza i szczupaka

Zgodnie z danymi podawanymi przez Koryckiego (1976), przeżywalność do osiągnięcia wielkości połowowej poszczególnych sortymentów stawowego materiału zarybieniowego sandacza w jeziorach wynosi: 2% dla narybku letniego (Sd_1L) oraz 20% dla narybku jesiennego (Sd_1J), (skrótów nazw wg dawnej normy branżowej nr BN-68/9147-08). Wiarygodnych informacji na temat efektywności zarybień wylęgiem sandacza w Polsce raczej nie ma, a obiegowa opinia, że jest to wartość poniżej 0,1% też nie jest pewna (może być wbrew tym opiniom wyższa). Dla porównania przeżywalność w stawach wg Terleckiego (1955) od ikry zapłodnionej do narybku letniego tego gatunku wynosi 10%, a od narybku letniego do jesiennego 50%. Przyjmując, takie rozumowanie np. z 200 tys. ziaren ikry (płodność względna ikrzycy sandacza – ilość ziaren ikry z 1 kg m.c. ikrzycy, Steffens 1986), złożonej w stawie, lub po obsadzeniu zbliżoną ilości wylęgu (196 tys. szt.; przy 98% wyklucia), powinniśmy otrzymać 19,6 tys. szt. narybku letniego, a następnie (dalszy podchów w sawie), 9,8 tys. szt. narybku jesiennego, czyli ok. 5% obsadzonego wylęgu. Zbliżone do powyższych wartości potwierdza również Steffens (1986). Zakładając za Terleckim (1976), 20% przeżywalność narybku jesiennego, wyprodukowanego w ilości wg powyższego wyliczenia, powinniśmy z 200 tys. ziaren ikry otrzymać 1,95 tys. szt. ryby towarowej (0,7 – 1 kg/szt.). Gdyby założyć 0,1% przeżywalność wylęgu z takiej samej ilości ikry powinniśmy otrzymać 197 szt. ryby towarowej (ok. 10 razy mniej). Jakie byłyby tego koszty w poszczególnych przypadkach, trudno powiedzieć, ponieważ różne są koszty produkcji zarówno wylęgu, jak i narybku jesiennego, a teoretyczne wyliczenia oparte na cennikach materiału zarybieniowego PGW WP RZGW, nie uwzględniają wszystkich kosztów, np. budowy i utrzymania stawów hodowlanych.

Ciekawe spostrzeżenia zawierają natomiast badania na sandaczu amerykańskim, (*Sander vitreus*). Wg badań Grausgruber'a i Weber'a (2021) narybek jesienny sandacza amerykańskiego otrzymany w RAS (L.t. w zakresie 98-287 mm), zarybiany pod koniec września (28.09), w porównaniu z wylęgiem (wiek 24 h po wykluciu), zarybianym na początku maja (1-3.05), przez co najmniej 49 dni od zarybienia (28.09), pobierał mniej kaloryczny pokarm (bezkąrowce bentosowe), a często nawet głodował. Badania wska-

zują, że istnieje okres aklimatyzacji, w którym narybek musi dostosować się do nowego środowiska i nauczyć się żerować na żywej, mobilnej zdobyczy, na co wskazywał wysoki odsetek pustych żołądków, istotnie mniejsza ilość ryb jako zdobyczy i niewielkie pokrywanie się diety, w porównaniu z osobnikami zarybianymi jako wylęg. Ponadto, co ciekawe, osobniki zarybiane jako wylęg w badanym okresie osiągnęły zbliżone rozmiary ciała (L.t. 129-215 mm), do narybku jesiennego, podchowyanego w RAS przez 5 miesięcy przed zarybieniem. W badaniach nie podano jednak, jaka była przeżywalność ryb zarybianych jako wylęg w momencie ich odłowu (od 28.09 do 14.10). Na podstawie ilości (proporcji), złowionych w trakcie badań ryb (54 do 387, odpowiednio z wylęgu i z narybku) wynika, że pochodzących z zarybień wylęgiem pozyskano ok. 7-krotnie mniej, ale jest to prawdopodobnie czysto przypadkowa proporcja (np. zaadaptowane wcześniej do środowiska osobniki mogły być mniej podatne na odłów, chociaż odłowu dokonano w wyniku elektropołówów). Uzupełnienia wymaga również to, że w badanym zbiorniku wcześniej nie było ryb pochodzących z naturalnego rozrodu – innych roczników sandacza. Na podstawie przytoczonych badań można zaryzykować stwierdzenie, że efektywność zarybień wylęgiem sandacza może być stosunkowo wysoka, jeśli warunki środowiskowe są sprzyjające, a zabiegi hodowlane i zarybieniewe są prawidłowo przeprowadzone. Istotna jest odpowiednia jakość materiału zarybieniewego, kontrola warunków środowiskowych, zapewnienie wystarczającej ilości pokarmu i monitorowanie populacji po zarybieniu. Zarybienia mogą być skuteczne, jeśli są dobrze zaplanowane i realizowane w odpowiednich zbiornikach wodnych, jednak ryzyko niepowodzenia wciąż istnieje, szczególnie w obliczu zmieniających się warunków środowiskowych.

Teraz kilka uwag odnośnie szczupaka. Jak wiadomo szczupak jest od lat najważniejszym gatunkiem w rybackiej gospodarce zarybieniewej większości wód obwodów rybackich, niezależnie od typu rybackiego tej gospodarki (Trella i Wołos 2021a). Zarybienia szczupakiem są bardzo zróżnicowane zarówno pod względem stosowanych form materiału zarybieniewego jak i metod jego wychowu. Do zarybień stosowane są głównie wylęg (Sp_0), wylęg żerujący (Sp_z), narybek letni (Sp_{1-l}) i jesienny (Sp_{1-j}), (skrótów nazw wg dawnej normy branżowej nr BN-86/9147-12), a materiał może pochodzić m.in. prosto z wylęgarni (wylęg), stawów ziemnych (najczęściej narybek jesienny), czy systemów RAS. Kwestia efektów zarybień różnymi sortymentami materiału zarybieniewego szczupaka od wielu lat wzbudza wiele kontrowersji. Najczęściej opinie opierają się na subiektywnych ocenach związanych z mniej lub bardziej udanymi połowami ryb w danym zbiorniku. Jest to o tyle zrozumiałe, że istnieje bardzo mało tzw. „twardych danych”, opartych np. na znakowaniu materiału zarybieniewego. W powszechnej opinii przeżywalność szczupaka powinna być tym większa, im większy (cięższy) materiał wypuszczamy, jednak przeprowadzone badania wskazują, że nie jest to tak jednoznaczne jak się wydaje.

Porównanie efektów zarybień stawów ziemnych wylęgiem i narybkiem wychowanym w systemach RAS wykazało, że przeżywalność narybku była około 10 – 40 razy wyższa niż wylęgu (Szczepkowski i in. 2006), ale już przy zarybieniach stawów i jezior znakowanym narybkiem szczupaka o średniej masie ciała: 1 g, 5 g i 15 g nie stwierdzono istotnych różnic przeżywalności, co więcej w grupie ryb najmniejszych przy zarybieniu (1 g), uzyskano największe przyrosty (Szczepkowski i in. 2014). W innych badaniach przeprowadzonych w dwóch jeziorach, jednocześnie zarybianych podchowanim narybkiem o jednakowej wielkości, uzyskano zupełnie różne wyniki (Szczepkowski i in. 2016). Wskazuje to wyraźnie, że efektywność zarybień szczupakiem warunkuje znacznie więcej czynników niż tylko wielkość początkowa wprowadzanego materiału. Reasumując, wydaje się, że nie da się jednoznacznie stwierdzić, który sortyment materiału zarybieniowego szczupaka jest zawsze najlepszy (uniwersalny). Powinno to wynikać, jak już pisano powyżej, z indywidualnej oceny bieżących warunków zbiorniku wodnym w danym roku. Taka ocena powinna uwzględniać również jakość potencjalnego materiału, warunki podczas transportu oraz warunki środowiskowe w miejscu zarybienia i sam sposób zarybienia (dobra praktyka zarybieniowa). Dlatego rozsądnym rozwiązaniem wydaje się dywersyfikowanie zarybień, aby zwiększyć szanse na uzyskanie oczekiwanych efektów. Zasadnym wydaje się również stosowanie nowoczesnych metod podchowu np. stosunkowo łatwo można poprawić efektywność zarybień poprzez krótkotrwałe podchow wylęgu szczupaka w systemie RAS. Współczesne techniki podchowu pozwalają na uzyskanie w okresie 10-14 dni, ryb o długości ciała ok. 1,5-2 cm, przy przeżywalności rzędu 70 – 90% (Szczepkowski i in. 2023). Taki okres czasu najczęściej wystarcza do tego, aby w zbiorniku wodnym, planowanym do zarybienia, pojawiły się odpowiednie warunki pokarmowe, a ponadto ryby podchowane w RAS mają większe „zapasy pokarmowe” (lepszą kondycję), pozwalające im na dłuższy okres głodowania, co zwiększa ich szanse na przeżycie i dostosowanie się do środowiska naturalnego (adaptację). Na koniec jeszcze jedna, ale bardzo ważna kwestia – sam proces wydłużenia podchowu - od wylęgu do narybku jesiennego. Nie ulega wątpliwości, że koszty i ryzyko zawsze będą większe im starszy (cięższy) będziemy chcieli uzyskać materiał. To również należy rozpatrzyć w kontekście opłacalności, w tym przypadku ekonomicznej całej działalności rybackiej.

Podsumowując powyższe założenia należałoby zadać pytanie: czy można wytypować konkretny sortyment materiału zarybieniowego jako najlepszy? Tak, ale po pierwsze dla danego zbiornika i w danych warunkach oraz z uwzględnieniem kosztów jego produkcji. Parafrazując znane przysłowie o kanarku, może okazać się, że „lepszy wylęg w jeziorze na wiosnę (najlepiej już nieco podchowany), niż oczekiwany duży narybek jesienią, nie wiadomo czy na pewno otrzymany i wpuszczony przed zimą”.

Uwarunkowania prawno-administracyjne: umowy i cenniki PGW WP RZGW – rozliczenie zarybień

Zgodnie z art. 4, ust. 2, ustawy o rybactwie, w obwodzie rybackim uprawniony (do rybactwa, *red.*), jest podmiot wykonujący uprawnienia właściciela wód w zakresie rybactwa śródlądowego albo osoba władająca obwodem rybackim na podstawie umowy zawartej odpowiednio z: a) właściwym podmiotem na podstawie art. 6d ust. 2 (Dyrektorem RZGW PGW WP, *red.*) albo; b) podmiotem wykonującym uprawnienia Skarbu Państwa w zakresie rybactwa śródlądowego do dnia 30 czerwca 2017 r., albo; c) podmiotem wykonującym do dnia 31 grudnia 2005 r. uprawnienia Skarbu Państwa w zakresie rybactwa śródlądowego na warunkach określonych przepisami ustawy z dnia 19 października 1991 r. o gospodarowaniu nieruchomościami rolnymi Skarbu Państwa (Dz. U. z 2022 r. poz. 514). Zgodnie z przywołanym art. 6d ust. 2 ww. ustawy oddanie w użytkowanie obwodu rybackiego następuje za opłatą roczną, na czas nie krótszy niż 10 lat, na podstawie umowy. Warunkiem oddania w użytkowanie obwodu rybackiego jest przedłożenie pozytywnie zaopiniowanego operatu rybackiego (art. 6d ust. 3). Operat rybacki określający zasady prowadzenia racjonalnej gospodarki rybackiej w obwodzie rybackim sporządza uprawniony do rybactwa (art. 6a, ust. 1), raz na 10 lat w formie opisowej i graficznej (art. 6a, ust. 2). Ust. 4 tego art. wskazuje dalej, że uprawniony do rybactwa może dokonać zmian w operacie rybackim przed upływem terminu, o którym mowa w ust. 2, jeżeli organ administracji publicznej, z którym uprawniony do rybactwa zawarł umowę, o której mowa w art. 4 ust. 1 pkt 2, wyraził, przez zmianę tej umowy, zgodę na dostosowanie zasad prowadzenia gospodarki rybackiej do: 1) strategii, polityki, planów lub programów w dziedzinie rybactwa śródlądowego, w tym programu ochrony i odbudowy zasobów ryb, opracowanych przez organy administracji publicznej; 2) nowych okoliczności, niewynikających z przyczyn leżących po stronie uprawnionego do rybactwa, których nie mógł on przewidzieć przed złożeniem operatu rybackiego do zaopiniowania, w szczególności klęsk żywiołowych, zmiany przebiegu granic obwodu rybackiego lub realizacji inwestycji znacząco oddziałującej na środowisko wodne w obwodzie rybackim; 3) warunków korzystania z wód regionu wodnego lub zlewni, o których mowa w przepisach ustawy – Prawo wodne – przy czym, w przypadku uzasadnionych wątpliwości dotyczących celowości dokonania zmiany w operacie rybackim, organ administracji publicznej, przed wydaniem zgody, zwraca się o zajęcie stanowiska, odpowiednio, do organu administracji publicznej, który opracował projekt programu, planu, polityki lub strategii, w przypadku, o którym mowa w pkt 1, albo właściwego marszałka województwa, w przypadku, o którym mowa w pkt 2. Operat rybacki oraz jego zmiany wymagają uzyskania pozytywnej opinii uprawnionej jednostki (art. 6d, ust. 5). Co wynika z tych regu-

lacji prawnych w kontekście przytoczonych powyżej rozważań na temat efektywności zarybień? Po pierwsze, oprócz ogólnych regulacji wynikających z ustawy o rybactwie, zasady prowadzenia gospodarki rybackiej określa umowa cywilno-prawna (kodeks cywilny), której warunki powinny być określone w sposób gwarantujący obopólne korzyści stron. Z tym bywa różnie. Operat sporządza się na 10 lat, a w nim planuje się, zgodnie z rozporządzeniem o operacie zarybienia minimalne, też na 10 lat. Co w przypadku stwierdzenia w tym okresie braku odpowiednich efektów zarybienia? Jeżeli wynika to z przytoczonych powyżej przypadków zapisanych w ustawie, nie ma problemu ze zmianą w umowie oraz w operacie (aneks do operatu). Ale co w przypadku jeżeli zaplanowane zarybienia nie przynoszą spodziewanego efektu, nie mamy udokumentowanych dostatecznych połowów (nie wspominając o strukturze ichtiofauny, w tym tempie wzrostu i stanie zdrowotnym ryb) oraz zmian w środowisku (m.in. bazy pokarmowej, termiki, natlenienia)? W takim przypadku trudno będzie udowodnić, że zmiany, których chcemy dokonać w zarybieniach (najczęściej zmniejszenie dawek minimalnych lub zmiany składu gatunków obligatoryjnych – zarybienia obowiązkowe), wynikają z nowych okoliczności, niewynikających z przyczyn leżących po stronie uprawnionego do rybactwa, których nie mógł on przewidzieć przed złożeniem operatu rybackiego do zaopiniowania. Nie zawsze sam powód zmiany tzw. „przelicznika zarybień stosowanego przez RZGW” (dotyczącego opłaty rocznej i kwoty na zarybienia) jest akceptowany jako jedyny, ponieważ nie wynika to wprost z literalnego zastosowania tego przepisu (patrz wyżej art. 6a, ust. 4, pkt 2). Dlatego warto o tym pamiętać przez cały okres użytkowania obwodu rybackiego, a nie tylko w trakcie przygotowywania i/lub aktualizowania co 10 lat operatu rybackiego i zbierać odpowiednie argumenty wcześniej – na podstawie przeprowadzonych badań naukowych lub udokumentowanych spostrzeżeń własnych (dokumentacja gospodarcza, zlecone lub własne badania).

Odrębny problem stanowi rozliczenie tzw. zarybień obligatoryjnych (obowiązkowych), ujętych w umowie użytkowania obwodu rybackiego na podstawie wartości materiału zarybieniowego z cennika RZGW PGW WP (w niniejszej publikacji zgodnie z tematem, ograniczonym do materiału zarybieniowego szczupaka i sandacza, i w związku z tym do wybranych regionów wodnych - RZGW, tab. 1). Pomijając różnice w średnich cenach (choć to też istotne), znamienne jest to, że wbrew temu co powyżej napisano, że wybór odpowiedniego (najlepszego) sortymentu materiału zarybieniowego nie jest jednoznaczny w każdym przypadku, nie wszystkie RZGW mają te same sortymenty materiału zarybieniowego szczupaka i sandacza w cenniku (tab. 1).

TABELA 1

Sortymenty materiału zarybieniowego szczupaka i sandacza wg cenników wybranych PGW WP RZGW w 2025 r.
(RZGW Wrocław również w 2024 r.; pisownia i nazewnictwo oryginalne, opracowanie własne na podstawie strony internetowej: <https://www.gov.pl/web/wody-polskie>; dostęp 17.07.2025)

PGW WP RZGW Gdańsk 2025				
Gatunek	Sortyment	Jednostka	Cena brutto (zł)	Uwagi
Szczupak	tarlisko	1 m ² /szt.	**	
	wylęg	1000 szt.	30,75	
	wylęg żerujący	1000 szt.	38,55	
	narybek letni	szt.	0,35	
	narybek jesienny	kg	40,75	
	narybek wiosenny	kg	44,10	
	narybek wiosenny 1 +	kg	42,90	
	narybek jesienny 1 +	kg	42,20	
	dwulatek, selekt	kg	36,95	
	trzylatek	-	-	brak
	tarlak	kg	34,55	
Sandacz	tarlisko	1 m ² /szt.	**	
	gniazdo	szt.	***/1 200	
	wylęg	1000 szt.	104,50	
	wylęg żerujący	1000 szt.	141,05	
	narybek letni	szt.	0,35	
	narybek jesienny	kg/szt.	104,15/5,05	
	narybek wiosenny	kg/szt.	132,00/3,60	
	narybek wiosenny 1 +	kg	153,10	
	narybek jesienny 1 +	kg	119,95	
	dwulatek, selekt	kg	105,95	
	trzylatek	-	-	brak
	tarlak	kg	91,65	
Objaśnienia:				
**wartość 1 m ² lub 1 szt. tarliska będzie wyceniana na podstawie wartości przewidywanej produkcji naturalnej wylęgu poszczególnych gatunków ryb drapieżnych określonej w pozytywnie zaopiniowanym operacie rybackim;				
***wartość 1 m ² lub 1 szt. gniazdo będzie wycenione na podstawie określonej wartości produkcji naturalnej wylęgu poszczególnych gatunków ryb określonej w pozytywnie zaopiniowanym operacie rybackim.				
PGW WP RZGW Szczecin 2025				
Gatunek	Sortyment	Jednostka	Cena brutto (zł)	Uwagi
Szczupak	tarlisko	-	-	brak
	wylęg	1000 szt.	30,00	
	wylęg żerujący	1000 szt.	40,00	
	narybek letni	szt.	0,35	
	narybek jesienny	kg	35,00	
	narybek wiosenny	kg	40,00	

	narybek wiosenny 1 +	-	-	brak
	narybek jesienny 1 +	-	-	brak
	dwulatek	kg	30,00	
	trzylatek	kg	30,00	
	tarlak, selekt	-	-	brak
Sandacz	tarlisko, gniazdo	-	-	brak
	wylęg, wylęg żerujący	-	-	brak
	narybek letni	szt.	0,16	
	narybek jesienny	szt.	0,50	
	narybek jesienny	kg	75,00	
	narybek wiosenny 1 +	-	-	brak
	narybek jesienny 1 +	-	-	brak
	dwulatek	kg	40,00	
	trzylatek	kg	40,00	
	selekt	kg	25,00	
	tarlak	kg	30,00	
PGW WP RZGW Białystok 2025				
Gatunek	Sortyment	Jednostka	Cena brutto (zł)	Uwagi
Szczupak	tarlisko, wylęg	-	-	brak
	wylęg żerujący	1000 szt.	30,00	
	narybek letni	szt.	0,15	
	narybek jesienny	kg	35,00	
	narybek wiosenny	-	-	brak
	narybek wiosenny 1 +	-	-	brak
	narybek jesienny 1 +	-	-	brak
	dwulatek, selekt, trzylatek	-	-	brak
	tarlak	kg	20,00	
Sandacz	tarlisko, gniazdo, wylęg, wylęg żerujący	-	-	brak
	narybek letni	szt.	0,15	
	narybek jesienny	kg	70,00	
	narybek wiosenny (po przezimowaniu)	kg	80,00	
	narybek wiosenny 1 +	-	-	brak
	narybek jesienny 1 +	-	-	brak
	dwulatek, selekt, trzylatek	-	-	brak
	tarlak	kg	40,00	brak
PGW WP RZGW Bydgoszcz 2025				
Gatunek	Sortyment	Jednostka	Cena brutto (zł)	Uwagi
Szczupak	tarlisko	-	-	brak
	wylęg	1000 szt.	29,00	
	wylęg żerujący	1000 szt.	32,00	
	narybek letni (3,5 cm długości)**	szt.	0,40	

	narybek jesienny	kg	42,00	
	narybek wiosenny	kg	44,00	
	narybek wiosenny 1 +	-	-	brak
	narybek jesienny 1 +	-	-	brak
	dwulatek	kg	36,50	
	trzylatek, selekt	-	-	brak
	tarlak	kg	36,00	
Sandacz	tarlisko, gniazdo, wylęg, wylęg żerujący	-	-	brak
	narybek letni	szt.	0,19	
	narybek jesienny	kg	95,00	
	narybek wiosenny (po przezimowaniu)	kg	105,00	
	narybek wiosenny 1 +	-	-	brak
	narybek jesienny 1 +	-	-	brak
	dwulatek	kg	65,00	
	trzylatek	kg	65,00	
	selekt	kg	63,00	
	tarlak	kg	56,00	

Objaśnienia:

**** Długość ciała obejmuje odległość od początku pyska do nasady płetwy ogonowej (nie do końca płetwy!)**

PGW WP RZGW Poznań 2025

Gatunek	Sortyment	Jednostka	Cena brutto (zł)	Uwagi
Szczupak	tarlisko	-	-	brak
	wylęg	1000 szt.	25,00	
	wylęg żerujący	1000 szt.	30,00	
	narybek letni	szt.	0,30	
	narybek jesienny	kg	35,00	
	narybek wiosenny	kg	36,00	
	narybek wiosenny 1 +	-	-	brak
	narybek jesienny 1 +	-	-	brak
	dwulatek	kg	25,00	
	trzylatek, selekt	-	-	brak
	tarlak	kg	24,00	
Sandacz	tarlisko, gniazdo, wylęg, wylęg żerujący	-	-	brak
	narybek letni	szt.	0,18	
	narybek jesienny	kg	75,00	
	narybek wiosenny	-	-	brak
	narybek wiosenny 1 +	-	-	brak
	narybek jesienny 1 +	-	-	brak
	dwulatek	kg	54,00	
	trzylatek	kg	48,00	
	selekt	kg	40,00	
	tarlak	kg	40,00	

PGW WP RZGW Warszawa 2025				
Gatunek	Sortyment	Jednostka	Cena brutto (zł)	Uwagi
Szczupak	tarlisko, wylęg	-	-	brak
	wylęg żerujący	1000 szt.	35,00	
	narybek letni	szt.	0,15	
	narybek jesienny	kg	33,00	
	narybek wiosenny (po przezimowaniu)	kg	36,00	
	narybek wiosenny 1 +	-	-	brak
	narybek jesienny 1 +	-	-	brak
	dwulatek	kg	30,00	
	trzylatek, selekt	-	-	brak
	tarlak	kg	25,00	
Sandacz	tarlisko, gniazdo, wylęg	-	-	brak
	wylęg żerujący	1000 szt.	45,00	
	narybek letni	szt.	0,15	
	narybek jesienny	kg	80,00	
	narybek wiosenny (po przezimowaniu)	kg	90,00	
	narybek wiosenny 1 +	-	-	brak
	narybek jesienny 1 +	-	-	brak
	dwulatek, trzylatek, selekt	-	-	brak
	tarlak	kg	60,00	
PGW WP RZGW Wrocław 2024				
Gatunek	Sortyment	Jednostka	Cena brutto (zł)	Uwagi
Szczupak	tarlisko	-	-	brak
	wylęg	1000 szt.	27,00	
	wylęg żerujący	1000 szt.	50,00	
	narybek letni	szt.	0,40	
	narybek jesienny	kg	38,00	
	narybek wiosenny	kg	42,00	
	narybek wiosenny 1 +	-	-	brak
	narybek jesienny 1 +	-	-	brak
	dwulatek	kg	30,00	
	trzylatek	kg	30,00	
	tarlak, selekt	-	-	brak
Sandacz	tarlisko, gniazdo, wylęg, wylęg żerujący	-	-	brak
	narybek letni	szt.	0,17	
	narybek jesienny	kg	85,00	
	narybek wiosenny	kg	95,00	
	narybek wiosenny 1 +	-	-	brak
	narybek jesienny 1 +	-	-	brak
	dwulatek	kg	70,00	
	trzylatek, selekt, tarlak	-	-	brak

PGW WP RZGW Wrocław 2025				
Gatunek	Sortyment	Jednostka	Cena brutto (zł)	Uwagi
Szczupak	tarlisko	-	-	brak
	wylęg	1000 szt.	30,00	
	wylęg żerujący	1000 szt.	40,00	
	narybek letni	szt.	0,40	
	narybek jesienny	kg	38,00	
	narybek wiosenny	kg	42,00	
	narybek wiosenny 1+	-	-	brak
	narybek jesienny 1+	-	-	brak
	dwulatek	kg	30,00	
	trzylatek	kg	30,00	
	tarlak, selekt	-	-	brak
Sandacz	tarlisko, gniazdo, wylęg	-	-	brak
	wylęg żerujący	1000 szt.	45,00	
	narybek letni	szt.	0,20	
	narybek jesienny	kg	90,00	
	narybek wiosenny	kg	95,00	
	narybek wiosenny 1+	-	-	brak
	narybek jesienny 1+	-	-	brak
	dwulatek	kg	80,00	
	trzylatek, selekt	-	-	brak
	tarlak	kg	60,00	

Rzecz jasna, że nie chodzi tu o samo nazewnictwo, czy różnice w jego wielkości, po prostu w zależności od regionu wodnego, mamy albo wszystkie dostępne (RZGW Gdańsk, tab. 1), lub tylko wybrane, i to nie w każdym roku (RZGW Wrocław w 2024 i 2025 r., tab. 1). Stąd wniosek, że w przypadku stwierdzenia, że wylęg sandacza mógł by być odpowiednim sortymentem do zarybienia w konkretnym przypadku, nie będzie można tego wykonać na tzw. terenie działania wszystkich RZGW poza gdańskim. Natomiast wylęg żerujący będzie można zastosować (poza gdańskim) w warszawskim i wrocławskim (ale dopiero od 2025 r., w 2024 nie występował, tab. 1). Podobne różnice w tzw. starszych sortymentach (dwulatek, trzylatek, selekt, tarlak), pomiędzy obszarami działania występują również w przypadku szczupaka. Wydaje się, że powinno się wszystkie cenniki ujednolicić, na wzór cennika RZGW w Gdańsku, w którym oprócz materiału zarybieniowego, ujęto również możliwość stosowania gniazd i tarlisk, oczywiście pod podanymi w tabeli warunkami. Na koniec uwaga generalna. Osobnym problemem do rozwiązania (ponieważ nie obowiązują już stare normy branżowe materiału zarybieniowego), jest sklasyfikowanie materiału zarybieniowego pochodzącego z pod-

chowów w RAS, którego produkcja nie musi być stricte powiązana z sezonem rocznym (podział na narybek letni, jesienny i wiosenny po przezimowaniu). Warto by było też określić ich faktyczną przydatność do zarybień przy konkretnej wielkości w kontekście zmian związanych z tzw. domestykacją (potencjalne zmiany genetyczne, immunologiczne i przystosowawcze). Ale to już zadanie dla nauki najlepiej w połączeniu z praktyką.

Podsumowanie

Generalny wniosek z powyższych rozważań, można sformułować w postaci ogólnego stwierdzenia – mamy wciąż mało badań naukowych potwierdzających jednoznacznie przewagę konkretnego sortymentu, jako uniwersalnego materiału zarybieniowego szczupaka i sandacza w każdych warunkach. Wiele badań podaje sprzeczne wyniki. Może to wynikać ze zbyt krótkiego okresu badań, błędnych interpretacji, nie uwzględnienia nietypowych warunków pogodowych w danym roku badawczym, złej metody (niewystarczającej) oceny – np. nie uwzględnienia połowów wędkarskich, czy kłusowniczych. Oprócz generalnych zasad przy zarybieniu trzeba jeszcze uwzględnić brak innych działań związanych z populacjami pozostałych gatunków ryb (tzw. ryby małowodne) i zwierząt rybożernych (kormorany i inne ptaki oraz ssaki rybożerne). Można zaryzykować stwierdzenie, że szeroko rozumiana wiedza ichtiologiczna, odpowiedni cel i efektywność sprawdzona w dłuższym okresie czasu, a nie po jednym zarybieniu, powinny decydować o wyborze lub zmianie stosowanego sortymentu materiału zarybieniowego. Decyzję o tym, jaki stosować sortyment materiału zarybieniowego w danym roku, powinien, co zrozumiałe, podejmować wykwalifikowany ichtiolog (o którego coraz trudniej), na podstawie wiedzy i doświadczenia w konkretnym przypadku (dany zbiornik wodny), znający zasoby bazy pokarmowej oraz dotychczasowy i zaplanowany poziom połowów, zarówno amatorskich, jak i gospodarczych, stan zdrowotny i kondycję ichtiofauny oraz jej tempo wzrostu (struktura ichtiofauny) oraz stan środowiska wodnego (szeroko rozumiane parametry fizykochemiczne). Wszystko to jest zapisane w rozporządzeniu o operacji rybackim i powinien to zawierać operat. Dopiero taka kompleksowa wiedza pozwala na właściwą decyzję odnośnie zarybień konkretnym sortymentem materiału zarybieniowego w danym roku (może na podstawie struktury i tempa wzrostu ichtiofauny, przy niekorzystnych warunkach pogodowych nie będziemy w danym roku w ogóle zarybiać, albo zarybimy sortymentem „starszym”, inaczej niż do tej pory). Dlatego w operatach powinny być zapisane warunki dotyczące sortymentów alternatywnych (najlepiej wszystkich potencjalnych z cennika) i wieloletni, najczęściej 3-letni okres rozliczenia zarybień. Oczywiście działania te powinny być zaplanowane w sposób elastyczny i uwzględniać dodatkowo ew. trudności w pozyskaniu odpowiedniego sortymentu mate-

riatu zarybieniowego, w odpowiedniej ilości do potrzeb zaplanowanego modelu gospodarowania (typu gospodarki rybackiej) i zobowiązań wynikających z zawartej z PGW WP RZGW wieloletniej umowy na użytkowanie obwodu rybackiego. Dysponując rzetelną wiedzą na temat powyższych zagadnień mamy argumenty do ew. zmian w zarybieniach, wprowadzanych aneksem do umowy i/lub do operatu rybackiego, jeżeli to konieczne. Należy pamiętać również, że stan środowiska ulega stałym zmianom, na które nie mamy bezpośredniego wpływu – zanieczyszczenia (m.in. w wyniku niekontrolowanej do końca zabudowy brzegów – i nie tylko brzegów – wokół użytkowanych wód), ocieplenie klimatu i co za tym idzie częste zmiany warunków pogodowych. Stąd własne dane i zapiski ichnologa z tzw. „wielolecia”, ciągle są bezcenne.

Przedstawione powyżej przemyślenia na pewno nie wyczerpują tematu, ale może przyczynią się do większego zainteresowania poruszoną problematyką w celu zmian w dotychczasowym podejściu, nie tylko praktyków, ale i szeroko rozumianej administracji publicznej naszego sektora. Realna, udokumentowana wiedza, uzupełniona przeprowadzonymi badaniami powinna ułatwić opracowanie skutecznych metod zarządzania gospodarką rybacką, w tym zarybieniową, oraz lepsze przygotowanie operatu rybackiego lub jego aktualizacji w formie aneksów.

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-016 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowego Instytutu Badawczego

Literatura

Grausgruber E.E., Weber M.J. 2021 – Shift happens: Evaluating the ability of autumn stocked walleye *Sander vitreus* to shift to natural prey - Fish Manag. Ecol. 28: 516-527; doi.org/10.1111/fme.12492.

Korycki A. 1976 – Sandacz - PWRiL, Warszawa.

Norma branżowa nr BN-68-9147-08 – Materiał zarybieniowy sandacza. Instytut Rybactwa Śródlądowego; ustanowiona przez Ministra Rolnictwa 8 lutego 1968 r., jako norma obowiązująca w zakresie obrotu od dn. 1 października 1968 r. (Mon. Pol. Nr 23/1968, poz. 152) – zasoby Biblioteki IRS-PIB w Olsztynie.

Norma branżowa nr BN-86/9147-12 – Materiał zarybieniowy szczupaka. Instytut Rybactwa Śródlądowego; ustanowiona przez Dyrektora IRS 10 stycznia 1986 r., jako norma obowiązująca od dn. 1 października 1986 r. (Dz. Norm. i Miar nr 3/1986, poz. 7) – zasoby Biblioteki IRS-PIB w Olsztynie.

Rozporządzenie MRiRW z dnia 19 lutego 2013 r. w sprawie sposobu prowadzenia dokumentacji gospodarki rybackiej; Dz. U. z 2013 r., poz. 326.

Rozporządzenie MGM i ŻŚ z dnia 15 września 2020 r. w sprawie operatu rybackiego; Dz. U. z 2020 r., poz. 1661.

- Szczepkowski M., Szczepkowska B., Wunderlich K. 2006 – Wykorzystanie narybku szczupaka (*Esox lucius*) pochodzącego ze sztucznego chowu do zarybień stawów – wstępne wyniki i obserwacje – Komunikaty Rybackie 5: 1-3.
- Szczepkowski M., Zakęś Z., Kapusta A., Szczepkowska B., Hopko M., Jarmołowicz S., Kowalska A., Kozłowski M., Partyka K., Piotrowska I., Wunderlich K. 2014 – Efektywność zarybień stawów ziemnych różnymi grupami wielkości narybku szczupaka (*Esox lucius*) i sandacza (*Sander lucioperca*) wychowanymi w systemach recyrkulacyjnych - wyniki wstępne – W: Wylęgarnictwo organizmów wodnych a bioróżnorodność (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS Olsztyn, s. 59-66.
- Szczepkowski M., Zakęś Z., Szczepkowska B., Wunderlich K., Kozłowski M., Piotrowska I. 2016 – Zróżnicowane efekty zarybień szczupakiem (*Esox lucius*) dwóch jezior mazurskich – W: Wylęgarnictwo, podchowy ryb i zarybienia (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś. Wyd. IRS Olsztyn, s. 233-241.
- Szczepkowski M., Fey D. P., Szczepkowska B., Zimak M., Lejk A. M., Greszkiewicz M. 2023 – Podchów szczupaka w układach RAS oraz transport narybku - W: Szczupak Zatoki Puckiej, Studium wykonalności restytucji gatunku. (Red.) D.P Fey, M. Szczepkowski, Wyd. MIR-PIB, Gdynia, s. 141-171.
- Terlecki W. 1955 – Wychów materiału zarybieniowego sandacza. PWRiL, Warszawa.
- Trella M., Wołos A. 2021 – Charakterystyka presji i połowów wędkarskich w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2020 roku - W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych. (Red.) A. Kowalska, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn, s. 77-87.
- Trella M., Wołos A. 2021a – Wielkość i wartość odłowów gospodarczych oraz zarybień szczupakiem (*Esox lucius*) wód obwodów rybackich w latach 2005-2019 - W: Akwakultura jako narzędzie ochrony ichtiofauny. (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, Wyd. IRS, Olsztyn, s. 175-189.
- Ustawa z dnia 18 kwietnia 1985 r. o rybactwie śródlądowym; tj. Dz. U. z 2020 r., poz. 883.
- Wody Polskie, <https://www.gov.pl/web/wody-polskie>; (dostęp 17.07.2025).
- Wołos A. Trella M. 2016 – Obowiązkowa rejestracja połowów wędkarskich – poziom wiarygodności danych i ich użyteczność w określaniu stanu zasobów ryb - W: Użytkownik Wędkarski 2016 - Rola gospodarki wędkarskiej na wodach PZW w świetle zasad zrównoważonego rozwoju. Roczniki Naukowe PZW, s. 191-210; <https://w.pzw.pl/zarząd-główny/roczniki-naukowe-pzw/uzytkownik-wedkarski-2016>; (dostęp: 17-07-2025).

Analiza zarybień i amatorskich połowów węgorza europejskiego (*Anguilla anguilla* L.) w wodach użytkowanych przez Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Szczecinie

Adam Tański^{1,2*}, Rafał Pender¹, Łukasz Potkański¹, Ryszard L. Nowakowski¹

¹Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Szczecinie

²Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie,

Wydział Nauk o Żywności i Rybactwa, *adam.tanski@zut.edu.pl

Wstęp

Węgorz europejski (*Anguilla anguilla* L.) jest obecnie gatunkiem zagrożonym, a jego liczba w ostatnich dziesięcioleciach zaczęła istotnie spadać. Według badań naukowców obecna populacja, w porównaniu z latami osiemdziesiątymi ubiegłego wieku, spadła o 99% (Dekker 2003a, b), a aktualne trendy nadal są spadkowe (Pike i in. 2020). Składa się na to kilka powodów – m.in.:

- w Europie węgorz był i jest ceniony gospodarczo ze względu na swoje walory smakowe, a jego eksploatacja na przestrzeni ostatnich dekad – szczególnie ubiegłego wieku wzrastała, przy jednoczesnym spadku zarybień ze względu na wysoką cenę materiału zarybieniowego,
- uniemożliwiano rybnom swobodną migrację w górę zlewni rzek na skutek zabudowy hydrotechnicznej (Leopold i Wołos 2001; Wołos i in. 2012),
- rozwój rolnictwa, a tym samym częstotliwość zatrucia wód polichlorowanymi binofilami (PCB), które uwalniają się z zmagazynowanych tłuszczów podczas długich migracji tarłowych (Castonguay i in. 1987),
- choroby wirusowe, a także zakażenia nicieniem *Anguillicola crassus* (van Ginneken i in. 2004, 2005c).

Aby przeciwdziałać nadmiernej eksploatacji, a tym samym zapewnić ochronę gatunkowi, zgodnie z wytycznymi Komisji Rybołówstwa Parlamentu Europejskiego, już przed

laty podjęto wspólne działania na terenie Unii Europejskiej i przyjęto plan ochrony. Zakres działań ochronnych przyjętych przez nasz kraj zawarto w dokumencie pt. „Plan gospodarowania zasobami węgorza w Polsce”, zaakceptowany przez Komisję Parlamentu Europejskiego w styczniu 2010 roku. Kolejne korekty zmieniały okresy i limity połowowe. Wprowadzone w życie regulacje prawne obecnie dotyczą zarówno wędkarzy, jak i rybaków na wodach śródlądowych i morskich. W przypadku śródlądzia, zgodnie z rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 12.07.2023 r. (Dz. U. 2023 poz. 1373), w połowach amatorskich ustanowiono wymiar ochronny do 50 cm, okres ochronny od 01.XII do 31.III oraz limity połowowe 2 szt./doba węgorza. Natomiast na wodach morskich wprowadzony został całkowity zakaz połowu rekreacyjnego węgorza (Dz. U. 2023 poz. 2816). Warto zatem przeanalizować jakie skutki w kolejnych wieloletniach mogą mieć zabiegi zarybieniowe osobnikami z hodowli i być może w niedalekiej przyszłości ze sztucznego rozrodu.

Na przestrzeni ostatnich lat realizowano projekty mające na celu dokonanie sztucznego rozrodu węgorzy europejskich. Pomimo zaangażowania i ogromnych nakładów finansowych udało się dzięki stymulacji hormonalnej (Tomkiewicz i in. 2011, Peréz i in. 2011, Pasquier i in. 2011, Gallego i in. 2012) doprowadzić do tarła kontrolowanego (Boëtius i Boëtius 1980)) i podchowac narybek węgorza przez okres ok. 140 dni od wyklucia (Politis i in. 2022). Jednak w dalszym ciągu nie udało się odtworzyć pełnego cyklu życiowego węgorzy w warunkach kontrolowanych. Nie wynika to jednak z niedoskonałości sprzętowych czy braku zaangażowania, lecz z faktu, że ryby te dorastają w trakcie wielomiesięcznej migracji w środowisku oceanicznym, pokonując tysiące kilometrów, podczas których najprawdopodobniej poddawane są różnym czynnikom środowiskowym, trudnym do odtworzenia w warunkach hodowlanych. Opisane wieloletnie badania związane z opracowaniem sztucznej metody rozrodu i podchowu węgorza świadczą o tym, jak mało jeszcze wiadomo o biologii tego gatunku.

Dlatego uwzględniając trudności w biotechnologii rozrodu tego gatunku, zmiany w środowisku wodnym zachodzące pod wpływem zmian klimatycznych oraz wszechobecną antropopresję warto analizować działania związane z gospodarowaniem węgorzem europejskim w celu wypracowania optymalnej strategii zarybieniowej.

Gospodarka zarybieniowa węgorzem na wodach OPZW w Szczecinie, w głównej mierze prowadzona jest na wodach płynących (jeziora przepływowe, rzeka Odra), na których obowiązuje wieloletnia umowa użytkowania oraz zawarte w operatach rybackich nakłady zarybieniowe tym gatunkiem. Ze względu na wysokie ceny materiału zarybieniowego, pozostałe wody są zarybiane sporadycznie.

Celem niniejszej pracy było przeanalizowanie prowadzonej gospodarki zarybieniowej węgorza i jego połowów wędkarskich w Okręgu PZW w Szczecinie.

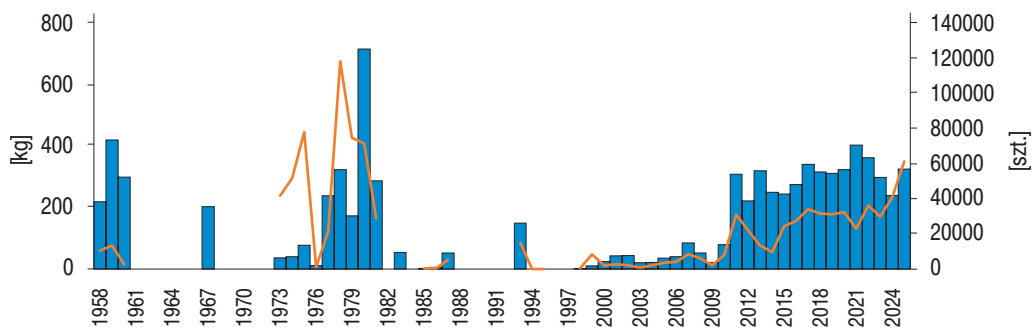
Materiały i metody

Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Szczecinie od lat prowadzi gospodarkę opartą głównie o połowy wędkarskie na różnych typach wód (Tański i in. 2011). Obecnie okręg gospodaruje na ok. 5000 hektarów wód, z czego ponad 3200 ha stanowią jeziora, prawie 1200 ha rzeki oraz 450 ha zbiorniki zaporowe, stanowiące łącznie 51 obwodów rybackich. Analizując zarybienia węgorzem wykorzystano dane archiwalne sięgając do lat pięćdziesiątych ubiegłego wieku. Łącznie analizie poddano 67 lat kalendarzowych (lata 1958–2025) (tab. 1). Na podstawie danych zaczerpniętych ze zbiorczych zestawień rocznych, kart ewidencyjno-połowowych oraz rejestrów połowowych (lata 2003–2023), zestawiono dla poszczególnych lat: liczbę zarybionych wód, ilość zrealizowanych zarybień, sortyment i średnią masę osobniczą wpuszczanych węgorzy. Ponadto w analizie danych uwzględniono wielkość odłowów amatorskich.

Wyniki

Na podstawie otrzymanych danych, największe zarybienia węgorzem wykonano w latach 1980, 1959 i 2021 (kolejno 720, 422,5 oraz 405,56 kg) (rys. 1). Natomiast najmniejsze zarybienia zrealizowano w latach 1998, 1985 i 1986 (kolejno 1,95, 2,0 i 5,0 kg materiału zarybieniowego) (rys. 1). W latach 1961–1966, 1968–1972, 1982, 1984, 1988–1992 oraz 1994–1997 nie odnotowano żadnych zarybień węgorzem (rys. 1).

W analizowanym przedziale czasowym, tj. w latach 1958–2025, najczęściej wprowadzanym sortymentem węgorza do użytkowanych wód był narybek obsadowy węgorza. Zarybiono nim 24 razy (tab. 1). Najrzadziej natomiast zarybiano narybkiem szklistym węgorza (*montée*, fr. „wspinać się”) – wpuszczono ten sortyment 7 razy (tab. 1). Natomiast pod kątem łącznej biomasy i ilości osobników, do wód gospodarowanych przez



Rys. 1. Wielkość zarybień narybkiem węgorza na przestrzeni lat 1958–2025. Kolor niebieski – łączna masa narybku; kolor pomarańczowy – liczba sztuk narybku węgorza

TABELA 1

Zestawienie wielkości zarybień i połowów amatorskich węgorza. NOW - narybek obsadowy węgorza; MON - narybek szklisty węgorza (montée); PNW – podchowany narybek węgorza; NWW – narybek wstępujący węgorza

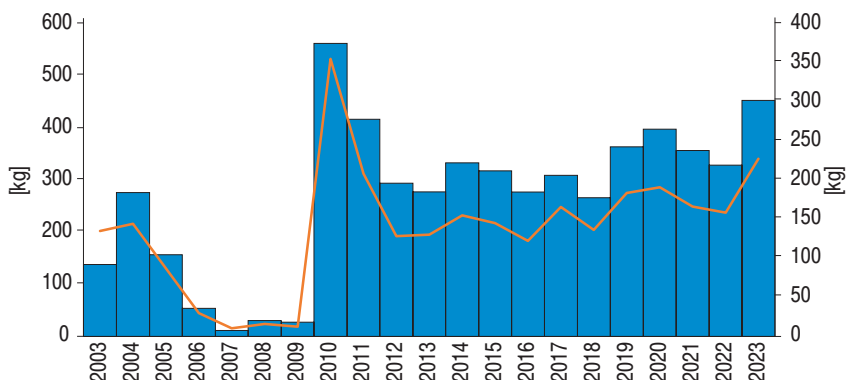
Rok	Wielkość zarybienia [kg]	Wielkość zarybienia [szt.]	Sortyment	Średnia masa osobnicza [g]	Odtowy amatorskie [kg]	Odtowy amatorskie [szt.]	Średnia masa osobnicza [g]
1958	220	10500	NWW	20,952	-	-	-
1959	422,5	13380	NOW	31,577	-	-	-
1960	301	2500	NOW	120,400	-	-	-
1961	-	-	-	-	-	-	-
1962	-	-	-	-	-	-	-
1963	-	-	-	-	-	-	-
1964	-	-	-	-	-	-	-
1965	-	-	-	-	-	-	-
1966	-	-	-	-	-	-	-
1967	204	7100	NOW	28,732	-	-	-
1968	-	-	-	-	-	-	-
1969	-	-	-	-	-	-	-
1970	-	-	-	-	-	-	-
1971	-	-	-	-	-	-	-
1972	-	-	-	-	-	-	-
1973	36	42000	MON NOW	0,857	-	-	-
1974	40	52000	MON NOW	0,769	-	-	-
1975	77,5	78420	MON NOW	0,988	-	-	-
1976	10,5	1050	NOW	10	-	-	-
1977	240	21435	NOW	11,197	-	-	-
1978	325	118900	MON NOW	2,733	-	-	-
1979	174	75000	MON NOW	2,320	-	-	-
1980	720	72000	NOW	10	-	-	-
1981	289	28900	NOW	10	-	-	-
1982	-	-	-	-	-	-	-
1983	54,5	5450	NOW	10	-	-	-
1984	-	-	-	-	-	-	-
1985	2	200	NOW	10	-	-	-
1986	5	500	NOW	10	-	-	-
1987	52	5200	NOW	10	-	-	-
1988	-	-	-	-	-	-	-
1989	-	-	-	-	-	-	-
1990	-	-	-	-	-	-	-
1991	-	-	-	-	-	-	-
1992	-	-	-	-	-	-	-
1993	150	15000	NOW	10	-	-	-
1994	-	-	-	-	-	-	-

Rok	Wielkość zarybienia [kg]	Wielkość zarybienia [szt.]	Sortyment	Średnia masa osobnicza [g]	Odtowy amatorskie [kg]	Odtowy amatorskie [szt.]	Średnia masa osobnicza [g]
1995	-	-	-	-	-	-	-
1996	-	-	-	-	-	-	-
1997	-	-	-	-	-	-	-
1998	1,95	390	NWW	5	-	-	-
1999	9,8	8300	NWW	1,181	-	-	-
2000	24	1890	NWW	12,698	-	-	-
2001	42,5	2712	NWW	15,671	-	-	-
2002	43,9	2026	NWW	21,668	-	-	-
2003	20,4	700	NWW	29,143	92,48	203	0,456
2004	21	2100	NOW	10	184,56	217	0,851
2005	35,5	3550	NWW PNW	10	104,8	131	0,800
2006	40	4000	NOW	10	36	45	0,800
2007	85	8500	NOW	10	7,7	16	0,481
2008	52,1	6200	NOW PNW	10	20,5	24	0,854
2009	20,5	2050	NOW PNW	10	18,5	19	0,974
2010	80	8000	NOW	10	375,7	534	0,704
2011	310	31000	PNW	10	278,6	313	0,890
2012	222,5	22250	NWW PNW	10	196,5	193	1,018
2013	321,5	13406	PNW	23,982	185,4	196	0,946
2014	251	9600	PNW	26,146	222,5	233	0,955
2015	245	24500	PNW	10	212,6	218	0,975
2016	276	27600	PNW	10	185,1	184	1,006
2017	342	34200	PNW	10	206,7	249	0,830
2018	317,5	31750	PNW	10	177,9	205	0,868
2019	313	31300	PNW	10	243,2	276	0,881
2020	325	32500	PNW	10	265,9	287	0,926
2021	405,56	23205	PNW	17,477	238,6	250	0,954
2022	364	36400	PNW	10	219,8	238	0,924
2023	300	30000	PNW	10	302,7	342	0,885
2024	241	40900	MON NOW	5,892	-	-	-
2025	327	61500	MON PNW	5,317	-	-	-

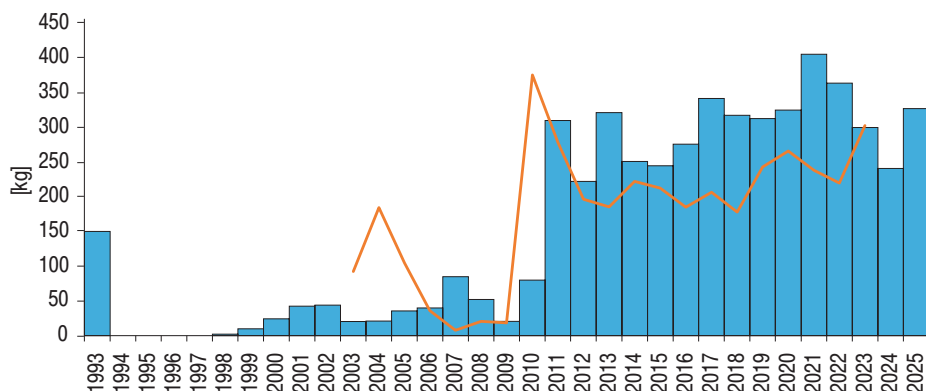
TABELA 2

Wielkość połowów wędkarskich węgorza w wodach Okręgu PZW w Szczecinie z podziałem na rzeki i jeziora łącznie

Rok	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Wielkość połowów w rzekach [kg]	46,7	63,2	37,3	59,5	62,8	66,9	47,8	81,8	84,3	32,1	56,7
Wielkość połowów w jeziorach [kg]	138,7	159,3	175,3	125,6	143,9	111	195,4	184,1	154,3	187,7	246



Rys. 2. Wielkość połowów amatorskich węgorza na przestrzeni lat 2003-2023. Kolor niebieski - masa odłowionych węgorzy; kolor pomarańczowy - liczba odłowionych sztuk węgorzy



Rys. 3. Wielkość połowów amatorskich węgorza na przestrzeni lat 1993-2025. Kolor niebieski - masa zarybionych węgorzy; kolor pomarańczowy - odłowiona masa węgorzy

Okręg PZW w Szczecinie, najwięcej wypuszczono podchowanego narybku węgorza: 382962 sztuki o łącznej masie 4345,56 kilogramów, przy średniej masie osobniczej 11,350 g (tab. 1).

Z informacji przekazanych przez wędkarzy w rejestrach amatorskiego połowu ryb, w latach 2007- 2023, odłowiono 4197 szt. węgorzy o łącznej masie 3634,94 kg, przy średniej masie osobniczej 0,86 kg. Na podstawie rysunku 2 stwierdzono największe wędkarskie odłowy węgorza w latach 2010, 2023 i 2011 (kolejno 375,7; 302,7 i 278,6 kg). Pokrywa się to z odłowami liczonymi w sztukach: 534 szt. w 2010, 342 szt. w 2023 i 313 szt. w 2011 roku (rys. 2). Najniższe amatorskie połowy węgorza zarejestrowano w latach 2007, 2009 oraz 2008 (kolejno 7,7; 18,5 i 20,5 kg) (rys. 2).

Na rysunku 3 przeanalizowano zarybienia poprzedzające i trwające w trakcie prowadzenia rejestru amatorskiego połowu ryb przez wędkarzy. Nie znaleziono żadnych informacji o wielkości połowów amatorskich w latach 1958–2002.

Analizując rysunek 1 dotyczący ilości wprowadzonego materiału zarybieniowego węgorza, zauważyć można że w latach 1975, 1978 oraz 1979 ma miejsce nagły wzrost liczby zarybianych sztuk narybku węgorza. Wynika to z faktu, iż w tym czasie miały miejsce zarybienia narybkiem szklistym i obsadowym (łącznie 272320 szt.). Kolejny wzrost liczby wypuszczonych ryb miał miejsce w 1980 roku, gdzie do wód Okręgu PZW w Szczecinie wypuszczono 720 kg narybku obsadowego. Było to najprawdopodobniej podyktowane niską ceną oraz dostępnością materiału zarybieniowego na rynku. Trzeci wzrost liczby wypuszczonych narybków przypada na rok 2010 – czynnikiem wpływającym na wysoką ilość wypuszczanego materiału zarybieniowego, było zwiększenie arealów wód użytkowanych przez OPZW w Szczecinie i nowych zobowiązań wynikających z nakładów rzeczowo-finansowych na zarybienia. Taki sam wzrost w roku 2010 jest widoczny na rysunku 2. Również w tym przypadku, jest on związany z powiększeniem arealów użytkowanych przez OPZW w Szczecinie wód.

Dyskusja

Amatorskie połowy węgorza zawsze cieszyły się i nadal cieszą dużym zainteresowaniem wśród wędkarzy. Część z wędkujących jest ukierunkowana na typowy połów węgorza, polegający na nocnym połowie różnymi metodami (gruntowa, spławikowa), jednak często stanowi on wędkarski przytół.

Analizując rejestry połowów za lata 2013-2023 stwierdzono, że więcej węgorzy poławianych jest w jeziorach (1821,3 kg) niż w rzekach (639,1 kg) (tab. 2), co może wynikać ze specyfiki analizowanego obszaru – w Okręgu PZW w Szczecinie jest zdecydowanie więcej jezior, chociaż rzeka Odra (obwód nr 5 w obrębie miasta Szczecin, na którym PZW w Szczecinie prowadzi gospodarkę) cieszy się sporą popularnością w połowach amatorskich. Z obserwacji prowadzonych na podstawie rejestrów połowów można także wywnioskować, że większość połowów wędkarskich związanych z typowym połowem węgorza prowadzona jest w jeziorach, które mają dobre połączenie z wodami Zalewu Szczecińskiego lub bezpośrednio z Odrą. Należy przypuszczać, że wpływające węgorze wstępujące – migrujące węgorze z wód morskich, charakteryzujące się silnym instynktem wędrownym, wpływają w górę dopływów docierając do jezior, z których nie mają już możliwości dalej przepływać (w górę zlewni) i tam intensywnie żerują.

Analizując zarybienia należy uwzględnić, że wprowadzany do wód materiał zarybieniowy w postaci lekkiego materiału, do czasu połowów amatorskich będzie jeszcze intensywnie migrował. Migracje węgorzy, co ciekawe, dotyczą również także starszych będących już w wodach słodkich tzw. form żółtych – żerujących, które podczas intensywnego żerowania potrafią kilka razy w ciągu pobytu w wodach słodkich odbywać

lokalne wędrówki, które to tłumaczy się próbami migracjami, przygotowującymi węgorze do najdłuższej wędrówki (Hain 1975). Tego typu obserwacje poczyniono w przypadku *Anguilla rostrata*, jednak istnieje prawdopodobieństwo, że dotyczy to również europejskiej formy tego gatunku. Na wodach gospodarowanych przez OPZW w Szczecinie znajdują się zabudowy hydrotechniczne w postaci elektrowni wodnych. Większość z nich jest wyposażona w przepławki, które umożliwiają wędrówkę narybkom lub spływ formom dorosłym. Trudno jest określić, czy węgorze które zostały odłowione na wodach Okręgu PZW w Szczecinie pochodzą z zarybień, czy z naturalnej rekrutacji. Z naszych własnych obserwacji wynika, że w obrębie zbiorników, w których prowadzone są zarybienia węgorzem, ilość poławianych ryb jest wyższa niż w zbiornikach gdzie takich zarybień nie prowadzi się.

Ciekawa zależność istnieje pomiędzy zarybieniem w 1993 r. przed którym nie wykonywano zarybień a wynikami połowów amatorskich w roku 2004 (rys. 3). Wyraźny wzrost połowów może wskazywać na skuteczność zarybienia. Podobnej zależności można dopatrywać się po systematycznych zarybieniach rozpoczętych od 1998 roku i wzrostem połowów wędkarskich od roku 2010 (rys. 3). Przesunięcie czasowe pomiędzy zarybieniem a połowami wędkarskimi wynika z czasu który potrzebny jest przynajmniej do przekroczenia osobniczego wymiaru ochronnego.

W sezonie wędkarskim 2023-2025, po wprowadzeniu zakazu amatorskiego połowu węgorzy na wewnętrznych wodach morskich, liczba poławiających węgorze na wodach obwodu Odry nr 5 (bezpośrednio graniczących z wodami morskimi) istotnie wzrosła. Wyniki połowów znane będą w kolejnych latach, po przeanalizowaniu rejestrów połowów.

W latach 2003–2015 w Polsce do wód powierzchniowych wprowadzono ok. 20 mln szt. narybku podchowanego węgorza (Nermer i in. 2016). W tym samym okresie, na wodach użytkowanych przez OPZW w Szczecinie, do wód wypuszczono 135856 szt. narybku (tab. 1), co stanowi 0,68% liczby wszystkich wypuszczonych węgorzy w tych latach. Zdaniem zespołu autorskiego, zarybienia przeprowadzane przez OPZW w Szczecinie pozwalają na utrzymanie połowów amatorskich na stabilnym poziomie, mimo coraz mniejszej rekrutacji naturalnej.

Pomimo realizowanych projektów mających na celu wspomaganie gatunku, wielu zabiegów ochronnych i zarybień oraz prac związanych z opracowaniem sztucznego rozrodu i badań nad biologią węgorza, nadal istnieje realne zagrożenie, że gatunek, który pojawił się na Ziemi o wiele wcześniej przed istnieniem człowieka, może wyginąć bez pełnego poznania jego tajemniczych wędrówek i specyfiki rozrodu, a wyprawy na nocne zasiadki w celu złowienia tej egzotycznej ryby będą jedynie elementem opowieści rybakko-wędkarskich.

Literatura

- Boëtius I., Boëtius J. 1980 - Experimental maturation of female silver eels, *Anguilla anguilla*. Estimates of fecundity and energy reserves for migration and spawning - Dana, 1: 1-28.
- Castonguay M., McCleave J.D. 1987 - Vertical distributions, diel and ontogenetic vertical migrations and net avoidance of leptocephali of *Anguilla* and other common species in the Sargasso Sea - J. Plankton Res. 9: 195-214.
- Dekker W. 2003a - Status of the European eel stock and fisheries – W: Aida K., Tsukamoto K., Yamauchi K. (Red.) Eel biology, Springer-Verlag, Tokyo: 237-254.
- Dekker W. 2003b - Worldwide decline of eel resources necessitates immediate action - Fisheries 28: 28-30.
- Gallego V., Mazzeo I., Vilchez M.C., Peñaranda D.S., Carneiro P.F.C., Pérez L., Asturiano J.F. 2012 - Study of the effects of thermal regime and alternative hormonal treatments on the reproductive performance of European eel males (*Anguilla anguilla*) during induced sexual maturation - Aquaculture, 354-355: 7-16.
- van Ginneken V., Haenen O., Coldenhoff K., Willemze R., Antonissen E., van Tulden P., Dijkstra S., Wagenaar F., van den Thillart G. 2004 - Presence of eel viruses in eel species from various geographic regions - Bull. Eur. Ass. Fish. Pathol., 24: 268-271.
- van Ginneken V., Antonissen E., Müller U.K., Booms R., Eding F., Verreth J., van den Thillart G. 2005 - Eel migration to the Sargasso: remarkably high swimming efficiency and low energy costs - J. Exp. Biol. 208: 1329-1335.
- Hain J.H.W. 1975 - The behaviour of migratory eels, *Anguilla rostrata*, in response to current, salinity and lunar period - Helgoländer Meeresunter-suchungen 27: 211-233.
- 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.
- Nermer T., Robak S., Giedrojć Ł. 2016 - Plan gospodarowania zasobami węgorza w Polsce i Europie - wdrożenie i perspektywy. 95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych. T. I: 41-48.
- Pasquier J., Lafont A.G., Leprince J., Vaudry H., Rousseau K., Dufour S. 2011 - First evidence for a direct inhibitory effect of kisspeptins on LH expression in the eel, *Anguilla anguilla* - Gen. Comp. Endocrinol., 173: 216-22.
- Pérez L., Peñaranda D.S., Dufour S., Baloché S., Palstra A.P., van den Thillart G.E.E. J. M., Asturiano J.F. 2011 - Influence of temperature regime on endocrine parameters and vitellogenesis during experimental maturation of European eel (*Anguilla anguilla*) females - Gen. Comp. Endocrinol., 174: 51-59.
- Pike C., Crook V., Gollock M. 2020 - *Anguilla Anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species. The IUCN Red List of Threatened Species, ISSN 2307-8235, s. 1-34.
- Politis S. N., Sorensen S. R., Conceicao L., Santos A., Benini E., Bandara K., Sganga D., Brancol J., Tomkiewicz J. 2022 - European eel larviculture: first establishment of feeding *Leptocephalus* culture - <https://aquaeas.org/Program/PaperDetail/39870> [dostęp 15.07.2025].
- Tański A., Czerniejewski P., Keszka S., Pender R. 2011 - Structure of ichthyofauna in different fishery types of lakes used for angling by the Polish Angling Association, the Region of Szczecin - W: Fish management in a variable water environment (Red.) M. Jakun, G. Furgata-Selezniow, M. Woźniak, A.M. Wiśniewska. Olsztyn: 151-156.

- Tomkiewicz J., Kofoed T.M.N., Pedersen J.S. 2011 - Assessment of testes development during induced spermatogenesis in European eel *Anguilla anguilla* - Marine and Coastal Fisheries, Dynamics, Management and Ecosystem Science, 3: 106-118
- Wołos A., Mickiewicz M., Czerwiński T. 2012 - Wielkość i charakterystyka odłowów węgorza europejskiego *Anguilla anguilla* L. w polskich wodach śródlądowych - Komun. Ryb. 2: 1-5.
- Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Rozporządzenie z dnia 27 grudnia 2023 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich poławianych przy wykonywaniu rybołówstwa rekreacyjnego oraz szczegółowego sposobu i warunków wykonywania rybołówstwa rekreacyjnego (Dz. U. 2023 poz. 2816).
- Minister Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Rozporządzenie z dnia 12 lipca 2023 r. w sprawie szczegółowych warunków ochrony i połowu ryb w powierzchniowych wodach śródlądowych (Dz. U. 2023 poz. 1373).

Wybrane aspekty zarybień węgorzem europejskim (*Anguilla anguilla*)

Tomasz Nerner, Olga Szulecka

Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy

Wstęp

Węgorz europejski *Anguilla anguilla* (L.) występuje w większości krajów nadmorskich w Europie i Afryce Północnej, obejmując cały basen Morza Śródziemnego oraz Bałtyckiego. Granice jego zasięgu stanowią na południu – Mauretania, a na północy – Morze Barentsa. Węgorz jest gatunkiem monotypowym (Brylińska 2000, Tesch 2003, Als i in. 2011), nie tworzącym podgatunków ani subpopulacji, co zostało potwierdzone badaniami genetycznymi (Palm i in. 2009). Przejawia katadromiczny cykl życiowy, rozwój embrionalny i larwalny odbywa się w wodzie słonej i słonawej, a dojrzałość płciową osiąga żerując w zbiornikach słodkowodnych i słonawych (Tesch 2003). Do tej pory nie udało się dokładnie zlokalizować tarlisk węgorza europejskiego, a przybliżony obszar tarła został odkryty na początku XX w. przez duńskiego naukowca Johanna Schmidta, który złowił na południowym Morzu Sargassowym nowo wyklute larwy węgorza europejskiego i węgorza amerykańskiego *Anguilla rostrata* (Schmidt 1906, 1909).

Nigdy w warunkach naturalnych nie zaobserwowano ikry węgorza. Proces zapłodnienia oraz rozwój embrionalny został poznany w warunkach laboratoryjnych z zastosowaniem substancji hormonalnych i enzymatycznych. W warunkach eksperymentalnych możliwe było utrzymanie przy życiu stadiów larwalnych przez maksymalnie 160 dni. Do tej pory nie udało się natomiast uzyskać w warunkach sztucznych węgorza szklistego (Butts i in. 2016, Politis i in. 2021).

Węgorz europejski jest pożądanym celem połowów rybackich w całym zasięgu geograficznego występowania. Prawie żadna inna ryba nie jest łowiona na tak wiele różnych sposobów jak węgorz. Z kilkoma wyjątkami (np. okrężnice i sieci skrzelowe), używane są

prawie wszystkie znane techniki połowowe (Tesch 2003). Całkowite wyładunki węgorzy europejskich zmniejszyły się z 18000-20000 ton w latach 50. XX w. do 2000-3000 ton pod koniec pierwszej dekady XXI w. W ostatnich latach światowe wyładunki z komercyjnych połowów węgorza żółtego i srebrzystego, wyniosły średnio około 2100 ton rocznie (ICES 2024). Rybołówstwo jest wykonywane również w obszarach, gdzie węgorze znalazły się w sposób sztuczny poprzez zarybienie, gdyż ze względu na gęstą zabudowę hydrotechniczną, duże obszary siedlisk są niedostępne.

Szczególnym obszarem działań gospodarczych i ochronnych są zarybienia, czyli sztuczne wprowadzanie młodych osobników do środowisk, w których węgorz naturalnie występował lub nadal występuje. Zarybienia stały się powszechnym działaniem ochronnym w planach zarządzania węgorzem w 16 państwach członkowskich UE. Celem zarybień jest wsparcie lokalnych populacji poprzez uzupełnienie brakującej naturalnej rekrutacji, zwiększenie biomasy żółtych i srebrnych węgorzy oraz docelowo – zwiększenie liczby dojrzałych węgorzy (srebrzystych) migrujących na tarło z danego obszaru (tzw. escapement). Po kilkunastu latach realizacji tych działań nasuwa się pytanie o ich rzeczywistą skuteczność w odbudowie gatunku.

Historia zarybień węgorzem

Według Dekkera i Beaulatona (2016), pierwsze udokumentowane przypadki zarybiania węgorza w Europie miały miejsce około 1840 roku. Ich głównym celem było przenoszenie młodych osobników, przede wszystkim w stadium tzw. węgorza szklistego (*glass eel*), z wybrzeży Atlantyku – głównie z Francji – do bardziej oddalonych i uboższych w naturalną rekrutację obszarów Europy. Francja jako kraj z obszarem największego napływu młodych węgorzy z oceanu, odgrywała kluczową rolę w tym procesie. Szkliste węgorze były poławiane masowo i następnie transportowane rzekami lub lądem, często z dużymi trudnościami technicznymi i niską przeżywalnością ryb. Brak chłodni, niewystarczające środki transportu i ograniczona wiedza o wymaganiach biologicznych tego wrażliwego gatunku stanowiły poważne bariery. Dodatkowym problemem były wojny, które kilkakrotnie przerwały lub ograniczyły działalność zarybieniową – między innymi wojna francusko-pruska w latach 1870-1871 oraz dwie wojny światowe w XX wieku.

Mimo tych trudności, XX wiek przyniósł intensyfikację działań zarybieniowych. Rozwój technologii transportu, w tym kolei, samochodów chłodniczych i – w późniejszym okresie – lotnictwa, umożliwił przenoszenie znacznych ilości żywego materiału zarybieniowego na coraz większe odległości. Kraje takie jak Niemcy, Holandia, Szwecja, Dania czy Polska zaczęły systematycznie kupować i zarybiać własne wody węgorzem pozyski-

wanym głównie z Francji, ale także z innych regionów. W tym okresie zarybienia miały wyraźnie produkcyjny charakter – ich celem było zwiększenie zasobów dla rybołówstwa komercyjnego i rekreacyjnego. W krajach takich jak Niemcy czy Holandia stworzono nawet specjalistyczne programy hodowlane i infrastruktury wspierające dalsze zarybianie rzek, jezior i zbiorników retencyjnych.

Od lat 80. ubiegłego stulecia zaczęto jednak obserwować dramatyczny spadek liczby napływających do Europy młodych węgorzy. Według danych przedstawionych przez Dekkera i Beaulatona (2016), rekrutacja węgorza w niektórych regionach spadła nawet o 90%. Wśród głównych przyczyn tego trendu wymienia się zmiany klimatyczne, zaburzenia prądów morskich (szczególnie Prądu Zatokowego), zanieczyszczenia chemiczne, bariery migracyjne w rzekach (tamy, śluzy), a także rozprzestrzenianie się chorób pasożytniczych oraz nadmierne połowy zarówno szklistego węgorza, jak i osobników dorosłych. W reakcji na ten kryzys, praktyka zarybiania przeszła ewolucję od działań produkcyjnych do formy strategii ochronnej.

Punktem zwrotnym było przyjęcie przez Unię Europejską rozporządzenia (WE) nr 1100/2007, które zobowiązało wszystkie państwa członkowskie do opracowania krajowych planów odbudowy populacji węgorza. Plany te miały obejmować m.in. poprawę warunków migracji, ograniczenie połowów oraz zwiększenie skali zarybień. Pomimo tej instytucjonalnej mobilizacji, skuteczność zarybień jako narzędzia ochrony węgorza budzi wątpliwości. Dekker i Beaulaton (2016) zwracają uwagę, że brakuje jednoznacznych dowodów na to, że wprowadzane sztucznie osobniki przeżywają wystarczająco długo, by osiągnąć dojrzałość i powrócić na tarło do Morza Sargassowego. Ponadto, wiele krajów nie prowadzi długofalowego monitoringu skuteczności zarybień, co utrudnia ocenę realnego wpływu tych działań na odbudowę zasobów.

Przeżywalność węgorzy w różnych siedliskach

Przeżywalność wpuszczanych węgorzy zależy od wielkości i kondycji materiału zarybieniowego oraz od typu siedliska, do którego trafiają (rzeka, jezioro, wody przybrzeżne). Młodociane węgorze odznaczają się na początku niską przeżywalnością – badania wykazały, że po wpuszczeniu do wód otwartych przeżywa średnio od ok. 3,5% do 45% osobników w okresie kilku pierwszych lat (Shiao i in. 2006, Pedersen 1998, Andersson i Sanstrom 1992). W warunkach małych jezior śródlądowych stwierdzano istotne wahania przeżywalności – od jednocyfrowych wartości do kilkudziesięciu procent. Przykładowo, w jeziorach Brandenburgii (Niemcy) po 3-4 latach od zarybienia przeżyło średnio 19-45% węgorzy wpuszczonych zimą oraz 9-45% tych wpuszczonych wiosną, co wska-

zuje na duży wpływ lokalnych warunków, w tym dostępności pokarmu oraz drapieżnictwa (Simon 2023).

Większe, podchowane węgorze, mają z reguły wyższą przeżywalność krótkoterminową, nawet do 75-80% przeżycia w ciągu pierwszych lat od zarybienia, zwłaszcza gdy wpuszczano je do dogodnych siedlisk jeziorowych (ICES 2009, McCarthy i in. 1996). Właśnie jeziora często zapewniają obfitość pokarmu i mniejszą presję drapieżników w porównaniu z rzekami czy estuariami, stąd zarybienia jezior dawały najlepsze wyniki (najwyższy odsetek przeżywalności węgorzy).

W siedliskach rzecznych przeżywalność bywa ograniczana przez wędrówki i presję drapieżniczą. Węgorze wypuszczone w rzekach często od razu podejmują migracje w górę biegu, co naraża je na wędrówkę przez przepławki, śluzy i turbiny. W małych ciekach obserwowano bardzo niskie wskaźniki efektywności zarybionych węgorzy, co sugeruje, że część z nich odpływa lub ginie zanim osiągnie większe rozmiary (ICES 2009).

W strefie przybrzeżnej i estuariach naturalna rekrutacja węgorza jest najwyższa, więc udział zarybionych osobników jest siłą rzeczy mniejszy. Znakowanie i analizy mikrochemiczne otolitów pokazują, że w populacjach otwartych wód przybrzeżnych dominuje narybek pochodzenia naturalnego. I tak np. w Bałtyku odsetek węgorzy pochodzących z zarybień wynosił tylko ok. 2-7%, podczas gdy 93-98% stanowiły osobniki naturalnie rekrutujące z oceanu (The Fisheries Secretariat 2023).

Dla porównania, w półzamkniętych zalewach i lagunach morskich udział zarybionych węgorzy bywa większy – np. w Zalewie Kurońskim (Litwa) ok. 20% węgorzy pochodziło z zarybień, a ok. 80% stanowili migranci naturalni (Shiao i in. 2006). Natomiast w jeziorach izolowanych od morza cała populacja pochodzi z introdukcji – przykładem są jeziora mazurskie, ponieważ bariery (jak zaporę we Włocławku na Wiśle) odcięły drogę naturalnej kolonizacji.

Udział zarybianych węgorzy w migracji tarłowej

Kluczowym wskaźnikiem skuteczności zarybień z punktu widzenia ochrony gatunku jest to, ile zarybionych węgorzy zacznie migrować na tarło. Niestety, ilościowe oszacowanie tego udziału jest bardzo trudne. ICES od lat podkreśla, że brakuje danych by precyzyjnie określić wkład zarybionych węgorzy do realnego pogłowia tarłowego (ICES 2016). Istnieją dowody pośrednie, że część zarybionych węgorzy skutecznie podejmuje wędrówkę tarłową. Przykładowo w Szwecji szacuje się, że nawet 90% srebrzystych węgorzy odpływających z wód śródlądowych to osobniki pochodzące z wcześniejszych introdukcji (Dekker i in. 2021).

Podobnie w Niemczech i Polsce, w regionach oddalonych od morza, niemal całość produkcji srebrzystych węgorzy wynika z programów zarybień. W badaniach w Brandenburgii wykazano, że 96-98% całkowitej rekrutacji węgorza do tamtejszych wód stanowią osobniki wpuszczone przez człowieka, a jedynie 2-4% to imigranci naturalni (Brämick i in. 2016). Oznacza to, że bez zarybień w danym dorzeczu niemal nie byłoby migracji tarłowej.

W Estonii, dzięki intensywnym zarybieniom (głównie jezioro Võrtsjärv) udało się spełnić wymóg 40% migracji srebrzystych węgorzy względem stanu referencyjnego (The Fisheries Secretariat 2023). W praktyce estoński program polega od lat 50. XX w. na zarybieniu jezior węgorzami, które następnie są częściowo odławiane do konsumpcji, a częściowo wypuszczane w dół rzek celem zwiększenia biomasy tarłowej.

W krajach położonych bliżej atlantyckich tras migracji wpływ naturalnej migracji jest większy, wciąż jednak praktykowane jest zarybienie. Powszechnie znane przypadki to masowa introdukcja węgorzy w Holandii (głównie do jeziora IJsselmeer) celem wsparcia rybołówstwa i spływu srebrzystych węgorzy.

Belgia zarybia głównie dorzecze Mozy – badania telemetryczne wykazały, że część wpuszczonych tam węgorzy rzeczywiście podejmuje wędrówkę w górę rzeki, a następnie po latach rusza z powrotem w dół ku morzu (Matondo i Ovidio 2018). Jednak jednocześnie zauważono osłabienie tzw. behawioru kolonizacyjnego – obecne pokolenia węgorzy (często pochodzące z zarybień) coraz mniej chętnie migrują daleko w górę rzek niż kiedyś, co może skutkować niższym zasiedleniem odległych siedlisk.

We Francji, która jest głównym „dawcą” materiału zarybieniowego również prowadzi się pewne zarybienia wewnętrzne (np. translokacje narybku do górnych odcinków Loary czy Sekwany). Ogólnie jednak we Francji biomasa węgorzy pochodzi głównie od naturalnej rekrutacji, stąd wpływ dodatkowych zarybień jest tam mniej krytyczny niż w regionach bałtyckich.

Istnieje pytanie czy zarybione węgorze docierają na tarło? Niektóre hipotezy wskazują, że przenoszenie szklistych węgorzy może pozbawić je mechanizmu „imprintingu”, co skutkuje dezorientacją podczas powrotu do Morza Sargassowego.

W Szwecji zauważono, że niektóre zarybione osobniki nie podejmowały wędrówki do morza lub błędziły (Westin 2003). Z drugiej strony, nowsze badania wykonane przy użyciu śledzenia satelitarnego wskazują, że wiele zarybionych węgorzy jednak węduje prawidłowo. Przykładowo, w Estonii około 21% zarybionych węgorzy w zbiorniku na rzece Narwa zdołało przedostać się do Morza Bałtyckiego (pomimo zapory) i rozpoczęło wędrówkę morską (The Fisheries Secretariat 2023).

W Kanadzie podobne badania dla blisko spokrewnionego węgorza amerykańskiego wykazały, że zarybione samice w dużej części zostały wykryte na trasie migracji oceanicznej, choć odsetek ten zależał od danego roku (Béguer-Pon i in. 2018).

Reasumując, obecne dowody sugerują, że węgorze zarybieniowe mogą brać udział w migracji tarłowej i zapewne zasilają pulę tarłową, choć nie wiadomo w jakim stopniu.

Wpływ zarybień na lokalne populacje (biomasa, zagęszczenie, struktura wiekowa)

Zarybienia bezpośrednio zwiększają liczebność węgorza w danym akwenu. W wielu przypadkach efekt ten jest łatwo dostrzegalny – np. po masowych zarybieniach jezior w krajach bałtyckich obserwowano przez pewien czas wyższą wydajność połowów i większą liczebność młodych węgorzy w odłowach kontrolnych niż przed zarybieniem.

Można zatem powiedzieć, że lokalnie zarybienia zwiększają liczebność i biomasę węgorza, często przywracając obecność gatunku tam, gdzie naturalnie by go zabrakło. Ma to znaczenie nie tylko ochronne, ale i ekosystemowe oraz społeczne (utrzymanie tradycyjnego rybołówstwa węgorzowego w jeziorach i rzekach).

Wprowadzenie sztucznego narybku może jednak zmieniać strukturę demograficzną lokalnej populacji w sposób odmienny od naturalnego. Po pierwsze, zarybienia dostarczają jednorazowo dużą kohortę osobników w tym samym wieku. W efekcie w kolejnych latach populacja może być zdominowana przez jeden rocznik, co różni się od stanu naturalnego. Taka synchronizacja wieku może skutkować np. równoczesnym dojrzewaniem i odpływem znacznej części populacji po osiągnięciu przez dany rocznik wieku wysrebrzania. Po drugie, w wysokich zagęszczeniach częściej rozwijają się samce (mniejsze, dojrzewające szybciej), zaś w niższych – samice (rosnące do większych rozmiarów). Gdy zarybienie znacząco zwiększa gęstość młodych węgorzy w środowisku, może to przesunąć proporcje płci w stronę przewagi samców. Badania w estuariach i jeziorach wykazały, że powyżej pewnego progu zagęszczenia niemal wszystkie węgorze dojrzewają jako samce (Williams i Aprahamian 2004). Oszacowano, że zdolność środowiska do produkcji dużych samic wyczerpuje się przy gęstości ok. 2 osobników na m^2 – powyżej tej wartości wzrost biomasy tarłowej nie następuje, bo dodatkowe osobniki to głównie drobne samce. W praktyce programy zarybień powinny uwzględniać te informacje, limitując obsadę – zaleca się nie przekraczać lokalnej pojemności środowiska. Przykładowo brytyjskie wytyczne sugerują, by jednorazowo nie wpuszczać więcej niż ok. 5-12 węgorzy na m^2 w zależności od oczekiwanej naturalnej śmiertelności, a przy powtarzanych

corocznie zarybieniach utrzymywać niższe gęstości (ok. 2-6 osobników/m²) (Williams i Aprahamian 2004).

Wpływ zarybień na populację lokalną ma również inne aspekty. Zarybienia mogą wzbogacić bioróżnorodność (przywrócić gatunek drapieżny, co może regulować populację drobnych ryb), a także podnieść potencjał produkcyjny. Jednak są i negatywy: wprowadzenie obcych węgorzy niesie ryzyko przenoszenia patogenów i pasożytów. Znany problem jest rozpowszechnienie wraz z zarybieniami nicienia *Anguillicola crassus* (pasożyt pęcherza pławnego), który trafił do Europy z węgorzem japońskim i przez introdukcje rozprzestrzenił się niemal wszędzie, osłabiając kondycję węgorzy (ICES 2016).

Ponadto, jeżeli celem jest ochrona gatunku, a nie tylko podtrzymanie rybołówstwa, to zarybienia mogą maskować realny spadek populacji naturalnej. Z punktu widzenia struktury wiekowej stwierdzono też, że węgorze zarybione mogą różnić się tempem wzrostu w zależności od towarzystwa form dzikich. Niektóre badania wskazują, że węgorze hodowlane rosną wolniej w obecności dzikich (Wakiya 2022), co sugeruje skomplikowane interakcje w mieszanych populacjach.

Podsumowując, zarybienia znacząco modyfikują lokalne populacje – zwiększają ich liczebność i biomasę, ale mogą zmieniać proporcje płci, rozkład wieku i zdrowotność (patogeny). Kluczowe jest świadome zarządzanie tym działaniem: dobór odpowiedniej liczby i wielkości wpuszczanych węgorzy, unikanie introdukcji nadmiernej (by nie zdominować populacji jednym rocznikiem ani nie wywołać przewagi samców) oraz monitoring, czy populacja zarybiona faktycznie spełnia oczekiwane funkcje.

Porównanie efektywności zarybień węgorzem szklistym i podchowany

Do zarybień stosuje się głównie dwa źródła materiału: węgorz szklisty, odławiany zwykle zimą na wybrzeżach zachodniej Europy i bezpośrednio wpuszczany do wód docelowych; albo węgorz podchowany do kilku – kilkunastu gram w kontrolowanych warunkach. Węgorz szkliste są tańsze jednostkowo i od początku rosną w środowisku docelowym, lecz wykazują większą śmiertelność po zarybieniu. Węgorze podchowane kosztują więcej, ale teoretycznie powinny mieć wyższą przeżywalność początkową. Badania porównawcze sugerują jednak, że przewaga większych węgorzy nie jest wcale duża. ICES (2008) zauważył, że nie udowodniono wyższej przeżywalności ani wzrostu przy użyciu materiału podchowanego. W Niemczech przeprowadzono eksperyment w pięciu jeziorach, wpuszczając równolegle zarówno węgorze szkliste, jak i podchowane.

ne Po 3-5 latach od zarybienia oba typy osiągnęły zbliżone przeżycie i tempo przyrostu. (Simon i Dörner 2014). Autorzy tego badania, podkreślają, że jedyny plus podchowu to możliwość wpuszczenia ryb w dogodniejszej porze (np. cieplejszą wiosną) i ewentualnie mniejsza wrażliwość na temperaturę tuż po wypuszczeniu (Simon 2023).

Różnica między tymi strategiami ujawnia się natomiast w ekonomii przedsięwzięcia. Podchowanie węgorza wiąże się z kosztami karmy, energii, roboczogodzin – szacowano, że wyhodowanie 1 kg węgorza jest 4-12 razy droższe niż bezpośrednie wpuszczenie równoważnej masy w postaci narybku Według analiz nie rekompensuje tego niewielka przewaga przeżywalności większych ryb. White i Knights (1997) stwierdzili z kolei, że początkowa przewaga wzrostu większych węgorzy zanika w ciągu 5-6 lat od wypuszczenia – potem węgorze szkliste doganiają je w wielkości. Williams i Aprahamian (2004) dokonali syntezy tych obserwacji i doszli do wniosku, że najbardziej opłacalnym źródłem materiału zarybieniowego jest węgorz szklisty, gdyż przy znacznie niższym koszcie daje porównywalne efekty co użycie większych osobników. Jest to ważne zalecenie, zważywszy na ograniczoną dostępność i tak malejących populacji szklistych węgorzy. Z perspektywy długofalowej ochrony gatunku, lepszym rozwiązaniem jest, aby węgorze przechodziły cały proces wzrostu w jak najbardziej naturalnych warunkach.

Podsumowując, zarybienia węgorzem szklistym uchodzą za efektywniejsze kosztowo i równie skuteczne biologicznie w generowaniu wzrostu populacji, niż węgorze podchowane, o ile prowadzone są fachowo (minimalizacja śmiertelności podczas transportu i wpuszczania).

Podsumowanie

Współcześnie zarybianie węgorza pozostaje jedną z najbardziej kontrowersyjnych strategii zarządzania zasobami węgorza w Europie. Z jednej strony, praktyka ta ma długą historię i znaczne poparcie instytucjonalne, zwłaszcza w krajach o silnych tradycjach rybackich. Z drugiej strony, wielu biologów i ekologów podkreśla ograniczenia biologiczne tej metody oraz ryzyko przenoszenia patogenów i zakłócania naturalnych procesów migracyjnych. Dodatkowym problemem jest ograniczona dostępność szklistego węgorza, co w połączeniu z rosnącym popytem na ten surowiec, może prowadzić do nielegalnych połowów i niekontrolowanego handlu.

Historia zarybień węgorza europejskiego odzwierciedla przemiany technologiczne, społeczne i ekologiczne, jakie zaszły w Europie w ciągu ostatnich dwóch stuleci. Od prostych i często nieudanych eksperymentów w XIX wieku po złożone systemy zarządzania zasobami wdrażane przez Unię Europejską, zarybianie pozostaje zarówno świadectwem nadziei na odbudowę zasobów, jak i źródłem kontrowersji. Przyszłość tej strategii

będzie zależeć od rozwoju naukowego monitoringu, lepszego zrozumienia cyklu życiowego węgorza oraz skuteczniejszej ochrony jego siedlisk. Tylko w ten sposób możliwe będzie pogodzenie potrzeb gospodarczych z koniecznością zachowania jednego z najbardziej niezwykłych gatunków ryb w Europie.

Literatura

- Als T. D., Hansen M. M., Maes G. E., Castonguay M., Riemann L., Aarestrup K., Munk P., Sparholt H., Hanel R., Bernatchez L. 2011 - All roads lead to home: Panmixia of European eel in the Sargasso Sea - *Molecular Ecology*, 20(7): 1333-1346.
- Andersson J., Sandström O. 1992 - Survival and dispersal of restocked eels (*Anguilla anguilla* L.) in Swedish inland waters - *Nordic Journal of Freshwater Research*, 67: 61-72.
- Béguier-Pon M., Verreault G., Stanley D., Castonguay M., Dodson J.J. 2018 - The migration of stocked, trapped and transported, and wild female American silver eels through the Gulf of St. Lawrence - *The Ocean Tracking Network: Advancing aquatic research and management*. 01(01): 2024-2037.
- Brämick U., Fladung E., Simon J. 2016 - Stocking is essential to meet the silver eel escapement target in a river system with currently low natural recruitment - *ICES Journal of Marine Science*, Volume 73, Issue 1, January 2016, 91-100 pp.
- Brylińska M. 2000 - Ryby słodkowodne Polski - PWN, Warszawa.
- Butts I. A.E., Sørensen S. R., Politis S. N., Tomkiewicz J. 2016 - First-feeding by European eel larvae: A step towards closing the life cycle in captivity - *Aquaculture*, Volume 464: 451-458.
- Dekker W., Beaulaton L. (2016) - Faire mieux que la nature? The history of eel restocking in Europe - *Environment and History*, 22(2): 255-300.
- ICES. (2008) - Report of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL). ICES CM 2008/ACOM:15. 6-10 October 2008, Leuven, Belgium.
- ICES (2009) - Report of the 2009 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL). 7-12 September 2009, Göteborg, Sweden.
- ICES. (2016) - Report of the Workshop on Eel Stocking (WKSTOCKEEL), 20-24 June 2016, Toomebridge, Northern Ireland, UK. ICES CM 2016/SSGEPD:21. International Council for the Exploration of the Sea.
- ICES (2024) -. Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL). ICES Scientific Reports. Report.
- Matondo B. N., Ovidio M. 2018 - Decreased stock entering the Belgian Meuse is associated with the loss of colonisation behaviour in yellow-phase European eels - *Aquat. Living Resour.* 31 7 (2018) DOI: 10.1051/alr/2017047.
- McCarthy T. K., Frankiewicz P., O'Connor W., Doherty D. 1996 - Long-term effects of stocking eels in lakes in western Ireland - *Fisheries Management and Ecology*, 3(4): 221-234.
- Pedersen M.I. (1998) - Recapture rate, growth and sex of stocked cultured eels *Anguilla anguilla* (L.) - *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 349: 153-162
- Palm S., Dannewitz J., Prestegard T., Wickström H. 2009 - Panmixia in European eel revisited: no genetic difference between maturing adults from southern and northern Europe - *Heredity* (Edinb). 103(1): 82-9.

- Politis S.N., Syropoulou E., Benini E., Bertolini F., Sørensen S.R., Miest J.J., Butts I.A.E., Tomkiewicz J. 2021 - Performance thresholds of hatchery produced European eel larvae reared at different salinity regimes - *Aquaculture*, Volume 539: 736651.
- Rozporządzenie Rady (WE) nr 1100/2007 z dnia 18 września 2007 r. ustanawiające środki służące odbudowie zasobów węgorza europejskiego (Dz.U. L 248 z 22.9.2007, s. 17).
- Schmidt J. 1906 - Contributions to the life-history of the eel (*Anguilla vulgaris*, Flem.). Rapp P.-V. Reun. Cons. perm. int. Explor. Mer 5: 137-264.
- Schmidt J. 1909 - Remarks on the metamorphosis and distribution of the larvae of the eel (*Anguilla vulgaris* Turt.) - Meddr Kommn Havunders., Ser. Fisk.3(3): 1-17.
- Shiao J.C., Ložys L., Iizuka Y., Tzeng W.N. 2006 - Migratory patterns and contribution of stocking to the population of European eel in Lithuanian waters as indicated by otolith Sr: Ca ratios - *Journal of Fish Biology*, 69(3):749-769.
- Simon J., Dörner H. 2014 - Survival and growth of glass eels and farm-raised eels restocked in lakes: An experimental field study - *Fisheries Management and Ecology*, 21(4): 330-339.
- Simon J. 2023 - Do glass eels restocked in winter have a lower survival rate than glass eels restocked in spring? - *Fisheries Research*, 266: 106784.
- Tesch F. W. 2003 - *The eel* - Blackwell Science, Oxford, 408 pp.
- The Fisheries Secretariat 2023 - Investigation of eel restocking practices in the Baltic Sea Region - A BALTEEL-RECO report - FishSec. (Wersja udostępniona online 15.02.2024).
- Wakiya R., Itakura H., Hirae T., Igari T., Manabe M., Matsuya N., Miyata K., Sakata M.K., Minamoto T., Yada T., Kaifu K. 2022 - Slower growth of farmed eels stocked into rivers with higher wild eel density - *Journal of Fish Biology*, 101(3), 613-627.
- Westin L. 2003 - Migration failure in stocked eels (*Anguilla anguilla*) - *Marine Ecology Progress Series*, 254: 307-311.
- White E. M., Knights B. 1997 - An appraisal of stocking strategies for the European eel, *Anguilla anguilla* - W: I. G. Cowx (Red.), *Stocking and Introduction of Fish* (pp. 121-150). Fishing News Books/Blackwell Scientific Publications.
- Williams B., Aprahamian M. A. 2004 - Management guidelines for the stocking of eel and elver (*Anguilla anguilla* L.) - Environment Agency report, Bristol, 63 pp.

Co dalej z identyfikowalnością węgorzy europejskich (*Anguilla anguilla*)?

Olga Szulecka, Tomasz Nermer

Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy

Wstęp

Zgodnie z obowiązującymi przepisami, węgorz europejski, mimo swojej biologicznej charakterystyki jako gatunku dwuśrodowiskowego, jest na wczesnym etapie obrotu handlowego klasyfikowany jako ryba morska, natomiast po przemieszczeniu i dalszym podchowcie – jako ryba śródlądowa lub produkt akwakultury.

Węgorze poławiane u wybrzeży krajów Europy Zachodniej, po swojej wędrówce z Morza Sargassowego podlegają zatem przepisom dotyczącym rybołówstwa morskiego o Wspólnej Polityce Rybołówstwa (m.in. rozp. (WE) nr 1224/2009, rozp. (UE) nr 404/2011) czy przeciwdziałaniu nielegalnym, nieraportowanym i nieuregulowanym połowom (rozp. (WE) nr 1005/2008).

Późniejsze podchowanie węgorzy lub ich zarybienie sprawia, że ryby te stają się według prawa krajowego produktami rybactwa śródlądowego lub akwakultury i wprowadza konieczność przestrzegania przepisów prawa o rybactwie śródlądowym lub akwakulturze. Obowiązują również przepisy, którym podlegają zarówno ryby morskie, jak i z akwakultury tj. np. rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1379/2013 z dnia 11 grudnia 2013 r. w sprawie wspólnej organizacji rynków produktów rybołówstwa i akwakultury (...) (rozp. (UE) nr 1379/2013).

Ponadto węgorz europejski jest gatunkiem ujętym w Załączniku II Konwencji o międzynarodowym handlu dzikimi zwierzętami i roślinami gatunków zagrożonych wyginięciem (CITES) i w Aneksie B rozporządzenia (WE) nr 338/97 z dnia 9 grudnia 1996 r. w sprawie ochrony gatunków dzikiej fauny i flory w drodze regulacji handlu nimi (rozp.

(WE) 338/97) i podczas handlu tym gatunkiem również konieczne jest spełnienie wymagań określonych w tym dokumencie.

Zatem węgorz europejski to gatunek, którego zarybianie, połowy i handel powinny podlegać specjalnej kontroli. Istotny jest również fakt, iż zgodnie z rozp. (WE) nr 1100/2007 60% złowionych węgorzy szklistych powinno trafić na cele zarybień. W związku z tym konieczne jest pełne śledzenie do jakich celów ryby zostały zakupione i wprowadzone na terytorium Polski. Również w uwagi na możliwość wprowadzania dalszych ograniczeń jego połowów pełna kontrola handlu węgorzem europejskim powinna być wprowadzona i utrzymywana.

Jednym z punktów opracowanego Planu Gospodarowania Zasobami Węgorza w Polsce, odnoszącego się do wymagań rozporządzenia Rady (WE) nr 1100/2007 z dnia 18 września 2007 r. ustanawiającego środki służące odbudowie zasobów węgorza europejskiego (rozp. (WE) nr 1100/2007), jest dostosowanie przepisów w zakresie identyfikowalności węgorzy w wodach śródlądowych do przepisów odnoszących się do ryb morskich tj. zawartych w rozporządzeniach dotyczących Wspólnej Polityki Rybołówstwa (m.in. rozp. (WE) nr 1224/2009, rozp. (UE) nr 404/2011). Zgodnie zapisami art. 58 rozp. (WE) 1224/2009 *minimalne wymogi dotyczące etykietowania i informacji podawanych w przypadku wszystkich partii produktów rybołówstwa i akwakultury obejmują* obok m.in. kodu gatunku, nazwy i adresu dostawcy, informacji dla konsumentów o pochodzeniu i metodzie produkcji ryb także numer identyfikacyjny każdej partii. Numer ten jest niezbędny by odróżnić jedną partię od drugiej i móc je właściwie zidentyfikować w przypadku konieczności wycofania z rynku partii stwarzającej zagrożenia dla zdrowia lub życia konsumentów.

Dokumenty towarzyszące przesyłkom ryb

Obecnie węgorz szklisty oraz podchowany wprowadzany jest do Polski najczęściej z następującymi dokumentami:

- świadectwa zdrowia dla przesyłki lub deklaracja przemieszczenia – dokument TRACES,
- faktura,
- zestawienie jednostek połowowych, które wyłowiły daną/dane partię ryb – dołączane głównie dla węgorzy szklistych.

Świadectwo zdrowia lub deklaracja przemieszczenia wypełniane są w systemie TRACES NT. Aby uszczelnić obecny systemu identyfikowalności węgorzy europejskich niezbędne byłoby, by do każdej przesyłki wprowadzanej na terytorium Polski dołączano jeden z tych dokumentów, zależny od przepisów dotyczących zdrowia zwierząt.

W dokumencie TRACES nie ma wymogu wpisania numeru identyfikacyjnego każdej partii połowowej ani dostarczanej następnemu podmiotowi w łańcuchu dostaw (rozp. (UE) nr 2020/2236). Jak wcześniej wspomniano podanie numerów identyfikacyjnych partii jest jednym z minimalnych wymaganych dla wszystkich partii produktów rybołówstwa i akwakultury (rozp. (WE) nr 1224/2009).

Powyższe dokumenty są w systemie TRACES NT generowane automatycznie (często poprzez wybór danych ze słowników). Na obecną chwilę nie ma możliwości stworzenia pól na te numery w treści tych dokumentów. Można rozważyć wpisywanie numeru partii w jednym z wolnych pól. Jednak bez zmiany wzoru dokumentu wpisywanie numeru partii w takim polu mogłoby być niewłaściwie odczytywane przez odbiorców. Zmiana wzoru tych dokumentów, tak by umieszczono w nich osobne pole do wpisywania numeru/numerów partii, wymaga zmiany rozporządzenia wykonawczego Komisji (UE) 2020/2236. Taka zmiana niewątpliwie uszczelniłaby system identyfikowalności węgorzy.

Handel węgorzami w celu zarybień odbywa się na podstawie faktury. Dołączany jest także dokument potwierdzający zdrowie ryb wystawiony przez inspektorat weterynarii. Faktura, która jest wówczas dokumentem identyfikującym przesyłkę powinna zawierać wszystkie elementy, zgodne z przepisami o Wspólnej Polityce Rybołówstwa, w tym numer identyfikacyjny partii. Często zawiera ona jednak tylko elementy niezbędne dla dokumentów księgowych, bez numeru partii, gdyż w przypadku przesyłek odbywających się raz dziennie zazwyczaj się go nie stosuje. Data przesyłki/połowu wraz z kodem alfa-3 FAO gatunku (w przypadku węgorza europejskiego byłoby to ELE) mogłaby być wówczas stanowić numer partii. Jednak ważne, by zostało to wyraźnie określone w ramach procedur stosowanych przez dany podmiot.

Handel węgorzem, np. w celu dalszego przetwarzania, jest dokumentowany poprzez fakturę lub stosowany jeszcze, choć prawnie już niewymagany, handlowy dokument identyfikacyjny (HDI). Często też informacje, które znajdowały się w HDI są obecnie na fakturze. W przypadku handlu produktami rybnymi wymogi dotyczące informacji o pochodzeniu przesyłek żywności pochodzenia zwierzęcego są zawarte w art. 3 rozp. wykonawczego Komisji (UE) nr 931/2011 z dnia 19 września 2011 r. w sprawie wymogów dotyczących możliwości śledzenia (...) w odniesieniu do żywności pochodzenia zwierzęcego (rozp. (UE) nr 931/2001). W tym dokumencie prawnym także wskazano, iż podmiotowi, któremu dostarczana jest żywność, obok informacji o jej opisie, wolumenie, danych adresowych i dacie wysyłki przekazuje się informacje *identyfikujące odpowiednio serię, partię lub przesyłkę*.

Akty prawne dotyczące dokumentacji rybackiej i sprawozdawczości

Zarybianie i połowy węgorzy są dokumentowane w protokołach oraz rocznych zestawieniach i księgach gospodarczych przez użytkowników rybackich, których wzory zawarto w rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 19 lutego 2013 r. w sprawie sposobu prowadzenia dokumentacji gospodarki rybackiej (Dz.U. 2013 poz. 326) Zgodnie z ustawą z dnia 29 czerwca 1995 r. o statystyce publicznej (t.j. Dz.U. 2023 poz. 773) oraz rozporządzeniami w sprawie programu badań statystycznych statystyki publicznej na rok poprzedni (np. rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 24 września 2024 r. w sprawie programu badań statystycznych statystyki publicznej na rok 2025 (Dz.U. 2024 poz. 1653 ze zm.)), po zakończonym roku kalendarzowym, do Instytutu Rybactwa Śródlądowego – PIB, przysłane powinny być wypełniane kwestionariusze RRW-23 *Zestawienie dotyczące gospodarki rybackiej prowadzonej w publicznych śródlądowych wodach powierzchniowych płynących*. Jest to zestawienie danych m.in. o połowach w użytkowanych obwodach rybackich, materiale zarybieniom wprowadzonym do wód obwodów rybackich w danym roku oraz połowach wędkarskich. W przypadku produkcji w akwakulturze przesyłany jest formularz RRW-22 *Zestawienie dotyczące powierzchni stawów rybnych oraz ilości ryb wyprodukowanych w stawach rybnych i innych urządzeniach służących do chowu lub hodowli*, w którym podaje się dane o produkcji ryb, np. z chowu lub hodowli w stawach. Dane te składane są do IRS-PIB w drugim kwartale kolejnego roku w wersji papierowej. W związku z tym, dane statystyczne o wielkości produkcji i zarybień węgorza mogą być analizowane i przedstawiane dopiero w drugiej połowie kolejnego roku.

Zgodnie z § 10 ust. 1. rozp. Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 19 lutego 2013 r. w sprawie sposobu prowadzenia dokumentacji gospodarki rybackiej uprawniony do rybactwa jest zobowiązany sporządzić zestawienie roczne (połowów i zarybień) w formie pisemnej albo w postaci elektronicznej, raz w roku, nie później niż do dnia 15 kwietnia każdego roku, którego kopię na podstawie § 10 ust. 4. uprawniony do rybactwa przekazuje do katastru wodnego (obecnie do RZGW) (...), nie później niż do dnia 31 grudnia roku, w którym zestawienie roczne zostało sporządzone. Odpowiednie organy nadzoru otrzymują zatem zestawienie roczne dopiero rok po zakończeniu połowów. Tego rodzaju procedury utrudniają bieżącą kontrolę nad zarybieniami i połowami węgorzy. Jest to niestety duża bezwładność informacji w przypadku gatunku tak chronionego jakim jest węgorz europejski.

Porównując sytuację z obecnym zdigitalizowanym systemem monitorowania połowów ryb na wodach morskich należy stwierdzić, że w przypadku ryb morskich, dzięki wprowadzonemu systemowi informatycznemu, dużo szybszy jest dostęp do danych

o wolumenie i gatunku złowionych ryb. W sytuacji wprowadzenia okresu ochronnego czy limitu połowów danego gatunku ryb system komputerowy, gromadzący i archiwizujący dane na bieżąco również pozwala na lepszy monitoring i nadzór nad wprowadzanymi ograniczeniami połowów.

Oczywiście trzeba spojrzeć na sprawę wspomnianych systemów racjonalnie. Wolumen połowów ryb śródlądowych jest wielokrotnie niższy niż ryb morskich. Dotychczas gospodarstwa rybackie wypełniały swoje obowiązki dotyczące dokumentacji gospodarki rybackiej w postaci papierowej lub w prostych aplikacjach komputerowych, z których jedna, często przez nie stosowana, nie będzie już rozwijana. Fakt ten sprawia, że szybkie wprowadzenie bardzo rozbudowanego systemu komputerowego byłoby utrudnione.

Dlatego też w zakresie systemu identyfikowalności potrzebny jest złoty środek, który w przyszłości zapewni zgodność z przepisami dotyczącymi rybołówstwa morskiego, ale i będzie przyjazny użytkownikom.

Możliwości zwiększenia skuteczności systemu identyfikowalności

Jednym z prostszych sposobów zwiększenia identyfikowalności zarybiania wód Polski węgorzami jest wprowadzenie w protokole zarybień, zawartym w rozp. MRiRW z dnia 19 lutego 2013 r. w sprawie sposobu prowadzenia dokumentacji gospodarki rybackiej, obowiązku wpisywania oprócz dotychczasowego określenia pochodzenia ryb (którym obecnie może być zarówno miejsce połowu lub wyhodowania materiału zarybieniowego) także numeru/ów świadectwa/świadectw zdrowia lub numeru deklaracji przemieszczenia z systemu TRACES NT dla materiału zarybieniowego (wówczas gdy zarybienia są wykonywane materiałem pochodzącym pierwotnie z krajów UE lub krajów trzecich). Zaś w innych przypadkach numeru dokumentu identyfikującego przesyłkę (np. faktury). Dodatkowo bardzo istotne byłoby by w miejscu uwag o zarybieniu wpisywać dane podmiotu, od którego otrzymano materiał zarybieniowy, co dostarczyłoby wiedzy o poprzednim ogniwie w łańcuchu dostaw węgorzy.

Ponadto każda partia ryb powinna mieć swój unikalny numer, co obecnie rzadko jest stosowane i numer ten powinien być zapisywany w protokole zarybień oraz w protokole połowu ryb i raków.

Zmienione w 2023 roku przepisy unijne (rozp. (UE) 2023/2842), które wejdą w życie w styczniu 2026 r. w przypadku ryb nieprzetworzonych oraz w styczniu 2029 r. w odniesieniu do ryb przetworzonych i innych organizmów wodnych, mają na celu wprowadzenie cyfrowego przekazywania danych identyfikujących połów. Do takich informacji należą numery partii produktów rybołówstwa i akwakultury przekazywane podmiotom, którym

dostarczane są te produkty oraz na żądanie właściwym organom. Na obecną chwilę nie jest planowane utworzenie jednej bazy danych dla całego łańcucha dostaw ryb w Polsce. Dlatego też rozwiązania będą wprowadzane przez poszczególne pomioty łańcucha i następnie integrowane z dostawcami i odbiorcami.

Zatem aby zwiększyć skuteczność śledzenia węgorzy w łańcuchach dostaw oraz spełnić wymagania przepisów unijnych niezbędne byłoby opracowanie i prowadzenie cyfrowych baz danych zarybiania oraz połowów tych ryb, a także handlu tymi rybami.

Projektowanie cyfrowego systemu identyfikowalności

Jaki powinien być zatem cyfrowy system identyfikowalności węgorzy w Polsce? Przy projektowaniu takiego systemu należy zadać wiele pytań, choć na część z nich można już odpowiedzieć po rozmowach z ich przyszłymi użytkownikami.

Na pewno opracowany system powinien obejmować wszystkie podmioty dokonujące zarybień, połowów tych ryb i handlu nimi. Każdy z tych podmiotów powinien mieć w systemie unikalny numer ewidencyjny. Gdyby możliwe było włączenie do systemu także innych pomiotów łańcucha dostaw, realnym stałoby się śledzenie węgorzy w całym łańcuchu dostaw – od wprowadzenia ryb na teren kraju do późniejszego ich dostarczania kolejnym ogniowom aż po ostatnie ogniwo zaopatrujące konsumenta finalnego. Proces pełnej identyfikowalności w łańcuchu dostaw na pewno utrudniałoby sortowanie węgorzy na etapie ich chowu i hodowli.

Przedstawiciele gospodarstw rybackich potwierdzają, że chcieliby korzystać z systemu prostego i intuicyjnego. Taki system musiałby być opracowany o wiele słowników, w którym do minimum ograniczono by wpisywanie danych zastępując to wyborem z listy. Słowniki dotyczyłyby m.in. podmiotów, regionów wodnych, obwodów rybackich, miejsc wprowadzenia materiału zarybieniowego czy rodzajów narzędzi połowowych, czy też gatunków ryb o czym poniżej.

System stosujący słowniki wyboru danych pozwoliłby na tworzenie różnych zestawień tabelarycznych, jednak na etapie projektowania byłby bardzo pracochłonny, bo wymagałby wpisania do systemu wszystkich możliwych przypadków występujących w danym czasie. Ważne jest też by nad systemem czuwał administrator mogący szybko uaktualnić dany słownik.

Kolejnym pytaniem jest, czy system powinien przewidzieć rozszerzenie o dalsze gatunki ryb. Jeśli tak, to format numeru partii – który byłby niezbędny w takim programie i mógłby generować się automatycznie według wcześniej ustalonego wzoru – musiałby przewidywać już na początku możliwość wprowadzania numerów partii dla innych gatunków ryb.

Następnym zagadnieniem jakie należy opracować przy projektowaniu takiego systemu jest częstotliwość raportowania zarybień i połowów. Przyszli użytkownicy omawia-

nego systemu deklarują możliwość raportowania nie częściej niż raz w miesiącu, jednak wskazują, że dane mogłyby być przez nich wpisywane na bieżąco i pozostawać w pamięci wewnętrznej urządzenia użytkownika. Jest to wygodne dla podmiotów rybackich, ale nie w pełni dostarcza szybkich danych z zakresu identyfikowalności węgorzy.

Istotne jest także, kto ma mieć dostęp do tego systemu, poza obecnymi jednostkami nadzoru. Należy rozważyć, by wszystkie jednostki, które prowadzą sprawozdawczość o wielkości produkcji i zarybienia węgorzami, powinny mieć dostęp do danych. Gdyby system objął wszystkie dane z formularzy RRW, opisanych wcześniej, ich wypełnianie stałoby się niepotrzebne.

Zatem czy rybactwo śródlądowe jest gotowe na taki system? Jego wdrożenie byłoby na pewno bardzo czasochłonne. Musiałby on objąć wszystkie podmioty, a to wymagałoby sporych nakładów finansowych na jego utworzenie i obsługę oraz czasu by pozyskać wiedzę informatyczną niezbędną do jego użytkowania, na co nie wszystkie gospodarstwa rybackie są gotowe.

Wdrożenie cyfrowego systemu, którego celem będzie pełna identyfikowalność zarybień i połowów węgorzy oraz handlu tymi rybami, niewątpliwie uszczelni system przekazywania i gromadzenia danych o postępowaniu z węgorzem w kraju. Pozwoli także na zwiększenie wiedzy o zarybieniach, produkcji węgorzy w akwakulturze oraz połowach w wodach obu Zalewów i w obwodach rybackich, a tym samym umożliwi spełnienie wymagań unijnych przepisów prawnych.

Podsumowanie

Wprowadzenie elektronicznego systemu identyfikowalności węgorza nie będzie zadaniem ani prostym, ani szybkim. Konieczne będzie jednoczesne uwzględnienie przyszłych wymagań wynikających ze zmian w przepisach Wspólnej Polityki Rybołówstwa dotyczących cyfrowej wymiany informacji między podmiotami, dostosowanie systemu do zasad identyfikowalności obowiązujących w zakresie zarybień, połowów i handlu rybami morskimi, a także uwzględnienie potrzeb użytkowników końcowych – gospodarstw rybackich i innych podmiotów zajmujących się chowem i hodowlą węgorza.

Obecnie jednak, w dobie powszechnej cyfryzacji, stosunkowo prostym rozwiązaniem może być opracowanie intuicyjnej aplikacji mobilnej do zbierania danych, powiązanej z komputerową bazą danych i narzędziami do generowania raportów, wspartych odpowiednimi szkoleniami dla użytkowników. Taki system, po wdrożeniu, powinien być łatwy w obsłudze i umożliwić skuteczne monitorowanie łańcuchów dostaw tego dwuśrodowiskowego gatunku.

Literatura

- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 19 lutego 2013 r. w sprawie sposobu prowadzenia dokumentacji gospodarki rybackiej (Dz.U. 2013 poz. 326).
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1379/2013 z dnia 11 grudnia 2013 r. w sprawie wspólnej organizacji rynków produktów rybołówstwa i akwakultury, zmieniające rozporządzenia Rady (WE) nr 1184/2006 i (WE) nr 1224/2009 oraz uchylające rozporządzenie Rady (WE) nr 104/2000 (Dz.U. L 354 z 28.12.2013 s. 1).
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2023/2842 z dnia 22 listopada 2023 r. zmieniające rozporządzenie Rady (WE) nr 1224/2009, a także zmieniające rozporządzenia Rady (WE) nr 1967/2006 i (WE) nr 1005/2008 oraz rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/1139, (UE) 2017/2403 i (UE) 2019/473, w odniesieniu do kontroli rybołówstwa (Dz.U. L, 2023/2842, 20.12.2023).
- Rozporządzenie Rady (WE) nr 338/97 z dnia 9 grudnia 1996 r. w sprawie ochrony gatunków dzikiej fauny i flory w drodze regulacji handlu nimi (Dz.U. L 61 z 3.3.1997, s. 1 ze zm.).
- Rozporządzenie Rady (WE) nr 1005/2008 z dnia 29 września 2008 r. ustanawiające wspólnotowy system zapobiegania nielegalnym, nieraportowanym i nieuregulowanym połowom oraz ich powstrzymywania i eliminowania, zmieniające rozporządzenia (EWG) nr 2847/93, (WE) nr 1936/2001 i (WE) nr 601/2004 oraz uchylające rozporządzenia (WE) nr 1093/94 i (WE) nr 1447/1999 (Dz.U. L 286 z 29.10.2008, s. 1 ze zm.).
- Rozporządzenie Rady (WE) nr 1100/2007 z dnia 18 września 2007 r. ustanawiające środki służące odbudowie zasobów węgorka europejskiego (Dz.U. L 248 z 22.9.2007, s. 17).
- Rozporządzenie Rady (WE) nr 1224/2009 z dnia 20 listopada 2009 r. ustanawiające unijny system kontroli w celu zapewnienia przestrzegania przepisów wspólnej polityki rybołówstwa, zmieniające rozporządzenia (WE) nr 847/96, (WE) nr 2371/2002, (WE) nr 811/2004, (WE) nr 768/2005, (WE) nr 2115/2005, (WE) nr 2166/2005, (WE) nr 388/2006, (WE) nr 509/2007, (WE) nr 676/2007, (WE) nr 1098/2007, (WE) nr 1300/2008, (WE) nr 1342/2008 i uchylające rozporządzenia (EWG) nr 2847/93, (WE) nr 1627/94 oraz (WE) nr 1966/2006 (Dz.U. L 343 z 22.12.2009, s. 1 ze zm.).
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 24 września 2024 r. w sprawie programu badań statystycznych statystyki publicznej na rok 2025 (Dz.U. 2024 poz. 1653 ze zm.).
- Rozporządzenie wykonawcze Komisji (UE) nr 404/2011 z dnia 8 kwietnia 2011 r. ustanawiające szczegółowe przepisy wykonawcze do rozporządzenia Rady (WE) nr 1224/2009 ustanawiającego wspólnotowy system kontroli w celu zapewnienia przestrzegania przepisów wspólnej polityki rybołówstwa (Dz.U. L 112 z 30.4.2011, s. 1 ze zm.).
- Rozporządzenie wykonawcze Komisji (UE) nr 931/2011 z dnia 19 września 2011 r. w sprawie wymogów dotyczących możliwości śledzenia ustanowionych rozporządzeniem (WE) nr 178/2002 Parlamentu Europejskiego i Rady w odniesieniu do żywności pochodzenia zwierzęcego (Dz.U. L 242 z 20.9.2011 s. 2).
- Rozporządzenie wykonawcze Komisji (UE) 2020/2236 z dnia 16 grudnia 2020 r. ustanawiające przepisy dotyczące stosowania rozporządzeń Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/429 i (UE) 2017/625 w odniesieniu do wzorów świadectw zdrowia zwierząt na potrzeby wprowadzania do Unii i przemieszczania w obrębie terytorium Unii przesyłek zwierząt wodnych i niektórych produktów pochodzenia zwierzęcego pozyskanych od lub ze zwierząt wodnych, urzędowej certyfikacji dotyczącej takich świadectw oraz uchylające rozporządzenie (WE) nr 1251/2008 (Dz.U. L 442 z 30.12.2020, s. 410 ze zm.).
- Ustawa z dnia 29 czerwca 1995 r. o statystyce publicznej (t.j. Dz.U. 2023 poz. 773).

Występowanie i pokarm sumika karłowatego (*Ameiurus nebulosus*) w wybranych jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego

Jacek Rechulicz, Wojciech Płaska

Katedra Hydrobiologii i Ochrony Ekosystemów, Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie

Wstęp

Sumik karłowaty (*Ameiurus nebulosus*), pochodzący z Ameryki Północnej, należy do gatunków obcych, które od kilkudziesięciu lat pojawiają się w wodach Europy, w tym także w Polsce (Welcomme 1988, Elvira i Almodovar 2001, Copp i in. 2005, Grabowska i in. 2010). Jego introdukcja do zbiorników w kraju miała początkowo charakter kontrolowany, jednak z czasem zaczął się rozprzestrzeniać samodzielnie, zwłaszcza w zbiornikach o cieplejszym i spokojniejszym charakterze. Pomimo wieloletniego zasiedlania naturalnych ekosystemów wodnych w Polsce nie występuje on masowo w całym kraju, ale bardzo licznie, tworząc silne populacje, zasiedla jeziora położone na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim w południowo-wschodniej Polsce (Kornijów i in. 2003, Rechulicz i Płaska 2018). Z wywiadów środowiskowych i informacji ustnych pochodzących od wędkarzy wiadome jest, że sumik karłowaty spotykany jest w innych częściach kraju, jednak jego liczebności nie są duże.

Obecność tego gatunku od kilkunastu lat wzbudza zainteresowanie zarówno wśród naukowców, jak i użytkowników wód. Opublikowano szereg prac dotyczących wyglądu, występowania, rozprzestrzeniania się, liczebności i cech populacji *A. nebulosus* w polskich wodach śródlądowych (Kapusta i in. 2010, Hliwa i Błażejowski 2016, Rechulicz i Płaska 2018, 2019, Ulikowski i in. 2022). Jednak pomimo znajomości podstaw biologii nadal mało znany jest potencjalny wpływ tego gatunku na rodzime ekosystemy wodne i organizmy w nich żyjące.

Sumik karłowaty charakteryzuje się dużą plastycznością ekologiczną, tolerancją na niską zawartość tlenu i zanieczyszczenia, a także wysoką rozrodczością (Jones i in. 1978, West i in. 2006). Cechy te czynią go gatunkiem szczególnie inwazyjnym i konkurencyjnym w stosunku do rodzimych ryb. Jego obecność może prowadzić do wypierania autochtonicznych gatunków, zmian w strukturze troficznej ekosystemu oraz zakłóceń w funkcjonowaniu lokalnych sieci pokarmowych. Jednym z kluczowych aspektów oceny wpływu sumika karłowatego na środowisko jeziorowe jest analiza jego diety, która pozwala zrozumieć, z jakimi grupami organizmów konkuruje oraz jakiego rodzaju presję pokarmową wywiera na inne gatunki (Lockwood i in. 2007, Grabowska i in. 2010, Rabisch i in. 2013).

Dotychczasowe badania wykazują, że sumik karłowaty odżywia się szerokim spektrum organizmów bentosowych, planktonem, a także ikrą i narybkami innych ryb. Może to oznaczać realne zagrożenie dla sukcesu rozrodczego wielu cennych gatunków ryb, zarówno gospodarczych, jak i chronionych (Leunda i in. 2008, Rechulicz i Płaska 2021).

Dodatkowym aspektem wartym podkreślenia jest fakt, że sumik karłowaty może wpływać nie tylko na skład gatunkowy ichtiofauny, lecz również na inne komponenty ekosystemu, takie jak zespoły bezkręgowców bentosowych czy roślinność wodna (Gunn i in. 1977, Keast 1885, Hill i in. 1995). Jego intensywne żerowanie w strefie przydennej może prowadzić do penetracji osadów dennych, co z kolei wpływa na uwalnianie substancji odżywczych do toni wodnej i może sprzyjać eutrofizacji zbiorników. Istotne jest również, że ten gatunek rzadko pada ofiarą drapieżników w Europie, co w połączeniu z jego zdolnością do szybkiego rozrodu sprzyja jego ekspansji. Brak naturalnych wrogów oraz zdolność do zajmowania różnych nisz ekologicznych czynią z sumika karłowatego gatunek trudny do kontroli po jego zasiedleniu danego zbiornika.

W kontekście zarządzania zasobami ryb w zbiornikach wodnych pojawia się więc potrzeba monitoringu jego populacji oraz oceny jego oddziaływań na poziomie całych ekosystemów. Właśnie dlatego szczegółowa analiza jego pokarmu stanowi ważny krok w kierunku zrozumienia mechanizmów jego wpływu na jeziorne ekosystemy i może służyć jako podstawa do przyszłych decyzji z zakresu ochrony przyrody i gospodarki rybackiej.

W niniejszej pracy skoncentrowano się na ocenie stanu populacji sumika karłowatego oraz ocenie i analizie jego pokarmu w wybranych jeziorach Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Określenie liczebności tego inwazyjnego gatunku oraz analiza jego diety może przyczynić się do poznania jego wpływu na konkurencję pokarmową i strukturę ichtiofauny. Ponadto dokładne zbadanie diety sumika karłowatego może być pomocne w określeniu jego roli w ekosystemie jeziorowym i ocenę potencjalnych skutków jego obecności dla różnorodności biologicznej i równowagi ekologicznej tych zbiorników.

Materiał i metody

Praca dotyczyła określenia liczebności i udziału sumika karłowatego oraz ocenie składu jego diety w jeziorach położonych na terenie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego. Oceny składu gatunkowego ryb i w tym stanu populacji sumik karłowatego dokonano na podstawie przeprowadzonych w latach 2023-2024 odłowów kontrolnych ryb zgodnie z metodyką Państwowego Monitoringu Środowiska dotyczącą monitoringu wód powierzchniowych w 10 jeziorach (tab. 1). Odłow przeprowadzono w okresie od lipca do października 2023 i 2024 roku przy wykorzystaniu zestawów sieci nordyckich dennych i pelagicznych zgodnie z normą EN 14757. Dobór liczby sieci oraz sposób ich stawiania był uwarunkowany głębokością jeziora oraz pomiarami „in situ” temperatury oraz zawartości tlenu w wodzie. Sieci wontonowe nordyckie stawiano wieczorem około godziny 18:00 a zbierano je po 12 godzinach w około godziny 6:00 następnego dnia (Kolada 2021).

We wszystkich jeziorach złowione ryby oznaczono do gatunku, zważono (g) i zmierzono (mm). Uzyskane wyniki połowów kontrolnych pozwoliły na określenie składu gatunkowego, bogactwa gatunkowego oraz struktury dominacji w liczebności i biomase

TABELA 1

Opis podstawowych parametrów jezior z których pochodziły sumiki do analizy treści przewodów pokarmowych oraz jezior odławianych sieciami nordyckimi dennymi i pelagicznymi (wg normy EN 14757) z uwzględnieniem liczby sieci; D 0-3 m, D 6-12 m; D – sieci dennie, strefa głębokości stawiania sieci

	Nazwa jeziora	Powierzchnia (ha)	Głębokość maksymalna (m)	Pelagiczne	D 0-3 m	D 3-6 m	D 6-12 m	D 12-20 m	D 20-35 m	D 35-50 m
Ocena pokarmu sumika (2012- 2015)	Skomielno	75,3	5,5							
	Piasieczno	84,7	38,8							
	Glinki	40,9	8,8							
	Głębokie	20,3	7,1							
	Domaszne	81,7	3,1							
	Czarne	39,0	15,6							
	Białe Sosnowickie	136,9	2,7							
Odłow kontrolne ryb (2023- 2024)	Krzczęń	174,0	4,0	0	8					
	Krasne	76,0	33,0	7	7	9	6	3		
	Zagłębcze	59,0	24,5	2	7	7	9	6	1	
	Łukcze	57,0	9,0	1	8	8	4			
	Rogóźno	57,1	25,4	4	7	7	10	8	3	
	Drańów	107	2,5	0	8					
	Uściwierz	284,1	6,6	0	11	11	1			
	Bikcze	85,0	3,3	0	8					
	Piasieczno	84,7	38,8	6	7	7	10	6	6	1
	Sumin	91,5	6,5	0	8	8	1			

ryb, w poszczególnych jeziorach. Wskaźniki dominacji w liczebności (D_i) i biomasy (W_i) obliczono na podstawie wzorów:

$$D_i(\%) = 100 \times n_i / \sum n_i,$$

$$W_i(\%) = 100 \times w_i / \sum w_i;$$

gdzie: n_i – liczba osobników gatunku i , w_i – łączny ciężar osobników gatunku i .

Efektom przeprowadzonych badań było stwierdzenie obecności i udziału sumika karłowatego w strukturze ichtiofauny odławianych jezior.

Ponadto na podstawie odłowionych w latach 2012-2015 osobników sumika karłowatego z siedmiu jezior Skomielno, Piaseczno, Głębokie, Domaszne, Czarne Sosnowickie, Białe Sosnowickie i Glinki (tab. 1) dokonano oceny składu i struktury treści przewodów pokarmowych w celu ustalenia diety tego gatunku. Wszystkie złowione okazy sumika karłowatego zważono na wadze laboratoryjnej (z dokładnością do 0,1 g) i zmierzono ich całkowitą długość (z dokładnością do 0,1 mm). Po zważeniu i zmierzeniu ryby uśmiercono, podając im dawkę 2-fenoksyetanolu, następnie ryby rozcięto, a wszystkie żołądki natychmiast zakonserwowano w 4% formaldehydzie. Ogółem w 7 jeziorach złowiono 299 okazów sumika karłowatego, a po przeanalizowaniu zawartości ich przewodów pokarmowych, do ustalenia ich diety wykorzystano 278 osobników (21 ryb miało puste żołądki).

Podczas analizy zawartości żołądków sumików karłowatych określano przynależność taksonomiczną organizmów i innych składników do określonego rodzaju pożywienia. W przypadkach, w których było to możliwe, ofiary sortowano i identyfikowano w najniższych możliwych kategoriach taksonomicznych przy użyciu binokularu Nikon SMZ800 z maksymalnym powiększeniem 120 x (Hyslop 1980, Kołodziejczyk i Koperski 2000, Rybak 2000). Dla każdej z próbek, dla wszystkich rodzajów pożywienia i zidentyfikowanych taksonów, określano frekwencję występowania w pokarmie, liczebność i/lub biomasa. Niezidentyfikowaną zawartość, składającą się z resztek organicznych sklasyfikowano jako detrytus.

Dla ryb z każdego z jezior określono częstość występowania (%Fi) poszczególnych grup pokarmu i taksonów w żołądkach sumików za pomocą wzorów:

$$\%Fi = Na/N \times 100\%;$$

gdzie: Na – liczba ryb, w których obecny był takson/typ pokarmu „a”, N – łączna liczba badanych ryb.

Dodatkowo ustalono udział określonego pokarmu (%Pi) znajdującego się w żołądkach za pomocą wzoru:

$$\%Pi = na/n \times 100\%;$$

gdzie: na – biomasa określonego pokarmu dla ofiary należącego do „a” taksonu/typu pokarmu „a”, n – łączna biomasa zawartości żołądka (Zacharia i Abdurahiman 2004).

Uzyskane dane poddano analizie statystycznej i przedstawiono w formie tabel i rysunków.

Wyniki

W wyniku odłowów przeprowadzonych w 10 jeziorach ogółem odłowiono 21614 ryb. Ogółem we wszystkich jeziorach odnotowano występowanie 20 gatunków ryb, z czego w poszczególnych jeziorach było ich od 9 w jeziorze Łukcze do 14 w jeziorze Piaseczno. Sumik karłowaty był obecny w każdym z badanych jezior, ale jego udział w strukturze liczebności był zróżnicowany w zależności od zbiornika i wahał się od 0,04% w przypadku jeziora Łukcze do nawet 16,34% w jeziorze Uściwier (tab. 2).

Ogółem w wyniku odłowów sieciami nordyckim w badanych jeziorach odłowiono ponad 472 kg ryb. Analiza struktury dominacji w biomasie odłowionych ryb wykazała, że

TABELA 2

Udział procentowy poszczególnych gatunków w strukturze liczebności ryb w jeziorach odławianych w latach 2023-2024

Gatunek	Jezioro									
	Piaseczno	Rogóźno	Uściwier	Sumin	Bikcze	Krzczeń	Dratów	Łukcze	Krasne	Zagłębocze
Karp	0,08	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-
Karaś pospolity	0,68	-	0,10	0,24	0,48	0,21	0,05	-	-	-
Karaś srebrzysty	-	-	-	-	-	1,01	0,32	-	-	-
Lin	0,91	-	0,51	-	0,58	-	-	-	0,05	0,08
Różanka	-	0,93	0,07	0,27	3,21	-	-	-	0,05	0,08
Leszcz	-	5,64	12,03	6,03	0,03	5,35	7,35	3,63	12,99	0,41
Krąp	-	7,04	28,95	12,88	0,72	4,66	12,29	0,09	18,41	18,25
Płoc	5,62	14,81	24,53	21,92	11,07	62,66	11,97	57,04	24,00	17,44
Wzdregą	1,29	4,12	1,22	0,16	3,69	-	0,16	0,04	2,03	3,24
Boleń	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ukleja	42,82	31,74	4,69	33,41	74,23	6,78	36,87	0,54	25,56	5,19
Sumik karłowaty	13,36	4,52	16,34	4,59	1,64	1,59	2,78	0,04	8,45	4,87
Sum	0,08	-	0,14	0,03	0,03	-	-	-	-	-
Szczupak	0,15	0,13	-	-	-	0,05	-	-	0,16	0,08
Sielawa	7,06	-	-	-	-	-	-	-	4,12	4,38
Sieja	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Okoń	15,57	28,09	9,04	18,67	4,27	0,74	10,14	36,37	3,08	45,26
Jazgarz	12,22	2,99	1,36	1,55	0,03	2,97	4,99	1,57	0,94	0,73
Sandacz	-	-	1,02	0,27	-	13,93	13,03	0,67	0,16	-
Babka szczupła	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-
Ogólna liczba ryb (szt.)	1317	1506	2943	3750	2926	1888	1904	2230	1917	1233
Liczba gatunków	14	10	13	12	12	12	12	9	13	12

udział sumika karłowatego w ogólnej biomasie ryb był kilkakrotnie wyższy w porównaniu z udziałem w strukturze liczebności i wahał się od 0,56% w przypadku jeziora Łukcze do nawet 22,99% w jeziorze Piaseczno. Ponadto w dwóch jeziorach Uściwierz i Sumin udział sumika karłowatego w biomasie wynosił ponad 20% (tab. 3).

W celu oceny składu pokarmu sumika karłowatego wytypowano 278 osobników, spośród 299 wszystkich osobników sumika karłowatego, które odłowiono w latach 2012-2015 w 7 jeziorach położonych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim. Szczegółową charakterystykę morfologiczną badanych ryb przedstawiono w tabeli 4. Średnia długość całkowita sumika karłowatego wahała się od 145,2 mm w jeziorze Skomielno do 172,7 mm, i największą zmienność tego parametru stwierdzono w przypadku ryb z jeziora Głębokie. Masa ciała sumików kształtowała się od 36 g dla ryb z jeziora Skomielno do 77 g dla ryb z jeziora Glinki (tab. 4).

W tabeli 5 przedstawiono liczbę taksonów lub/i rodzajów pokarmów oraz częstość występowania ofiar i innych pokarmów w przewodach pokarmowych sumika karłowatego pochodzącego z siedmiu badanych jezior. Ogółem w pokarmie odnotowano od 10 do 14

TABELA 3

Udział procentowy poszczególnych gatunków w strukturze biomasy ryb oraz ogólna biomasa ryb (w gramach) w jeziorach odławianych w latach 2023-2024

Gatunek	Jezioro									
	Piaseczno	Rogóźno	Uściwierz	Sumin	Bikcze	Krzczeń	Dratów	Łukcze	Krasne	Zagłębobcze
Karp	2,44	-	-	-	-	-	3,94	-	-	-
Karaś pospolity	2,37	-	0,46	4,71	1,57	1,24	0,62	-	-	-
Karaś srebrzysty	-	-	-	-	-	6,39	1,81	-	-	-
Lin	1,78	-	1,79	-	9,03	-	-	-	0,02	0,02
Różanka	-	0,05	-	0,02	0,33	-	-	-	-	0,01
Leszcz	-	4,66	6,70	5,74	0,07	9,31	18,79	9,12	7,54	0,20
Krąp	-	5,87	8,99	6,26	0,43	9,72	18,63	0,67	8,24	9,36
Płoc	5,78	24,23	16,92	22,12	12,77	49,81	18,85	61,08	17,59	14,65
Wzdręga	1,88	1,29	2,85	0,19	1-	-	0,15	0,16	2,54	5,32
Boleń	4,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ukleja	9,95	8,78	3,04	12,89	31,03	3,29	21,83	0,12	8,49	3,27
Sumik karłowaty	22,99	7,39	21,88	20,77	10,55	2,44	6,35	0,56	17,29	7,03
Sum	2,99	-	4,48	4,28	0,14	-	-	-	-	-
Szczupak	1,60	12,81	-	-	-	7,09	-	-	6,33	1,49
Sielawa	7,03	-	-	-	-	-	-	-	11,94	18,51
Sieja	2,81	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Okoń	31,87	34,72	31,21	17,06	24,06	1,75	2,61	21,47	17,57	39,92
Jazgarz	2,51	0,20	0,20	0,46	0,02	1,55	0,61	0,95	0,28	0,22
Sandacz	-	-	1,48	5,51	-	7,42	5,80	5,86	2,17	-
Babka szczupła	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-
Ogólna biomasa ryb	41370,5	48901,7	72868,6	69618,0	38559,4	53348,0	59576,5	23520,5	38483,8	26231,5

TABELA 4

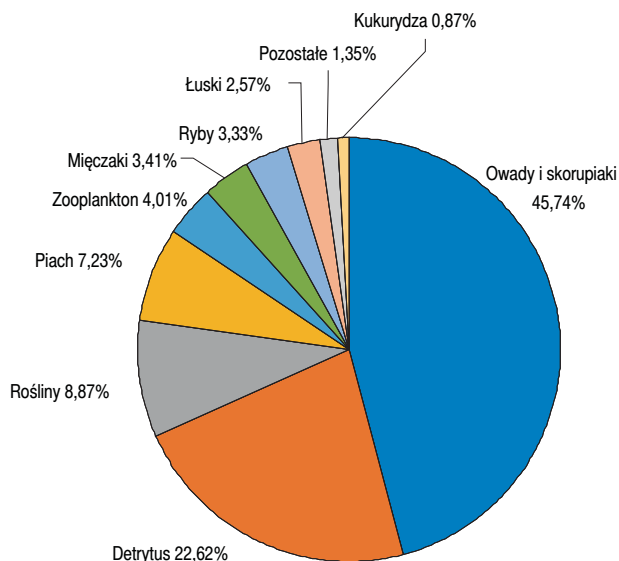
Długość całkowita (TL, mm) i masa ciała (W, g) osobników sumika karłowatego wykorzystanych do oceny składu pokarmu; N – liczebność osobników, SD – odchylenie standardowe

Jezioro	N	Długość całkowita (TL, mm)		Masa ciała (W, g)
		średnia $\pm$ SD	min. – maks.	średnia $\pm$ SD
Skomielno	52	145,2 $\pm$ 18,7	100,0 - 180,0	36,3 $\pm$ 14,9
Piaseczno	34	155,9 $\pm$ 10,3	140,0 - 181,0	47,6 $\pm$ 13,4
Glinki	32	168,0 $\pm$ 21,9	134,0 - 210,0	77,3 $\pm$ 33,5
Głębokie	78	152,5 $\pm$ 27,7	100,0 - 230,0	48,1 $\pm$ 30,6
Domaszne	31	172,7 $\pm$ 18,4	120,0 - 214,0	60,2 $\pm$ 34,2
Czarne	36	166,1 $\pm$ 10,7	148,0 - 183,0	51,7 $\pm$ 14,2
Białe Sosnowickie	36	160,6 $\pm$ 11,1	137,0 - 180,0	38,5 $\pm$ 23,3

TABELA 5

Liczba taksonów oraz częstość występowania ofiar i innych pokarmów (%F) w przewodach pokarmowych sumika karłowatego z badanych jezior

Rodzaj pokarmu	Jezioro						
	Skomielno	Piaseczno	Glinki	Głębokie	Domaszne	Czarne	Białe Sosnowickie
Detrytus	52,08	64,00	75,00	34,43	87,10	100,00	91,67
Rośliny	29,17	56,00	43,75	21,31	22,58	16,67	8,33
Piach	2,08	48,00	18,75	14,75	19,35	50,00	8,33
Zooplankton	6,25	56,00	12,50	14,75	-	-	-
Ochotkowate	60,42	68,00	75,00	45,90	83,87	75,00	66,67
Chruściki	43,75	16,00	-	19,67	22,58	8,33	-
Mięczaki	22,92	-	-	-	3,23	41,67	8,33
Ważki	-	-	6,25	13,11	3,23	-	-
Inne muchówki	10,42	-	6,25	27,87	6,45	50	-
Jętki	25,00	8,00	12,50	1,64	-	33,33	8,33
Chrząszcze	10,42	12,00	6,25	4,92	9,68	41,67	16,67
Ośliczka wodna	14,58	8,00	6,25	6,56	-	-	8,33
Wioślikowate	6,25	4,00	-	-	22,58	-	-
Małżoraczk	-	4,00	18,75	-	-	-	-
Rureczniki	-	8,00	-	-	-	-	-
Wodopójki	-	4,00	6,25	-	3,23	-	-
Kukurydza	-	-	-	-	19,35	-	-
Ryby	33,33	-	-	40,98	-	-	-
Łuski	-	4,00	-	-	3,23	16,67	33,33
Inne	-	-	-	4,92	-	8,33	16,67
Liczba taksonów	13	14	12	13	13	11	10



Rys. 1. Udział procentowy częstości występowania poszczególnych typów pokarmu w przewodach pokarmowych sumika karłowatego.

różnych taksonów i grup pokarmów, które stanowiły pokarm sumika karłowatego (tab. 5). Częstość występowania poszczególnych typów pokarmu była bardzo zróżnicowana w zależności od jeziora, z którego pochodziły ryby. Ogółem w przewodach pokarmowych u ryb, z każdego jeziora, najczęściej spotkany był detrytus, rośliny, piach, a także ochotkowane i chrząszcze. Pozostałe typy pokarmów występowały z różną częstością w różnych jeziorach i często ich proporcje były uzależnione od typu i stanu troficznego jeziora (tab. 5).

Ogółem dla wszystkich jezior najczęściej spotykanym pokarmem były owady i skorupiaki, których udział wynosił 45,74%. Ponadto często spotykanym pokarmem w przewodach pokarmowych sumika karłowatego były detrytus (22,6%), rośliny (8,87%) i piach (7,23%) (rys. 1).

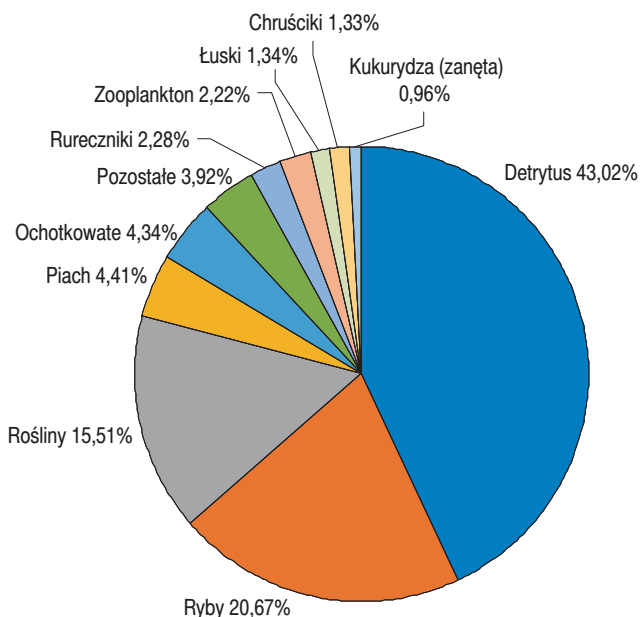
W tabeli 6 przedstawiono średnią masę różnych rodzajów pokarmów stwierdzonych w przewodach pokarmowych sumika karłowatego z badanych siedmiu jezior. Największą biomasę odnotowano w przypadku pokarmu w postaci ryb w dwóch jeziorach, tj.: Głębokie i Skomielno, ale we wszystkich jeziorach ogółem największą biomasę miały detrytus i rośliny (tab. 6).

Na rysunku 2 przedstawiono uśrednione ogólne proporcje biomasy różnych rodzajów pokarmów stwierdzonych w przewodach pokarmowych sumika karłowatego. Analiza tych wyników pozwala stwierdzić, że ogółem największy udział procentowy w pokarmie sumika karłowatego miał detrytus (43,02%). Ponadto znaczną biomasę charakteryzowały się ryby (20,67%) oraz rośliny (15,51%) (rys. 2).

TABELA 6

Średnia masa (mg) różnych rodzajów pokarmów sumika karłowatego z badanych jezior

Rodzaj pokarmu	Jezioro						
	Skomielno	Piaseczno	Glinki	Głębokie	Domaszne	Czarne	Białe Sosnowickie
Detrytus	35,07 ± 60,57	87,17 ± 11,75	120,75 ± 134,08	19,93 ± 69,52	164,92 ± 176,68	223,65 ± 211,97	189,35 ± 133,19
Rośliny	59,08 ± 217,71	200,45 ± 334,84	86,94 ± 184,31	45,28 ± 176,26	2,21 ± 6,55	1,64 ± 4,14	10,63 ± 36,83
Piach	0,01 ± 0,06	28,39 ± 56,61	5,91 ± 14,32	3,07 ± 14,00	52,69 ± 290,88	12,88 ± 43,50	-
Zooplankton	0,04 ± 0,21	73,86 ± 155,04	0,35 ± 1,20	4,29 ± 15,04	-	-	-
Ochotkowate	2,55 ± 6,13	13,91 ± 38,62	20,54 ± 32,44	2,08 ± 3,86	27,63 ± 68,67	2,43 ± 2,41	18,29 ± 41,10
Chruściki	1,80 ± 3,75	0,27 ± 0,70	-	1,00 ± 3,31	4,54 ± 19,36	4,58 ± 15,88	-
Mięczaki	4,22 ± 17,39	-	-	-	0,02 ± 0,13	1,38 ± 2,87	0,65 ± 2,25
Ważki	-	-	0,56 ± 2,25	2,29 ± 12,31	0,04 ± 0,20	-	-
Inne muchówki	0,04 ± 0,15	-	0,33 ± 1,30	0,35 ± 0,98	1,44 ± 6,00	9,74 ± 20,58	-
Jętki	0,47 ± 1,37	0,12 ± 0,44	0,19 ± 0,54	0,04 ± 0,37	-	0,23 ± 0,34	0,01 ± 0,03
Chrząższe	0,44 ± 2,20	1,06 ± 2,96	0,36 ± 1,43	6,12 ± 37,94	0,14 ± 0,52	8,49 ± 15,39	0,99 ± 2,32
Ośliczka wodna	1,42 ± 5,48	1,14 ± 5,68	0,76 ± 3,05	0,55 ± 2,85	-	-	0,37 ± 1,27
Wioślukowate	0,01 ± 0,05	0,20 ± 1,02	-	-	28,07 ± 77,39	-	-
Małżozaczk	-	0,01 ± 0,04	0,30 ± 0,80	-	-	-	-
Rureczniki	-	80,01 ± 400,00	-	-	-	-	-
Wodopójki	-	0,02 ± 0,10	0,01 ± 0,05	-	0,01 ± 0,05	-	-
Kukurydza	-	-	-	-	20,29 ± 66,62	-	-
Ryby	194,25 ± 583,81	-	-	572,45 ± 1417,86	-	-	-
Łuski	-	14,24 ± 71,20	-	-	0,03 ± 0,14	1,21 ± 2,94	14,35 ± 30,82
Inne	-	-	-	60,10 ± 529,09	-	1,48 ± 5,14	1,53 ± 4,72



Rys. 2. Udział procentowy biomasy poszczególnych typów pokarmu w przewodach pokarmowych sumika karłowatego.

Dyskusja

Współczesne rybactwo śródlądowe stoi przed wieloma wyzwaniami związanymi ze zmianami antropogenicznymi ekosystemów wodnych, spadkiem bioróżnorodności i także pojawianiem się i obecnością populacji gatunków inwazyjnych. Ten ostatni aspekt wydaje się jednym z ważniejszych, gdyż wiedza na temat występowania gatunków inwazyjnych jest często ograniczona i niewystarczająca. Badania dotyczące występowania gatunków inwazyjnych są związane z prowadzeniem badań terenowych, a dodatkowo pojawiają się trudności związane z oszacowaniem potencjalnego ich negatywnego wpływu na rodzime zespoły ryb. W świetle takich uwarunkowań wszelkie informacje związane z obecnością i stanem populacji jakiegoś gatunku inwazyjnego ryby są niezmiernie cenne i mogą przyczynić się do lepszego poznania funkcjonowania ich populacji w warunkach naszych ekosystemów wodnych.

Przedstawione w niniejszym opracowaniu wyniki obserwacji dotyczące występowania i diety sumika karłowatego (*Ameiurus nebulosus*) pozwoliły na potwierdzenie obecności tego gatunku w jeziorach położonych na terenie Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego oraz stanowiły próbę określenia składu jego pokarmu. Znajomość tych informacji jest niezmiernie ważna w kontekście określania potencjalnego wpływu populacji gatunków inwazyjnych na rodzime ekosystemy. W przypadku sumika karłowatego ten wpływ może się objawiać poprzez konkurencję z rodzimymi gatunkami o siedlisko i pokarm, co często prowadzić może do głębokich zmian w strukturze i funkcjonowaniu lokalnych ekosystemów. Wiadome jest, że gatunki inwazyjne mogą zaburzać sieci troficzne, wpływać na bioróżnorodność, powodować lokalne wyginięcia, a nawet zmieniać warunki abiotyczne. Z tego względu badania nad biologią i ekologią takich gatunków – w tym analizowanie ich diety – stanowią podstawę dla opracowania skutecznych strategii zarządzania wodnymi ekosystemami oraz ochrony rodzimej fauny.

Wcześniej prowadzone badania i odłowy monitoringowe wykazały, że gatunek sumik karłowaty jest stałym elementem ekosystemów jeziorowych Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, jednak w strukturze ichtiofauny wykazuje wyraźne zróżnicowanie przestrzenne i czasowe. W jeziorze Domaszne w latach 2012-2013 gatunek ten stanowił 2,7% całkowitej liczebności ryb i 7,5% ich biomasy, co wskazuje na umiarkowaną liczebność, ale relatywnie większy udział masy dorosłych osobników (Rechulicz i in. 2015). Z kolei w jeziorze Głębokim jego udział był wyraźnie wyższy i wynosił odpowiednio 12% i 16%. Analiza danych z lat 2000-2011 dla kilku jezior tego regionu wykazała, że średni udział liczebności sumika karłowatego mieścił się w przedziale od 4,2% do 13,6%, natomiast jego udział w biomasy sięgał od 9,4% do 18,9% (Rechulicz i Płaska 2018).

W jeziorach takich jak Uściwierz, Piaseczno, Sumin i Bikcze, w okresie 6-7 lat odnotowano znaczący wzrost udziału populacji sumka karłowatego w ichtiofaunie, sięgający od 0,2% do 34,1% w liczebności oraz od 2,4% do 36,5% w biomase ogółu odłowionych ryb. Najwyższe liczebności, biomasę i udział w strukturze obserwowano w jeziorach mezotroficznym i mezo-eutroficznym, gdzie sumik karłowaty w krótkim czasie stał się jednym z dominujących gatunków. Takie tempo ekspansji świadczy o jego dużej zdolności przystosowawczej oraz o potencjalnie silnym wpływie na rodzimą ichtiofaunę i strukturę ekosystemów wodnych tego regionu (Kalinowska i in. 2023).

Z dostępnego piśmiennictwa wiadome jest także, że gatunek sumik karłowaty, nie- zbyt często, ale spotykany jest w innych regionach Polski. Badania jeziora Jegocinek położonego w północno-wschodniej części kraju prowadzone przez Ulikowskiego i in. (2022) wykazały, że gatunek ten miał bardzo znaczący udział zarówno w strukturze liczebności, jak i w strukturze biomasy ryb wynoszący odpowiednio 19,25% i 20,68%.

Powyższe wyniki potwierdziły także niniejsze obserwacje prowadzone w 10 jeziorach w latach 2023-2024. Udział sumika karłowatego w strukturze ichtiofauny nie był może największy, wahał się od kilku do kilkunastu procent, ale jego stała obecność i struktura wielkościowa wskazują na stabilność jego populacji w tym regionie (Kornijów i in. 2003, Rechulicz i in. 2015, Rechulicz i Płaska 2018, Kalinowska i in. 2023).

Sumik karłowaty charakteryzuje się dużą odpornością na niską zawartość tlenu oraz szybkim tempem rozmnażania, co czyni go silnym konkurentem dla rodzimych gatunków ryb. Jego obecność wpływa negatywnie na strukturę troficzną i bioróżnorodność zbiorników wodnych. W ramach działań zapobiegawczych stosuje się odłow selektywne oraz ograniczenie introdukcji wód zainfekowanych osobnikami sumika do innych zbiorników. Mimo podejmowanych działań, populacja sumika karłowatego w Polsce wykazuje tendencję wzrostową, zwłaszcza w zbiornikach o podwyższonej trofii i ograniczonym udziale drapieżników. Brak naturalnych wrogów oraz niska presja połowowa sprzyjają dalszej ekspansji gatunku. Jeśli nie zostaną wprowadzone skuteczne działania zaradcze, istnieje ryzyko dalszej degradacji rodzimych ekosystemów jeziorowych.

Sumik karłowaty w warunkach Polski jest rybą dorastającą zwykle do maksymalnie 30 cm długości, żyjącą w ciepłych, stojących lub wolno płynących wodach, często o dnie mulistym. Charakteryzuje się nocnym trybem życia, silnym oportunizmem troficznym oraz dużą odpornością na warunki środowiskowe. To właśnie te cechy, w połączeniu z brakiem naturalnych wrogów w nowych siedliskach, czynią go wyjątkowo efektywnym kolonizatorem.

Na obszarach zasiedlonych przez sumika karłowatego jego dieta wykazuje znaczne zróżnicowanie. Badania przeprowadzone w jeziorach Skomielno i Głębokie wykazały, że pokarm tej ryby obejmował aż 20 różnych typów ofiar, w tym detrytus, makrobezkręgow-

ce, glony, ślimaki, larwy chruścików, a także ryby (Barnes i Hicks 2003, Rechulicz i Płaska 2019). Dieta różniła się nie tylko między osobnikami różnej wielkości, ale także w zależności od stanu troficznego jeziora. Najmniejsze osobniki preferowały Chironomidae i detrytus, natomiast większe – ryby i raki (Keen 1982, Kline i Wood 1996).

W żołądkach osobników powyżej 135 mm długości ciała odnotowano wyraźny udział ryb, które w niektórych przypadkach stanowiły ponad 60% biomasy pokarmu. Wskazuje to na wyraźną zmianę strategii żerowania wraz ze wzrostem – z konsumenta bentosu na drapieżnika ryb (Declerck i in. 2002, Leunda i in. 2008). W badanych zbiornikach stwierdzono, że zjadane były głównie małe gatunki ryb, których długość całkowita umożliwia łatwe spożycie – co może prowadzić do poważnych zakłóceń w strukturze populacji rodzimych gatunków, szczególnie form młodocianych. Eksperymenty wykazały, że ikra szczupaka jest dla sumika szczególnie atrakcyjnym pożywieniem, bardziej niż ikra okonia (Bigun i Afanasyev 2011), co może mieć istotne konsekwencje dla reprodukcji gatunków drapieżnych. Podobne wyniki uzyskali Declerck i in. (2002), którzy w badanych stawach wykazali dominację sumika w konsumpcji narybku, m.in. płoci czy wzdręgi.

Obserwacje terenowe sugerują również, że sumik karłowaty może odżywiać się martwymi organizmami wodnymi, co potwierdzają fragmenty nieoznaczonych ryb i ciała płaza znalezione w żołądkach ryb z jeziora Głębokie. Dodatkowo w niektórych zbiornikach sumiki chętnie spożywały rośliny wodne, zwłaszcza ramienice, co wskazuje na ich zdolność do uzupełniania diety pokarmem roślinnym, typowym dla niższych poziomów troficznych (Scott i Crossman 1973, Klarberg i Benson 1975). Pomimo dużej plastyczności pokarmowej, *A. nebulosus* może osiągać przewagę nad innymi bentosożernymi rybami, zwłaszcza gdy ograniczony jest dostęp do makrobezkręgowców – poprzez uzupełnianie diety rybami i narybkiem (Schoener 1971). Ta elastyczność pokarmowa umożliwia mu skuteczne wykorzystanie różnych nisz ekologicznych i intensyfikację presji drapieżniczej na rodzimą ichtiofaunę.

Podsumowując, sumik karłowaty należy do grupy ryb inwazyjnych o dużym potencjale destabilizującym dla ekosystemów wodnych. W niektórych regionach Polski stanowi stały element ichtiofauny zbiorników wodnych i jego populacje są stabilne. Jego zdolność do wykorzystywania różnych źródeł pokarmowych, w tym ryb, detrytusu, roślin i padliny, czyni go zagrożeniem nie tylko dla określonych gatunków, ale również dla całych struktur troficznych. Znajomość stanu populacji oraz diety tego gatunku w naszych wodach oraz jej zmienności w zależności od warunków lokalnych i rozmiaru osobników są kluczowe dla przewidywania wpływu jego inwazji oraz projektowania działań zaradczych w ochronie ekosystemów słodkowodnych.

Literatura

- Barnes G.E., Hicks B.J. 2003 – Brown bullhead catfish (*Ameiurus nebulosus*) in Lake Taupo – W: Munro R. (Red.) Managing invasive freshwater fish in New Zealand. Proceedings of a workshop hosted by Department of Conservation. 10–12 May 2001, Hamilton. Wellington, New Zealand: Department of Conservation: 27-35.
- Bigun V.K., Afanasyev S.A. 2011 – Feeding and feeding behavior of invasive fish species in the water bodies of the West Polissya of Ukraine – Hydrobiological Journal 47: 51-60.
- Copp G.H., Bianco P.G., Bogutskaya N.G., Eros T., Falka I., Ferreira M.T., Fox M.G., Freyhof J., Gozlan R.E., Grabowska J., Kovač V., Moreno-Amich R., Naseka A.M., Peñáz M., Povž M., Przybylski M., Robillard M., Russell I.C., Stakėnas S., Šumer S., Vila-Gispert A., Wiesner C. 2005 – To be, or not to be, a non-native freshwater fish? – J. Appl. Ichthyol. 21: 242-262.
- Declerck S., Louette G., De Bie T., De Meester L. 2002 – Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds – J. Fish Biol. 61: 1182-1197.
- Elvira B., Almodóvar A. 2001 – Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century – J. Fish Biol. 59: 323-331.
- EN 14757:2015 – Water quality – Sampling of fish with multi-mesh gillnets.
- Grabowska J., Kotusz J., Witkowski A. 2010 – Alien invasive fish species in Polish waters: an overview – Folia Zool. 59(1): 73-85.
- Gunn J.M., Qadri S.U., Mortimer D.C. 1977 – Filamentous algae as a food source for the brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*) – J. Fish. Res. Board Can. 34: 396-401.
- Hill T., Duffy W.G., Thomson M.R. 1995 – Food habits channel catfish in Lake Oahe, South Dakota – J. Freshw. Ecol. 10: 319-323.
- Hliwa P., Błażejowski M. 2016 – Threats related to the presence of invasive alien fish species in open waters in the context of legal regulations for anglers – Rocz. Nauk. PZW 2016: 66-78.
- Hyslop E.J. 1980 – Stomach contents analysis-a review of methods and their application – J. Fish Biol. 17(4): 411-429.
- Jones P.W., Martin F.D., Hardy J.D. Jr. 1978 – Development of fishes of the Mid-Atlantic Bight. An atlas of eggs, larval and juvenile stages. Vol. 1. Acipenseridae through Ictaluridae – U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Serv. Program FWS/OBS-78/12: 336 s.
- Kalinowska K., Ulikowski D., Traczuk P., Rechulicz J. 2023 – Changes in native fish communities in response to the presence of alien brown bullhead (*Ameiurus nebulosus*) in four lakes (Poland) – Biol. Invasions.
- Kapusta A., Morzuch J., Partyka K., Bogacka-Kapusta E. 2010 – First record of brown bullhead, *Ameiurus nebulosus* (Lesueur), in the Łyna River drainage basin (northeast Poland) – Arch. Pol. Fish. 18: 261-265.
- Keast A. 1985 – Growth responses of the brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*) to temperature – Can. J. Zool. 63: 1510-1515.
- Keen W.H. 1982 – Behavioral interactions and body size differences in competition for food among juvenile brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*) – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39(2): 316-320.
- Klarberg D.P., Benson A. 1975 – Food habits of *Ictalurus nebulosus* in acid polluted water of northern West Virginia – Trans. Am. Fish. Soc. 3: 541-547.
- Kline J.L., Wood B.M. 1996 – Food habits and diet selectivity of the brown bullhead – J. Freshw. Ecol. 11: 145-151.
- Kolada A. (Red.) 2021 – Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod – GIOŚ, Warszawa.

- 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: 131-140.
- Kołodziejczyk A., Koperski P. 2000 – Bezkręgowce słodkowodne Polski. Klucz do oznaczania oraz podstawy biologii i ekologii makrofauny – Uniwersytet Warszawski, Warszawa: 250 s.
- Leunda P.M., Oscoz J., Elvira B., Agorreta A., Perea S., Miranda R. 2008 – Feeding habits of the exotic black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque) in the Iberian Peninsula: first evidence of direct predation on native fish species – J. Fish Biol. 73: 96-114.
- Lockwood J.L., Hoopes M.F., Marchetti M.P. 2007 – Invasion ecology – Blackwell Scientific Publications, Oxford: 312 s.
- Rabitsch W., Milasowszky N., Nehring S., Wiesner C., Wolter C., Essl F. 2013 – The times are changing: temporal shifts in patterns of fish invasions in central European fresh waters – J. Fish Biol. 82: 17-33.
- Rechulicz J., Płaska W. 2018 – The invasive *Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1819) as a permanent part of the fish fauna in selected reservoirs in Central Europe: long-term study of three shallow lakes – Turk. J. Zool. 42: 464-474.
- Rechulicz J., Płaska W. 2019 – Inter-population variability of diet of the alien species brown bullhead (*Ameiurus nebulosus*) from lakes with different trophic status – Turk. J. Fish. Aquat. Sci. 19: 59-69.
- Rechulicz J., Płaska W. 2021 – The diet of non-indigenous *Ameiurus nebulosus* of varying size and its potential impact on native fish in shallow lakes – Glob. Ecol. Conserv. 31: e01881.
- Rechulicz J., Płaska W., Tarkowska-Kukuryk M., Mieczan T., Pęczyła W. 2015 – Abundance and characteristics of population of brown bullhead (*Ameiurus nebulosus*) in Domaszne Lake – TEKA Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr. 12: 86-92.
- Rybak J.I. 2000 – Bezkręgowce zwierzęta słodkowodne. Przewodnik do rozpoznawania – PWN, Warszawa: 84 s.
- Schoener T.W. 1971 – Theory of Feeding Strategies – Annu. Rev. Ecol. Syst. 2: 369-404.
- Scott W.B., Crossman E.J. 1973 – Freshwater fishes of Canada – Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 184, Ottawa: 966 s.
- Ulikowski D., Kalinowska K., Traczuk P. 2022 – Abundance and size structure of invasive brown bullhead, *Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1819), in a mesotrophic lake (northeastern Poland) – BioInvasions Rec. 11: 267-277.
- Welcomme R.L. 1988 – International introductions of inland aquatic species – FAO Fish. Tech. Pap. 294: 318 s.
- West D.W. et al. 2006 – Cumulative impacts assessment along a large river, using brown bullhead catfish (*Ameiurus nebulosus*) populations – Environ. Toxicol. Chem. 25: 1868-1880.
- Zacharia P.U., Abdurahiman K.P. 2004 – Methods of stomach content analysis of fishes – W: Mohamed K.S. (Red.) Winter School on Towards Ecosystem Based Management of Marine Fisheries – CMFRI, Kerala: 148-158.

Historia, stan zachowania oraz możliwości ochrony i utrzymania populacji troci jeziorowej (*Salmo trutta m. lacustris*) w zlewni jeziora Wdzydze, w kontekście zmian środowiskowych i antropopresji

Grzegorz Radtke, Rafał Bernaś

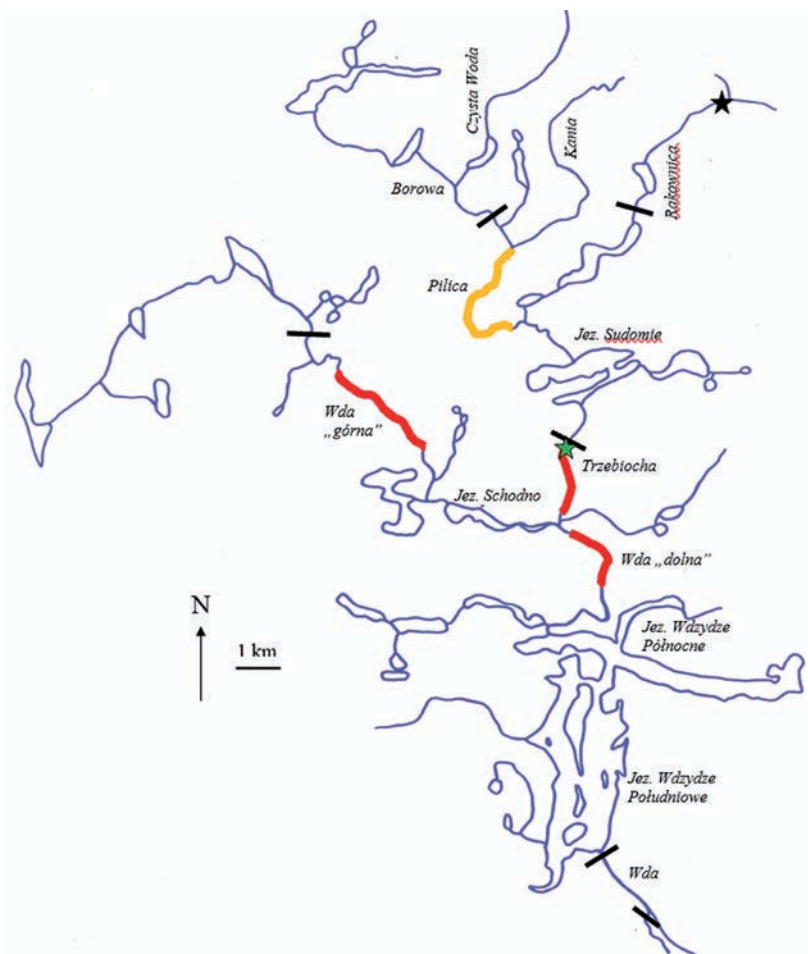
Zakład Ryb Wędrownych, Instytut Rybactwa Śródlądowego im. S. Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

Rys historyczny

Chociaż pierwotnie gatunek troć (*Salmo trutta* L.) zasiedlał wiele jezior na północy Polski, do dziś najliczniejsza forma jeziorowa zachowała się w systemie rzeczno-jeziornym jeziora Wdzydze (fot. 1). Jezioro to, a w zasadzie zespół jezior wdzydzkich o całkowitej powierzchni 14,5 km², wypełnia krzyżujące się rynny polodowcowe położone w górnym biegu Wdy, w dorzeczu Wisły (rys. 1). Największym i najgłębszym



Fot. 1. Dorosły osobnik troci jeziorowej z jeziora Wdzydze.



Rys. 1. System rzeczno-jeziorny jeziora Wdzydze z zaznaczeniem lokalizacji tarlisk i miejsc odrostu narybku troci wdzydzkiej (kolorem czerwonym zaznaczono odcinki tradycyjnych tarlisk troci we Wdzie i Trzebiosze, kolorem żółtym – odcinek tarlisk w Pilicy (górnej Trzebiosze). Czarne kreski oznaczają ważniejsze piętrzenia, gwiazdkami oznaczono ośrodki hodowli ryb z wylęgarnią: zielona – Grzybowski Młyn, czarna – Skorzewo.

zbiornikiem zespołu jest basen południowy – Wdzydze Południowe (Wdzydze Właściwe) o maksymalnej głębokości ponad 68 m (fot. 2). W skład płytszej, północnej części (Wdzydze Północne) wchodzi jeziora: Gołuć, Radolne i Jelenie.

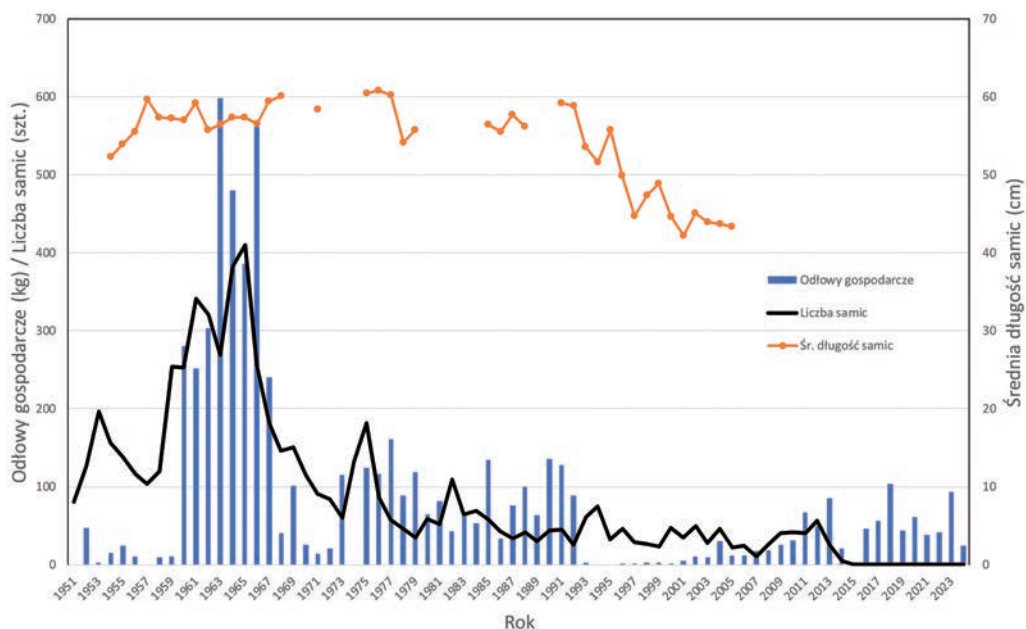
Występowanie jeziorowej formy troci w jeziorze Wdzydze oraz we Wdzie było notowane w historycznych źródłach już w XVII wieku (Borzyszkowski 1994), a w pracach z XVIII w. i późniejszych wskazywano także na duże rozmiary poławianych tam „pstrągów” (Seligo 1902, Cios 2003). Na troć występującą w jeziorze Wdzydze szczególną uwagę zwrócił profesor Stanisław Sakowicz, dyrektor Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie, który w połowie lat pięćdziesiątych ubiegłego stulecia, wraz



Fot. 2. Widok na jezioro Wdzydze Południowe.

z zespołem współpracowników i studentów podjął kompleksowe badania nad biologią i środowiskiem jeziorowej formy *S. trutta*. Efektem tych prac jest obszerna monografia obejmująca liczne zagadnienia związane m. in. z charakterystyką jeziora, stanem ichtiofauny, warunkami wzrostu ryb, a także opisem wędrówek i miejsc rozrodu troci w jego dopływach – Wdzie i Trzebiosze (Sakowicz 1961a).

Już od początku lat 50. XX w., przy współpracy z ówczesnym Państwowym Gospodarstwem Rybackim Wdzydze, podjęto zabiegi skierowane na ochronę i odbudowę populacji troci, w tym ochronę miejsc rozrodu, ograniczenie połowów gospodarczych, pozyskiwanie ikry i zarybienia. Połowy tarlaków odbywały się początkowo za pomocą przywłoki w ujściu Wdy, a w późniejszym okresie za pomocą agregatu prądotwórczego podczas migracji tarłowej we Wdzie i Trzebiosze. Pozyskaną ikrę inkubowano w ośrodku zarybieniowym w Grzybowskim Młynie (rys. 1), a do zarybień stosowano głównie wylęg. W wyniku tych działań wyraźnie wzrosła liczebność stada troci w jeziorze Wdzydze, przejawiająca się wzrostem liczby poławianych tarlaków na tarliskach w celu pozyskania ikry do inkubacji i zarybień (rys. 2). W kolejnej dekadzie liczby poławianych samic niejednokrotnie przekraczały 300 osobników rocznie. Liczne były wówczas także gniazda tarłowe troci (Radtko i Dębowski 1996). Jednocześnie od 1961 roku wznowiono połowy

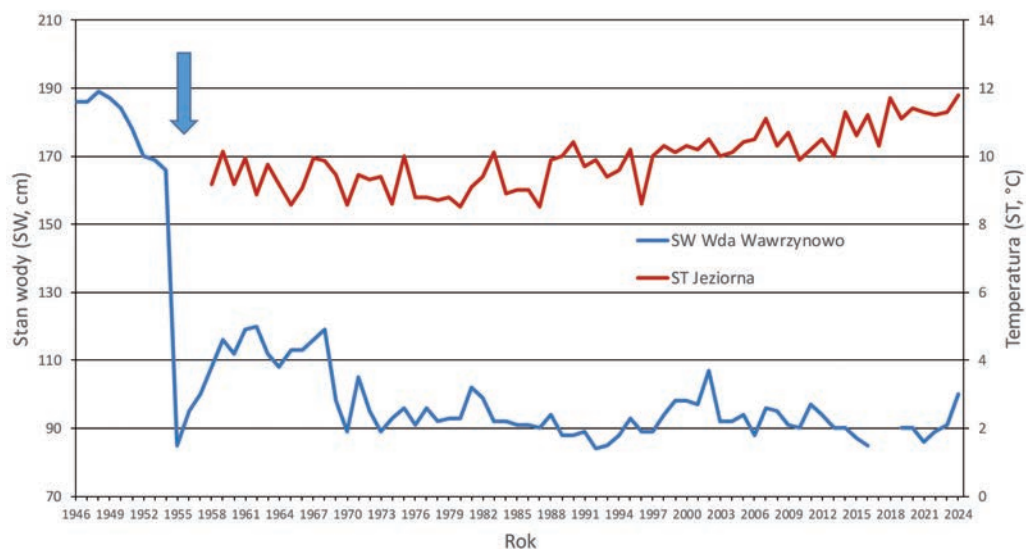


Rys. 2. Wielkości odłowów gospodarczych troci w jeziorze Wdzydze (w kg), oraz liczby odłowionych samic na tarliskach dla pozyskania ikry, wraz z ich średnimi długościami w latach 1951-2024.

komercyjne troci w jeziorze, które do roku 1967 utrzymywały się na poziomie ok. 300-600 kg (rys. 2).

Niestety, w połowie lat 50. XX w., rozpoczęto prace melioracyjne w systemie Wdy powyżej jeziora Wdzydze, które objęły tarliska troci we Wdzie, oraz częściowo w Trzebiosze (Sakowicz 1961b). Prace regulacyjne kontynuowano w latach 60., w czasie których uregulowano główne tarliska w Trzebiosze. Na skutek tych szeroko zakrojonych prac melioracyjnych w całym systemie jeziora Wdzydze, oraz głębokich przekształceń koryt rzek, poziom wody w dorzeczu opadł o ponad 1 m (rys. 3). Efektem melioracji było zubożenie ichtiofauny w dorzeczu, co odbiło się spadkiem ogólnych połowów ryb w okolicznych jeziorach. W późniejszych latach w ramach prac melioracyjnych prowadzono tzw. konserwacje bieżące w korytach rzek, w tym na tarliskach w górnej Wdzie, pomimo bystrego nurtu, kamienisto-żwirowego substratu i leśnego otoczenia (fot. 3), prace melioracyjne kontynuowano aż do 1986 roku przy pomocy ciężkiego sprzętu.

Regulacje koryt Wdy i Trzebiochy, poprzez zmniejszenie powierzchni i pogorszenie jakości tarlisk, w zasadniczy sposób wpłynęły na stan populacji troci wdzydzkiej. Ograniczenie możliwości rozrodu i odrostu narybku troci doprowadziło do załamania połowów gospodarczych tego taksonu w jeziorze Wdzydze oraz do spadku liczby tarlaków pod koniec lat 60., pomimo trwających zarybień tarlisk (rys. 2). Od tamtej pory, w zasadzie do



Rys. 3. Średnie roczne stany wody (SW, cm) we Wdzie dla wodowskazu Wawrzynowo (poniżej ujścia Trzebiochy), oraz średnie roczne temperatury wody powierzchniowej (ST, °C) w jeziorze Wdzydze Południowe (punkt Jeziorna), wg danych IMGW-PIB. Wartości temperatur sprzed 1972 roku uzupełniono na podstawie silnej korelacji z wartościami z jeziora Charzykowskiego. Strzałką oznaczono okres pierwszej, tzw. dużej melioracji Wdy powyżej jeziora Wdzydze (lata 1955-1956).



Fot. 3. Tarliska troci w górnej Wdzie.

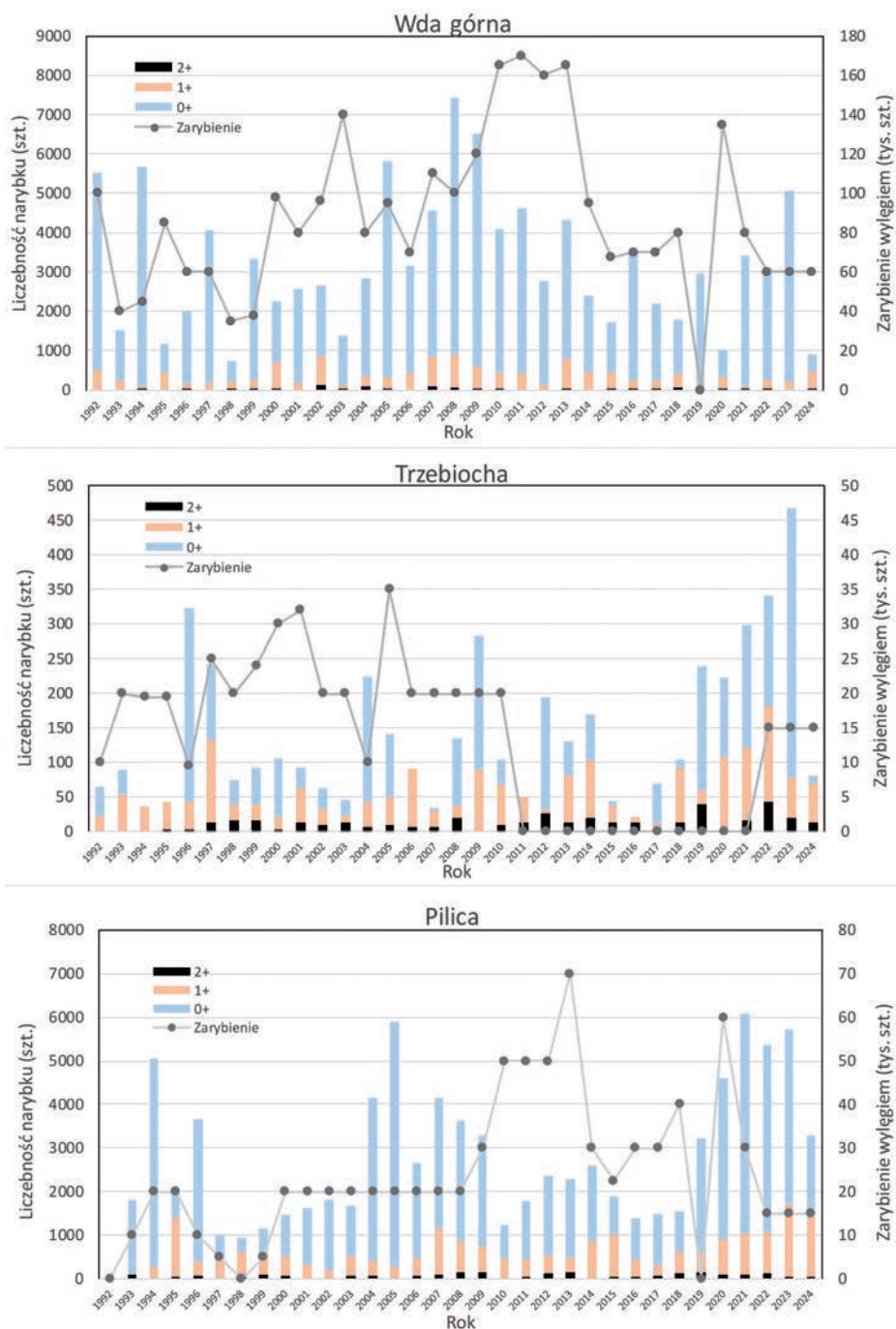
połowy lat 90. połowy gospodarcze rzadko przekraczały 100 kg, a liczby pozyskiwanych do tarła samic sięgały kilkudziesięciu osobników. W latach 70. i 80. badania nad trocią wdzydzką koncentrowały się głównie na liczebności i strukturze stada tarłowego, w tym sporadycznie na rejestracji gniazd, oraz na gromadzeniu danych z odłowów i zarybień (Szczerbowski 1973, Radtke i Dębowski 1996).

Stan współczesny

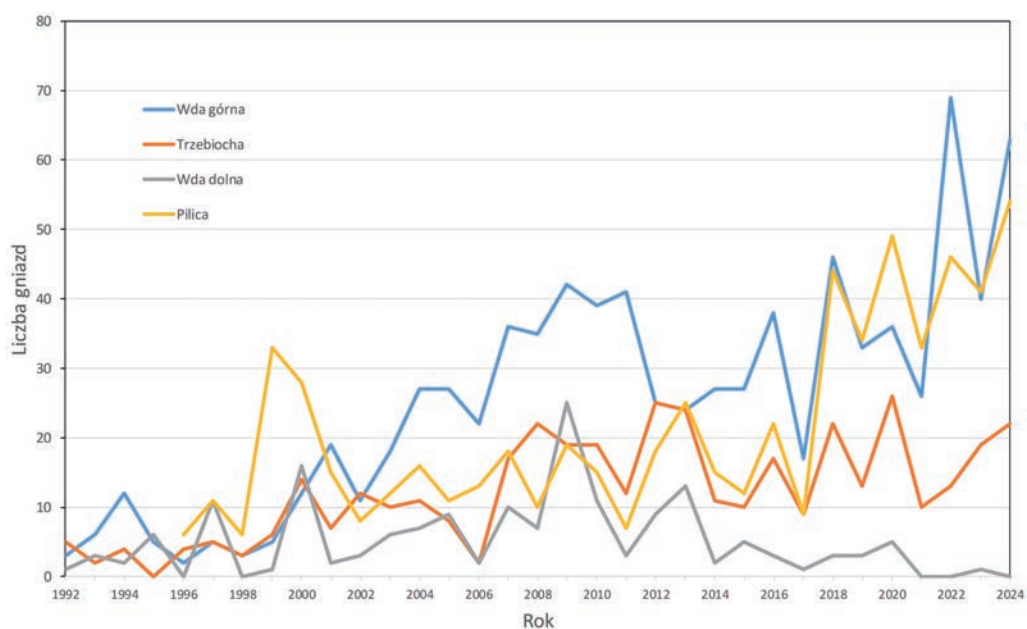
Od początku lat 90. XX w. Instytut Rybactwa Śródlądowego, przy współpracy z Zakładami Rybackimi Wdzydze, prowadził systematyczne badania stanu populacji troci wdzydzkiej obejmujące wielkość i strukturę stada tarłowego (w tym rejestrację liczby i wielkości potawianych tarlaków, gniazd tarłowych, ocenę wieku i wzrostu ryb), wielkości zarybień i odłowów gospodarczych (Radtke i Dębowski 1996, 2016). Podjęto też szereg działań związanych z aktywną ochroną troci (Radtke 2009). Co szczególnie istotne, do dziś prowadzony jest regularny (coroczny) monitoring liczebności narybku na tarliskach we Wdzie i Trzebioście (odpowiednio na 4 i 6 stanowiskach). Odłowy narybku odbywają się w okresie wrzesień-październik i mają na celu ocenę efektywności naturalnego tarła oraz zarybień wylęgiem. Od 2015 roku, kiedy zaprzestano połowów tarlaków, badania skupiają się głównie na rejestracji gniazd i kontynuacji monitoringu narybku. Równocześnie takie same prace (monitoring narybku i gniazd tarłowych) prowadzone są w górnej części systemu Trzebiochy – Pilicy (4 stanowiska), gdzie wprowadzono troć w 1991 roku w celu wzmocnienia populacji wdzydzkiej.

Pomimo dużych wahań, największe ilości narybku troci w wieku 0+ obserwowane były w górnej Wdzie, gdzie oszacowane liczebności najczęściej mieściły się w granicach ok. 2-6 tysięcy osobników (rys. 4). Tam też notowano najwięcej gniazd tarłowych, których liczba w ostatnich latach rosła i przekraczała 40 (rys. 5), przy czym największy wzrost dotyczył gniazd o małych rozmiarach. Fragment tarlisk w uregulowanym, dolnym odcinku Wdy (poniżej jeziora Schodno i ujścia Trzebiochy, fot. 1) aktualnie nie odgrywa istotnej roli w reprodukcji troci. W ostatnich latach praktycznie gniazd się tam nie stwierdza (rys. 5), a próby połowu narybku 0+ kończyły się niepowodzeniem.

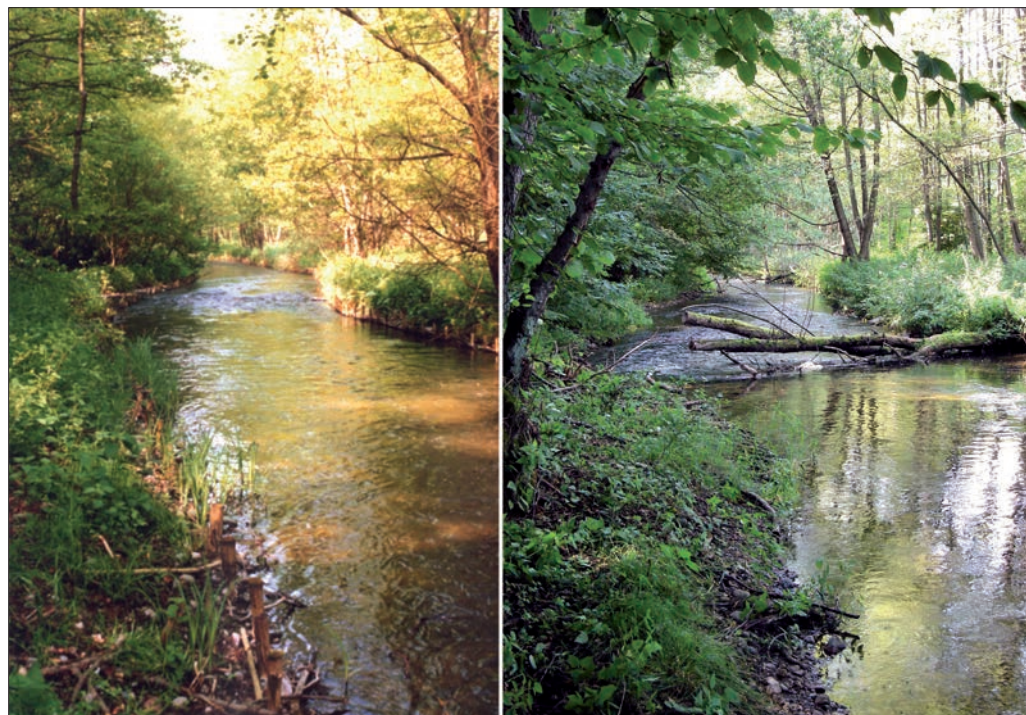
Jedną z najlepiej rozpoznanych rzek w Polsce pod względem ichtiofauny jest Trzebiocha, niegdyś podstawowe tarlisko troci. Podczas badań prowadzonych przed regulacją rzeki (lata 1959-1960), liczebności narybku troci w wieku 0+ były tak duże, że użyto wyłącznie szacunku rzędu tysięcy sztuk (Sakowicz 1961c). Podczas późniejszych badań prowadzonych na początku lat 90., liczebności narybku na tych tarliskach nie przekraczały zaledwie kilkudziesięciu osobników, przy okresowym braku narybku 0+. W latach 1993-1994 przeprowadzono próbę renaturyzacji uregulowanego koryta Trze-



Rys. 4. Oszacowane liczebności poszczególnych grup wiekowych narybku troci na tarliskach w górnej Wdzie, Trzebiosze i Pilicy w latach 1992-2024, oraz wysokości zarybień wylęgiem (w tysiącach sztuk). W latach 1999, 2003 i 2004 część wylęgu była podchowana.



Rys. 5. Liczby zarejestrowanych gniazd na tarliskach we Wdzie, Trzebioście i Pilicy w latach 1992-2024.



Fot. 4. Stanowisko narybkowe w Trzebioście przed renaturyzacją (po lewej, widoczne faszynowe umocnienia brzegów) i po renaturyzacji (po prawej).



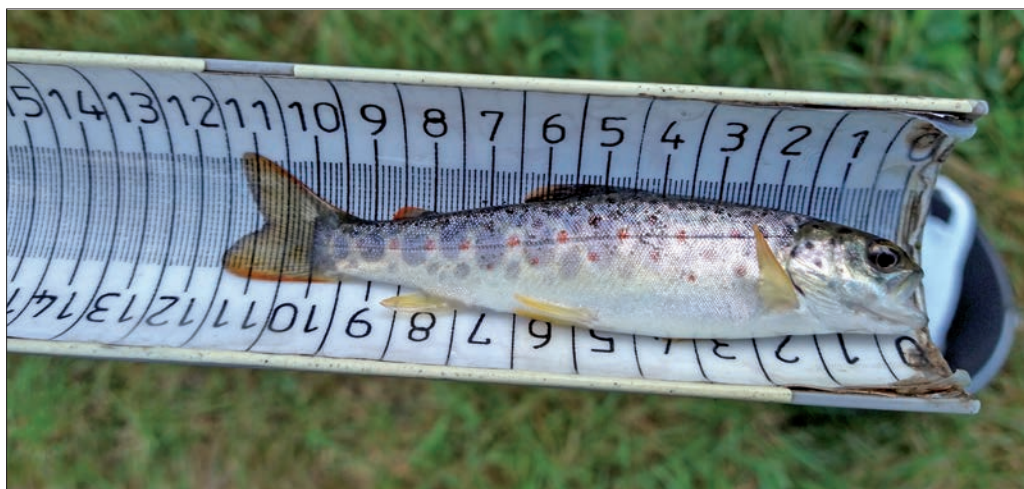
Fot. 5. Gniazda troci na tarliskach w Trzebieosze.

biochy oraz częściowo górnej Wdy, z nadzieją na poprawę warunków do tarła i odrostu narybku (Radtko 1994, fot 4). Niestety w początkowym okresie nie nastąpił wyraźny, długoterminowy wzrost liczebności narybku pomimo zarybień (rys. 4). Natomiast stopniowo wzrastała liczba rejestrowanych gniazd i to zjawisko dotyczyło także pozostałych rzek (fot. 5). Mogło to wynikać ze zmniejszenia intensywności połowów tarlaków, szczególnie w odniesieniu do mniejszych samic, a w konsekwencji do pojawiania się gniazd bardzo małych (poniżej 50 cm średnicy), których wcześniej nie notowano (Radtko i Dębowski 2016). Co ciekawe, w Trzebieosze udział narybku 1+ i 2+ był zdecydowanie wyższy niż w pozostałych rzekach, a w latach 2019-2023 ogólna liczba narybku utrzymywała się na stosunkowo wysokim poziomie (rys. 4).

W Pilicy (górnej Trzebieosze, rys. 1), troć znalazła dobre warunki do rozrodu i odrostu narybku po wprowadzeniu jej na początku lat 90. ubiegłego wieku. Podobnie, jak w górnej Wdzie, liczba zarejestrowanych gniazd tarlowych wzrosła w ostatnich latach, przekraczając 40 szt. (rys. 5). Zdecydowanie przeważały jednak gniazda o małych rozmiarach kopców. Liczebności oszacowanego narybku 0+ w Pilicy były silnie zróżnicowane w poszczególnych latach badań, jednak najczęściej mieściły się w granicach ok. 1-3 tys. szt., niekiedy przekraczając 4 tys. osobników (rys. 4). W 2023 roku w Pilicy rozpoczęto wstępne badania telemetryczne troci, obejmujące znakowanie znaczkami PIT (Passive



Fot. 6. Znakowanie narybku troci znaczkami PIT w Pilicy.



Fot. 7. Narybek troci w wieku 0+ z Pilicy.

Integrated Transponders) narybku i starszych roczników troci oraz dalsze śledzenie losów ryb poprzez telemetrię aktywną i anteny stacjonarne (fot. 6, fot. 7). Celem badań jest opisanie przeżywalności i rocznych migracji troci jeziorowej oraz określenie, jaka część populacji wybiera strategię osiadłą, a jaka smoltyfikuje lub podejmuje okresowe wędrówki do jezior.

Perspektywy utrzymania troci, główne zagrożenia i konieczność ochrony

Główne zagrożenia dla jeziorowej formy troci wynikają zarówno ze zmian klimatycznych, jak i antropopresji. Podstawowymi trendami obserwowanymi w środowisku wodnym nie tylko w Polsce i odnoszącymi istotny wpływ na ichtiofaunę, w tym na troć, jest podwyższanie się temperatur oraz spadek poziomu wód powierzchniowych i przepływów w rzekach (Ptak i in. 2018, Okoniewska i Szumińska 2020, Brzezińska i Wrzesiński 2025, Wrzesiński i in. 2025). Wieloletni trend spadku przepływu jest obserwowany i prognozowany w zlewni Brdy, sąsiedniej i podobnej pod względem morfologicznym i hydrologicznym do zlewni Wdy (Szatten i in. 2005). Trendy te są wyraźnie widoczne w zlewni jeziora Wdzydze (rys. 3), a spotęgowane są przez wcześniejsze intensywne prace melioracyjne (odwadniające), które skutkowały osuszeniem terenów i spadkiem przepływu w rzekach. W konsekwencji, zmniejszyła się alimentacja ze źródeł i wysięków, głównie w Trzebiosze, gdzie wcześniej występowały one licznie, stabilizując reżim termiczny potoku (Sakowicz 1961d). Uszczupleniu uległy pierwotne mikrosiedliska i ukrycia dla narybku i ryb starszych.

Poważnym problemem jest wzrost temperatur wód. Troć to gatunek zimnolubny, którego górna granica temperatury optymalnej dla wzrostu wynosi ok. 19°C, zaś górny próg tolerancji to ok. 25°C, tak więc systematyczne ocieplenie wód powyżej tych wartości powoduje wzrost śmiertelności i zanik gatunku. Z pewnością takie zjawisko występuje w Trzebiosze, w której okresy przekraczające te górne limity termiczne są coraz dłuższe, i gdzie narybek jest nieliczny na tle pozostałych rzek. Innym problemem są zaburzenia wcześniejszych cykli termicznych i pogłębiające się spadki przepływów, które wpływają na termin tarła, czas trwania i warunki inkubacji ikry, a w konsekwencji na termin wychodzenia wylęgu z gniazd i jego przeżywalność. Ma to również odniesienie do zarybień wylęgiem pochodzącym z innych warunków termicznych.

W dorzeczu górnej Trzebiochy, tj. w Pilicy, troć jest liczna i narybek osiąga dobre tempo wzrostu, jednak dorosłe osobniki nie osiągają tak dużych rozmiarów jak w jeziorze Wdzydze. Jezioro Sudomie, położone poniżej tarlisk w tej rzece, jest stosunkowo płytkie i silnie zeutrofizowane, tak więc troć może przebywać w nim tylko okresowo (jesień-wiosna), natomiast latem obserwowane jest przemieszczanie się osobników z powrotem do rzeki. Ponadto, zarówno wcześniejsze prace, jak i ostatnie badania telemetryczne, potwierdziły możliwość spływu smoltów wiosną z Pilicy w kierunku jeziora Wdzydze, poniżej zespołu jeziora Sudomie. Przy uwzględnieniu liczego narybku troci wystę-

pującego w Pilicy należy ocenić, że rzeka ta ma duży potencjał w sensie biologicznym i genetycznym do wzmocnienia populacji troci wdzydzkiej.

Pomimo obserwowanego wzrostu liczby gniazd w ostatnich latach w badanych rzekach oraz zarybień, nie obserwowano wyraźnego efektu w postaci wzrostu liczebności narybku. Może to świadczyć o pogorszeniu się warunków inkubacji ikry na skutek np. wzrostu jej zamulenia w efekcie niższych przepływów, a także o wzroście poziomu stresu środowiskowego w pierwszym okresie życia. Zarówno we Wdzie i Trzebiosze, jak i w Pilicy, w ostatnich latach nasiliły się spływy kajakowe. Poza pozytywną funkcją rekreacyjną korzystania z naturalnego środowiska, w przypadku silnej intensywności takich spływów w niewielkich i płytkich strumieniach, mogą one odnosić także negatywny efekt dla zasobów przyrodniczych poprzez płoszenie zwierząt związanych ze środowiskiem rzecznym (np. ptaki, ssaki, ryby). Troć wdzydzka jest formą wyjątkowo płochliwą i „dziką” w porównaniu z pozostałymi formami *Salmo trutta*, co obserwowano w hodowli (Goryczko K., Słominski J. – informacja ustna), przez co taka nieograniczona i systematyczna presja na narybek troci w okresie jego intensywnego żerowania i wzrostu (wiosna-lato) na płytkich i wąskich odcinkach tarlisk z pewnością odbija się wysokim poziomem stresu i w efekcie może skutkować podwyższoną śmiertelnością. Ten problem jest jednak słabo rozpoznany i wymagałby szczegółowych badań, zwłaszcza w obszarach chronionych.

Równolegle ze wzrostem liczby gniazd, od połowy lat 90. obserwowany jest spadek wielkości tarlaków wśród populacji tarłowej troci na tradycyjnych tarliskach (Wda, Trzebiocha). Wskazują na to zarówno analizy długości ryb poławianych do tarła (prowadzonych do 2005 roku, rys. 2), jak i coraz wyższy udział gniazd o małych rozmiarach kopców (Radtko i Dębowski 2016). Świadczy to o tym, że wzrasta udział osobników (samic) które nie odbywały wzrostu w jeziorze Wdzydze, a całe życie spędzały w środowisku rzeczonym, przyjmując formę osiadłą (pstrąga potokowego). Potwierdzeniem tego były obrazy łusek tarlaków bez przyrostów jeziorowych (materiały własne, niepublikowane).

Coraz mniejszy udział dużych osobników dorastających w jeziorze Wdzydze świadczy o pogorszeniu się warunków dla bytowania i wzrostu troci. Troć w okresie letnim preferuje najgłębszą, pelagiczną strefę jeziora (poniżej 15-20 m), jednak już w latach 90. obserwowane były tam okresowe zaniki tlenu, które pogłębiały się w latach późniejszych. Z kolei płytsze warstwy niedostępne są dla troci z uwagi na wysokie temperatury. Liczebność stada troci w jeziorze determinuje zarówno śmiertelność naturalna (np. choroby, drapieżnictwo), jak i połowowa (odłowy rybackie, wędkarskie, kłusownictwo). Co prawda troć nie jest istotnym obiektem eksploatacji rybackiej, w ostatnim dziesięcioleciu zarejestrowane płowy troci wynosiły średnio ponad 50 kg/rok, zaś najwyższe połowy roczne odnotowano w roku 2018 i 2023, odpowiednio 103,5 i 93,5 kg, tj. po kilkadziesiąt dorosłych osobników rocznie (rys. 2). Takie wysokości połowów mogą świadczyć, że

troć mimo wszystko znajduje niszę w jeziorze, z odpowiednimi warunkami do żerowania. Podobnie, wskazują na to wysokie połowy sielawy (*Coregonus albula*), która zasiedla podobne warstwy jeziora jak młodociana troć (Jensen i in. 2004, Huusko i in. 2017). W tym przypadku jednak, zasadniczy wpływ na wyższe połowy sielawy ma zmiana techniki zarybień i metod połowu przez użytkownika jeziora, przechodząc z sieci ciągnionych na wontony sielawowe. Należy zwrócić jednak uwagę, że eliminacja osobników troci bytujących w jeziorze, zarówno w wyniku śmiertelności naturalnej, jak i połowowej, jest „uszczerpleniem” populacji o przedstawicieli wykazujących cechy charakterystyczne dla typowej jeziorowej formy troci. Dotyczy to głównie samic, stanowiąc rodzaj selekcji w obrębie tej formy. Te cechy bowiem świadczą o odrębnym charakterze biologicznym troci jako tzw. formy półwędrownej, z predyspozycjami do bytowania i szybszym wzroście w warunkach pelagicznych jeziora. Za szczególnie niebezpieczne dla egzystencji troci w jeziorach uważane jest intensywne stosowanie sieci skrzelowych (wontonów), gdyż troć, jako drapieżnik aktywnie poszukujący pokarmu na znacznych przestrzeniach jeziora jest szczególnie narażona na połów w tego typu narzędzia (Syrjänen i Valkeajärvi 2010). Analizując wielkości gniazd troci na tarliskach we Wdzie i Trzebiosze w ostatnich latach, można ocenić że wśród trących się samic liczba ryb o dużych rozmiarach, wskazujących na dorastanie ich w jeziorze, była przeciętnie w granicach kilku-kilkunastu osobników i jest niewspółmiernie niższa od liczby troci odławianych w jeziorze.

Badania genetyczne wskazują na unikalność wdzydzkiej populacji troci i jej endemiczny charakter (Presa i in. 2002). Dlatego tak istotne jest zachowanie tego unikalnego zasobu genetycznego w obrębie gatunku *Salmo trutta*. W tym celu konieczna była i jest ochrona przed możliwością wprowadzenia do zlewni jeziora Wdzydze form *Salmo trutta* pochodzących z innych obszarów. Jednym z rozwiązań było wybudowanie przez Zakłady Rybackie Wdzydze ośrodka hodowlanego dla troci wdzydzkiej k. Skorzewa w połowie lat 90. w systemie górnej Trzebiochy. Od 1998 r. ośrodek ten zabezpieczał potrzeby zarybieniowe w systemie jeziora Wdzydze i gwarantował lokalne pochodzenie materiału zarybieniowego. Od bieżącego roku (2025) nastąpiła zmiana kierunku gospodarowania w odniesieniu do troci jeziorowej przez dotychczasowego użytkownika wód, bowiem Zakłady Rybackie Wdzydze odstąpiły od użytkowania obwodów rybackich stanowiących najlepsze miejsca do tarła i odrostu narybku troci, tj. górnej Wdy oraz górnej Trzebiochy (Pilicy), utrzymując jedynie obwód w dolnej Wdzie i Trzebiosze, czyli miejsca o niewielkim obecnie potencjale reprodukcyjnym i rekrutacyjnym troci, a ponadto zrezygnowały z utrzymywania troci w ośrodku w Skorzewie. Z pewnością takie posunięcie nie jest korzystne z punktu widzenia ochrony troci w zlewni jeziora Wdzydze. Dotychczasowe wspólne użytkowanie wszystkich obwodów rybackich zasiedlonych przez troć, tj. zarówno jeziora Wdzydze jak i tarlisk troci przez jednego, doświadczanego użytkownika

gwarantowało ochronę i zabezpieczało populację troci przed nieuprawnionymi i niepożądanymi działaniami przez podmioty z zewnątrz. W obecnej sytuacji, najkorzystniejszym rozwiązaniem dla ochrony troci byłoby przywrócenie obrębów ochronnych we Wdzie i Trzebiosze, oraz utworzenie takiego obrębu w Pilicy. Jednocześnie, istotne jest utrzymywanie stada hodowlanego w lokalnych warunkach zlewni jeziora Wdzydze, tak aby materiał zarybieniowy pochodził z oryginalnego stada wdzydzkiego, bez możliwości translokacji z innych, niepewnych źródeł.

Innymi ważnymi kierunkami ochrony troci powinna być dbałość o jakość wody i przeciwdziałanie skutkom obniżania się poziomu wód. Każda z badanych rzek tarliskowych (Wda, Trzebiocha, Pilica) jest narażona na spływ zanieczyszczeń. Powyżej tarlisk w górnej Wdzie potencjalnym źródłem zanieczyszczeń jest oczyszczalnia w Lipuszu. Początkowo, w pierwszych latach po oddaniu oczyszczalni w roku 2006 nastąpił wzrost liczebności narybku, jednak w późniejszym okresie, najprawdopodobniej na skutek wyższych ładunków zanieczyszczeń w efekcie rozbudowy osiedli, jego liczebność wyraźnie spadła. Do Pilicy zrzucane są oczyszczone ścieki z miejscowości Łubiana i fabryki porcelany „Lubiana”. W przeszłości, jeszcze przed wprowadzeniem troci, zrzuty ścieków z fabryki do rzeki były intensywne i doprowadziły do zeutrofizowania jeziora Sudomie. Z kolei parametry wody w tym jeziorze (termika, zakwity glonów itp.), a także okresowe zanieczyszczenia z Grzybowia, mają wpływ na położone poniżej tarliska troci w dolnym odcinku Trzebiochy.

Poza dbałością o jakość wody, istotne jest zabezpieczenie tarlisk przed spadkiem przepływów. Obok pogłębiającej się suszy która dotyka wiele regionów w Polsce w ostatnich latach, w górnych częściach systemu jeziora Wdzydze rozwija się przemysł górniczy związany z wydobywaniem piasku i żwiru. Liczne żwirownie funkcjonują i rozbudowują się głównie na obrzeżach i w obrębie zlewni Trzebiochy. Ponadto w górnych fragmentach tego dorzecza, jeszcze w 2013 roku przeprowadzono całkowitą regulację (pogłębienie) głównych cieków, tj. Borowej (górna Trzebiocha-Pilica), oraz największego jej dopływu – Czystej Wody, eliminując wprowadzaną tam wcześniej troć (Radtko i Dębowski 2016). Z pewnością wymienione działania pogłębiły proces suszy w tym obszarze oraz spadek poziomu wód w rzekach. Dla poprawy warunków wodnych na tarliskach troci jeziorowej w dorzeczu Wdy konieczne jest kompleksowe działanie, tj. zaniechanie prac melioracyjnych skierowanych na odwadnianie, oraz zwiększenie retencji korytowej poprzez rozszerzoną renaturyzację rzek tarliskowych, a także działania związane ze zwiększeniem innych form retencji w górnych obszarach dorzeczy Wdy i Trzebiochy, np. poprzez szersze zalesienia.

Wobec współcześnie zachodzących i nasilających się zmian środowiskowych, troć z jeziora Wdzydze, jako jedna z ostatnich, najliczniej zachowanych i endemicznych form

Salmo trutta w pasie pojezierzy w północnej Polsce powinna być traktowana ze szczególną troską. Jezioro Wdzydze oraz główne tarliska troci jeziorowej (poza Pilicą) znajdują się w obrębie Wdzydzkiego Parku Krajobrazowego, który mocno zaangażowany jest w ochronę troci. Z uwagi na wyjątkowość jeziora Wdzydze i jego dopływów stanowiących siedliska troci jeziorowej, w działaniach ochronnych istotna rola spoczywa na podejściu do gospodarki rybackiej w tym akwenie w odniesieniu do tej unikalnej formy *Salmo trutta*.

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-001 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowego Instytutu Badawczego

Literatura

- Borzyszkowski J. 1994 – Monografia Lipusz-Dziemiany. Zrzeszenie Kaszubsko Pomorskie. Gdańsk.
- Brzezińska W., Wrzesiński D. 2025 – Maximum river runoff in Poland under climate warming conditions – *Quaestiones Geographicae* 44(1): 85-105.
- Cios S. 2003 – Uwagi nad występowaniem pstrągów, troci, łososi i lipieni w wodach Polski w dawnych czasach – *Rocz. Nauk. PZW* 16: 17-32.
- Huusko A., Vainikka A., Syrjänen J. T., Orell P., Louhi P., Vehanen T. 2017 – Life history of the adfluvial brown trout (*Salmo trutta* L.) in eastern Fennoscandia – W: *Brown trout: Biology, ecology and management* (Red.) J. Lobón-Cervia, N. Sanz. Wiley, Hoboken, NJ: 267-295.
- Jensen H., Bøhn T., Amundsen P. A., Aspholm P. E. 2004. – Feeding ecology of piscivorous brown trout (*Salmo trutta* L.) in a subarctic watercourse – *Annales Zoologici Fennici* 41: 319-328.
- Okoniewska M., Szumińska D. 2020 – Changes in potential evaporation in the years 1952–2018 in North-Western Poland in terms of the impact of climatic changes on hydrological and hydrochemical conditions – *Water* 12(3), 877.
- Presa P., Pardo B.G., Martinez P., Bernatchez L. 2002 – Phylogeographic congruence between mtDNA and rDNA ITS markers in brown trout – *Molecular Biology and Evolution* 19: 2161-2175.
- Ptak M., Sojka M., Choiński A., Nowak, B. 2018 – Effect of environmental conditions and morphometric parameters on surface water temperature in Polish lakes – *Water* 10(5), 580.
- Radtke G. 2009 – Możliwości i metody aktywnej ochrony troci jeziorowej (*Salmo trutta* m. *lacustris*) w zlewni jeziora Wdzydze – W: *Rozród, podchów, profilaktyka ryb łososiowatych i innych gatunków* (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska, D. Ulikowski. Wyd. IRS Olsztyn: 225-242.
- Radtke G., Dębowski P. 2016 – Gniazda tarłowe troci z jeziora Wdzydze jako wskaźnik stanu jej populacji – *Rocz. Nauk. PZW* 29: 5-21.
- Radtke G., Dębowski P. 1996 – Troć z jeziora Wdzydze, *Salmo trutta* m. *lacustris* L., w latach 1951-1995 – *Zool. Pol.* 41/Suppl.: 99-104.
- Sakowicz S. 1961a – Monografia biologiczno-gospodarcza troci jeziora Wdzydze. Wstęp – *Rocz. Nauk Rol.* 93(D): 9-14.

- Sakowicz S. 1961b – Rozród troci (*Salmo trutta morpha lacustris* L.) z jeziora Wdzydze – Roczn. Nauk Rol. 93(D): 501-556.
- Sakowicz S. 1961c – Ichtyofauna potoku Trzebiocha – Roczn. Nauk Rol. 93(D): 365-386.
- Sakowicz S. 1961d – Opis potoku Trzebiocha – Roczn. Nauk Rol. 93(D): 275-284.
- Seligo A. 1902 – Die Fischgewässer der Provinz Westpreussen. Commissionsverlag von Saunier's Buch und Kunsthandlung Danzig.
- Syrjänen J. Valkeajärvi P. 2010 – Gillnet fishing drives lake migrating brown trout to near extinction in the Lake Päijänne region, Finland – Fisheries Management and Ecology 17(2): 199-208.
- Szatten D., Łaszyca E. Z., Bosino A., De Amicis M., Obodovskyi O. 2025 – Impact of Climate Conditions on the Sensitivity of Long-Term Annual River Flow in a Cascade-Dammed River System: The Brda River Case Study (Poland) – Geosciences 15(6), 197.
- Szczerbowski J.A. 1973 – Przebieg tarła troci (*Salmo trutta m. lacustris* L.) z jeziora Wdzydze w latach 1968 i 1971 – Acta Hydrobiol. 15: 321-330.
- Wrzesiński D., Marsz A., Styszyńska A., Perz A.E., Brzezińska W., Sobkowiak L. 2025 – Spatial Regularities of Changes in the Duration of Low River Flows in Poland Under Climate Warming Conditions – Water 17(2), 243.

Elektropołowy w dużych nizinnych rzekach: diagnoza problemu i propozycje zmian

Michał Nowak¹, Andrzej Kapusta²

¹Gospodarstwo Rybackie Mazanów Sp. z o.o., Mazanów 8A, 24-340 Józefów nad Wisłą,

E-mail: mikhael.nowak@gmail.com

²Zakład Ichtiologii, Hydrobiologii i Ekologii Wód,

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

Wstęp

Elektropołów, czyli połów ryb poprzez wytwarzanie w wodzie pola elektrycznego, jest relatywnie młodą techniką rybacką. Pierwsze obserwacje w tym przedmiocie czyniono w drugiej połowie XIX wieku (Baggs 1863). W Polsce pierwsze doniesienia o tych nowatorskich wówczas próbach połowu ryb prądem elektrycznym pojawiły się w dwudziestoleciu międzywojennym (Żarnecki 1930), zaś od 1950 roku prowadzono już pierwsze elektropołowy na polskich rzekach (Kołder 1951, Żarnecki, Kołder 1956, Rolik 1971). Od tamtego czasu metoda ta została gruntownie poznana i stała się podstawą połowów inwentaryzacyjnych i monitoringowych w rzekach, a w pewnym zakresie znalazła również zastosowanie w połowach gospodarczych (Penczak 1967, Dembiński i Chmielewski 1973a, 1973b, Penczak i Zalewski 1973).

Mimo już 75 lat doświadczeń z elektropołowem w Polsce wciąż jeszcze nie dopracowano się standaryzacji tej metody połowu w badaniach inwentaryzacyjnych i monitoringowych. Podręczniki metodyczne GIOŚ (Makomaska-Juchiewicz i Baran 2012, Prus i in. 2016, Prus i Adamczyk 2020) podają dość „oszczędne” wytyczne odnośnie stosowanego sprzętu i samej techniki połowów. O ile jeszcze do niedawna można to było tłumaczyć brakiem na krajowym rynku zróżnicowania w zakresie dostępnych urządzeń połowowych, o tyle obecnie jest to sytuacja bardzo niekorzystna. Poszczególni ichtiolodzy mają swoje preferencje w odnośnie urządzeń, wielkości i konfiguracji elektrod oraz techniki

wykonywania połowu. Każdy na swój sposób radzi sobie ze spotykanymi w terenie trudnościami, starając się dostosować do warunków i możliwie skutecznie i bezpiecznie wykonać połów. Niestety może to prowadzić do bardzo ograniczonej porównywalności wyników uzyskiwanych przez poszczególne zespoły na przestrzeni różnych lat. Zapewnienie porównywalności wyników, nawet w sytuacji następujących zmian technologicznych (np. wymiany stosowanych dotychczas urządzeń połowowych na inne), jest jednym z fundamentalnych warunków racjonalnego monitoringu. Bez niej połowy wykonywane w kolejnych okresach mogą być od siebie odnoszone w tylko bardzo ograniczonym stopniu. Jest to o tyle ważne, że monitoring zespołów ryb w rzekach (oraz innych zbiornikach wodnych) jest działalnością czaso-, praco- oraz kosztochłonną. Niejednokrotnie jest on finansowany ze środków publicznych, skąd wynika odpowiedzialność społeczna wykonawców monitoringu. Dlatego tym ważniejsze są optymalizacja i ujednolicenie metod połowu, umożliwiające optymalną alokację środków na badania monitorin-
gowe.

Materiał i metody

Aby zilustrować wspomniane we wstępie problemy, wykorzystano bazę monitoringu ichtiofauny rzecznej Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (GIOŚ), obejmującą 3241 elektropołówów przeprowadzonych w latach 2011–2023. Cała baza zawiera informacje dotyczące okoliczności połowu niemal 955 tys. ryb. Analizy ograniczono wyłącznie do połowów prowadzonych z łodzi (873 stanowiska, ponad 380 tys. ryb). Połowy te odbywały się na terenie całego kraju. Najwięcej stanowisk odłowiono w województwie lubelskim (11,7%), podlaskim (11,0%) i wielkopolskim (10,8%), zaś najmniej – w śląskim i opolskim (po 2,5%) oraz pomorskim (2,9%). Baza danych GIOŚ zawiera szereg zmiennych geograficznych, hydrologicznych, hydromorfologicznych oraz ichtiologicznych. Niektóre z nich są obligatoryjne dla obliczanych w ocenie stanu bądź potencjału ekologicznego wód wskaźników EFI+PL lub IBI_PL, zaś inne stanowią tylko informacje uzupełniające (Prus i in. 2016, Prus i Adamczyk 2020). Do najważniejszych z punktu widzenia oceny efektywności połowu zmiennych należą: liczba osobników poszczególnych gatunków na stanowisku, ich masa, charakterystyka morfologiczna stanowiska (szerokość i głębokość koryta) oraz przewodność wody. Oczywiście baza danych GIOŚ nie pozwala na bezpośrednie wnioskowanie o skuteczności połowu, gdyż raportowane są w niej wyłącznie dane z pojedynczego połowu. W celu oceny faktycznej skuteczności niezbędne byłoby wykonanie wyłowów następczych – najlepiej na odcinku wygrodzonym sieciami (*removal sampling*) lub znakowania i ponownych połowów (*capture-mark-recapture*). Alternatywnym rozwiązaniem może być połów ryb z łodzi w dół

rzeki do bariery elektrycznej prądu przemiennego (Mann i Penczak 1984). Niemniej, nawet wobec braku tego typu danych, bogata baza monitoringu GIOŚ pozwala na wychwycenie pewnych trendów w wykonywanych elektropołowach. W związku z różnym bogactwem gatunkowym w poszczególnych rzekach analizy oparto głównie o łączną biomasę wszystkich ryb na stanowisku. Choć taki zbiorczy wskaźnik posiada niewielkie znaczenie w monitoringu skoncentrowanym na zagrożonych gatunkach czy ocenie stanu ekologicznego, to jednak jest on fundamentem badań *stricte* ekologicznych. W dalszej kolejności przeanalizowano również dodatkowe dane odnośnie stosowanych urządzeń do elektropołowu oraz parametrów prądu (napięcie, natężenie, moc) – zwłaszcza w kontekście przewodności elektrycznej wody i zapotrzebowania na moc. Zapotrzebowania na moc (P) oszacowano według Beaumonta i in. (2005), przyjmując współczynnik mocy wynoszący 0,6:

$$P = \frac{U_{\max}^2 k_w}{0,6(R_a + R_k)}$$

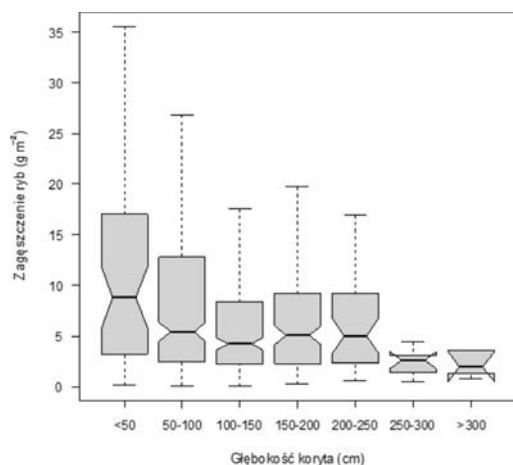
gdzie: $U_{\max}$ – napięcie szczytowe (V), k_w – współczynnik wypełnienia, R_a oraz R_k – rezystancja anody oraz katody (Ω). Pomiary natężenia pola elektrycznego w wodzie wykonywano metodą Kolza (1993).

Wyniki i dyskusja

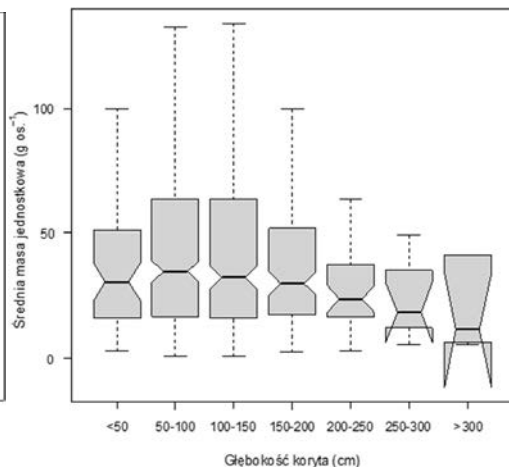
Niekorzystne warunki środowiska

Analizując wyniki monitoringu GIOŚ można zauważyć spadek skuteczności połowu (wyrażony zagęszczeniem ryb w g m^{-2} powierzchni połowu) w zależności od pewnych elementów charakteryzujących badane stanowiska. W sposób najbardziej oczywisty skuteczność ta zmniejsza się wraz ze wzrastającą głębokością koryta. Wyjątkowo wyraźny spadek ilości odławianych ryb obserwowany jest na odcinkach rzek o głębokości przekraczającej 250 cm (rys. 1). Powyżej tej wartości przeciętne zagęszczenie ryb spada ponad 2-krotnie. Przy głębokościach przekraczających 300 cm spadek jest niemal 3-krotny. Wraz ze wzrostem głębokości koryta spada również masa jednostkowa poławianych ryb (rys. 2). W sytuacji, w której realny zasięg elektropołowu nie obejmuje już całej głębokości słupa wody, połów ogranicza się do drobnych ryb szukających kryjówek tuż przy linii brzegowej.

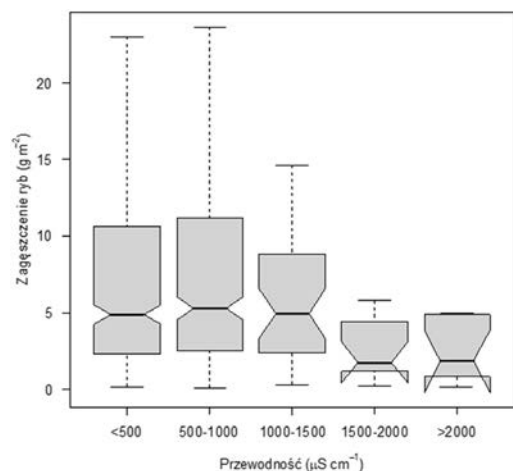
Kolejnym – kluczowym w kontekście prowadzenia elektropołowów – czynnikiem jest przewodność. Analiza bazy danych GIOŚ wykazała, że zagęszczenie odławianych ryb utrzymuje się na zbliżonym poziomie ($4,9\text{--}5,3 \text{ g m}^{-2}$) aż do przewodności $1500 \mu\text{S cm}^{-1}$, powyżej której ok. 3-krotnie spada (do poziomu $1,7\text{--}1,8 \text{ g m}^{-2}$) (rys. 3). Rozkład masy jed-



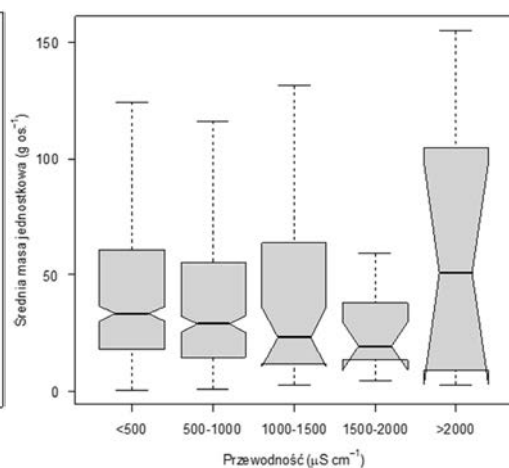
Rys. 1. Rozkład zagęszczenia ryb na stanowiskach o różnej głębokości koryta.



Rys. 2. Rozkład masy jednostkowej ryb na stanowiskach o różnej głębokości koryta.



Rys. 3. Rozkład zagęszczenia ryb na stanowiskach o różnej przewodności elektrycznej wody.



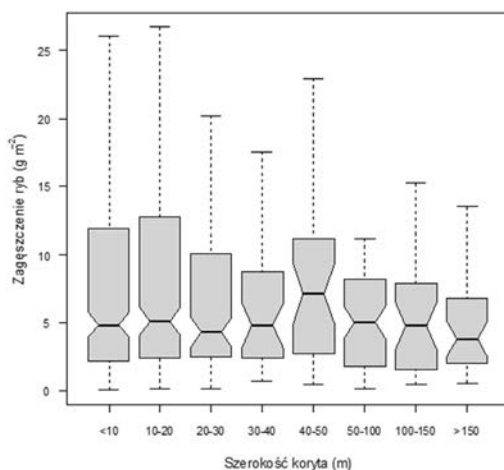
Rys. 4. Rozkład masy jednostkowej ryb na stanowiskach o różnej przewodności elektrycznej wody.

nostkowej nie tworzy spójnego obrazu (rys. 4), co może wynikać z faktu, że w najwyższej klasie przewodności ($> 2000 \mu\text{S cm}^{-1}$) odłowiono zaledwie 3% wszystkich ryb. Niemniej można przypuszczać, że wraz ze wzrostem przewodności ponad pewien poziom (ok. $1500 \mu\text{S cm}^{-1}$) łowi się coraz mniejsze ryby, a w najwyższych przewodnościach wody ($> 2000 \mu\text{S cm}^{-1}$) połowy stają się „przypadkowe”, tzn. łowi się tylko pojedyncze bardzo małe bądź bardzo duże ryby.

Co ciekawe, szerokość koryta rzeki pozostawała bez wpływu na ilość poławianych ryb (rys. 5). Choć na pierwszy rzut oka może się to wydawać mało intuicyjne, to jednak

jest całkowicie racjonalne. Niezależnie od szerokości cieku elektropołów łodziowy realizowany jest zwykle w wąskim pasie wzdłuż linii brzegowej. Tym samym połów wykonywany jest w bardzo zbliżonych typach siedlisk – bez względu na ogólny rozmiar rzeki. Tak więc kluczowymi parametrami stanowisk realnie ograniczającymi skuteczność elektropołów są: duża głębokość (> 250 cm) i wysoka przewodność ($> 1500 \mu\text{S cm}^{-1}$). Stanowiska bardzo głębokie stanowiły w dotychczasowym monitoringu ok. 1,7%, zaś stanowiska o bardzo wysokiej przewodności 3,1% wszystkich odławianych odcinków.

Kombinacja tych dwóch cech łącznie występowała bardzo rzadko (zaledwie $< 0,2\%$ wszystkich stanowisk), to jednak jest typowa dla dwóch największych polskich rzek: Wisły i Odry, regularnie wywołując frustrację wykonawców monitoringu (wliczając obu autorów tej pracy).

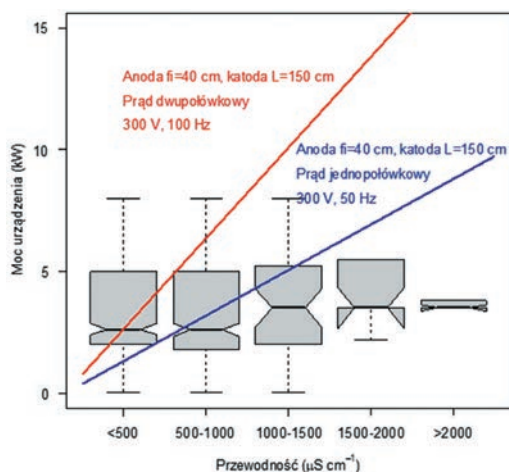


Rys. 5. Rozkład zagęszczenia ryb na stanowiskach o różnej szerokości koryta.

Zapotrzebowanie na moc a przewodność elektryczna wody

O ile omówione powyżej problemy są zasadniczo niezależne od łowiących – określone warunki po prostu zastaje się na miejscu – o tyle dalsza analiza bazy danych GIOŚ wskazała na pewne niedopatrzenia łowiących, które skutkują ograniczeniami w skuteczności połowu. Na rycinie 6 zilustrowano zapotrzebowanie na moc (kW) układu składającego się z hipotetycznego anodokasarka o średnicy 40 cm i pojedynczej katody o długości 150 cm zasilanych prądem dwu- i jednofazowym. Układ taki należy uznać za „minimalny” w połowach łodziowych (w praktyce zwykle stosuje się anodokasarki o większej średnicy). Zasilając taki zestaw elektrod – zgodnie z zaleceniami metodyki GIOŚ (Prus i in. 2016) – prądem wyprostowanym dwupołówkowo (częstotliwość impulsowania 100 Hz), w warunkach podniesionej przewodności wody bardzo szybko przekracza się jakiekolwiek realistyczne moce agregatów jednofazowych. W wodzie o przewodności $700 \mu\text{S cm}^{-1}$ taki zestaw elektrod potrzebuje niemal 5,5 kW mocy, w $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ – 7,7 kW, zaś w $1500 \mu\text{S cm}^{-1}$ – ponad 11,6 kW. Obecnie najmocniejsze jednofazowe agregaty prądotwórcze dostępne na rynku charakteryzują się mocą znamionową 5,0–5,5 kW (chwilowo pozwalają na pobór 8–10 kW). Dlatego w przypadku prądu wypro-

stowanego dwupołówkowo efektywny połów anodokasarkiem o średnicy 40 cm i stosowną do niego katodą (tzn. nie krótszą niż 150 cm) może mieć miejsce w wodach o przewodności poniżej $700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (przy zastosowaniu agregatu prądotwórczego o maksymalnej dostępnej mocy nominalnej 5,0–5,5 kW). Powyżej tej wartości lub przy użyciu agregatu charakteryzującego się mniejszą mocą pojawiają się problemy techniczne. Problemy te są tym większe, im wyższa jest przewodność wody. Do typowych objawów należą: przeciążenie i wyłączanie się agregatu oraz przegrzanie, awaryjne wyłączanie się lub uszkodzenie urządzeń pośredniczących (przystawek). W celu „obejścia” tych problemów i wykonania połów w zastanych warunkach mimo ograniczeń sprzętowych, zespoły połowowe częstokroć zmniejszają powierzchnię elektrod (podnosząc rezystancję układu) i obniżając konsumpcję mocy. Przykładowo: zmniejszenie średnicy anodokasarka z 40 do 20 cm zmniejsza zapotrzebowanie na moc w $700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ z poziomu 5,5 kW do niecałego 4,1 kW. Niestety najczęściej to nie anoda, tylko katoda zostaje zmniejszona. We wspomnianych warunkach (anoda 40 cm, przewodność $700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) skrócenie katody ze 150 do 75 cm również pozwala „zaoszczędzić” ok. 1,4 kW. Dalsze jej skrócenie do ok. 40 cm skutkuje redukcją zapotrzebowania na moc do ok. 3,2 kW. W skrajnych przypadkach znane są próby połowu katodami o długości zaledwie kilku centymetrów. Choć takie rozwiązania ad hoc niejednokrotnie pozwalają formalnie wykonać połów, to jednak znacząco negatywnie wpływają na zakres przestrzenny pola elektrycznego w wodzie (zmniejszając skuteczny zasięg) i faktycznie ograniczają skuteczność



Rys. 6. Moc urządzeń połowowych deklarowana w monitoringu GŁOŚ w zależności od przewodności wody. Liniami ciągłymi zaznaczono teoretyczne zapotrzebowanie na moc prądu dwu- (czerwony) oraz jednoipołkowego wyprostowanego (niebieski) zasilającego anodę o średnicy 40 cm i katodę o długości 150 cm.

połowu. Pewnym usprawiedliwieniem może być pojawienie się zalecania skracania katody w polskich materiałach branżowych (np. Dembiński i Chmielewski 1977). Niezależnie od tego światowa literatura dotycząca elektropółow podkreśla konieczność zachowania właściwych proporcji rezystancji anody do katody w celu zapewnienia maksymalnego bezpieczeństwa poławianych ryb. Najogólniej należy przyjąć, że długość katody powinna być zawsze większa niż długość (obwód) anody (Beaumont 2016).

Należy niestety zauważyć, że – zwłaszcza w warunkach najwyższej przewodności – połowy monitoringowe były wykonywane urządzeniami o zbyt niskiej

mocy. W bazie GIOŚ nie ma niestety informacji o charakterystyce prądu wykorzystywanego przez poszczególnych łowiących, jednak choćby pobieżna analiza rysunku 6 pokazuje, że w przewodnościach $> 1500 \mu\text{S cm}^{-1}$ stosowano sprzęt nieadekwatny do zapotrzebowania nie tylko prądu dwupołówkowego, ale i znacznie mniej „energochłonnego” prądu jednopółkowego.

Praktyczne możliwości zwiększenia skuteczności połowu

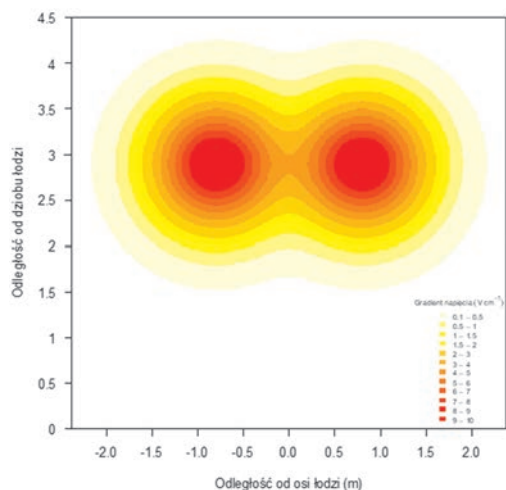
Podjęciem znacznie efektywniejszym niż zmniejszanie powierzchni elektrod jest zmiana charakterystyki przebiegu (kształtu fali) aplikowanego do wody prądu. Najprostszym rozwiązaniem jest zastosowanie prądu wyprostowanego jednopółkowo (tj. o częstotliwości impulsowania 50 Hz). Ze względu na dwukrotnie mniejszy w porównaniu do prądu dwupołówkowego współczynnik wypełnienia pozwala on na znaczną oszczędność mocy. Dlatego omawiany układ elektrod w $700 \mu\text{S cm}^{-1}$ potrzebowałby już zaledwie nieco ok. 1,6 kW, zaś w $1500 \mu\text{S cm}^{-1}$ – ok. 5,8 kW, co pozostaje na granicy możliwości najmocniejszych agregatów dostępnych na rynku. Wykorzystanie prądu jednopółkowego pozwala na zachowanie odpowiednio dużych elektrod nawet w warunkach podniesionej przewodności elektrycznej wody. Jednocześnie oba przebiegi prądu charakteryzują się takim samym napięciem szczytowym (teoretyczne $U_{\text{max}} \approx 325 \text{ V}$, w praktyce nieco niższe), co pozwala na zachowanie takiego samego zagęszczenia mocy pola wokół elektrod, pomimo zmniejszonego zapotrzebowania na moc agregatu. Jest to o tyle ważne, że wspomniane warunki (przewodność $< 1500 \mu\text{S cm}^{-1}$) dotyczą niemal 97% wszystkich stanowisk monitoringowych.

W wariantcie optymalnym winno się stosować urządzenia pośredniczące pozwalające na regulację napięcia szczytowego (U_{max}) oraz współczynnika wypełnienia (długości impulsu), co pozwala na zwiększenie powierzchni elektrod – skutkującego znacznym poszerzeniem pola elektrotaksji. Duże elektrody, wytwarzające w wodzie rozległe pole charakteryzujące się odpowiednim natężeniem (gradientem napięcia) stanowią jedyne wyjście z patowej sytuacji „trudno łownych” dużych rzek nizinnych.

Istnieje kilka technicznych możliwości realizacji tych założeń i na światowych rynkach obecne są odpowiednie urządzenia wykorzystujące różne rozwiązania. Według naszej najlepszej wiedzy na krajowym rynku brak było dotąd takiego regulowanego urządzenia (a przynajmniej nie było ono powszechnie dostępne). Dlatego latem i jesienią 2024 roku przeprowadziliśmy pierwsze tego typu próby, które wypadły bardzo obiecująco. W pilotażowych połowach zastosowano dwie anody o średnicy 60 cm – każda składająca się z 4 nierdzewnych linek o średnicy 5 mm. Linki zanurzano w wodzie na głębokość 30–70 cm. Katodę tworzyło 10 nierdzewnych linek umieszczonych na dnie



Fot. 1. Prototypowy zestaw do elektropołowu w dużych nizinnych rzekach testowany w 2024 roku.



Rys. 7. Uproszczony rozkład natężenia pola elektrycznego (V cm^{-1}) wokół dwóch anod o średnicy 60 cm. Odległość od katody (dziobu łodzi) wynosi 2,8 m, odległość między środkami anod to 1,9 m.

łodzi (fot. 1). Co do zasady jest to zestaw wzorowany na pracy Novotnego i Priegla (1974) oraz – wywodzącej się z stamtąd – standardowej amerykańskiej łodzi do elektropołowów (Bonar i in. 2009).

Taki zestaw elektrod zasilano agregatem prądowoczym o mocy znamionowej 5,5 kW wraz z własnej produkcji urządzeniem pośredniczącym, umożliwiającym regulację U_{max} w zakresie ok. 200–300 V i częstotliwości impulsowania 50 Hz. Wstępne pomiary

natężenia pola elektrycznego wokół elektrod wykazały, że wartości przekraczające $0,1 \text{ V cm}^{-1}$ udawało się uzyskać na szerokości niemal 4,5–5,0 m (rys. 7). Zwykle przyjmuje się, że od tej właśnie wartości ujawnia się zjawisko elektrotaksji (Beaumont 2016). Obserwacje prowadzone w warunkach terenowych wskazują, że efektywny zasięg elektropołowu omawianym zestawem jest nawet większy. Obserwowano wyraźną reakcję anodową z odległości $> 2,5 \text{ m}$ od skrajnych linek anody oraz z głębokości przekraczających 3,0 m. Jednocześnie regulacja napięcia oraz głębokości zanurzenia linek anody pozwoliła na

przewodzenie odłowów w bardzo szerokim zakresie przewodności wody: od $< 300 \mu\text{S cm}^{-1}$ w Sanie i Pilicy, przez $1300\text{--}1900 \mu\text{S cm}^{-1}$ w Górnej i Środkowej Wiśle po $3900 \mu\text{S cm}^{-1}$ na podkrakowskim odcinku Górnej Wisły.

Perspektywa przyszłości

O ile samo zwiększenie skuteczności połowu w rzekach o dużej głębokości i niosących wodę o bardzo wysokiej przewodności jest pocieszające samo w sobie, to jednak

nie powinno stanowić ostatecznego celu. W naszej opinii dalszy monitoring ichtiofauny winien zmierzać w stronę standaryzacji metod, pozwalającej na optymalną alokację dostępnych zasobów i zapewniającej jak największy stopień porównywalności wyników. W przypadku elektropołówów możliwą drogą jest standaryzacja w zakresie stosowanego sprzętu (wielkość i rozmieszczenie elektrod, urządzenia pośredniczące spełniające pewne minimalne wymagania, jak np. możliwość choćby podstawowej regulacji oraz monitorowania parametrów prądu) oraz samej techniki połowu (np. sposób prowadzenia łodzi, czas łowienia). Szczególnym jej aspektem mogłaby być standaryzacja mocy aplikowanej do wody (Miranda 2005), która jest już od dłuższego czasu powszechnie wdrażana w USA (Bonar i in. 2009). Są to pewne standardy, ku którym stopniowo powinniśmy jako branża zmierzać, a im wcześniej rozpoczniemy proces zmian, tym szybciej zdezaktualizujemy stwierdzenie z najważniejszych krajowych pozycji literatury ichtiologicznej: „Skuteczność klasycznych połowów elektrycznych nie jest w ogóle zbyt duża” (Demiński i Chmielewski 1973a).

Wnioski

1. W większości sytuacji, a zwłaszcza przy rutynowych inwentaryzacjach lub monitoringu, nie znajduje żadnego uzasadnienia obligatoryjne stosowanie prądu wyprostowanego dwupołówkowo. Ten rodzaj fali elektrycznej skutkuje niepotrzebnie dużym zapotrzebowaniem na moc i wymusza konieczność redukcji powierzchni elektrod, skutkując obniżeniem skuteczności połowu.
2. Dużo lepszym rozwiązaniem jest stosowanie prądu wyprostowanego jednapołówkowo (pozwala „zaoszczędzić” 50% mocy przy tej samej konfiguracji elektrod). Optymalnym rozwiązaniem byłoby wprowadzenie urządzeń pośredniczących pozwalających na jakąkolwiek regulację charakterystyki generowanych impulsów.
3. Zawsze należy stosować elektrody o możliwie największej powierzchni. W ten sposób maksymalizuje się powierzchnię efektywnego połowu i zmniejsza ryzyko uszkodzenia ryb.
4. W przypadku dużych rzek nizinnych postulujemy wprowadzenie połowu z zastosowaniem dwóch stacjonarnych elektrod składających się ze stalowych linek, jako obligatoryjnej metody połowu. Dalszym krokiem winno być ujednolicenie sprzętu, techniki połowu oraz standaryzacja mocy.

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-003 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowego Instytutu Badawczego

Literatura

- Baggs I. 1863 – Paralyzing fish, birds etc. – Patent No 2644. H. M. Stationary Office, London.
- Beaumont W.R.C. 2016 – Electricity in fish research and management. Theory and practice – John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- Beaumont W.R.C., Lee M.J., Peirson G. 2005 – The equivalent resistance and power requirements of electric fishing electrodes – *Fish. Manag. Ecol.* 12: 37-43.
- Bonar S.A., Hubert W.A., Willis D.W. (red.) 2009 – Standard methods for sampling North American freshwater fishes – *Am. Fish. Soc.*, Bethesda, Maryland.
- Dembiński W., Chmielewski A. 1973a – Połowy elektryczne. Część I. Przyrodnicze podstawy elektrycznych połowów ryb – IRS, Olsztyn.
- Dembiński W., Chmielewski A. 1973b – Połowy elektryczne. Część II. Następstwa oddziaływania pola elektrycznego na ryby i bezkręgowce zwierzęta wodne – IRS, Olsztyn.
- Dembiński W., Chmielewski A. 1977 – Dokumentacja techniczno-ruchowa zestawu klasycznego „agregat-przystawka prostownikowa” do elektrycznego połowu ryb z łodzi – IRS, Olsztyn.
- Kolz A.L. 1993 – In-water electrical measurements for evaluating electrofishing systems – U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 11.
- Kolz A.L., Reynolds J.B. 1989 – Determination of power threshold response curves – U.S. Fish and Wildlife Service Technical Report 22: 15-23.
- Kołder W. 1951 – Połowy pstrągów przy użyciu elektryczności – *Gosp. Ryb.* 5/1951: 8–11.
- Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.). 2012 – Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część III – GIOŚ, Warszawa.
- Mann R.H.K., Penczak T. 1984 – The efficiency of a new electrofishing technique in determining fish numbers in a large river in central Poland – *J. Fish Biol.* 24: 173–185.
- Miranda L.E. 2005 – Refining boat electrofishing equipment to improve consistency and reduce harm to fish – *N. Am. J. Fish. Manag.* 25: 609-618.
- Miranda L.E., Dolan C.R. 2004 – Electrofishing power requirements in relation to duty cycle – *N. Am. J. Fish. Manag.* 24: 55–62.
- Novotny D.W., Priegel G.R. 1974 – Electrofishing boats: Improved designs and operational guidelines to increase the effectiveness of boom shockers – Wisconsin Department of Natural Resources, Technical Bulletin 73.
- Penczak T. 1967 – Biologiczne i techniczne podstawy połowu ryb stałym prądem elektrycznym – *Przegl. Zool.* 11: 114–131.
- Penczak T., Zalewski M. 1973 – Efektywność połowu ryb prądem wyprostowanym pulsującym w strefach rzeki średniej wielkości oceniona metodą połowów następczych. *Acta Hydrobiol.* 15: 343–355.
- Prus P., Adamczyk M. 2020 – Ryby w rzekach – [W:] Kolada A. (red.), Przewodnik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod – Biblioteka Monitoringu Środowiska, GIOŚ: 175-220.
- Prus P., Wiśniewolski W., Adamczyk M. 2016 – Przewodnik metodyczny do monitoringu ichtiofauny w rzekach – Biblioteka Monitoringu Środowiska, GIOŚ.
- Szczerbik P. 2017 – Monitoring ichtiofauny w rzekach – problemy, błędy, niedoskonałości – *Przeg. Przyr.* 28: 224–235.
- Żarnecki S. 1930 – Połów ryb za pomocą prądu elektrycznego – *Przegl. Ryb.* 3(10): 356–359.
- Żarnecki S., Kołder W. 1956 – Ichtiofauna Wisły Śląskiej – *Biul. Zak. Biol. Wód PAN* 3: 19–45.

Odżywianie się suma europejskiego (*Silurus glanis* L., 1758) w wybranych zbiornikach zaporowych na Opolszczyźnie

Krzysztof Kozłowski¹, Agnieszka Kołosińska², Michał Zawada², Grzegorz Peczek²,
Mateusz Sobczak², Hubert Szymański², Adrian Wilman², Piotr Pieckiel³

¹Katedra Ichtiologii i Akwakultury, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

²Naukowe Koło Hydrobiologów i Rybaków, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

³Instytut Morski, Uniwersytet Morski w Gdyni

Wstęp

Sum jest największą rybą drapieżną występującą w naszych wodach. Osiąga rozmiary ponad 2 m długości i masę ponad 100 kg. W naszej strefie geograficznej gatunek ten jest endemiczny. Naturalnie zasiedlał większą część Europy z wyjątkiem Skandynawii i Półwyspu Iberyjskiego. W Polsce związany był głównie z dużymi rzekami nizinnymi, jak Wisła, Odra, Bug i Narew. Spotykany był również w niektórych jeziorach. Opracowanie w latach 90. ubiegłego wieku sztucznego rozrodu i podchowu w warunkach kontrolowanych oraz wprowadzenie nowych zasad oddania w użytkowanie obwodów rybackich, gdzie funkcjonowała zasada „wygrywa ten kto da największe nakłady na zarybienia” spowodowało zwiększenie liczebności sumów w Polsce. Gatunek ten stał się przedmiotem dość intensywnych zarybień w skali kraju. W 2012 r. około 30% uprawnionych podmiotów do rybactwa prowadziło zarybienia sumem. Wpuszczano różne sortymenty: wylęg 192 tys. szt., narybek letni 405 tys. szt., narybek jesienny 4915 kg, narybek 1+ 416 kg, kroczek 46204 kg (Mickiewicz i inni 2014). Wraz z dużymi zarybieniami nie obserwowano wysokich połowów narzędziami rybackimi suma; w 2012 r. odłowiono 1,61 t, natomiast w 2019 r. wielkość ta wyniosła 2,61 t (Wołos i in. 2013, Wołos 2020). W odłowach wędkarskich, określonych na podstawie szacunków uprawnionych do rybactwa, ilość łowionych sumów jest większa, i w 2016 roku wyniosła 70,59 t. (Wołos i in. 2016). Sum

jako przedstawiciel szczytu drabiny troficznej powinien wpływać na redukcję drobnych ryb karpiowatych, przyczyniających się do ichtioeutrofizacji. W szeroko pojętej przestrzeni medialnej, obejmującej media społeczne i fora wędkarskie, często pokutuje przekonanie o negatywnym oddziaływaniu suma na ichtiofaunę zbiorników. Przedstawiane są opinie o jego dewastacyjnym wpływie na populację cennych gatunków ryb, które są wyjadane przez tego drapieżnika. W literaturze przedmiotu jest stosunkowo mało doniesień na temat odżywiania się suma, a w szczególności dużych przedstawicieli tego gatunku. Związane to jest w dużej mierze z trudnościami w pozyskaniu dostatecznie licznych prób umożliwiających obróbkę statystyczną danych. W poniższej pracy podjęto próbę scharakteryzowania diety dużych sumów zasiedlających zbiorniki zaporowe na Opolszczyźnie.

Teren badań

Badania przeprowadzono na 4 zbiornikach zaporowych: Jezioro Nyskie, Jezioro Turawskie, zalew Brzózki i zalew Michalice, położonych w południowo-zachodniej Polsce na terenie województwa opolskiego. Zbiorniki zarządzane są przez Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Opolu. Zbiorniki charakteryzują się znacznym stopniem eutrofizacji. Możemy je podzielić na dwie grupy tj. „małe” i „duże” zbiorniki. Jezioro Nyskie położone jest na rzece Nysa Kłodzka. Powstało jako zbiornik przeciwpowodziowy. Jego powierzchnia przy pełnym poziomie wody wynosi ponad 2000 ha. Głębokość maksymalna wynosi około 14 m. Drugim zbiornikiem z grupy „dużych” jest Jezioro Turawskie. Położone jest na rzece Mała Panew, zajmuje powierzchnię ponad 2400 ha. Powstało w celu kontrolowania poziomu wody na Odrze oraz dla celów rekreacyjnych. Dodatkowo na zaporze znajduje się Mała Elektrownia Wodna. Kolejnym zbiornikiem, na którym prowadzono badania jest zalew Michalice. Jest to niewielki akwen o powierzchni 95 ha, który powstał na rzece Widawa w celach przeciwpowodziowych. Wykorzystywany jest również do celów rolniczych i energetycznych, służy także szeroko pojętej rekreacji. Zbiornik jest płytki, z maksymalną głębokością około 3 m. Najmniejszym z omawianych zbiorników jest zalew Brzózki. Zajmuje on powierzchnię 42 ha. Zlokalizowany jest na rzece Pratwa. Powstał w celach przeciwpowodziowych. Jest to płytki zbiornik z maksymalną głębokością 4 m. Zbiornik wykorzystywany jest w celach rekreacyjnych. Na wymienionych zbiornikach prowadzona jest gospodarka rybacka o modelu wędkarsko-rybackim. Eksploatacja odbywa się narzędziami wędkarskimi. Zabiegi rybackie to głównie prowadzone zarybienia. Do zbiorników wpuszczane są głównie drapieżniki: szczupak, sandacz i od niedawna sum. Dodatkowe zarybienia obejmują węgorza, lina, karasia pospolitego, jazia i karpia.

Materiał i metody

Materiał do badań pozyskano w dniach 2-8 kwietnia, 24-27 czerwca i 8-10 listopada 2024 roku. W okresie jesiennym nie przeprowadzono połowów na zbiorniku Michalice, co związane było z stwierdzeniem tam ogniska ptasiej grypy i wprowadzeniem zakazu przebywania na akwenie. Przed przystąpieniem do badań uzyskano zgodę Urzędu Marszałkowskiego w Opolu na odłów suma europejskiego *Silurus glanis* w okresie ochronnym (DWO-RRŁ.7143.2.2024.MA).

Połowy przeprowadzono zestawem wontonów (10x100 m) o wielkości oczka od 110 do 150 mm. Czas ekspozycji sieci, na każdym zbiorniku, wynosił około 12 godzin. Do badań zabierano wszystkie osobniki suma europejskiego. Pozostałe ryby, po wybraniu z wontonów i policzeniu wypuszczano z powrotem do wody.

Wszystkie złowione sumy były ważone z dokładnością do 10 g i mierzone z dokładnością do 1 cm (TL), równocześnie określano płeć ryb. Z ryb wycinano przewody pokarmowe i analizowano ich treść. Ofiary identyfikowano na podstawie cech morfometrycznych do najniższej jednostki taksonomicznej. W przypadku ryb dokonywano pomiarów długości z dokładnością do 1 cm.

Kondycję suma europejskiego (*Silurus glanis*) określono stosując współczynnik kondycji Fultona (K), który obliczono na podstawie masy ciała osobnika (kg) i długości całkowitej (cm). Wartości kondycji analizowano dla obu płci i sezonów. Przeprowadzono regresję liniową w celu zbadania zależności między wielkością ciała a współczynnikiem kondycji oddzielnie dla każdej płci i sezonu. Siłę korelacji i istotność statystyczną oceniono przy pomocy współczynnika korelacji Pearsona (r), współczynnika determinacji (R^2) oraz wartości p .

Hierarchiczną analizę klastrowania przeprowadzono z wykorzystaniem wskaźnika odmienności Braya-Curtisa, powszechnie stosowanej miary ekologicznej do ilościowego określania różnic w składzie gatunkowym na podstawie danych o liczebności. Dane dotyczące gatunków będących ofiarami zostały uporządkowane w tabeli kontyngencji, podsumowującej liczbę ofiar przypadającą na gatunek w każdym zbiorniku wodnym. Odmienności Braya-Curtisa obliczono za pomocą funkcji `vegdist()` z pakietu `vegan` w R. Następnie przeprowadzono hierarchiczną analizę aglomeracyjną za pomocą funkcji `hclust()`, stosując metodę łączenia uśrednionego.

Aby ocenić, czy skład gatunków ofiar różni się istotnie między zbiornikami wodnymi, przeprowadzono test niezależności chi-kwadrat Pearsona. Analiza oparta została na tablicy wieloznacznej (`tab_dam_prej`), która krzyżowo klasyfikowała zbiorniki wodne (zmienna `tama`) i gatunki ofiar na podstawie danych liczebności. Tabela ta przedstawiała częstość spożywania każdego gatunku ofiar w danym zbiorniku wodnym. Test chi-kwa-

drat zastosowano z wykorzystaniem funkcji `chisq.test`. W celu sprawdzenia hipotezy zerowej, że skład gatunków ofiar jest niezależny od tożsamości zbiornika wodnego.

Do zobrazowania czy wybór wielkości ofiary jest związany z wielkością ciała drapieżnika, przeprowadzono analizę korelacji między całkowitą długością osobników suma a odpowiadającą jej wielkością ofiary, uzyskaną z danych dotyczących zawartości żołądka. Obserwacje z brakującymi wartościami zostały wykluczone. Zastosowano model regresji liniowej i zwizualizowano go na wykresie punktowym z 95% przedziałem ufności. Do oceny siły i kierunku zależności wykorzystano współczynnik korelacji Pearsona i odpowiadający mu poziom istotności.

Aby ocenić sezonową zmienność wielkości ofiar spożywanych przez ryby, przeprowadzono jednoczynnikową analizę wariancji (ANOVA), wykorzystując wielkość ofiary jako zmienną odpowiedzi i sezon (sez) jako czynnik objaśniający. Zbiór danych został wstępnie przefiltrowany w celu wykluczenia brakujących wartości wielkości ofiary, co zaowocowało 101 obserwacjami. Normalność i jednorodność wariancji zostały wizualnie zweryfikowane za pomocą wykresów diagnostycznych (niepokazanych). Porównania post hoc przeprowadzono za pomocą testu HSD (Honest Significant Difference) Tukeya w celu oceny różnic parami między porami roku.

Aby ocenić, czy skład ofiar spożywanych przez ryby różni się istotnie w poszczególnych porach roku, zastosowano metodę Analizy Podobieństwa (ANOSIM). Ta nieparametryczna metoda testuje różnice w wielowymiarowym składzie ofiar w predefiniowanych grupach – w tym przypadku porach roku (sezonie). Analiza została oparta na macierzy podobieństwa Braya-Curtisa obliczonej na podstawie danych dotyczących tożsamości ofiar, a grupowanie przeprowadzono według czynnika sezonowego. Istotność obserwowanej statystyki R oceniono za pomocą permutacji przy założeniu hipotezy zerowej o braku struktury grupowej.

Wszystkie analizy przeprowadzono przy użyciu najnowszej wersji języka R, wykorzystując pakiety `tidyverse`, `ggplot2` i `stats`.

Wyniki

Łącznie odłowiono 99 sumów o masie 1159 kg. Długość złowionych sumów mieściła się w przedziale od 89 cm do 193 cm, ze średnią 114,8 cm, natomiast masa wynosiła od 5,54 kg do 48,3 kg, ze średnią 14,75 kg. Szczegółowy opis materiału badawczego zestawiono w poniższych tabelach 1-3.

Analizę składu pokarmu sumów przeprowadzono osobno dla każdego zbiornika. W okresach wiosennym i letnim większość przewodów pokarmowych była wypełniona. Jesienią udział ryb z wypełnionymi żołądkami był nieznaczny. W przewodach pokarmo-

TABELA 1

Charakterystyka złowionych sumów w poszczególnych zbiornikach w okresie wiosennym

Zbiornik	Liczebność [szt.]	Długość całkowita /t [cm]		Masa [kg]	
		zakres	średnia	zakres	średnia
Turawa	3	126 – 167	142	14,02 – 34,5	17,67
Brzózki	21	89 – 129	108	6,4 – 15,4	9,75
Michalice	10	96 – 183	134	6,7 – 36,7	18,97
Kluczbork	1	146	146	18	18
Nysa	10	104 – 193	149	9,15 – 48,3	27,5

TABELA 2

Charakterystyka złowionych sumów w poszczególnych zbiornikach w okresie letnim

Zbiornik	Liczebność [szt.]	Długość całkowita /t [cm]		Masa [kg]	
		zakres	średnia	zakres	średnia
Turawa	2	111 – 120	117	8,54 – 11,28	14,18
Brzózki	6	100- 129	112	7,1 – 14,62	10,39
Michalice	6	113 – 128	121	10,2 – 15,82	12,86
Nysa	11	104 – 125	112	8 – 15,56	10,31

TABELA 3

Charakterystyka złowionych sumów w poszczególnych zbiornikach w okresie jesiennym

Zbiornik	Liczebność [szt.]	Długość całkowita /t [cm]		Masa [kg]	
		Zakres	średnia	zakres	średnia
Turawa	8	98 – 135	118	6,36 – 16,96	11,86
Nysa	14	93 – 141	116	5,54 – 19	10,76

wych odnotowano głównie ryby, należące do 10 gatunków: leszcz, płoć, okoń, jazgarz, lin, szczupak, sandacz, węgorz, sumik karłowaty i sum. Zdecydowanym dominantem w pokarmie był leszcz. Rozpiętość wielkości ofiar była znaczna i wynosiła od 5 cm do 70 cm. W pokarmie odnotowano również ornitofaunę, bentos (małże) i raki pręgowate. Szczegółowe wyniki składu pokarmu sumów zestawiono w tabelach 4-7.

W zbiorniku Brzózki złowiono 21 sumów. 11 osobników miało pusty przewód pokarmowy. W pozostałych żołądkach stwierdzono 6 gatunków ryb: płoć, szczupak, jazgarz, leszcz, okoń i sum. W tabeli 4 zestawiono skład pokarmu poszczególnych osobników.

Hierarchiczna analiza skupień, zwizualizowana na dendrogramie, ujawnia zależności między zbiornikami wodnymi w oparciu o podobieństwo składu gatunkowego ofiar. Analizę przeprowadzono z wykorzystaniem wskaźnika odmienności Braya-Curtisa, który mierzy różnice w składzie gatunkowym między zbiornikami wodnymi. Wyniki wska-

TABELA 4

Charakterystyka ofiar suma w Jeziorze Turawskim

Lp.	Długość całkowita [cm]	Masa [kg]	Ofiary		
			gatunek	liczebność [szt.]	długość [cm]
Wiosna					
1	167	34,5	Lin	1	36
2	126	14,02	Leszcz	2	26, 38
3	135	14,5	Leszcz	3	18, 27, 32
Lato					
4	111	8,54	Sandacz	7	5 - 7
Jesień					
5	106	10,08	Płoc	1	23
			Leszcz	1	31
6	141	19	Leszcz	1	38

TABELA 5

Charakterystyka ofiar suma w zalewie Brzózki

Lp.	Długość całkowita [cm]	Masa [kg]	Ofiary		
			gatunek	liczebność [szt.]	długość [cm]
1	103	7	Płoc	1	7
2	116	12,4	Jazgarz	1	7
			Ptak	1	-
3	111	9,2	Szczupak	2	38, 41
4	116	9,9	Płoc	1	5
5	108	9,4	Leszcz	1	29
6	129	15,4	Szczupak	1	30
			Rak pręgowaty	3	
7	114	10,4	Szczupak	1	15
8	102	8,5	Sum	1	24
			Okoń	1	16
9	99	7,5	Szczupak	1	37
10	102	10,3	Ptak	1	
Lato					
11	110	12	Lin	1	37
12	100	7,46	Lin	1	30
13	100	7,1	Leszcz	1	26

zują, że niektóre zbiorniki wodne, takie jak Brzózki i Turawa, charakteryzują się bardziej podobnym składem gatunkowym ofiar, podczas gdy inne, takie jak Michalice i Nysa, wykazują wyraźniejsze różnice w rozmieszczeniu gatunków ofiar.

TABELA 6

Charakterystyka ofiar suma w zalewie Michalice

Lp.	Długość całkowita [cm]	Masa [kg]	Ofiary		
			gatunek	liczebność [szt.]	długość [cm]
1	96	6,7	Płóć	1	7
			Sumik karłowaty	2	12, 16
2	100	8,4	Płóć	16	14-21
3	126	13,17	Sumik karłowaty	3	16,18, 21
4	114	11,37	Sumik karłowaty	1	18
5	146	15,9	Skójką	1	
6	148	27,6	Leszcz	3	28, 24, 18
7	183	36,7	Sumik karłowaty	1	17
			Leszcz	3	27, 29, 38
8	150	27,4	Sumik karłowaty	1	22
9	157	28,2	Leszcz	2	27, 47
Lato					
10	128	13,36	Sumik karłowaty	2	11, 17
11	118	12,04	Leszcz	2	26, 37
12	124	15,5	Rak przegowaty	1	
			Sumik karłowaty	3	11,13, 13

Zgodnie z przeprowadzonymi badaniami skupienie zbiorników wodnych o podobnych warunkach ekologicznych sugeruje, że gatunki ofiar występujące w tych środowiskach mogą mieć wspólne czynniki ekologiczne. Ponadto, wzorzec skupień może dostarczyć informacji na temat potencjalnej roli ekologicznej tych zbiorników wodnych, w tym ich dynamiki troficznej i interakcji z gatunkami drapieżnymi.

Analiza korelacji Pearsona ujawniła zróżnicowane zależności między całkowitą długością ciała a współczynnikiem kondycji Fultona (K) u suma europejskiego w zależności od płci i pory roku. U samic nie zaobserwowano istotnej korelacji jesienią ($r = 0,00$, $R^2 = 0,00$, $p = 0,997$), natomiast wiosną i latem stwierdzono ujemne, ale umiarkowane korelacje (wiosna: $r = -0,27$, $R^2 = 0,07$, $p = 0,084$; lato: $r = -0,47$, $R^2 = 0,22$, $p = 0,013$). U samców zależność była podobnie słaba i nieistotna statystycznie jesienią ($r = -0,26$, $R^2 = 0,07$, $p = 0,423$), wyraźniejsza wiosną ($r = -0,41$, $R^2 = 0,17$, $p = 0,003$) i najsilniejsza latem ($r = 0,53$, $R^2 = 0,28$, $p = 0,005$), choć dodatnia tendencja w lecie sugeruje odmienne wzorce sezonowe między płciami. Wyniki te wskazują, że zależność między długością ciała a kondycją somatyczną nie jest jednolita i może być uwarunkowana zarówno czynnikami fizjologicznymi specyficznymi dla płci, jak i sezonowymi warunkami środowiskowymi.

Zależność między całkowitą długością ciała (cm) a współczynnikiem kondycji Fultona (K) u suma europejskiego, w podziale na płeć i sezon. Każdy panel przedstawia

TABELA 7

Charakterystyka ofiar suma w Jeziorze Nyskim

Lp.	Długość całkowita [cm]	Masa [kg]	Ofiary		
			gatunek	liczebność [szt.]	długość [cm]
1	175	38,8	Leszcz	2	46, 48
2	114	12,8	Płoć	1	19
			Leszcz	2	46, 48
3	104	9,4	Węgorz	1	72
4	106	9,15	Płoć	9	15-31
5	129	15,3	Ptāk	1	
6	167	35,7	Leszcz	2	51, 53
7	184	40,5	Leszcz	1	56
8	170	41,8	Leszcz	4	39, 42, 47, 58
9	193	48,3	Leszcz	4	38, 42, 50, 53
Lato					
10	117	10,68	Rak pręgowaty	3	
			Racicznica	12	
11	108	8	Rak pręgowaty	2	
12	110	9,76	Rak pręgowaty	3	
13	125	13	Rak pręgowaty	3	
14	104	8,94	Rak pręgowaty	2	
15	110	8,82	Rak pręgowaty	7	
16	126	15,56	Rak pręgowaty	1	
17	104	8,58	Rak pręgowaty	5	
			Leszcz	1	38
18	109	9,54	Rak pręgowaty	1	
			Węgorz	1	25
19	106	9,42	Ptāk (kaczka)	1	
Jesień					
20	107	8,56	Jazgarz	2	11
			Okoń	1	13
21	141	19	Leszcz	1	47
22	120	12,58	Płoć	1	13

odrębną płęć (K – samice, M – samce), a poszczególne punkty danych oznaczono kolorami według sezonu. Linie regresji liniowej wskazują kierunek i siłę związku między długością ciała a współczynnikiem kondycji, wraz z odpowiadającymi im współczynnikami korelacji Pearsona (r), współczynnikami determinacji (R_1) i wartościami p dla każdego sezonu. Test chi-kwadrat dał wynik wysoce istotny ($\chi^2 = 152,24$, $df = 39$, $p < 0,001$), co wskazuje na istotne zróżnicowanie składu ofiar w poszczególnych zbiornikach wodnych. Wynik ten sugeruje nielosowe wzorce wyboru ofiar w badanych lokalizacjach, co wska-

zuje na różnice ekologiczne w dostępnych zbiorowiskach ofiar lub preferencjach drapieżników co do ofiar w zależności od lokalnego środowiska.

Wykres punktowy ilustruje statystycznie istotną dodatnią zależność liniową między całkowitą długością sumy europejskiego, a wielkością połkniętej przez niego ofiary. Analiza regresji ujawnia umiarkowaną dodatnią korelację ($r = 0,56$, $p < 0,001$), co wskazuje, że większe osobniki mają tendencję do zjadania większych ofiar. Ten wzorzec sugeruje strategię drapieżnictwa uwarunkowaną rozmiarem, w której rozmiar ciała drapieżnika może ograniczać lub determinować wybór ofiary. 95% przedział ufności wokół linii regresji pokazuje solidność tej zależności u wszystkich osobników objętych próbą.

Analiza ANOSIM dała statystykę R na poziomie 0,03084 z marginalną wartością p równą 0,078, co sugeruje słabe i statystycznie nieistotne różnice w składzie ofiar między sezonami. Chociaż wartość R jest bliska zero – co wskazuje na duże pokrywanie się profili dietetycznych w różnych sezonach – wartość p zbliża się do konwencjonalnych progów istotności, co uzasadnia ostrożną interpretację. Rozkłady rang odmienności wykazały, że mediany rang wewnątrzgrupowych i międzygrupowych były niemal identyczne, co potwierdza wniosek, że sezonowa zmienność składu ofiar jest minimalna w badanym zbiorze danych. Górne kwantyle rozkładu zerowego statystyk R w permutacji przedstawiały się następująco:

90%: 0,0274, 95%: 0,0402, 97,5%: 0,0497, 99%: 0,0601.

Biorąc pod uwagę, że obserwowana wartość R (0,03084) jest tylko nieznacznie powyżej progu 90%, może to wskazywać na bardzo słaby, ale spójny wzorzec sezonowy, choć nieistotny statystycznie przy $\alpha = 0,05$.

Dyskusja

Spośród 99 złowionych osobników suma ponad połowa miała pełne przewody pokarmowe. Najniższy udział ryb z pełnymi przewodami pokarmowymi przypadają na okres jesienny, gdy temperatura wody spadła poniżej 10°C. Poza spadkiem żerowania w okresie jesiennym należy przypuszczać, że część sumów zwracała zawartość żołądka po wplątaniu się w wontony. Udział pełnych przewodów pokarmowych zależny był od techniki połowu. Wysujack (2005) stwierdził wyższy udział sumów z pełnym przewodem pokarmowym w przypadku połowów agregatem prądotwórczym niż łowionych w wontony. W tureckim zbiorniku Hirfanli na rzece Kizilirmak udział pustych przewodów pokarmowych u sumów łowionych wontonami wynosił od 8,33% w lutym 88,89% w styczniu, ze średnią w całym roku 43,83% (Dogan Bora 2003). Spektrum ofiar sumy jest szerokie. W badanych zbiornikach stwierdzono wśród ofiar sumów 10 gatunków ryb oraz raki i nie-

zidentyfikowane do gatunku ptaki. W badaniach suma z Wisły stwierdzono w przewodach pokarmowych 21 gatunków ryb z dominacją kielbja, jazgarza, uklei i płoci (Horoszewicz 1971). Podobną liczbę gatunków w diecie sumów stwierdził Diadenko (2016) w zbiorniku Kaniv na Dnieprze w Ukrainie. W jeziorze Góreckim (Czarnecki i in. 2003) stwierdzono w pokarmie płoć, okonia, jazgarza oraz kaczki i raki, które były zdecydowanym dominantem. Wielkość ofiar zwykle związana jest z wielkością drapieżnika. Stwierdzono istotną zależność pomiędzy rozmiarami sumów a wielkością ofiar. W zbiornikach na Opolszczyźnie odnotowano jedynie kilka dużych osobników, które miały w przewodach kilkucentymetrowe ofiary. Podobną zależność stwierdzono w innych zbiornikach. W przytoczonym wyżej zbiorniku zaporowym na Dnieprze wielkość ofiar wynosiła od 3 do 29 cm, przy czym badane sumy były mniejsze i mieściły się w przedziale od 65 do 79 cm. Diadenko (2016) sugeruje, że sumy, pomimo znacznej wielkości otworów gębowych, preferują małe ofiary, a analogiczne wnioski wysnuł Wysujack (2005). Autorzy ci badali jednak sumy o stosunkowo niewielkiej długości. Tanyolac (1974) badając odżywianie się suma w jeziorze Mogan stwierdził obecność dużych ofiar u sumów o długości powyżej 80 cm. Przeprowadzone badania potwierdzają dużą rozpiętość gatunkową ofiar suma, jak również presję na cenne gatunki ryb. Jednakże dominantem wśród ofiar były gatunki pospolicie występujące, jak leszcz, płoć i okoń. Niewielki udział lina w przeciwieństwie do diety suma z jezior wynika zapewne z niewielkiej ilości tego gatunku w zbiornikach zaporowych. W badaniach odnotowano dużej wielkości ofiary, których długość sięgała do 70 cm (węgorz) i ponad 50 cm (leszcze). W jednym przypadku stwierdzono w żołądku suma 4 leszcze o łącznej masie 8 kg. Wskazuje to na możliwość atakowania znacznych rozmiarów ofiar. W literaturze trudno odnaleźć prace o diecie dużych sumów. Zwykle w pracach opisana jest dieta sumów do 1 m długości. Jest to przede wszystkim wynik trudności w pozyskaniu odpowiedniej liczebności prób.

Badania współfinansowane ze środków Ministerstwa Nauki w ramach programu Regionalna inicjatywa doskonałości.

Literatura

- Diadenko A., Gurbyk A. 2016 – Spring diet trophic relationships between piscivorous fishes in Kaniv Reservoir (Ukraine) – *Folia Zoologica*, 65(1): 15-26
- Dogan Bora N., Gul A. 2004 – Feeding biology of *Silurus glanis* (L., 1758) living Hirfanli Dam Lake – *Turk J Vet Anim Sci* 28 (2004), 471-479
- Horoszewicz L. 1974 – Sum – Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, s. 190

- Mickiewicz M., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Wołos A. 2014 – Gospodarka rybacka w śródlądowych wodach płynących w 2012 r. Cz.2. Zarybienia – Komunikaty Rybackie 2: s. 24-28
- Tanyolaç, J., Karabatak, M. – Mogan Gölü'nde Biyolojik ve Hidrolojik Özelliklerinin Tespiti – Proje No: VHAG-91. TÜBİTAK. 1974, s. 23-24.
- Wołos A., Mickiewicz M., Draszkiewicz-Mioduszevska H. 2013 – Analiza jeziorowej produkcji rybackiej – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 r., Wydaw. IRS, s. 9-19
- Wołos A., Mickiewicz M., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Trella M., Czarkowski T., K., 2018 – Gospodarka rybacka w śródlądowych wodach płynących w 2016 roku. Cz. 1. Uprawnieni do rybactwa, obwody rybackie, połowy gospodarcze, zatrudnienie i połowy amatorskie – Wydaw. IRS, Komunikaty Rybackie, 1: 7-14
- Wołos A., 2020 – Wielkość i charakterystyka produkcji rybackiej w 2019 – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2019 r. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, prawne i środowiskowe. [Red.] Arkadiusz Wołos i Maciej Mickiewicz, Wydaw. IRS, s 9-20
- Wysujack K., Mehner T. 2005 – Canfeeding of European catfish prevent cyprinids from reaching a size refuge – Ecology of Freshwater Fish 2005, 14: 87-95

Catch-and-Release, czyli „Złów i Wypuść”, jako strategia zarządzania rybołówstwem rekreacyjnym i zasobami ichtiofauny

Tomasz Kajetan Czarkowski¹, Andrzej Kapusta¹, Anna Hakuć-Błażowska²,
Joanna Nowosad¹, Krzysztof Kupren²

¹Zakładu Ichtiologii, Hydrobiologii i Ekologii Wód,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

²Katedra Turystyki, Rekreacji i Ekologii, Wydział Nauk o Środowisku,
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

*“Każdy dobry wędkarz, gdy tylko złowi rybę, albo
natychmiast pozbawia ją życia jeśli jest potrzebna jako
pożywienie, albo wypuszcza ją z powrotem do wody”*

Sir Humphry Davy (1851)

Wstęp

Ze względu na fakt, iż problemy etyczne, prawne, ekologiczne, techniczne i ekonomiczno-społeczne związane z łowieniem i wypuszczaniem ryb stały się ostatnio motywem dyskusji w mediach, autorzy artykułu postanowili odnieść się do tego problemu w sposób naukowy. Postanowiliśmy zabrać głos w dyskusji, gdyż od dłuższego już czasu jako pracownicy Zakładu Ichtiologii, Hydrobiologii i Ekologii Wód Instytutu Rybactwa Śródlądowego – Państwowego Instytutu Badawczego (IRS-PIB) oraz Katedry Turystyki, Rekreacji i Ekologii Wydziału Nauk o Środowisku Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie (UWM) prowadzimy naukowe badania w tym zakresie.

Rybołówstwo oraz łowiectwo i zbieractwo należało do podstawowych zajęć zapewniających przetrwanie pierwszych ludzkich społeczności przed wykształceniem się osiadłych społeczności rolniczych. Przez lata ewolucji zachowania związane z polowaniem i łowieniem ryb zostały głęboko zakorzenione w ludzkich genach i przetrwały w nas

do dzisiaj (Johnson 1981, Buege 1996). Wydaje się, że nasze pierwotne instynkty, potrzeby i predyspozycje w zakresie łowczych zachowań wybuchają w wielu z nas na nowo z dużą siłą. Na tyle dużą, że połowy rekreacyjne na świecie uprawia już ok. 350 mln ludzi, a światowy biznes z tym związany szacuje się na ok. 190 miliardów dolarów rocznie (Arlinghaus i in. 2019, Arostegui i in. 2021), a w Polsce (ostrożnie szacując) na ponad 2,6 miliarda złotych (Czarkowski 2018). Jednakże, gdyby obecnie wszyscy ludzie łowiący rekreacyjnie, zabijali każdą rybę, szybko by ich zabrakło, szczególnie w mniejszych akwenach. Zresztą zjawisko przełowienia jest bardzo widoczne i istnieje nie tylko dzięki rybołówstwu komercyjnemu, ale zasoby ichtiofauny stają się zagrożone również przez działalność rybołówstwa rekreacyjnego, szczególnie na śródlądziu (Arlinghaus i Cooke 2009, FAO 2012).

Wraz z rosnącą w ciągu ostatnich dziesięcioleci presją ze strony wędkarzy oraz coraz większym wpływem niekorzystnych czynników na środowisko wodne i populacje ryb, Catch-and-Release (C&R) stało się szeroko praktykowaną metodą ochrony ichtiofauny oraz łowisk, a także samego rybołówstwa rekreacyjnego (fot. 1). W wielu krajach połowy C&R znalazły umocowanie w regulacjach prawnych oraz zostały zaakceptowane przez społeczność wędkarską. C&R stało się obecnie jednym z często stosowanych sposobów zarządzania zasobami ichtiofauny i łowiskami, umożliwiającymi realizację racjonalnego



Fot. 1. C&R jest już stałym elementem połowów rekreacyjnych, szczególnie ryb łososiowatych (fot. J. Kapusta).

i zrównoważonego użytkowania zasobów. Jednakże, wokół zagadnienia związanego z łowieniem i wypuszczaniem ryb narosło wiele nieporozumień, nieudomówień oraz mitów. Wszystkie one mają podłoże w ideologicznie stymulowanym, życzeniowym sposobie myślenia o rybach i wędkarzach. Omawiając to zagadnienie należy skupić się na naukowych faktach i zrozumieć czym tak naprawdę jest C&R oraz szerzej współczesne wędkarstwo.

Połowami ryb, czyli rybołówstwem człowiek zajmuje się od wieków, jednakże główne cele rybołówstwa zmieniają się w czasie. Zmiany te zauważono i ujęto w tzw. koncepcję Smitha (1986), którą następnie rozwinęli Cowx i in. (2010) i Arlinghaus i in. (2021), zakładającą, że wraz z rozwojem społeczno-gospodarczym zmieniają się cele użytkowania zasobów ichtiofauny. Jest to prawidłowość obserwowana na całym świecie, również w Polsce (Czarkowski i in. 2021, 2023, 2025) i zgodnie z nią w krajach rozwiniętych oraz rozwijających się, zasoby ryb słodkowodnych eksploatowane są już głównie w ramach rekreacyjnych połowów. Dowiedziono, że wraz ze wzrostem poziomu życia zmieniają się ogólne cele eksploatacji zasobów ryb. Połowy rekreacyjne w wodach śródlądowych w formie wędkarstwa w pewnym momencie rozwoju społeczno-gospodarczego zaczynają dominować nad połowami komercyjnymi, równocześnie zdecydowanie większego znaczenia nabiera dbałość o zasoby ryb oraz odpowiedni stan ekosystemów wodnych (Czarkowski i in. 2023). Połowy komercyjne w wodach śródlądowych tracą na znaczeniu, natomiast głównym dostawcą ryb konsumpcyjnych staje się akwakultura. Organizacja Narodów Zjednoczonych do spraw Wyżywienia i Rolnictwa FAO (2012) definiuje połowy rekreacyjne jako połowy zwierząt wodnych dodając, że połowy te: *„nie stanowią głównego sposobu zaspokajania podstawowych potrzeb żywieniowych i z reguły nie są sprzedawane oraz nie są przedmiotem obrotu”*. Przy definiowaniu tego pojęcia niektórzy badacze koncentrują się na fizjologii człowieka i według nich połowy rekreacyjne to: *„połowy zwierząt wodnych, które nie stanowią podstawowego źródła dla zaspokojenia niezbędnych potrzeb fizjologicznych jednostki”* (Arlinghaus i Cooke 2009).

Czym jest Catch-and-Release i dlaczego jest stosowane

Skoro głównym celem wędkarskich połowów rekreacyjnych coraz rzadziej jest pozyskanie pożywienia, to co w takim razie kieruje współczesnymi „rybakami rekreacyjnymi” czyli wędkarzami? Zanim jednak odpowiemy na postawione pytanie, należy wyjaśnić czym jest tytułowe Catch-and-Release. W dosłownym tłumaczeniu z języka angielskiego znaczy „złapać i wypuścić”, co w oczywistym znaczeniu dotyczy ryb. FAO (2012) C&R definiuje jako *„proces łowienia ryby, zazwyczaj przez wędkowanie i wypuszczenia jej*

żywej, a swym zakresem obejmuje zarówno prawnie wymagane wypuszczanie ryb konkretnych gatunków lub o konkretnych rozmiarach, a także łowienie i dobrowolne wypuszczanie ryb, które zgodnie z prawem wędkarz mógłby zabrać”. Określenie C&R jest czasem utożsamiane z „No Kill” (NK), choć to jednak nie jest to samo. C&R pochodzi ze Stanów Zjednoczonych w odróżnieniu od angielskiego NK i jest znacznie szerszym pojęciem wykraczającym poza ramy prostej, w zasadzie ideologicznej zasady „nie zabijaj”, promowanej swego czasu przez brytyjskich i francuskich łowców karpi.

C&R to cała dość skomplikowana strategia, niektórzy nazywają ją nawet polityką zarządzania połowami (Arlinghaus i in. 2010) oraz już integralny element zarządzania zasobami ichtiofauny stosowany w praktyce zarządzania rybołówstwem rekreacyjnym na całym świecie (FAO 2012, Brownscombe i in. 2017). Jaka jest przyczyna, że strategia ta została na stałe włączona w system zarządzania rybołówstwem rekreacyjnym i stała się tak popularna? Na to pytanie prosto i zrozumiale odpowiedzieli Bovenkerk i Braithwaite (2016) tłumacząc, że: *„...rosnąca popularność rekreacyjnego łowienia doprowadziła do problemów ze zbyt dużą liczbą wędkarzy i zbyt małą liczbą ryb, więc w interesie ochrony ryb, wędkarze je wypuszczają, aby nie zostały wytępione w konkretnym jeziorze lub rzece...”*. Celem tej strategii jest minimalizacja negatywnych skutków rybołówstwa rekreacyjnego i jego wpływu na żywe zasoby wód, poprzez ograniczenie śmiertelności połowowej, pozwalając jednocześnie zachować dość wysoki poziom presji wędkarskiej na zasoby ryb i łowiska (Czarkowski i in. 2023). Ta strategia zarządzania rybołówstwem rekreacyjnym może być nad wyraz korzystna, a w przypadkach niektórych przetłowiowych łowisk lub populacji wręcz konieczna. Istnieją łowiska, których potencjał i atrakcyjność zostały zachowane pomimo presji wędkarskiej, właśnie dzięki zastosowaniu strategii C&R (Arlinghaus i in. 2007, Kapusta i in. 2018).

W różnych krajach stosunek do C&R oraz motywacje związane z wędkarstwem mogą być różne, co oprócz wspomnianego poziomu rozwoju społeczno-gospodarczego, prawdopodobnie wynika także z odmiennych uwarunkowań historycznych i kulturowych, choć połowy typu C&R istniały i były promowane już w XIX w. (Czarkowski i in. 2021, 2025). Znany chemik i jednocześnie zapalony wędkarz Sir Humphry Davy żyjący na przełomie XVIII i XIX wieku już wtedy pisał, że: *“...każdy dobry wędkarz, gdy tylko złowi rybę, albo natychmiast pozbawia ją życia, jeśli jest potrzebna jako pożywienie, albo wypuszcza ją z powrotem do wody...”* (Humphry 1851). W zasadzie jeszcze wcześniej Walton i Cotton (1676) w swym dziele potępili właściwie nie sam połów, ale zabieranie ryb w czasie tarła: *“...zabieranie ryb w okresie tarła jest aktem przeciw naturze. Jest to jak zabranie samicy z gniazda w momencie, kiedy ona wysiaduje swe jaja. Jest to grzechem przeciw naturze...”*. Pomimo, że połowy rekreacyjne są również głęboko zakorzenione w polskiej tradycji i kulturze (Cios 2007), a motywacje polskich wędkarzy związane



Fot. 2. Młodzi wędkarze zdecydowanie chętniej stosują C&R (fot. A. Kapusta).

z rekreacją i sportem były istotne również w przeszłości, to szczegółowe analizy na temat C&R nie były wcześniej w Polsce prowadzone.

Należy podkreślić, że podstawowym elementem i zasadą połowów C&R jest działanie wędkarza w taki sposób, by zminimalizować negatywny wpływ połowu na organizm ryby, jednocześnie maksymalizując szanse ryby na przeżycie po wypuszczeniu (fot. 2). Działanie wędkarza w ramach C&R zaczyna się już w domu, gdzie w tym celu przygotowuje właściwą strategię oraz odpowiedni sprzęt. Celem wędkarza łowiącego w ramach strategii C&R, nie jest już tylko osiągnięcie jak najwyższej efektywności połowowej, ale również uzyskanie jak najniższego współczynnika negatywnego wpływu połowu na rybę.

Status i akceptacja C&R

Kwestie biologiczne, techniczne i społeczno-ekonomiczne związane z C&R szczególnie intensywnie są eksploatowane przez badaczy od kilkunastu lat. Związane jest to niewątpliwie z coraz większą presją na zasoby oraz rosnącą świadomością społeczeństwa w sprawie dobrostanu zwierząt. Podstawową i motywującą nas do pracy badawczej hipotezą (która jak na razie w pełni się potwierdza) jest twierdzenie, że współcześni polscy wędkarze chcą rekreacyjnie łowić ryby, ale niekoniecznie je zabijać, zabierać i zjadać.

Szczególnie istotne w tym zakresie jest poznanie motywów wędkowania oraz ustalenie z jakim rodzajem rybołówstwa mamy do czynienia, czy faktycznie połowy wędką są połowami rekreacyjnymi. Z przeprowadzonych badań wynika, że najważniejszy dla polskich wędkarzy jest odpoczynek nad wodą, gdyż prawie 80% ankietowanych wskazało na ten motyw wędkowania jako bardzo ważny. Ważne okazują się też walory sportowe wędkarstwa, gdyż za bardzo ważny motyw uznało je ponad 45% respondentów, a za ważny 34% (Czarkowski i in. 2021). Najmniej istotnym motywem wędkowania okazały się walory konsumpcyjne ryb oraz chęć ich spożycia, gdyż prawie 78% wędkarzy uznało

ten czynnik za mniej ważny lub zupełnie nieważny. Do podobnych wniosków w swoich badaniach doszli Skrzypczak i Karpiński (2020).

Cooke i Cowx (2004) stwierdzili, że ponad 60% ryb łowionych przez rekreacyjnych wędkarzy na świecie wraca z powrotem do wody. Sass i Shaw (2019) twierdzą, że odsetek wypuszczanych ryb drapieżnych osiągnął poziom już ponad 95% dla takich gatunków jak bass wielkogłowy *Micropterus salmoides* czy musky *Esox masquinongy*. Ostatnie, szczegółowe badania nad C&R w Polsce przeprowadzone przez IRS-PIB we współpracy z UWM w Olsztynie (Czarkowski i in. 2025) wykazały, że polscy wędkarze w zdecydowanej większości chętnie stosują C&R, gdyż prawie 49% badanych zawsze, a 44% często wypuszcza złowione ryby. Chęć wypuszczania ryb jest związana z wiekiem wędkarzy, a młodszy zdecydowanie chętniej stosują C&R (fot. 3). Zaobserwowano również, że praktyczne stosowanie C&R związane jest także z poziomem dochodów, osoby o najwyższych dochodach są najbardziej skłonne do wypuszczania złowionych ryb. Większość wędkarzy nie wykazuje również selektywności i stosuje C&R w stosunku do różnych gatunków ryb. Przykładowo polscy wędkarze deklarują zarówno wypuszczanie drapieżników, jak również gatunków nierodzimych, takich jak karp *Cyprinus carpio* czy amur *Ctenopharyngodon idella* (Czarkowski i in. 2025). Wiele wędkarzy wypuszcza również pospolite drobne ryby karpiowate, co w niektórych ekosystemach wodnych nie jest uzasadnione, zwłaszcza w kontekście używania zanęt i zachowania odpowiedniego



Fot. 3. Haki okrągłe są bezpieczne dla ryb, nawet przy połowach na żywą przynętę zahaczając się płytko nie powodując krwawienia (fot. T.K. Czarkowski).

bilansu pierwiastków biogenych (Czarkowski 2018). Takie działanie jest w naszej ocenie raczej przykładem bezmyślnego NK niż elementem przemyślanej strategii C&R.

Właściwie stosowana strategia C&R nie powinna mieć podłoża ideologicznego czy etycznego i służyć „uspokojeniu sumień” wędkarzy, ale przede wszystkim, musi mieć twarde oparcie ekologiczne i społeczno-ekonomiczne. Strategia ta ma służyć utrzymaniu lub poprawie stanu ekologicznego wód i struktury populacji ryb oraz utrzymaniu rybołówstwa na łowiskach podlegających silnej presji eksploatacyjnej. Stosowanie C&R pozwala zminimalizować wpływ rybołówstwa rekreacyjnego na łowisko przy jednoczesnym zachowaniu ważnych korzyści społecznych i ekonomicznych, jakie rybołówstwo przynosi społeczeństwu (Arlinghaus i in. 2007). Ankietowani wędkarze w zdecydowanej większości stwierdzili, że w ich opinii, stosowanie C&R wpływa na poprawę stanu zasobów ryb. W tej kwestii również istnieje podobna zależność od wieku ankietowanych. Okazuje się, że młodszy wędkarze są bardziej przekonani co do pozytywnego wpływu stosowania C&R na zasoby ryb, niż starsi (Czarkowski i in. 2025).

Polskie realia i uwarunkowania prawne

Wędkarstwo oraz kusza nie są narzędziami zarezerwowanymi jedynie dla połowów amatorskich, gdyż na świecie są z powodzeniem stosowane także w połowach komercyjnych. Podobnie, nie zawsze szeroko przyjęta jest wiedza, że na świecie rekreacyjnie łowi się również za pomocą innych narzędzi połowowych, m.in.: łuku, różnych rodzajów sieci stawnych i ciągnionych, narzędzi nakrywających, podrywających i pułapkowych, a także gołych rąk. Choć w Polsce połowy rekreacyjne w zasadzie utożsamia się z wędkarstwem, to jednak nie samo narzędzie połowu czyni z wędkarza „rybaka rekreacyjnego” lecz przede wszystkim cel, który przyświeca połowom (Czarkowski i Kapusta 2016, Czarkowski i in. 2023). Dyskutując o rozwiązaniach prawnych w zakresie wędkarstwa, w szczególności C&R, trzeba brać pod uwagę wszystkie uwarunkowania i czynniki o charakterze ekologicznym, społecznym i ekonomicznym, jakie mają lub potencjalnie mogą mieć wpływ na zagadnienie.

W Polskim systemie prawnym połowy rekreacyjne zostały nazwane „*amatorskim połowem ryb*”, który definiuje art. 7 ustawy o rybactwie śródlądowym z 18 kwietnia 1985 roku (Dz. U. z 2022 r. poz. 883) jako: „*pozyskiwanie ryb wędką lub kuszą*”. Już samo określenie i sprecyzowanie czym jest owe „*pozyskiwanie*” może być niejednoznaczne i stanowić pewien problem nawet dla prawników (Radecki 2025). Podobne stwierdzenie zostało użyte przykładowo również w ustawie z dnia 13 października 1995 roku Prawo łowieckie (Dz. U. z 2025 r. poz. 539.) Z tą subtelną różnicą, że tam przy definicji polowania opisanego jako: „*tropienie, strzelanie z myśliwskiej broni palnej, łowienie zwierzyny...*”

dodając: „...*zmierzające do wejścia w jej posiadanie*” mowa jest o pozyskaniu wraz z wejściem w posiadanie. Problem ten pozostawiamy prawnikom, gdyż nie czujemy się kompetentni go rozwiązać. Prawo jednak ma to do siebie, że nie jest ustanowione raz na zawsze i jeśli istnieją ku temu merytoryczne przesłanki można, a nawet należy je zmieniać, przystosowując do zmieniających się realiów. W Polsce prawo regulujące rybołówstwo śródlądowe, w tym połowy rekreacyjne, było wielokrotnie nowelizowane. Jednak samo zestawienie i połączenie w jednej ustawie tak różnych dziedzin jak: produkcja żywności w akwakulturze i rekreacyjne połowy wędkarskie w naturalnych ekosystemach, nie jest nowoczesnym i dobrym rozwiązaniem, dlatego wymaga zmiany.

W naszej opinii oba terminy, zarówno tzw. „*amatorski połów ryb*” jak i tzw. „*pozyskiwanie ryb*” od dawna są przestarzałe i pochodzą z poprzedniego ustroju, gdy cele rybołówstwa śródlądowego jak i poziom rozwoju społeczno-gospodarczego były zupełnie inne niż obecnie. Ciekawy jest fakt, że jeszcze wcześniejsza, przedwojenna ustawa z dnia 7 marca 1932 roku o rybołówstwie, zupełnie nie używa wspomnianych terminów, mowa jest w niej jedynie o „*sportowym połowie ryb wędką*”. Wydaje się, że termin „*pozyskiwanie*” został w tych słusznie minionych czasach wprowadzony, gdyż podobne terminy funkcjonowały np. w gospodarce leśnej (pozyskiwanie surowca drzewnego), a ryby słodkowodne w Polsce lat 80-tych traktowane były przede wszystkim jako „*surowiec*” spożywczy i przetwórczy. Być może twórcy ustawy w latach 80-tych nawet nie pomyśleli, że ryby można traktować inaczej niż tylko jako pożywienie. Opieranie się na przestarzałych, nie biorących pod uwagę współczesnych realiów rozwiązaniach prawnych, będzie rodziło coraz więcej problemów i konfliktów. W naszej opinii współczesne wędkarstwo ma już niewiele wspólnego z pierwotnym, ustawowym „*pozyskiwaniem*”, a ryby słodkowodne dawno przestały być już tylko wyłącznie „*surowcem*”.

Strategia C&R, choć dobrze uzasadniona ekologicznie, społecznie i ekonomicznie, może rodzić również inne problemy natury prawnej, przykładowo chociażby w kontekście ustawy o ochronie zwierząt (Radecki 2025). Jednakże, ustawa z dnia 21 sierpnia 1997 r. o ochronie zwierząt (Dz. U. z 2023 r. poz. 1580.) niekoniecznie jest spójna z aktualną wiedzą naukową. Ustawa ta już przecież w art. 1. zakłada, że: „*zwierzę, jako istota żyjąca, zdolna do odczuwania cierpienia, nie jest rzeczą*”, choć obecnie nie ma naukowego konsensusu potwierdzającego fakt, że ryby są zdolne do odczuwania cierpienia (Browman i in 2019, Arlinghaus i in. 2021, Hart 2023). Piszemy o tym szerzej w przedostatnim rozdziale opracowania.

Na koniec rozdziału, jeszcze jedna ważna uwaga, a w zasadzie przypomnienie tego, o czym pisaliśmy na początku opracowania. Należy pamiętać, że C&R dotyczy wszystkich wypuszczanych ryb, niezależnie czy wymagają tego przepisy prawne, związane np. z przestrzeganiem wymiarów i okresów ochronnych, czy jest to dobrowolne (Cooke

i Suski 2005, Arlinghaus i in. 2010, FAO 2012). W anglojęzycznej literaturze przewija się termin „total C&R” jako określenie regulacji prawnej, która nie zakazuje połowu, ale nakazuje wypuszczanie wszystkich złowionych ryb danego gatunku. Wprowadzanie takich regulacji może przyczynić się nie tylko do poprawy stanu zasobów ichtiofauny, ale również do rozwoju ekonomicznego związanego z rybołówstwem rekreacyjnym (Arlinghaus i in. 2010, FAO 2012).

Warunki implementacji strategii C&R

Aby strategia C&R w praktyce odniosła zakładany w teorii sukces, musi być spełnione ważne założenie, mianowicie przeżywalność ryb po wypuszczeniu powinna być wysoka (Czarkowski i in. 2023). Przeżywalność wypuszczanych ryb w dużej mierze zależy od decyzji podejmowanych przez wędkarzy zarówno przed rozpoczęciem połowu, jak też w czasie samego wędkowania i dotyczy to w szczególności doboru odpowiedniego sprzętu, metody wędkowania oraz postępowania z rybą (Czarkowski i in. 2023).

Ogólne wnioski dotyczące przeżywalności ryb w kontekście C&R, zostały zaprezentowane w przeglądowej pracy Bartholomew i Bohnsack (2005), którzy dogłębnie przebadali kilkadziesiąt różnych badań na ten temat. Średnia przeżywalność (w różnych warunkach) ryb należących do kilkudziesięciu różnych gatunków (zarówno słodkowodnych, jak i morskich) wynosiła 82%. Takie ujęcie jest oczywiście dużym uproszczeniem, gdyż istnieją spore różnice międzygatunkowe oraz wewnątrzgatunkowe uzależnione m.in. od warunków towarzyszących łowieniu ryb (np. temperatura wody, powietrza, głębokość). Dobrym przykładem jest zestawienie dwóch chętnie łowionych przez wędkarzy gatunków drapieżnych: szczupaka *Esox lucius* i sandacza *Sander lucioperca*. Pierwszy gatunek bardzo dobrze znosi C&R i przeżywalność często sięga 100% (Arlinghaus i in. 2008), natomiast przeżywalność sandacza w podobnych warunkach może już być o połowę niższa (Arlinghaus i Hallermann 2007). Badania prowadzone w IRS-PIB, głównie na rybach karpiokształtnych Cypriniformes i okoniu euroazjatyckim *Perca fluviatilis*, potwierdzają wysoką przeżywalność oraz niewielką ilość urazów powstających w czasie wędkowania (Czarkowski i Kapusta 2019a, Kapusta i Czarkowski 2022). Nawet w przypadku połowów podlodowych krótkoterminowa śmiertelność wyniosła 0,7% tylko u okoni łowionych na mormyszkę z hakiem zadziorowym (Czarkowski i Kapusta 2019b). Jednak konsekwencje C&R dla ryb mogą objawiać się również w inny sposób, np. w podlodowych połowach okonia objawy barotraumy obserwowano u 1,4% osobników (Czarkowski i Kapusta 2019b). Warto nadmienić, że ryby karpiokształtne są ciekawym obiektem badań w tym zakresie, gdyż charakteryzują się odmienną budową przedniej części układu pokarmowego, a w szczególności aparatem żującym, który najczęściej zamyka



Fot. 4. Czy współczesne wędkarstwo dalej jest tylko pozyskiwaniem ryb wędką, czy jest czymś więcej? (fot. T. Kupren).

drogę haczykom do dalszych lokalizacji i głębszych zahaczeń w czasie połowu (Kapusta i Czarkowski 2022, Czarkowski i in. 2023).

Uszkodzenia tkanek ryby najczęściej występują przy użyciu klasycznych haków zadziorowych, a rzadziej w przypadku użycia alternatywnych typów haków: okrągłych (fot. 4) i bezzadziorowych (Meka 2004, Czarkowski i Kapusta 2019a, 2019b, Kapusta i Czarkowski 2022). Należy mieć jednak świadomość, że C&R może też wpływać na późniejsze zachowania ryb, a w szczególności na ich żerowanie i wzrost. Niektóre z badań wskazują na upośledzenie żerowania (Siepker i in. 2006, Thompson i in. 2018), a inne wręcz przeciwnie, wskazują nawet na wzrost agresywności żerowania (Camar-go-dos-Santos i in. 2021). Przyjęcie strategii C&R zazwyczaj wpływa na populację poprzez minimalizowanie śmiertelności połowowej, w tym potencjalnych tarlaków, ale w niektórych warunkach może zmniejszać udział dużych ryb w populacji, na skutek wzrostu zagęszczenia (Jackson i in. 2015).

Dobrowolne wypuszczanie ryb z niewielkimi szansami na przeżycie może mijać się z celem, dlatego wędkarz przed wypuszczeniem powinien dokonać oceny szans na przeżycie każdej wypuszczanej ryby. Pomimo, że badani wędkarze w większości deklarowali, że dokonują takiej oceny, jednakże ocena ta była w większości oparta jedynie

o własne doświadczenie, tak zadeklarowało prawie 70% wędkarzy (Czarkowski i in. 2025). Polscy wędkarze w zasadzie nie znają terminu RAMP, który opisuje metodę oceny na podstawie odruchów ryby. Dosłownie termin RAMP w języku angielski to jest Reflex Action Mortality Predictors, co w języku polskim należy rozumieć jako prognozowanie śmiertelności na podstawie odruchów. RAMP pierwotnie został stworzony dla morskiego rybołówstwa komercyjnego, do oceny przeżywalności wypuszczanego przyłowu (Raby i in. 2012), to później z tej procedury zaczęło korzystać również wędkarstwo rekreacyjne (Brownscombe i in. 2017). Dla większości gatunków charakterystyczne są pewne odruchy, które wskazują na odpowiednio dobry stan organizmu. Pełna procedura oceny RAMP przewiduje badanie pięciu reakcji: VOR (Vestibular-Ocular Response – odruch przedsionkowo-gałkowy), kompleks oddechowy (regularne ruchy wentylacyjne pyska i pokryw skrzelowych), zachowanie elastyczności ciała, odpowiedź na chwyt za ogon oraz odpowiedź na zaburzenie równowagi, czyli powrót do właściwej pozycji ciała (orientacja). Dla potrzeb wędkarskich można tę procedurę uprościć i zmodyfikować. Kapusta i Czarkowski (2022) dla ryb karpiowatych zaproponowali użycie tylko trzech wskaźników (VOR, chwyt za ogon i orientacja), a całą procedurę oceny skrócili do czasu <20 s. Co ciekawe zaburzenia odruchów najczęściej występowały u ryb łowionych na klasyczne haki zadziorowe, średnio często na bezzadziorowe, a najrzadziej u ryb łowionych na haki okrągłe (Kapusta i Czarkowski 2022). Podsumowując należy zauważyć, że polscy wędkarze nie znają terminu RAMP, jednak stosują od wielu lat poszczególne wskaźniki tworzące tą procedurę.

Dla właściwej implementacji strategii C&R ważne są jeszcze dwa inne założenia: efektywność połowowa nie powinna być znacząco niższa przy stosowaniu alternatywnych rozwiązań technicznych (Czarkowski i in. 2023) oraz wiedza wędkarzy i stosowane przez nich praktyki w zakresie C&R powinny być na odpowiednim poziomie (Czarkowski i in. 2025). Jeśli chodzi o efektywność połowową mierzoną np. jako połów na jednostkę nakładu (ang. Catch Per Unit Effort, CPUE), to alternatywne i bezpieczniejsze dla ryb typy haków w większości przypadków nie powodują zmniejszenia efektywności połowu (Alós i in. 2009, Garner i in. 2016, Weltersbach i in. 2018, Czarkowski i Kapusta 2019a, 2019b, Kapusta i Czarkowski 2022).

Jeśli zaś chodzi o drugi warunek to z tym bywa już nieco gorzej. Pomimo, że zdecydowana większość badanych wędkarzy (ponad 82%) twierdziła, że stosowanie odpowiedniego sprzętu wędkarskiego zwiększa szanse przeżycia ryb i powodzenia strategii C&R, to np. pytani o barotraumę, prawie 30% ankietowanych zadeklarowało zupełny brak znajomości tego zjawiska (Czarkowski i in. 2025). Podobnie, większość wędkarzy zadeklarowała, że nie odcina linki w przypadku, gdy ryba głęboko połknie hak i trudny do usunięcia bez powodowania uszkodzeń i narażenia ryby na śmiertelność (Czarkowski

i in. 2025). Natomiast dobre praktyki wędkarskie wskazują, że w takich sytuacjach najkorzystniejszym rozwiązaniem jest wypuszczenie ryby z krótkim odcinkiem żyłki (lub innej linki) oraz haczykiem (Aalbers i in. 2004, Tsuboi i in. 2006, Fobert i in. 2009, Litt i in. 2020). Natomiast w odniesieniu do zagadnienia stosowania haków ograniczających uszkodzenia u ryb, to haki bezzadzirowe są zdecydowanie popularniejsze niż haki okrągłe w Polsce. Wielu polskich wędkarzy twierdzi, że często używa haków bezzadzirowych, natomiast prawie 40% badanych zupełnie nie zna haków typu okrągłego (Czarkowski i in. 2025). Pozytywnie natomiast można ocenić fakt, że wędkarze kończąc hol ryby najczęściej używają bezpiecznego, gumowanego podbieraka (Czarkowski i in. 2025), gdyż jest to sposób w większości bezpieczny dla ryb (fot. 5) (Barthel i in. 2003, Colotelo i Cooke 2011).

C&R a rozwój zrównoważony i dobrostan ryb

Kolejną istotną kwestią w kontekście strategii C&R jest bez wątpienia przyjęta w wielu krajach świata, a w szczególności tych bardziej rozwiniętych gospodarczo i społecznie, w tym także w Polsce, koncepcja rozwoju zrównoważonego. Zgodnie z definicją rozwój społeczeństw staje się zrównoważony, gdy: „*spełnia potrzeby obecnych pokoleń bez narażania zdolności przyszłych pokoleń do zaspokojenia własnych potrzeb*” (Brundtland 1987). Według tego poglądu przyroda i zwierzęta, choć kluczowe w całej koncepcji, mają jednak wyraźnie instrumentalną wartość dla ludzkości jako dostarczyciele różnorodnych usług ekosystemowych (Arlinghaus i Cook 2009). To podejście uwidacznia się w przedstawianych społeczno-ekonomicznych korzyściach płynących z rybołówstwa rekreacyjnego, które obejmują poprawę dobrostanu psychicznego, tworzenie więzi społecznych oraz relacji między ludźmi a naturą, oraz są źródłem umożliwiającym wielu grupom ludzi możliwość uzyskania dochodu i utrzymania (Tufts i in. 2015, Griffiths i in. 2017).

Pomimo dominującego podejścia antropocentrycznego, w wielu miejscach na świecie wędkarstwo, a w szczególności C&R, budzi wiele kontrowersji. W niektórych środowiskach, postrzegane jest jako nie tylko niewłaściwe, ale i niedopuszczalne z punktu widzenia moralnego. W krajach wysoko rozwiniętych około jedna czwarta opinii publicznej postrzega wędkarstwo sportowe jako okrutne i nieuzasadnione dręczenie ryb (Cooke i in. 2018, Arlinghaus i in. 2021). W wielu środowiskach wędkarstwo rekreacyjne, a szczególnie jego forma „dla zabawy”, tj. łowienie ryb bez celu spożycia, postrzegane jest po prostu jako moralnie niedopuszczalne, co znalazło swój wyraz np. w prawodawstwie niemieckim czy też szwajcarskim (Czarkowski i in. 2023). Bardzo często motywowani ide-

ologicznie działacze organizacji broniących praw zwierząt domagają się wręcz całkowitego zakazu połowów rekreacyjnych.

Dlatego niekiedy rekreacyjne połowy wędkarskie typu C&R są krytykowane, ponieważ przytaczane są argumenty wskazujące, że jest to metoda niehumanitarna, nie służy zdobywaniu pożywienia, a powoduje niepotrzebny stres, ból, a nawet „cierpienie” ryb (Sneddon 2006, Braithwaite 2010, Brown 2022). Natomiast wielu badaczy jako kontrargumenty podaje pozytywne skutki ekologiczne i społeczne, przewyższające ewentualne negatywne skutki etyczne, poddając też w wątpliwość zjawisko tzw. „cierpienia” ryb (Arlinghaus i in. 2007, 2021, Rose 2007, Rose i in. 2014, Key 2015, 2016, Browman i in. 2019, Hart 2023). Niektórzy naukowcy uważają za niewłaściwe nie tylko używanie pojęcia „cierpienie”, ale też słowa „ból” do opisywania zachowań i doświadczeń ryb. Według nich jest to w zasadzie tylko forma antropomorfizmu, która prowadzi do fałszywej równoważności między doświadczeniem tego co przeżywają ryby, a bólem odczuwanym przez człowieka (Rose i in. 2014, Derbyshire 2016, Browman i in. 2019, Hart 2023).

Niezależnie od przyjętego punktu widzenia zagadnienie to jest oczywiście bardzo istotne w kontekście rozważania nad C&R. Ból u większości zwierząt wnioskuje się na podstawie zachowań niewerbalnych. Niestety, dane behawioralne mogą być problematyczne, gdy wiarygodność i trafność testów behawioralnych budzi wiele wątpliwości (Key 2016, Browman i in. 2019). Trudności w formułowaniu jednoznacznych stanowisk naukowców niewątpliwie istnieją i najprawdopodobniej będą dalej występować w najbliższym czasie (Browman i in. 2019, Hart 2023). Głównym problemem jest to, że dowody muszą być interpretowane, a zbyt łatwo jest kierować się myśleniem życzeniowym i przypisywać zwierzętom niebędącym ludźmi cechy, na które, póki co, nie ma dobrze potwierdzonych dowodów (Hart 2023). Cytowany neurobiolog słusznie zauważa, że w obecnej debacie na temat bólu u ryb, racjonalna, naukowa ocena dowodów jest trudna i obciążona filozoficznymi nieporozumieniami i uprzedzeniami protagonistów (Hart 2023). Według większości badaczy nie można mówić o cierpieniu organizmu, gdy ten nie posiada tzw. świadomości. Jak na razie konkretnych i niepodważalnych dowodów na istnienie świadomości u ryb brakuje (Hart 2023). Nawet optymistyczni w tym zakresie badacze uznają, że brakuje takich dowodów, choć na potrzeby dyskusji decydują się założyć, że istnieją (Sneddon 2006, Braithwaite 2010, Brown 2022). Wiele badaczy twierdzi po prostu, że ryby nie posiadają odpowiednich struktur mózgu i nie potrafią wytworzyć świadomych doświadczeń (Rose 2007, Arlinghaus i in. 2007, Key 2015, 2016, Humphrey 2022). Na marginesie warto wspomnieć, że taka interpretacja staje się szczególnie ważna w odniesieniu do niektórych aktów prawnych, chociażby polskiej ustawy z dnia 21 sierpnia 1997 r. o ochronie zwierząt, która już przecież w art. 1. zakłada, że: „zwierzę, jako istota żyjąca, zdolna do odczuwania cierpienia, nie jest rzeczą”.

Warto również zacytować dokument FAO (2012), który stwierdza, że: „...konceptja dobrostanu ryb jest istotna niezależnie od tego, czy ryby mogą cierpieć lub odczuwać ból podczas połowu, ponieważ doświadczają reakcji stresowej na każdą formę połowu... Dlatego z pragmatycznego punktu widzenia dobrostanu ryb, który uznaje rekreacyjny połów ryb za legalną działalność człowieka, preferowane są wszelkie działania, które minimalizują lub wręcz zapobiegają stresującym sytuacjom dla ryby podczas połowu, zabicia lub C&R...”. Ciekawie do problemu zabijania lub wypuszczania ryb podeszli Bovenkerk i Braithwaite (2016), którzy zasugerowali cztery podstawowe linie rozumowania w tym zakresie: (1) ryba pragnie pozostać przy życiu; (2) coś cennego zostaje utracone, gdy ryby zostają zabite; (3) śmierć pozbawia ryby przyszłego szczęścia lub dóbr; (4) zabijanie ryb odbija się negatywnie na charakterze człowieka. Dlatego w zasadzie C&R można argumentować w taki sposób, że życie jest najważniejszym składnikiem dobrostanu ryb, a zatem metoda „złów i wypuść” ma mniejszy wpływ na dobrostan ryb niż metoda „złów i zabij” (Browman i in. 2019).

Wraz ze zmianami głównych celów rybołówstwa obserwowanych wraz z rozwojem społeczno-gospodarczym, zauważa się odchodzenie od antropocentrycznych do bardziej biocentrycznych postaw postrzegania świata. Głównym celem działalności człowieka przestaje być w pierwszej kolejności dbanie i zaspakajanie własnych egzystencjalnych potrzeb. Na znaczeniu zyskuje dobrostan poszczególnych zwierząt, całych populacji i zachowanie bioróżnorodności (Arlinghaus i in. 2021). Jednakże przedstawione powyżej tendencje zmian, w których na popularności zyskują postawy nieantropocentryczne, nie oznacza wcale, że połowy rekreacyjne, w tym również C&R, są zagrożone, a przepisy ukierunkowane na dobrostan ryb i zaprzestanie połowów powszechnie wdrażane (Czarkowski i in. 2023). Wyniki badań prowadzonych na całym świecie pokazują, że społeczeństwo póki co, cały czas postrzega rybołówstwo rekreacyjne jako akceptowalną formę rozrywki, które ma lepsze „notowania” niż rybołówstwo komercyjne (Cooke i in. 2018, Arlinghaus i in. 2021).

Podsumowanie

Obecnie C&R stanowi już stały, integralny i ważny element współczesnego rybołówstwa rekreacyjnego na świecie. Należy jednak pamiętać, że stosowanie C&R zawsze i wszędzie nie musi być konieczne, słuszne i korzystne. Wszystko zależy od warunków biologicznych, uwarunkowań ekonomiczno-społecznych oraz czynników technicznych związanych z wędkarstwem. C&R w założeniu nie jest ślepą ideologią, ale przemyślaną strategią nakierowaną na ochronę populacji ryb i ekosystemów wodnych przed przetłowieniem i degradacją. Szczęólnego znaczenia w tym kontekście nabierają

dalsze badania naukowe nad C&R oraz edukacja, zarówno wędkarzy jak i samych zarządzających rybołówstwem rekreacyjnym, w tym urzędników tworzących i nadzorujących wprowadzane prawo. Dlatego tak ważne wydają się być wszelkie działania badawcze oraz edukacyjne w tym zakresie, które powinny być finansowane przez Państwo oraz instytucje zarządzające gospodarką rybacko-wędkarską. Pomimo niewątpliwie istniejących moralno-etycznych kontrowersji związanych z C&R, ten rodzaj połowów rekreacyjnych w wielu przypadkach uzasadniony jest korzyściami ekologicznymi i społeczno-ekonomicznymi. Może także służyć minimalizowaniu potencjalnych konfliktów między użytkownikami zasobów oraz ułatwić drogę do zrównoważonego zarządzania rybołówstwem.

Browning i Birch (2022) sugerują, że eksploatacja żywych organizmów, w tym zasobów ryb, powinna opierać się, przede wszystkim, na analizie kosztów i korzyści, w której porównujemy straty wyrządzone światu nie-ludzkiemu z korzyściami dla ludzi wynikającymi z tej eksploatacji. W naszej ocenie korzyści zarówno ekologiczne, jak również społeczno-ekonomiczne płynące z właściwie wdrażanej i stosowanej strategii C&R przewyższają ewentualne koszty.

Na koniec powyższych rozważań nasuwa się pewien wniosek, a w zasadzie dwa pytania: czy współczesne wędkarstwo jest nadal tylko „pozyskiwaniem ryb wędką”? (fot. 6). Czy wobec postępującej globalizacji i dynamicznie zachodzących zmian ekologicznych, społecznych i ekonomicznych, polska ustawa o rybactwie śródlądowym z 1985 roku przystaje jeszcze do dzisiejszych realiów? Być może warto zastanowić się nad wprowadzeniem nowych, lepszych, rozwiązań systemowych i prawnych, które z jednej strony zagwarantują społeczeństwu możliwość korzystania z zasobów wód otwartych, w tym wypoczynku i rekreacji, bez większego zakłócania równowagi ekologicznej naturalnych ekosystemów wodnych. Z drugiej strony rozwiązania te powinny zapewniać rozwój nowoczesnej akwakultury, która już staje się istotnym elementem produkcji żywności i zachowania bezpieczeństwa żywnościowego Państwa. Zdrowa żywność wysokiej jakości oraz wypoczynek, rekreacja i sport, to dwa elementy niezbędne dla dobrostanu człowieka, które jednak ciężko pogodzić, łącząc produkcję żywności z rekreacją w ramach tych samych działań i rozwiązań prawnych.

Badania przeprowadzono w ramach zadania statutowego Z-003 Instytutu Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowego Instytutu Badawczego

Literatura

- Aalbers S.A., Stutzer G.M., Drawbridge M.A. 2004 – The effects of catch-and-release angling on the growth and survival of juvenile white seabass captured on offset circle and J-type hooks – N. Am. J. Fish. Manage. 24, 793–800.
- Alós J., Mateu-Vicens G., Palmer M., Grau A.M., Cabanellas-Reboredo M., Box A. 2009 – Performance of circle hooks in a mixed-species recreational fishery – J. Appl. Ichthyol. 25: 565–570.
- Arlinghaus R., Abbott J.K., Fenichel E.P., Carpenter S.R., Hunt L.M., Alós J., Klefoth T., Cooke S.J., Hilborn R., Jensen O.P., Wilberg M.J., Post J.R., Manfredo M.J. 2019 – Opinion: governing the recreational dimension of global fisheries – Proc Natl Acad Sci USA 116: 5209–5213.
- Arlinghaus R., Cooke S.J. 2009 – Recreational fisheries: socioeconomic importance, conservation issues and management challenges. W: Recreational hunting, conservation and rural livelihoods: science and practice (red. B. Dickson, J. Hutton, W.M. Adams) – Blackwell Publishing Ltd., Oxford: 39–58.
- Arlinghaus R., Matsumura S., Diekmann U. 2010 – The conservation and fishery benefits of protecting large pike (*Esox lucius* L.) by harvest regulations in recreational fishing – Biol. Conserv. 143: 1444–1459.
- Arlinghaus R., Cooke S.J., Lyman J., Policansky D., Schwab A., Suski C., Sutton S.G., Thorstad E.B. 2007 – Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: an integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives – Rev. Fish. Sci. 15: 75–167.
- Arlinghaus R., Schwab A., Riepe C., Teel T. 2012 – A primer on anti-angling philosophy and its relevance for recreational fisheries in urbanized societies – Fisheries 37(4): 153–164. doi:10.1080/03632415.2012.666472.
- Arlinghaus R., Aas Ø., Alós J., Arismendi I., Bower S., Carle S., Czarkowski T.K., Freire K.M.F., Hu J., Hunt L., Lych R., Kapusta A., Salmi P., Schwab A., Tsuboi J., Trella M., McPhee D., Potts W., Wolos A., Yang Z. 2021 – Global Participation in and Public Attitudes Towards Recreational Fishing: International Perspectives and Developments – Rev. Fish. Sci. Aquac. 1: 58–95. DOI: 10.1080/23308249.2020.1782340.
- Arlinghaus R., Klefoth T., Kobler A., Cooke S.J. 2008 – Size selectivity, injury, handling time, and determinants of initial hooking mortality in recreational angling for northern pike: the influence of type and size of bait – North Am. J. Fish. Manage. 28: 123–134. <https://doi.org/10.1577/M06-263.1>.
- Arlinghaus R., Hallermann J. 2007 – Effects of air exposure on mortality and growth of undersized pikeperch, *Sander lucioperca*, at low water temperatures with implications for catch-and-release fishing – Fish Manag Ecol 14:155–160.
- Arostegui M.C., Anderson C.M., Benedict R.F., Dailey C., Fiorenza E.A., Jahn A.R. 2021 – Approaches to regulating recreational fisheries: balancing biology with angler satisfaction – Rev Fish Biol Fisheries 31:573–598. <https://doi.org/10.1007/s11160-021-09662-y>.
- Barthel B., Cooke S., Suski C., Philipp D. 2003 – Effects of landing net mesh type on injury and mortality in a freshwater recreational fishery – Fish. Res. 63: 275–282.
- Bartholomew A., Bohnsack J.A. 2005 – A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves – Rev. Fish Biol. Fish. 15: 129–154.
- Bovenkerk B., Braithwaite V. 2016 – Beneath the surface: killing of fish as a moral problem. In The End of Animal Life: A Start for Ethical Debate: Ethical and Societal Considerations on Killing Animals, pp. 225–250. Ed. by F. L. B. Meijboom and E. N. Stassen – Wageningen Academic Publishers, Wageningen, 272 p.

- Braithwaite V. 2010 – Do fish feel pain? Oxford (UK): Oxford Unity Press, 194 p.
- Browman H. I., Cooke S. J., Cowx I. G., Derbyshire S. W., Kasumyan A., Key B., Rose J.D., Schwab A., Skiftesvik A.B., Stevens E.D., Watson C.A., Arlinghaus R. 2019 – Welfare of aquatic animals: Where things are, where they are going, and what it means for research, aquaculture, recreational angling, and commercial fishing – ICES J. Mar. Sci. 76(1): 82-92.
- Brown C. 2022 – Sentience politics: A fishy perspective – ASent. 31(4): 406.
- Browning H., Birch J. 2022 – Animal sentience – Philos. Compass. 17, e12822. <https://doi.org/10.1111/phc3.12822>.
- Brownscombe J.W., Danylchuk A.J., Chapman J.M., Gutowsky L.F.G., Cooke S.J. 2017 – Best practices for catch-and-release recreational fisheries – angling tools and tactics – Fish. Res. 186: 693-705. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.04.018>.
- Brundtland G. 1987 – Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future – United Nations General Assembly document A/42/427.
- Camargo-dos-Santos B., Rossi, V.S., Gonçalves B.B., Leutz J. de A.C.M., Giaquinto P. C., Zanuzzo F.S. 2021 – The impact of catch-and-release on feeding responses and aggressive behavior in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) – Mar. Freshw. Behav. Physiol. 54: 133-148. doi: 10.1080/10236244.2021.1953380.
- Buege D. J. 1996 – The ecologically noble savage revisited – Env. Ethics. 18: 71-88.
- Cios S. 2007 – Ryby w życiu Polaków od X do XIX w. – Wyd. IRS, Olsztyn, 252 p.
- Colotelo A.H., Cooke S.J. 2011 – Evaluation of common angling-induced sources of epithelial damage for popular freshwater sport fish using fluorescein – Fish. Res. 109: 217-224.
- Cooke S.J., Cowx I.G. 2004 – The role of recreational fisheries in global fish crises – BioScience 54: 857-859.
- Cooke S.J., Suski C.D. 2005 – Do we need species-specific guidelines for catch-and-release recreational angling to conserve diverse fishery resources? – Biodiversity Conserv. 14: 1195-1209.
- Cooke S.J., Twardek W.M., Lennox R.J., Zoldero A.J., Bower S.D., Gutowsky L.F.G., Danylchuk A.J., Arlinghaus R., Beard D. 2018 – The nexus of fun and nutrition: Recreational fishing is also about food – Fish Fish 19: 201-224.
- Cowx I.G., Arlinghaus R., Cooke S.J. 2010 – Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland waters – J Fish Biol. 76(9): 2194-2215. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02686.x.
- Czarkowski T.K. 2018 – Panie tu nie ma ryb, czyli słów kilka do przyjaciół wędkarzy – Komun. Ryb. 6: 26-34.
- Czarkowski T.K., Kapusta A. 2016 – Wędkarstwo czy rybołówstwo? W: Rybactwo i wędkarstwo w 2015 roku (red. M. Mickiewicz i A. Wołos) – Wyd. IRS, Olsztyn: 63-87.
- Czarkowski T.K., Kapusta A., 2019a – The impact of angling experience on the efficiency of float fishing using different hook types – Fish. Aquat. Life 27: 41-46.
- Czarkowski T.K., Kapusta A. 2019b – Catch-and-release ice fishing with a mormyshka for roach (*Rutilus rutilus*) and european perch (*Perca fluviatilis*) – Croat. J. Fish. 77: 235-242. DOI: 10.2478/cjf-2019-0017.
- Czarkowski T.K., Kapusta A., Nowosad J., Hakuć-Błażowska A., Duda A., Kupren K. 2025 – Catch-And-Release Fishing: A Case Study in Poland – Water 17, 1448. <https://doi.org/10.3390/w17101448>.
- Czarkowski T.K., Kupren K., Hakuć-Błażowska A., Kapusta A. 2023 – Fish Hooks and the Protection of Living Aquatic Resources in the Context of Recreational Catch-and-Release Fishing Practice and Fishing Tourism – Water 15, 1842. <https://doi.org/10.3390/w15101842>.

- Czarkowski T.K., Wołos A., Kapusta A. 2021 – Socio-economic portrait of Polish anglers: implications for recreational fisheries management in freshwater bodies – *Aquat. Living Resour.* 34, 19. <https://doi.org/10.1051/alr/2021018>.
- Derbyshire S. W. G. 2016 – Fish lack the brains and psychology for pain. Commentary on Key on Fish Pain – *ASent.* 2016: 025.
- FAO 2012 – Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 13. Recreational Fisheries – FAO, Rome, 176 p.
- Fobert E., Meining P., Colotelo A., O'Connor C., Cooke S.J. 2009 – Cut the line or remove the hook? An evaluation of sublethal and lethal endpoints for deeply hooked bluegill – *Fish. Res.* 99: 38-46.
- Garner S.B., Dahl K.A., Patterson W.F. III. 2016 – Hook performance and selectivity of Eurasian perch, *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758) in the Åland Archipelago, Finland – *J. Appl. Ichthyol.* 32, 1065-1071.
- Griffiths S.P., Bryant J., Raymond H.F., Newcombe P.A. 2017 – Quantifying subjective human dimensions of recreational fishing: Does good health come to those who bait? *Fish Fish.* 18: 171-184.
- Hart P.J.B. 2023 – Exploring the limits to our understanding of whether fish feel pain – *J. Fish Biol.* 102: 1272-1280.
- Humphrey N. 2022 – *Sentience. The invention of consciousness* – Oxford University Press, Oxford, 243 p.
- Humphry D.B. 1851. *Salmonia; or, days of fly fishing. In a Series of Conversations.* Fourth edition – John Murray, Albemarle Street London, 307 p.
- Jackson J.R., Einhouse D.W., VanDeValk A.J., Brooking T.E. 2015 – Year-class production of black bass before and after opening of a spring catch-and-release season in New York: case studies from three lakes. In: Tringali, M.D., Long, J.M., Birdsong, T.W., Allen, M.S. (Eds.), *Black Bass Diversity: Multidisciplinary Science for Conservation* – *Am. Fish. Soc. Symp.* 82: 181–191.
- Johnson E. 1981 – Animal Liberation versus the Land Ethic. *Env. Ethics* 3: 265-273.
- Kapusta A., Czarkowski T.K. 2016 – Gospodarka rybacka w jeziorach lobeliowych – W: (red.) K. Bociąg, D. Borowiak, *Jeziora lobeliowe w drugiej dekadzie XXI wieku. Program kompleksowej ochrony jezior lobeliowych w Polsce. Etap 1. Podstawy, modelowe rozwiązania* – FRUG, Gdańsk: 161-169.
- Kapusta A., Czarkowski T.K. 2022 – Influence of hook type on performance, hooking location, injury, and reflex action mortality predictors in float recreational angling for cyprinids: A case study in northeastern Poland – *Fish. Res.* 254, 106390. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106390>.
- Kapusta A., Czarnecki B., Czarkowski T.K. 2018 – Wymiary ochronne ryb w ujęciu populacyjnym, ekologii ryb oraz oczekiwaniach wędkujących. W: *Działania prośrodowiskowe w racjonalnej gospodarce rybackiej* (Ed. A. Wołos) – Wyd. IRS, Olsztyn: 69-79.
- Key B. 2015 – Fish do not feel pain and its implications for understanding phenomenal consciousness – *Biol Philos.* 30:149–165. doi:10.1007/s10539-014-9469-4.
- Key B. 2016 – Why fish do not feel pain. *ASent* 3. DOI 10.51291/2377-7478.1011.
- Litt M.A., Etherington B.S., Lee F.G. Gutowsky L.F.G., Nicolas W.R., Lapointe N.W.R., Cooke S.J. 2020 – Does catch-and-release angling pose a threat to American eel? A hooking mortality experiment – *Endang Species Res.* 41: 1-6 <https://doi.org/10.3354/esr01002>.

- Meka J.M., 2004 – The influence of hook type, angler experience, and fish size on injury rates and the duration of capture in an Alaskan catch-and-release rainbow trout fishery – *N. Am. J. Fish. Manage.* 24: 1309–1321.
- Raby G.D., Donaldson M.R., Hinch S.G., Patterson D.A., Lotto A.G., Robichaud D., English K.K., Willmore W.G., Farrell A.P., Davis M.W. 2012 – Validation of reflex indicators for measuring vitality and predicting the delayed mortality of wild coho salmon bycatch released from fishing gears – *J. Appl. Ecol.* 49: 90-98.
- Radecki W. 2025 – Wędkowanie w formule „No-kill” – *Przeg. Ryb.* 3: 36-38.
- Rose J.D. 2007 – Anthropomorphism and ‘mental welfare’ of fishes – *DAO* 75: 139-154.
- Rose J.D., Arlinghaus R., Cooke S.J., Diggles B.K., Sawynok W., Stevens E.D., Wynne C.D.L. 2014 – Can fish really feel pain? – *Fish Fish.* 15: 97–133. doi:10.1111/faf.12010.
- Sass G.G., Shaw S.L. 2019 – Catch-and-Release Influences on Inland Recreational Fisheries – *Rev. Fish. Sci. Aquac.* DOI: 10.1080/23308249.2019.1701407.
- Siepkier M.J., Ostrand K.G., Wahl D.H. 2006 – Effects of angling on feeding by largemouth bass – *J Fish Biol.* 69: 783-793. doi:10.1111/j.1095-8649.2006.01149.x.
- Skrzypczak A.R., Karpiński E.A. 2020 – New insight into the motivations of anglers and fish release practices in view of the invasiveness of angling – *J. Environ. Manag.* 2020, 271, 111055.
- Smith C.L. 1986 – The life cycle of fisheries – *Fisheries* 11: 20-25.
- Sneddon L.U. 2006 – Ethics and welfare: pain perception in fish – *B Eur Assoc Fish Pat.* 26: 6–10.
- Thompson M., Van Wassenbergh S., Rogers S.M., Seamone S.G., Higham T.E. 2018 – Angling-induced injuries have a negative impact on suction feeding performance and hydrodynamics in marine shiner perch, *Cymatogaster aggregate* – *J. Exp. Biol.* 221. doi: 10.1242/jeb.180935.
- Tsuboi J.I., Morita K., Ikeda H. 2006 – Fate of deep-hooked white-spotted charr after cutting the line in a catch-and-release fishery – *Fish. Res.* 79: 226-230.
- Tufts B.L., Holden J., DeMille M. 2015 – Benefits arising from sustainable use of North America’s fishery resources: Economic and conservation impacts of recreational angling – *Int. J. Environ. Stud.* 72: 850-868.
- Walton I., Cotton Ch. 1676 – *The Universal Angler* – Wyd. Marriott i Brome, London.
- Weltersbach M.S., Strehlow H.V., Ferter K., Klefoth T., De Graaf M., Dorow M., 2018 – Estimating and mitigating post-release mortality of European eel by combining citizen science with a catch-and-release angling experiment – *Fish. Res.* 201: 98-108. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.01.010>.

Zintegrowana technologia produkcji okonia

*Sławomir Krejszeff¹, Daniel Źarski², Jarosław Król³, Katarzyna Palińska-Źarska⁴,
Piotr Hliwa⁵, Krzysztof Kupren⁶*

¹Zakład Bioekonomiki Rybactwa,

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

²Zakład Biologii Gamet i Zarodka,

Instytut Rozrodu Zwierząt i Badań Żywności Polskiej Akademii Nauk w Olsztynie

³Zakład Hodowli Ryb Łososiowatych,

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

⁴Zakład Ichtiologii, Hydrobiologii i Ekologii Wód,

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

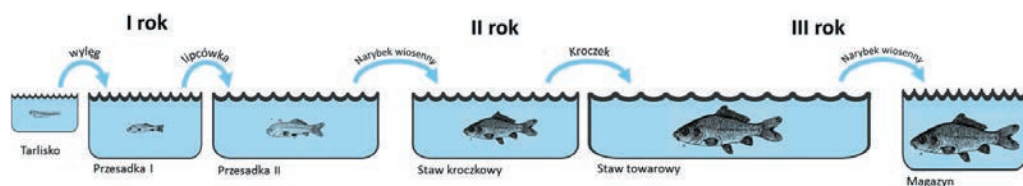
⁵Katedra Ichtiologii i Akwakultury, Wydział Bioinżynierii Zwierząt, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

⁶Katedra Turystyki, Rekreacji i Ekologii, Wydział Geoinżynierii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Wstęp

Technologia produkcji ryb w stawach ziemnych, gdzie utrzymywany jest niewielki przepływ wody, opiera się w zdecydowanym stopniu na tradycyjnym, ekstensywnym chowie monokultury karpia. Do końca lat 70. XX wieku technologia ta bazowała na materiale obsadowym uzyskiwanym w wyniku tarła naturalnego prowadzonego w niewielkich, płytkich stawach służących do prowokowania spontanicznego rozrodu, z których odławiane larwy przenoszono do nieco większych stawów (przesadek I). W dalszych etapach chowu wykorzystywano natomiast kolejne kategorie stawów (przesadki typu II, kroczkowe, towarowe) dostosowane do zróżnicowanych wymagań i wielkości ryb (rys. 1).

Tradycyjna technologia chowu karpia limitowana jest przez niską efektywność produkcji materiału obsadowego, z uwagi na niewielką możliwość kontroli tarła naturalnego i uzależnienie tego etapu produkcji od warunków atmosferycznych. Dlatego też, w ostatnich czterech dekadach coraz więcej gospodarstw w Europie, jak również w Polsce, zaczęło wdrażać w praktyce kontrolowany rozród przy użyciu wspomaganie hormonalnego



Rys. 1. Schemat tradycyjnego systemu chowu karpia wg Dubisza.

(Horvath i in. 2015). Pozwoliło to m.in. na zwiększenie kontroli nad procesem rozrodu ryb oraz na precyzyjne planowanie terminu tarła. To z kolei przyczyniło się do zmniejszenia kosztów produkcji i w efekcie zwiększenia konkurencyjności takich gospodarstw na rynku. Wiele gospodarstw w pewnym stopniu uwolniło swój potencjał produkcyjny, dotyczący zarówno tarłisk, jak również stawów przesadkowych, często obecnie nie wykorzystywanych w produkcji. Natomiast dalszy postęp w technologii produkcji karpia, np. poprzez wykorzystywanie recyrkulacyjnych systemów akwakulturowych (RAS) potencjalnie stwarza jeszcze większe możliwości poprawy efektywności podmiotów rybackich, poprzez produkcję ryb dodatkowych (w tym wysoko cenionych ryb drapieżnych).

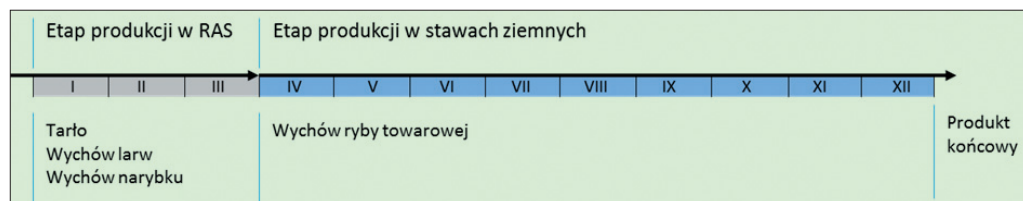
Spośród ryb drapieżnych, jednymi z najbardziej cenionych, osiągających wysokie ceny rynkowe (w Polsce i zagranicą) są ryby okoniowate (sandacz i okoń). W ostatnich latach to właśnie te dwa gatunki stały się najpopularniejszymi taksonami wskazywanymi jako najlepsze do dywersyfikacji słodkowodnej akwakultury (Policar i in. 2019). Warto w tym miejscu zaznaczyć, że to właśnie dywersyfikacja produkcji na śródlądziu w oparciu o gatunki wysoko cenione przez konsumentów, jest priorytetem rozwoju sektora akwakultury w skali całej Unii Europejskiej.

W przypadku hodowli okoniowatych najefektywniejszą metodą jest ich produkcja w RAS, uwzględniająca wysoką (22-25°C), stałą temperaturę, odpowiednią ilość tlenu rozpuszczonego w wodzie oraz podawanie rybom wysokiej jakości paszy komponowanej. W takich warunkach można uzyskać rybę handlową w czasie krótszym niż rok (w przypadku okonia) lub mniej niż w dwa lata (w przypadku sandacza). Jednak technologia produkcji w RAS, pomimo dużych perspektyw jest wciąż metodą, do której inwestorzy podchodzą z dystansem. Wynika to z kilku czynników, takich jak: (1) wysokie koszty początkowe (budowa fermy od podstaw); (2) długi okres zwrotu inwestycji (pierwszy przychód dopiero po 5-6 latach); (3) konieczność zatrudnienia wykwalifikowanej kadry; (4) wysokie koszty produkcji (głównie koszty paszy, robocizny i energii elektrycznej). Wymienione elementy sprawiają, że technologia tego typu rozwijana jest przede wszystkim w krajach wysoko rozwiniętych (Francja, Niemcy, kraje Beneluksu, Irlandia, Dania). Obecnie w Polsce istnieje kilka firm rozpoczynających hodowlę okoniowatych w RAS, jednakże żadna z nich nie utrzymuje stałego poziomu produkcji, jak również brak jest

danych dotyczących podstawowych wskaźników pozwalających na rzetelne szacowanie ekonomicznej opłacalności takiego przedsięwzięcia.

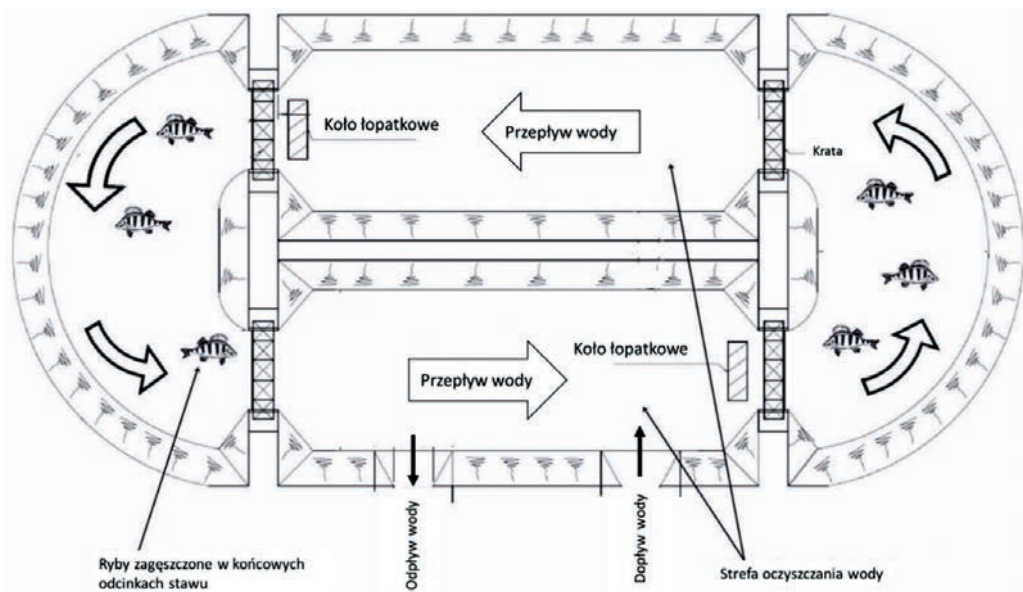
Czynniki ograniczające dynamiczny rozwój technologia produkcji w RAS do produkcji ryb okoniowatych, wymusiły poszukiwania alternatywnych metod umożliwiających obniżenie kosztów. Z tego powodu, w Irlandii wdrożono technologię produkcji okonia bazującą na produkcji materiału obsadowego w RAS, a następnie transferowanie tych ryb do stawów ziemnych, gdzie odbywa się ich tucz. Koncepcja ta bazuje na wieloletnich doświadczeniach, jednoznacznie wskazujących, że: (1) kontrolowany rozród ryb jest najwydajniejszą metodą pozyskiwania wysokiej jakości ikry; (2) technologia produkcji w RAS umożliwia przeprowadzenie rozrodu pozasezonowego, tj. przeprowadzanego w dowolnej porze roku; (3) kontrola procesu rozrodczego umożliwia selektywne krzyżowanie ryb i tym samym prowadzenie długofalowych programów hodowlanych; (4) wychów larw i narybku w RAS, pomimo potencjalnie wysokich kosztów, jest najefektywniejszą formą pozyskiwania wysokiej jakości materiału obsadowego; (5) wychów ryby towarowej w RAS generuje bardzo wysokie koszty i stwarza konieczność budowy dużych obiektów akwakultury, podczas gdy infrastruktura służąca do wychowu narybku zazwyczaj stanowi 15-30% całkowitych kosztów inwestycji; (6) możliwość tuczu ryb w stawach ziemnych potencjalnie obniża koszty chowu ryby handlowej o ok. 60-70%.

Te elementy przyczyniły się do powstania „Zintegrowanej technologii produkcji okonia” opartej na integracji dwóch systemów produkcyjnych – wychowu materiału obsadowego w RAS oraz tuczu ryby handlowej w stawach ziemnych (rys. 2).



Rys. 2. Cykl roczny produkcji okonia w zintegrowanym systemie produkcyjnym wg. technologii irlandzkiej (Damien Toner, BIM, Irlandia - informacja ustna). Cyfry rzymskie oznaczają kolejne miesiące roku.

Jak dotąd brakowało opublikowanych danych odnośnie produkcji ryb okoniowatych w monokulturze w stawach ziemnych. Jedyne dostępne wyniki pochodziły z Irlandii (Damien Toner, BIM, Irlandia - informacja ustna), gdzie przez ostatnich kilka lat przeprowadzono szereg testów związanych z możliwością wychowu okonia. Doświadczenia te doprowadziły do opracowania konceptu tzw. „pill pond” (staw w kształcie pigułki) (rys. 3), który uwzględnia konieczność zagęszczenia ryb (na obu biegunach stawu), natomiast pozostała część obiektu służy jedynie oczyszczaniu wody. W takim systemie dodatkowo



Rys. 3. Stawy typu „pill pond” (wg Damien Toner, BIM, Irlandia).

wymuszany jest ruch wody za pomocą koła łopatkowego, napędzanego wydajnym silnikiem elektrycznym o niskim poborze mocy.

Istotą tego systemu produkcyjnego jest konieczność zagęszczenia/zgromadzenia ryb, aby móc żywić je efektywnie paszą komponowaną. Zagęszczenie jest czynnikiem umożliwiającym efektywną dystrybucję paszy, przy jednoczesnym utrzymywaniu dobrej jakości wody, zapewnionej przez wymuszony jej przepływ. Do zalet tego systemu należą: (1) niskie koszty energii, poprzez możliwość integracji systemu z odnawialnymi źródłami energii (np. panelami fotowoltaicznymi, wiatrakami, etc.); (2) minimalizacja zatrudnienia poprzez zastosowanie zautomatyzowanego systemu zadawania paszy; (3) wydajność produkcyjna w warunkach irlandzkich sięgająca 3-4 tony z 1 ha stawu (biorąc pod uwagę całą powierzchnię stawu, z częścią „nieprodukcyjną”, tzn. strefą oczyszczania wody); (4) cykl produkcyjny ryby handlowej w czasie krótszym niż 12 miesięcy, przy integracji z etapem produkcji materiału obsadowego (narybku) w RAS.

Ważny aspekt całości stanowi fakt, że omówiony irlandzki system produkcyjny został oparty na idei budowy nowych instalacji na nieużytkach rolnych (np. poeksploatacyjne torfowiska; rys. 4), gdyż produktywność pierwotna stawów nie odgrywa tu większego znaczenia. W przeciwieństwie do Irlandii, Polska posiada ogromny potencjał ewentualnego przekształcania obecnie istniejącej infrastruktury stawowej relatywnie niskim kosztem. Oczywiście, wymagałoby to innowacyjnego podejścia, odmiennego od

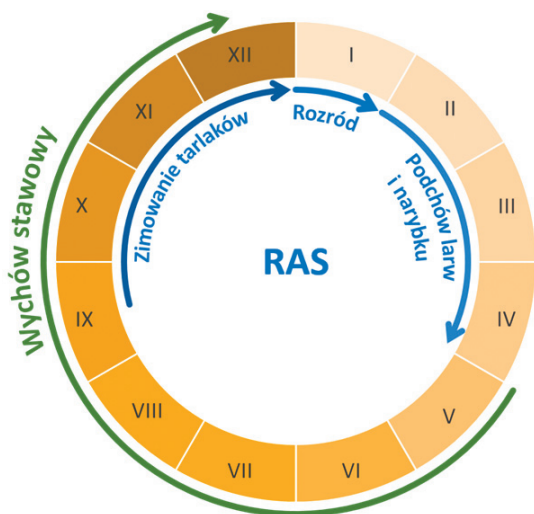


Rys. 4. Farma okonia oparta o stawy typu „pill pond” oraz sekcję oczyszczania wody w postaci kanałów służących do produkcji rzęsy wodnej (foto: Damien Toner).

modelu irlandzkiego oraz szeregu testów w skali komercyjnej, aby doprecyzować zdolność wykorzystania tego typu technologii produkcji ryb w naszym kraju.

W następstwie teoretycznych rozważań, konsultacji z producentami oraz modelowania koncepcyjnego wyodrębniono następujące cechy technologiczne: (1) kontrolowane tarło okonia będzie przeprowadzone poza sezonem rozrodczym (w styczniu); (2) wychów narybku (o masie jednostkowej ok. 5 g) w RAS będzie trwał nie dłużej niż 3 miesiące (maksymalnie do końca kwietnia); (3) semi-intensywny tucz w stawach ziemnych prowadzony będzie w monokulturze przy żywieniu ryb paszami komponowanymi; (4) adaptacja stawów ziemnych typu karpiowego (stawy tarlakowe, magazyny, tarliska, przesadki I lub II) do wymogów niniejszej technologii ma uwzględniać ich specyfikę oraz charakteryzować się minimalnymi kosztami realizacji przedsięwzięcia. Tym samym, wstępne założenia „Zintegrowanej technologii produkcji okonia” przy wykorzystaniu recyrkulacyjnego systemu akwakulturowego RAS oraz zintensyfikowanego stawowego systemu hodowlanego (ZSSH) zostały przedstawione na rys. 5.

Mając na uwadze powyższe założenia w ramach projektu pt. „Dywersyfikacja produkcyjnej funkcji stawów ziemnych w oparciu o semi-intensywny wychów okonia” (akronim: PRO-PERCH) skupiono się na możliwości wykorzystania istniejącej infrastruktury produkcyjnej stawów ziemnych w sposób innowacyjny. To podejście opierało się na fakcie, iż spośród około 70 tys. ha stawów w Polsce nawet około 10 tys. ha aktualnie jest niewyko-



Rys. 5. Wstępne założenia cyklu hodowli okonia przy wykorzystaniu recyrkulowanego systemu akwakulturowego (RAS) oraz zintensyfikowanego stawowego systemu hodowlanego (ZSSH). Etap wychowu stawowego zakłada zarówno tuczą jak i przygotowywanie ryb do sprzedaży (okres późno-jesienny/zimowy), w trakcie którego ryby nie będą karmione.

rzystywanych do celów produkcyjnych (w tym tarliskowych, przesadek i magazynów, stanowiących w sumie średnio około 25% powierzchni; za Bukacińska i in. 1995 oraz www.duw.pl). Jest to związane z wprowadzeniem do standardowej technologii produkcji karpia technik wylęgarniczych na etapie rozrodu i intensywnego wychowu narybku wykorzystujących RAS. Tym samym, bazując na autorskim koncepcie uwzględniającym modyfikację funkcji tych 10 tys. ha stawów do celów produkcji ryb drapieżnych (lub innych gatunków alternatywnych), można praktycznie podwoić produkcję ryb pochodzących z aktualnie ekstensywnych systemów produkcyjnych (przy założeniu produkcji w innowacyjnych

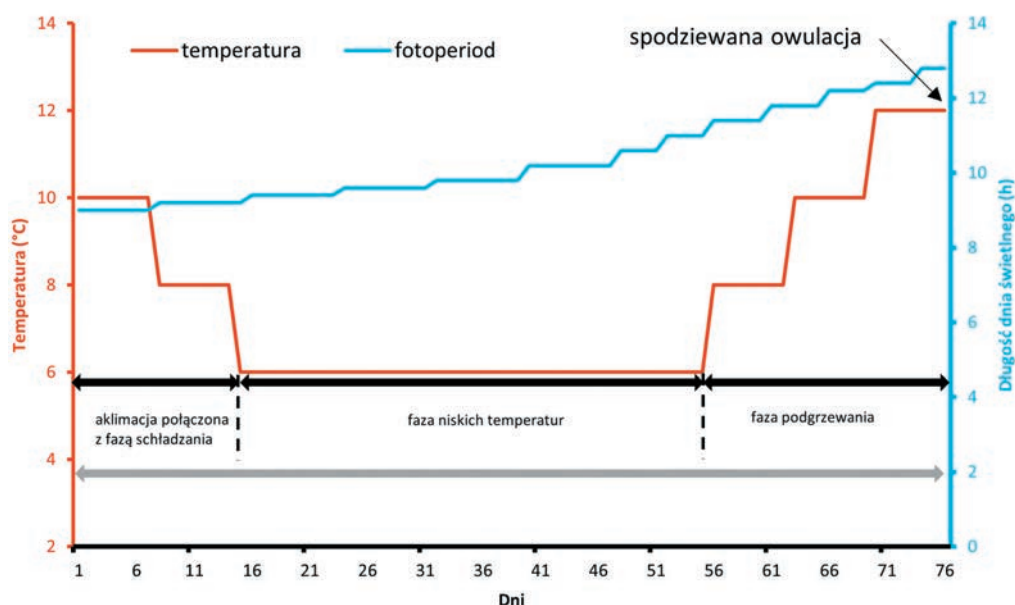
systemach hodowlanych na poziomie co najmniej 3–4 ton z ha). Wszystko to wskazuje, że ten kierunek rozwoju akwakultury w naszym kraju ma szansę, przynajmniej częściowo, sprostać wymaganiom konsumentów oraz producentów.

Kontrolowany rozród

Na przebieg procesu związanego z rozwojem gonad w cyklu rocznym u dziko żyjących ryb okoniowatych wpływ mają zmieniające się w ciągu roku kalendarzowego warunki termiczne i świetlne (Sulistyo i in. 1998, 2000). U ryb policyklicznych, czyli gatunków rozrażdających się więcej niż jeden raz w ciągu swojego życia, do których zaliczany jest okoń, zmiany w gonadach związane z formowaniem się komórek płciowych zachodzą cyklicznie w trakcie następujących po sobie stadiów dojrzałości jajników i jąder. Czas trwania poszczególnych stadiów dojrzałości gonad ma istotny wpływ na moment osiągnięcia gotowości tarłowej szczególnie u samic, gdzie mamy do czynienia z synchronicznym rozwojem oocytów w trakcie powtarzającego się rokrocznie cyklu rozwoju jajników (Sulistyo i in. 1998). W kontekście prowadzenia rozrodu poza naturalnym sezonem tarłowym ryb policyklicznych, wyodrębniono trzy podstawowe etapy dojrzewania jajników: (1) indukcja procesu gametogenezy rozpoczynającej się późnym latem lub wczesną jesienią, przy spadku

temperatury i skracającym się fotoperiodzie; (2) rozpoczęcie procesu witellogenezy w okresie późno jesiennym oraz jej prawidłowy przebieg w okresie zimowym, przy stałej temperaturze i krótkim dniu świetlnym kończącym się wraz z powolnym wzrostem temperatury i wydłużaniem się fotoperiodu wczesną wiosną; (3) zakończenie procesu witellogenezy i rozpoczęcie końcowego stadium dojrzewania gamet (FOM), przy wzroście temperatury i dalszym wydłużaniu się dnia świetlnego (Wang i in. 2010).

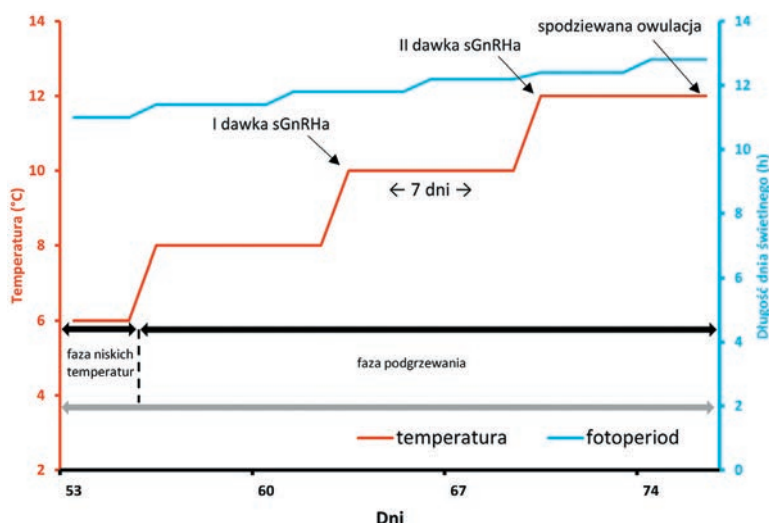
W przypadku tarlaków okonia pozyskiwanych ze stawów ziemnych indukcja procesu gametogenezy rozpoczyna się przy naturalnych warunkach termicznych i fotoperiodzie. Następnie w trakcie jesiennych odłowów ryby przenoszone są do warunków kontrolowanych, gdzie następują dalsze etapy dojrzewania jajników. Zalecany protokół stymulacji środowiskowej na potrzeby przeprowadzenia rozrodu poza naturalnym sezonem tarłowym trwa około 10-12 tygodni (może być modyfikowany w określonych ramach czasowych, w zależności od potrzeb związanych z planowanym tarłem) i podzielony jest na trzy etapy. Pierwszy etap stymulacji termicznej (faza schładzania) w połączeniu z aklimacją ryb do nowych warunków wynosi 2 tygodnie. Etap drugi (faza niskich temperatur) powinien trwać 6 tygodni. Natomiast etap ostatni (faza podgrzewania) należy zaaplikować w trakcie kolejnych 3 tygodni. Jednocześnie wraz z postępującymi fazami stymulacji termicznej należy wydłużać stopniowo długość dnia świetlnego w taki sposób, aby po 11 tygodniach zimowania ryb, w czasie spodziewanej owulacji samic, uzyskać jego wartość zbliżoną do naturalnie występującego na początku kwietnia w naszej szerokości geograficznej (rys. 6).



Rys. 6. Schemat stymulacji fototermicznej stosowanej w celu uzyskania pełnej dojrzałości gonad u okonia poza sezonem tarłowym (za Żarski i in. 2019b po modyfikacji).

W kontrolowanym rozrodzie ryb stosuje się głównie dwa rodzaje preparatów hormonalnych: gonadotropiny (GtH) oraz gonadoliberyny (GnRH), które oddziałują na dwóch różnych poziomach osi podwzgórzowo-przysadkowo-gonadowej. Preparaty zawierające GtH stymulują gonady do produkcji hormonów steroidowych będących odpowiedziami za końcowe dojrzewanie gamet, podczas gdy te zawierające GnRH stymulują przysadkę mózgową do uwalniania endogennych gonadotropin (Mylonas i Zohar 2009). Te dwa rodzaje preparatów, o zupełnie odmiennym mechanizmie oddziaływania na organizm ryby, charakteryzują się również zróżnicowaną efektywnością u różnych taksonów, co jest związane ze specyficznym gatunkowo mechanizmem wewnętrznej regulacji układu dokrewnego po zastosowaniu tych stymulatorów.

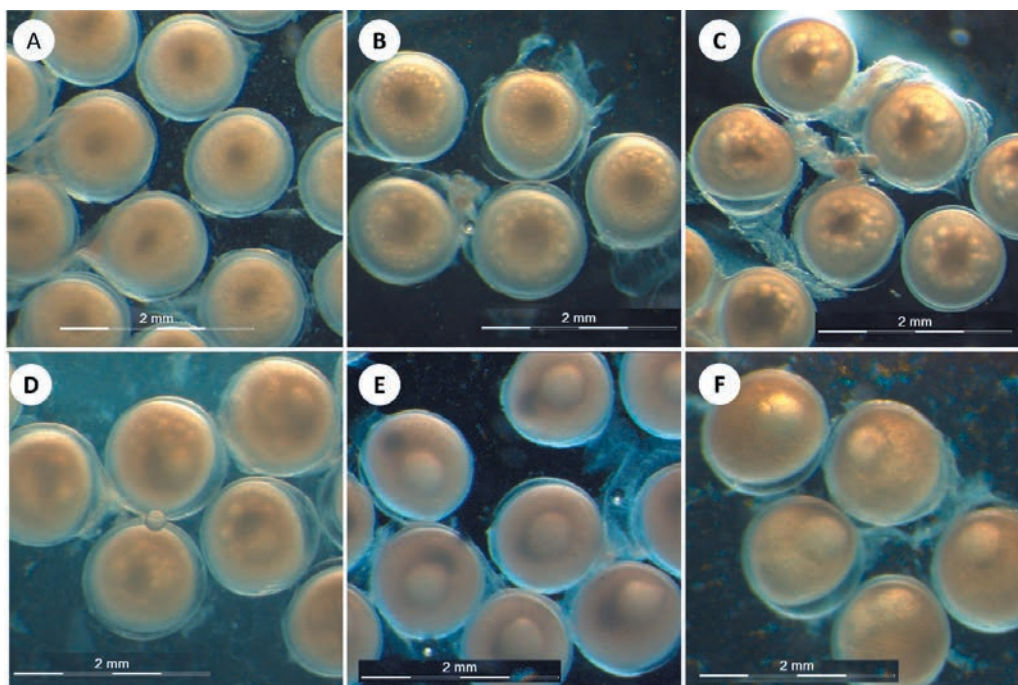
W kontrolowanym rozrodzie okonia skuteczne są zarówno preparaty hormonalne oparte na ludzkiej gonadotropinie kosmówkowej (hCG), jak i na łososiowych (sGnRHa) analogach gonadoliberyn (Żarski i in. 2015). Na podstawie wyników wieloletnich badań dotyczących stosowania preparatów hormonalnych w celu wywołania owulacji i spermacji u tego gatunku, ze względu na efektywność w praktyce hodowlanej można rekomendować stosowanie sGnRHa (Żarski i in. 2015; 2017a; 2019b). Hormon należy podawać w dwóch dawkach (Żarski i in. 2019b). Pierwszą dawkę (10 µg/kg masy ciała samicy) inicjującą postęp końcowego stadium dojrzewania oocytów podaje się w trakcie trwania „fazy podgrzewania” dla opracowanej stymulacji foto-termicznej w momencie, kiedy woda osiągnie temperaturę 10°C. Po siedmiu dniach od zastosowania dawki inicjującej aplikuje się drugą dawkę hormonu (25 µg/kg masy ciała samicy) jednocześnie podnosząc temperaturę wody do 12°C (rys. 7). Zaprezentowany schemat stymulacji hormonalnej skutkuje



Rys. 7. Schemat wykonania stymulacji hormonalnej stosowanej po zakończeniu stymulacji foto-termicznej w celu indukcji owulacji u samic okonia poza sezonem tarłowym (za Żarski i in. 2019b po modyfikacji).

stopniowym oddziaływaniem podawanego analogu gonadoliberyny na poszczególne składowe osi podwzgórzowo-przysadkowo-gonadowej, powodując tym samym bardziej zrównoważony postęp na końcowym etapie dojrzewania oocytów i w efekcie lepszą synchronizację tarła (do 60 godzin od podania drugiej dawki hormonu).

Czas jaki upływa pomiędzy podaniem preparatu hormonalnego a owulacją jest ściśle uzależniony od stadium dojrzałości oocytów, w którym znajduje się dana samica w momencie wykonania stymulacji hormonalnej oraz zastosowanego reżimu termicznego. Z tego powodu, bardzo ważnym jest poprawne określenie stadium FOM przed każdorazowym podaniem hormonu. Obecnie w celu określenia końcowego stadium dojrzewania oocytów u ryb okoniowatych stosuje się sześciostopniową skalę dojrzałości opracowaną przez Żarskiego i współpracowników (2011a) (rys. 8). W przypadku prowadzenia tarła poza naturalnym sezonem rozrodczym, w momencie zakończenia stymulacji foto-termicznej większość samic znajduje się na początkowym etapie FOM (stadium I, rzadko stadium II), co w połączeniu z wykonaniem stymulacji hormonalnej dodatkowo



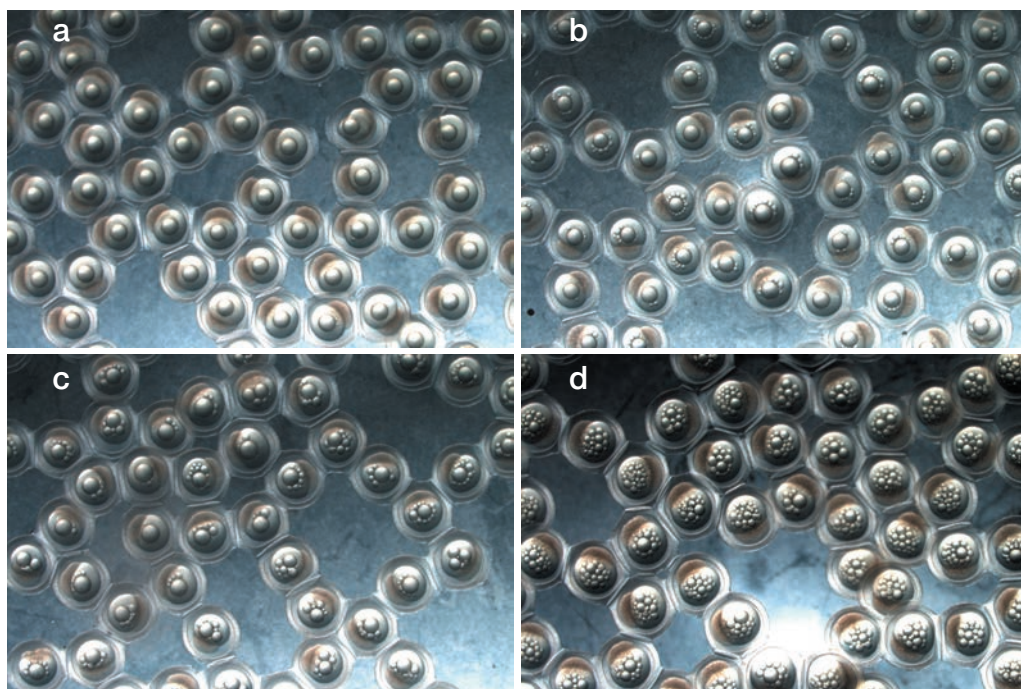
Rys. 8. Stadia dojrzałości oocytów okonia. A - stadium I: jądro usytuowane w centrum oocyty, krople tłuszczu słabo widoczne; B – stadium II: początek migracji jądra i początek koagulacji widocznych już kropli tłuszczu; C – stadium III: jądro oocyty przesunięte powyżej połowy średnicy oocyty, krople tłuszczu wyraźnie widoczne; D – stadium IV: jądro znajduje się niemal na obwodzie oocyty, duża i dobrze widoczna, pojedyncza kropla tłuszczu, ale mniejsze kropelki również wciąż obecne; E – stadium V: jądro znajduje się na krawędzi oocyty, jedna duża (wielkości około połowy średnicy oocyty), wyraźnie widoczna kropla tłuszczu oraz F – stadium VI: oocyty pod mikroskopem są przezroczyste (bez konieczności „prześwietlania” ich w płynie Serr’a), brak jądra (gdyż nastąpił już jego rozpad), oocyty tuż przed owulacją.

ułatwia przybliżone określenie momentu spodziewanej owulacji. Stosując schemat stymulacji hormonalnej opartej o aplikowanie samicom sGnRHa w dwóch porcjach, dawkę wyzwalającą analogu gonadoliberyny podajemy w momencie, kiedy oocyty znajdują się w znacznie bardziej zaawansowanym stadium dojrzałości (najczęściej jest to stadium V), co z jednej strony przyspiesza moment owulacji, a z drugiej powoduje lepszą jej synchronizację w czasie. Innymi słowy stymulując samice o dokładnie rozpoznanym stadium dojrzałości oocytów, które przetrzymywane są w określonym reżimie temperatury wody, o wiele łatwiej jest przewidzieć u nich moment owulacji w trakcie przeprowadzania rozrodu poza naturalnym sezonem tarłowym.

Samce okonia po zakończeniu okresu zimowania według opracowanego reżimu foto-termicznego teoretycznie nie wymagają stymulacji hormonalnej, ponieważ uzyskuje się od nich odpowiednią ilość nasienia na potrzeby planowanego rozrodu. Faktem jest jednak to, iż nasienie okonia charakteryzuje się bardzo dużą gęstością (koncentracja plemników wynosi zazwyczaj ponad 30 mld/ml), która utrudnia aplikowanie odpowiedniej jego ilości na stosunkowo małe porcje pozyskiwanych jaj, które dodatkowo owulowane są w postaci cylindrycznej struktury określanej mianem „taśmy”, wewnątrz której jaja są ze sobą połączone galaretowatą otoczką (Formicki i in. 2009). W celu zwiększenia ilości produkowanego nasienia oraz rozrzedzenia plemników zaleca się zatem przeprowadzenie iniekcji hormonalnej (50 µg/kg masy ciała samica) zazwyczaj w okresie od 6 do 8 dni przed spodziewaną owulacją samic (Żarski i in. 2017a). Przy prowadzeniu tarła okonia poza naturalnym sezonem rozrodczym pozyskiwanie większej ilości nasienia od jednego samca ma również inne znaczenie praktyczne, mianowicie zmniejsza zapotrzebowanie na liczbę samców, które wymagają zimowania w RAS.

Na jakość gamet wpływają zarówno moment, jak i sposób ich pobrania. W przypadku ryb okoniowatych zbyt późne pozyskanie gamet (po stymulacji hormonalnej) jest przyczyną ich niskiej jakości, co spowodowane jest zjawiskiem „przejrzewania” jaj (Samarin i in. 2017, Żarski i in. 2017b) lub starzenia się nasienia (Żarski i in. 2019a). Istnieją uzasadnione przypuszczenia, że gamety pozyskane zbyt wcześnie (zarówno w przypadku jaj jak i nasienia) również charakteryzują się obniżoną jakością co wiąże się z kolei z nieuzyskaniem przez nie pełnej dojrzałości (Żarski i in. 2015). Stąd też zaleca się możliwie najbardziej precyzyjne przestrzeganie protokołów stymulacji hormonalnej i czasu poboru nasienia w przypadku stymulacji spermacji, jak również określania momentu owulacji na podstawie stopnia dojrzałości oocytów.

Charakterystyczną cechą gatunkową okonia jest to, iż samice składają jaja w postaci „taśmy”. Zaburzenia w formowaniu się podczas owulacji tej typowej dla jaj okonia struktury, uznawane jest często za symptom słabej jakości oocytów (Overton i in. 2008), Bardziej dokładnej oceny jakości jaj u okonia, umożliwiającej weryfikację przydatności danej



Rys. 9. Kategorie oceny jakości jaj u okonia, umożliwiającej weryfikację przydatności danej partii ikry, dokonuje się na podstawie cech morfologicznych i stopnia fragmentacji kropli tłuszczu (Żarski i in. 2011b; 2012) - opis w tekście.

partii ikry, dokonuje się na podstawie cech morfologicznych i stopnia fragmentacji kropli tłuszczu (Żarski i in. 2011b; 2012). Pod tym względem, pozyskane jaja można podzielić na cztery kategorie:

- kategoria I: dobrze widoczna pojedyncza kropla tłuszczu we wszystkich pozyskanych jajach (rys. 9a);
- kategoria II: kilka małych kropeł tłuszczu towarzyszących jednej dużej we wszystkich pozyskanych jajach (rys. 9b);
- kategoria III: mocno pofragmentowane krople tłuszczu w mniej niż 50% jaj, gdzie pozostałe jaja są podobne do tych z kategorii II (rys. 9c);
- kategoria IV: mocno pofragmentowane krople tłuszczu w ponad 50% jaj, gdzie pozostałe jaja są podobne do tych z kategorii II (rys. 9d).

Doświadczalnie ustalono, że na każdym z analizowanych etapów rozwoju zarodków istnieje wyraźna różnica w ich przeżywalności między jajami kategorii I i II oraz jajami kategorii III i IV. W związku z powyższym w produkcji materiału obsadowego okonia do inkubacji należy wykorzystywać tylko jaja zaklasyfikowane do I i II kategorii, tj. jaja

z dobrze widoczną pojedynczą kroplą tłuszczu oraz jaja posiadające kilka małych kropeł towarzyszących jednej dużej kropli tłuszczu.

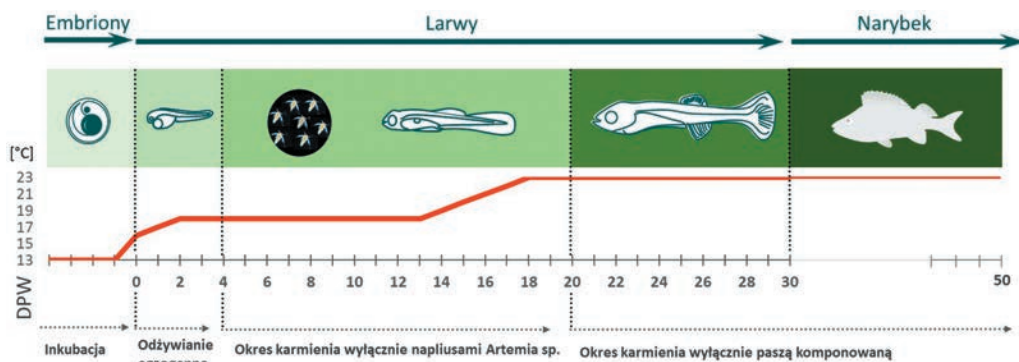
Inkubacja ikry i warunki podchowu larw

Tuż po zapłodnieniu ikry należy umieścić w zbiornikach ze stałym przepływem wody i możliwością regulacji temperatury. Istotnym elementem inkubacji ikry okonia, która jest owulowana w postaci „taśmy”, jest konieczność rozłożenia jej możliwie jak najbardziej w płaszczyźnie na ramkach (rys. 10a), w pływakających miskach z dnem umożliwiającym wymianę wody (rys. 10b) lub bezpośrednio w zbiornikach podchowowych na siatkach o średnicy oczka nie większej niż 0,5 cm (rys. 10c). Taki sposób inkubacji zapewnia jajom możliwie największy dopływ tlenu, którego niedobory są niezwykle niebezpieczne dla embrionów, zwłaszcza w późniejszych etapach ich rozwoju.

Podczas inkubacji jaj i podchowu larw zalecane jest postępowanie zgodne z przedstawionym na rys. 11 protokołem. Tuż po zapłodnieniu ikry należy umieścić w zbiornikach z temperaturą 13°C. W momencie „zaoczkowania” temperatura w zbiornikach powinna zostać podniesiona do 14°C, a następnie do 15°C, kiedy zostaną zaobserwowane pierwsze kłujące się larwy. Łagodne podnoszenie temperatury synchronizuje kłucie larw, co jest niezwykle istotne w przypadku okonia, gdyż bez żadnej ingerencji ze



Rys. 10. Sposoby inkubacji ikry okonia: A – na ramkach, B – w miskach z dnem umożliwiającym wymianę wody, C – w zbiornikach podchowowych na siatkach. W każdym przypadku zastosowano górny dopływ wody do zbiorników.



Rys. 11. Schemat podchowu wczesnych stadiów rozwojowych okonia. DPW – dni po wykluciu.

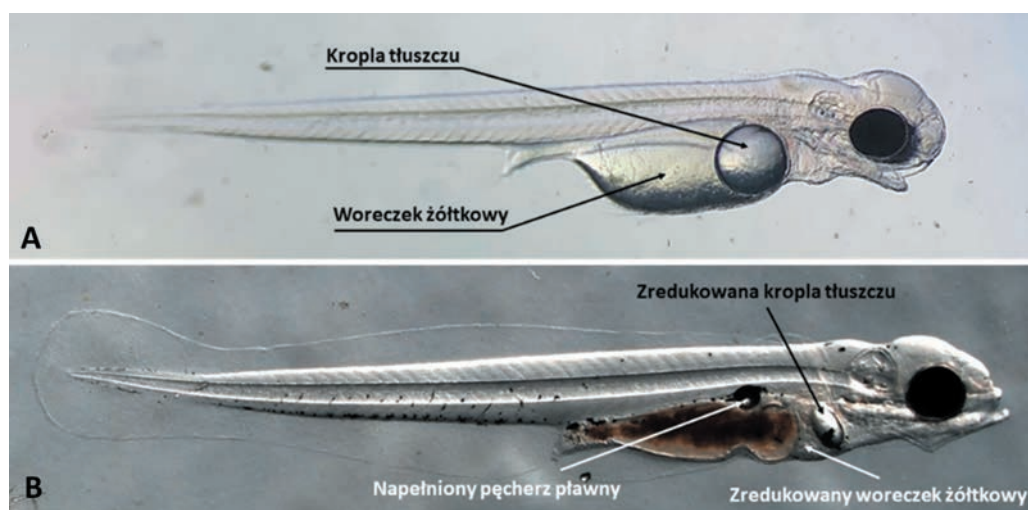
strony hodowcy proces ten może trwać nawet około 5 dni (Alix i in. 2015) powodując duże zróżnicowanie w późniejszej wielkości larw, co następnie będzie skutkowało wysokim poziomem kanibalizmu (Baras i in. 2003, Król i in. 2015).

W celu uzyskania jak największej homogeniczności larw pod kątem stopnia rozwojowego oraz takiej samej ich wielkości w momencie wyklucia, można zastosować wspomaganie klucia. W tym wypadku embriony należy przenieść do osobnego pojemnika wypełnionego wodą z RAS, w którym inkubowana była ikra. Następnie delikatnie zamieszać i pozostawić na jakiś czas (maks. 20-40 min.). Zabieg ten spowoduje, że zmniejszający się poziom tlenu przyspieszy wykluwanie. Należy jednak proces ten stale monitorować, żeby nie dopuścić do śnięcia świeżo wyklutych larw. Im większa bowiem liczba embrionów przeniesionych do pojemnika, tym okres na jaki można je pozostawić jest odpowiednio krótszy. Klujące się w ten sposób larwy należy stopniowo przenosić z powrotem do basenów podchowowych. Moment masowego klucia larw należy uznać za 0 dzień po wykluciu (DPW).

Wyklute larwy okonia należy podchowować w zbiornikach o jak najciemniejszym kolorze (najlepiej czarnych) ze źródłem światła umiejscowionym nad powierzchnią wody. Z przeprowadzonych z tym zakresie badań wynika bowiem, że to właśnie w czarnych, oświetlonych od góry zbiornikach zanotowano niższą śmiertelność oraz wyższą efektywność napełnienia pęcherza pławnego niż w przypadku larw podchowywanych w zbiornikach białych z takim samym źródłem światła (Jentoft i in. 2006, Palińska-Żarska i in. 2019). Larwy i narybek okonia, podobnie jak w przypadku pozostałych ryb okoniowatych, wykazują fototaksję dodatnią, czyli kierują się w stronę źródła światła (Manci 1983), dzięki temu w czarnych/ciemnych zbiornikach, nie odbijających i nie rozpraszających światła, larwy kierując się w stronę jego źródła „rozprzestrzeniają się” równomiernie w całej toni wodnej oraz mniej reagują na bodźce dochodzące ze środowiska zewnętrznego.

nego (spoza zbiornika). Natomiast w zbiornikach białych, odbijających światło całą swoją powierzchnią ścianek oraz dna, larwy grupują się przy ściankach i w rogach zbiorników, a także gwałtowniej reagują na bodźce zewnętrzne.

Postępując zgodnie z zalecany protokołem od 4 DPW temperatura wody RAS powinna zostać podniesiona do 18°C, a larwom należy podać pierwszy pokarm egzogenny. Od 4 do 8 DPW larwy należy żywić *ad libitum* naupliusami solowca (*Artemia* sp.) (o wielkości ok. 430 µm). Po tym czasie stają się one wystarczająco duże, aby zacząć podawać im naupliusy o większym rozmiarze (ok. 660 µm). Około 8-9 DPW, larwy redukują całkowicie wszystkie substancje zapasowe, zmagazynowane w woreczku żółtkowym (na samym końcu „zużywana” jest kropla tłuszczu, rys. 12) i jeżeli do tego momentu nie rozpoczęły jeszcze odżywiania żywym pokarmem to zacznie być widoczny pierwszy duży wzrost śmiertelności wśród obsady.



Rys. 12. Larwy okonia: A – z wyraźnie widocznym woreczkiem żółtkowym i kroplą tłuszczu, B – z niemal całkowicie zresorbowanym woreczkiem żółtkowym i silnie zredukowaną kroplą tłuszczu oraz „świeżo” napelnionym pęcherzem pławnym.

Od 4 do 10 DPW larwy okonia napęniają pęcherz pławny. Okoń jest w prawdzie gatunkiem, który może żyć bez napętnionego pęcherza pławnego, a dorosłe osobniki bez napętnionego pęcherza spotyka się również w środowisku naturalnym (Egloff 1996). Niemniej jednak brak napętnienia pęcherza skutkuje wolniejszym wzrostem larw, które tracą więcej energii na utrzymanie się w toni wodnej i zdobywanie pokarmu, co powoduje w konsekwencji duże różnice w wielkości osobników, a to natomiast przekłada się, po raz kolejny, na zwiększony kanibalizm (np. Kestemont i in. 2015) (rys. 13). Aby ułatwić larwom napętnienie pęcherza pławnego, w pierwszych kilkunastu dniach podchowu, nale-



Rys. 13. Różnice w wielkości larw okonia w tym samym „wieku” wynikające z faktu napętnienia (larwa na górze) oraz nienapętnienia (larwa na dole) pęcherza pławnego.

ży stosować górny dopływ wody do zbiornika, zamontowany w taki sposób, aby jak najbardziej zminimalizować możliwość tworzenia się błony biologicznej na powierzchni wody.

Od 8 DPW temperatura w systemie recyrkulacyjnym powinna być systematycznie podnoszona o 1°C dziennie, aż do momentu gdy osiągnie 23°C (zgodnie z protokołem). Karmienie żywym pokarmem należy kontynuować przez kolejne 10 dni podchowu, a po tym czasie można zastąpić go paszą komponowaną. Zamiany pokarmu (tzw. weaning) można dokonać bez podawania larwom równocześnie pokarmu żywego i paszy. Od tego momentu ryby należy karmić już wyłącznie paszami komponowanymi. Ponieważ na rynku brak jest pasz komercyjnych dedykowanych wyłącznie larwom okonia, w momencie zakończenia podawania pokarmu żywego pierwszą proponowaną paszą jest Perla Larva Proactive 5.0 (Skretting) o granulacji 0,2-0,4 mm. Mała granulacja paszy i zdolność larw okonia do pobierania dość dużych w stosunku do swojej wielkości fragmentów pokarmu powoduje, że po 4 dniach karmienia paszą o tej granulacji można zacząć żywić je paszą Perla Larva Proactive 4.0 (Skretting) o granulacji 0,3-0,5 mm, której podawanie kontynuuje się do ok. 30 DPW.

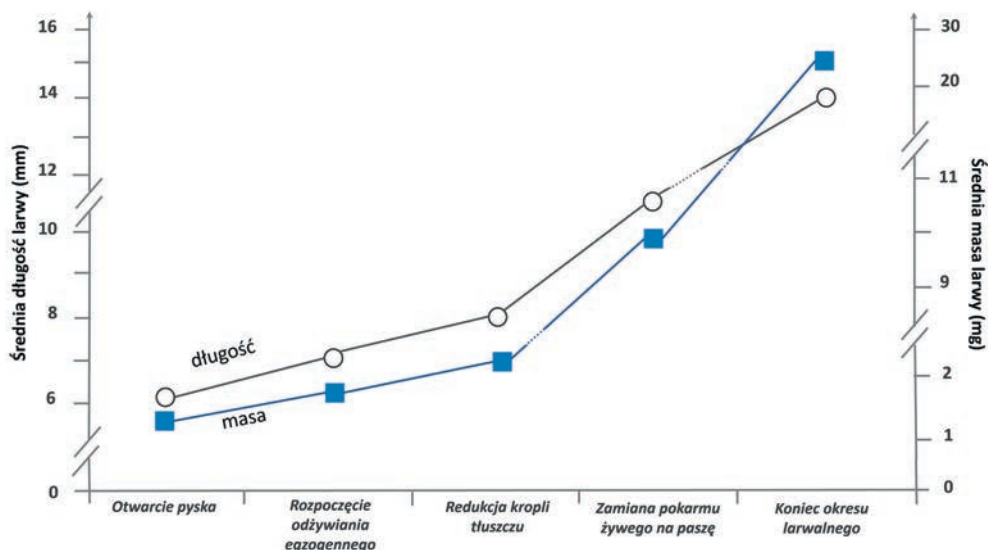
Zgodnie z prezentowanym protokołem larwy karmione powinny być paszą komponowaną 3 razy dziennie *ad libitum* (zgodnie również z zaleceniami producenta paszy). Należy pamiętać, że każdorazowa dawka paszy powinna być zadawana w niewielkich

ilościach przez dość długi (nawet 15 min.) okres, tak aby wszystkie ryby były w stanie pobrać granule paszy unoszące się w toni wodnej. Po opadnięciu bowiem paszy na dno larwy przestają się nią interesować, a niezjedzona pasza pozostaje na dnie basenów i zaczyna się rozkładać. To z kolei ma duży wpływ na pogorszenie się parametrów wody.

Przez cały okres podchowu larw rekomenduje się stały fotoperiod (okres oddziaływania światła) 24D:0N (24 h światła: 0 h ciemności), przy świetle o natężeniu 1500 lux (mierzonym na powierzchni wody). Tak ustawiony fotoperiod powoduje bowiem szybszy wzrost w porównaniu np. do fotoperiodu 14D:10N, chociaż nieznacznie zwiększa również zachowania kanibalistyczne.

Stosując proponowany protokół po około 30 DPW larwy okonia, pozyskiwane od tarlaków dzikich, mierzą średnio ok. 14 mm i osiągają masę ok. 20 mg (Rys. 14). W tym czasie kończy się też okres larwalny. Ryby tracą wówczas specyficzne „organy” larwalne, takie jak np. fałdy płetwowe czy woreczek żółtkowy i od tego momentu uznaje się je za narybek (rys. 14) (np. Kupren i in. 2019, Palińska-Żarska i in. 2020, 2021).

Ważnym elementem prezentowanego protokołu, a także utrzymania dobrostanu ryb, jest również zachowanie możliwie najwyższej higieny podchowu, co można osiągnąć tylko dzięki regularnemu sprzątaniu zbiorników z rybami. Karmienie larw *ad libitum* naupliusami *Artemia* sp., a następnie paszą 3 razy dziennie powoduje, że niezjedzony pokarm zalega na dnie zbiorników – zarówno bowiem larwy, jak i narybek okonia niechętnie pobierają pokarm, który opadł na dno, a „interesuje je” jedynie ten, który unosi się w toni wodnej. Dlatego też, nieodzownym elementem podchowu larw i narybku okonia



Rys. 14. Schematyczny wykres średniej długości (mm) i średniej masy ciała (mg) larw okonia (pozyskanych od tarlaków dzikich), w charakterystycznych dla nich momentach rozwoju.

jest systematyczne usuwanie zalegającego pokarmu (sposób sprzątnięcia i jego częstota zależy od rodzaju zbiorników i systemu hodowlanego jakim dysponuje hodowca), dzięki czemu minimalizujemy ryzyko rozwoju bakterii i grzybów patogennych dla ryb.

Podchów narybku

Po osiągnięciu przez ryby stadium juwenilnego (około 30 DPW), intensywny ich wychów w RAS odbywa się przy zachowaniu optymalnych warunków wychowu charakterystycznych dla tego gatunku. Optymalny, biorąc pod uwagę pożądaną tempa wzrostu i niską śmiertelność, rozwój narybku okonia można utrzymać zapewniając mu:

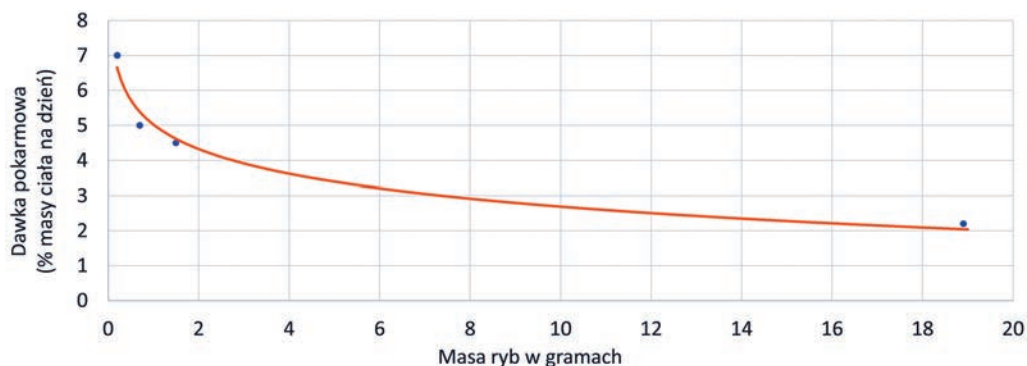
- temperaturę 21-23°C;
- nienagane warunki sanitarne, które hodowca powinien zapewnić stosując system podchowowy umożliwiający efektywne usuwanie nieczystości i metabolitów ryb zarówno ze zbiorników, jak i z całego systemu (poprzez filtrację mechaniczną i biologiczną) oraz stosując dezynfekcję wody (np. za pomocą sterylizatorów UV);
- równomierne oświetlenie zbiorników podchowowych, zainstalowane w taki sposób, aby ryby były rozmieszczone możliwie w całej objętości zbiornika aktywnie poszukując pokarmu (grupowanie się ryb w jednej części zbiornika wskazuje na nierównomierne bądź zbyt intensywne oświetlenie);
- nasycenie wody tlenem na poziomie nie mniejszym niż 80% w trakcie całego podchowu.

Szczególnie istotna jest również jakość podawanej paszy komponowanej oraz poziom żywienia. Zwłaszcza ten ostatni aspekt jest kluczowym elementem warunkującym zarówno efektywność wychowu, jak i opłacalność całej produkcji. Podawanie zbyt małej ilości paszy prowadzi do „rozwarstwienia hierarchicznego” w stadzie (część ryb „obejmuje” pozycję dominanta w stosunku do pozostałej grupy ryb), co jest bezpośrednią przyczyną śmierci głodowej u ryb zajmujących najniższą „pozycję” w hierarchii (Kestemont i in. 2003). Z kolei zbyt duża ilość paszy, która nie jest zjadana przez ryby i tym samym nie jest wykorzystywana na ich wzrost, jest przyczyną strat finansowych. Ponadto, niezjedzona pasza jest również przyczyną obniżenia się jakości wody, co z kolei jest dodatkowym czynnikiem obniżającym wzrost oraz dobrostan ryb. W trakcie wychowu narybku okonia najbardziej optymalne dawki paszy, w zależności od średniej masy ryby, stanowią wyrażone jako procent masy ciała na dzień dawki następujące dawki pokarmowe (Fiogbe i Kestemont 2003):

- 7,4% dla ryb o średniej masie 0,22 g;
- 5,1% dla ryb o średniej masie 0,73 g;

- 4,5 % dla ryb o średniej masie 1,56 g;
- 2,2 % dla ryb o średniej masie 18,9 g.

Należy zwrócić uwagę na tendencję spadkową ilości podawanej paszy w przeliczeniu na masę ciała u ryb o różnej wielkości oraz na fakt, że są to dawki optymalne wyliczone na podstawie danych eksperymentalnych. Oczywiście, bardzo trudno jest zachować w praktyce hodowlanej stosowanie tak precyzyjnych dawek pokarmowych, jednakże w zależności od wielkości ryby można stosować dawki pokarmowe ustalone na podstawie poniższego wykresu (rys. 15) (za Fiogbe i Kestemont 2003).



Rys. 15. Zmieniające się dawki pokarmowe (wyrażone jako % masy ciała na dzień) jakie należy podawać narybkowi okonia w trakcie podchowu (na podstawie Fiogbe i Kestemont 2002).

Kolejnym, ważnym aspektem w trakcie wychowu narybku okonia jest również konieczność prowadzenia sortowania ryb w celu zachowania możliwie najbardziej homogenicznej – pod kątem wielkości ryb – obsady w jednym zbiorniku. W tym celu stosuje się standardowe, zmiennie-szczelinowe sortownice do ryb. Nie jest możliwe wskazanie dokładnego harmonogramu sortowania ryb, gdyż to zależy od tempa ich wzrostu będącego wypadkową wszelkich zabiegów jakie stosuje hodowca. Stąd też istotna jest codzienna obserwacja ryb i szacowanie poziomu kanibalizmu, który najczęściej objawia się znajdowaniem śniętych ryb z oznakami nagryzionych tylnych części ciała, bądź też ryb pływających z nadgryzionymi ogonami (u ryb z nadgryzionym ogonem ciemne ciało kontrastuje z białawą/jasną płetwą ogonową, sugerującą tkanki uszkodzone przez atak kanibalistyczny). W tym przypadku, najważniejszym wskaźnikiem jest zazwyczaj śmiertelność ryb, która po osiągnięciu około 5% powinna sygnalizować konieczność przeprowadzenia sortownia.

Tucz ryby handlowej

Moment przeniesienia materiału obsadowego z podchowalni, z warunków w pełni kontrolowanych do warunków stawowych, jest jednym z kluczowych etapów w całym cyklu „Zintegrowanej technologii produkcji okonia”. Stres związany ze zmianą warunków bytowania w pierwszej kolejności przejawia się w postaci ukrywania się ryb oraz brakiem chęci do żerowania, a adaptacja do nowych warunków i rozpoczęcie normalnego żerowania trwają około 5-10 dni. Ryby rozkarmione i intensywnie żerujące w basenach w podchowalni po przeniesieniu do stawu ziemnego zaprzestają pobierania paszy, przez co nie tylko nie przyrastają, ale tracą na masie ciała. Konieczne jest ich ponowne przyzwyczajenie do pobierania paszy w ilościach i częstotliwości jak podczas podchowu w RAS. Jest to możliwe wyłącznie przy ręcznym zadawaniu paszy, co dodatkowo utrudnia proces produkcyjny oraz podnosi jego koszt, ponieważ konieczne jest zaangażowanie pracownika, który kilkakrotnie w ciągu dnia będzie rybom podawał paszę aż do czasu, gdy zaczną one na powrót intensywnie żerować.

W związku z powyższym, zamiast od razu wypuszczać materiał obsadowy do produkcyjnej części stawu wskazane jest zastosowanie sadzy pływających, do których materiał ten zostanie przeniesiony na kilka dni. Ryby w ten sposób znajdą się pod większą kontrolą hodowcy, ale w warunkach już naturalnych. Hodowca ma możliwość obserwacji zachowania ryb, ich ochoty do pobierania paszy podawanej ręcznie kilka razy dziennie i policzenia ewentualnych ubytków. Jednocześnie sprzyja to przywróceniu normalnego żerowania obsady, ponieważ warunki sadzowe w pewien sposób imitują warunki basenu podchowowego. Czas adaptacji skracą się wówczas do 3-5 dni, i po takim okresie ryby zaczynają na powrót intensywnie żerować. Wówczas można je wypuścić już bezpośrednio do stawu. Hodowca ma też bardzo ścisłą informację co do liczby faktycznie wpuszczonych ryb, ponieważ ewentualne ubytki są łatwe do zarejestrowania w sadzu. W znaczący sposób ułatwia to właściwe obliczanie biomasy obsady i dawek pokarmowych, i tym samym oszczędne i efektywne gospodarowanie zadawaną paszą.

Żywienie okonia podczas tuczu jest w całości oparte na paszy komponowanej. Przez kilka pierwszych dni po obsadzeniu do instalacji tuczowej konieczne jest podawanie paszy ręcznie, aby zaobserwować moment powrotu ryb do normalnego intensywnego żerowania. Okoń jest rybą o dużym otworze gębowym i wymaga podawania mu paszy o dość dużych rozmiarach. Przeprowadzone dotychczas obserwacje pozwalają stwierdzić, że wielkość granul należy dość często zmieniać wraz ze wzrostem ryb, według następujących kryteriów masy:

- 5 – 10 g/szt. – pasza o wielkości 1 mm;

- 10 – 20 g/szt. – pasza o wielkości 2 mm;
- 20 – 50 g/szt. – pasza o wielkości 3 mm;
- 50 – 100 g/szt. – pasza o wielkości 4 mm.

Drugim niezmiernie ważnym elementem w żywieniu jest rodzaj zastosowanego karmnika. Okoń należy do ryb mocno hierarchizujących się w stadzie. Osobniki słabsze, mniejsze lub mniej agresywne w walce o paszę są odganiające od jedzenia, co dodatkowo potęguje różnicowanie obsady pod względem masy ciała. Dlatego pożądany efekt w prezentowanej technologii można uzyskać wyłącznie przy użyciu karmnika pneumatycznego, dzięki któremu możliwe jest rozsiewanie paszy po powierzchni lustra wody na przestrzeni kilku metrów od karmnika.

Kolejnym istotnym zagadnieniem jest częstotliwość zadawania paszy. Praktyczne obserwacje pozwalają stwierdzić, że okoń podczas żerowania zachowuje się odmiennie od innych ryb intensywnie tuczonych, takich jak pstrąg czy sum afrykański. Żerowanie nie ma charakteru żywiołowego przepychania się i walczenia o pokarm, z wyskakiwaniem lub wręcz wypychaniem się wzajemnym nad powierzchnię wody. Żerujący okoń przemyka przez strefę opadania karmy na głębokości kilkudziesięciu centymetrów pod powierzchnią, dokonując gwałtownego zwrotu i ponownie błyskawicznie przepływa przez strefę zadawania paszy. Trwa to zaledwie kilkanaście sekund, po czym ryby „znikają”. Nadmierne wydłużanie czasu podawania pojedynczej porcji paszy mija się więc z celem, ponieważ nie zostanie ona pobrana. Dlatego lepszym rozwiązaniem jest zwiększenie częstotliwości podawania paszy zamiast wydłużania czasu karmienia. Długość interwału podawania karmy przez automat niestety trzeba regulować na bieżąco na podstawie obserwacji, ale generalną zasadą powinno być „im częściej, tym lepiej”.

Z przeprowadzonych obserwacji wynika, że właściwie niemożliwe jest uniknięcie sytuacji, w której pasza jednak nie zostanie pobrana przez okonia i w rezultacie opadnie na dno. Dlatego też wskazane jest zastosowanie dodatkowej obsady ryb, które chętnie taką paszę zjedzą. Potencjalnym kandydatem jest karp, ale zdecydowanie bardziej godnymi polecenia są jesiotry. Ryby te żerując nie kopią w dnie, co jest typowym zachowaniem karpia pobierających pokarm. Dodatkowa obsada jesiotrów nie powoduje zmącenia wody i nie następuje pogorszenie warunków bytowania okonia, co wywołuje dodatkowa obsada karpia. Najlepszym wiekowo materiałem jest narybek, który z powodzeniem zjada granulaty niepobrane przez okonia.

Jak wspomniano wcześniej, manipulacje związane z przeniesieniem okonia z basenów podchowowych z wylęgarni do stawów powodują kilkudniowe zaprzestanie żerowania ryb. W związku z tym sortowanie związane z szeregiem manipulacji powodujących stres jest nie wskazane. Z drugiej strony, ze względu na wspomnianą wcześniej hierar-

chizację w stadzie i mogące się pojawić znaczne różnicowanie się obsady pod względem wielkości, jest zabiegiem, który być może będzie musiał być przeprowadzany w trakcie prowadzenia tuczu. Zależać to będzie przede wszystkim od tego jak bardzo był zróżnicowany materiał obsadowy oraz od odpowiedniego doboru granulacji paszy oraz częstotliwości i sposobu jej zadawania.

Do rutynowych czynności wykonywanych przez obsługę w trakcie prowadzenia tuczu należy zaliczyć prowadzenie obserwacji żerowania ryb. Żerowanie okonia ma dość specyficzny charakter i konieczne jest stałe obserwowanie, czy wyjadają one podawaną paszę. Czy nie jest ona podawana w zbyt małej lub zbyt dużej ilości, przez zbyt krótki/długi czas. Jedyną możliwością jest obserwowanie pracujących karmników i żerowania ryb oraz badanie, czy na dnie nie pozostaje niewyjedzona karma. W tym celu warto umieścić na dnie kuwetę, w której będą znajdować się ewentualne resztki niewyjadanej paszy.

Kolejnym rutynowym zabiegiem jest systematyczne kontrolowanie masy ryb i ich przyrostów. Na podstawie wielkości ryb i tempa ich przyrostów można na bieżąco określać wielkość granul paszy, jaka winna być podawana oraz wielkość dziennej dawki pokarmowej. Natomiast duże różnicowanie wielkościowe obsady będzie sygnałem do przeprowadzenia sortowania.

Podsumowanie

Zgodnie z założeniami opracowanej technologii, ostatni etap produkcji prowadzony jest w zintensyfikowanych stawowym systemie hodowlanym (ZSSH). Na potrzeby realizacji projektu PRO-PERCH taki system został zaprojektowany. Następnie zaprojektowaną instalację posadowiono w trzech stawach-magazynach karpowych o powierzchni 350 m² każdy. Powierzchnia części tuczowej wynosiła 1/3 powierzchni całkowitej, a przy najwyższej zastosowanej gęstości obsady (6000 szt. w jednej instalacji) produkcja uzyskana w trakcie fazy doświadczalnej projektu wyniosła około 540 kg, co w przeliczeniu na 1 ha daje wynik 15000 kg. Niestety nie udało się udzielić odpowiedzi na pytanie, czy wartość ta stanowi limit wielkości produkcji w tej technologii dla okonia? Z pewnością nie, podczas prowadzonych obserwacji nie stwierdzono bowiem ani jednego przypadku wystąpienia zagrożenia życia obsady ryb na skutek złych warunków środowiskowych.

Chów trwał od maja do października, a ryby w trakcie półrocznego tuczu z masy 5 g/szt. urosły do średniej wielkości ok. 100 g/szt. i które tym samym z powodzeniem można określić rybami konsumpcyjnymi. Największe spośród nich osiągnęły masę 150 g/szt., co pokazuje, że zarówno sama technologia, jak i wybrany do badań gatunek mają bardzo duży potencjał rozwoju. Uzyskane wyniki produkcyjne z pewnością potwierdzają

zasadność wprowadzenia okonia do produkcji w stawowych obiektach karpowych, ale w sposób przedstawiony w niniejszym opracowaniu, czyli w sposób nowoczesny, w systemie dającym dużą kontrolę warunków produkcji i tym samym powtarzalność wyników produkcyjnych.

Wyniki powyższe potwierdzają również bardzo duży potencjał produkcyjny, jaki znajduje się w stawach typu karpowego. Ale potencjał ten musi być uruchomiony w sposób inny niż dotychczas. Nie poprzez dokładanie nowego gatunku do mieszanej obsady z karpem w stawie, ale poprzez dołożenie nowoczesnej jednostki produkcyjnej, która jest zintegrowana zarówno funkcjonalnie, jak i lokalizacyjnie z klasycznym obiektem karpowym. Jest to kolejne bardzo ważne osiągnięcie projektu – wykazano bowiem ponad wszelką wątpliwość, że zintegrowane systemy intensywno-ekstensywne mogą z powodzeniem być wdrażane w naszym kraju i dawać bardzo wymierne wyniki produkcyjne.

Artykuł prezentuje wybrane fragmenty tekstu, który w pełnej wersji został opublikowany w monografii pt. „Zintegrowana technologia produkcji okonia. Od koncepcji do produkcji. UWM w Olsztynie, Olsztyn, 157 s.

Niniejsza pozycja współfinansowana jest ze środków Unii Europejskiej w ramach Programu Operacyjnego „Rybacktwo i Morze” na lata 2014-2020; projekt pt.: „Dywersyfikacja produkcyjnej funkcji stawów ziemnych w oparciu o semi-intensywny wychów okonia”; akronim: PRO-PERCH (umowa o dofinansowanie nr 00002-6521.1-OR1400004/17/20 zawarta w dniu 13-11-2020 r.).

Literatura

- Alix M., Chardard D., Ledore Y., Fontaine P., Schaerlinger B. 2015 – An alternative developmental table to describe non-model fish species embryogenesis: application to the description of the Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L. 1758) development – *EvoDevo* 6: 39.
- Bukacińska M., Bukaciński D., Cygan, J.P., Dobrowolski K.A. 1995 – Przyrodniczo-ekonomiczna waloryzacja stawów rybnych w Polsce. The World Conservation Union (Fundacja IUCN Poland) (Red.) K.A. Dobrowolski, Warszawa.
- Baras E., Kestemont P., Melard C. 2003 – Effect of stocking density on the dynamics of cannibalism in sibling larvae of *Perca fluviatilis* under controlled conditions – *Aquaculture* 219: 241-255.
- Egloff M. 1996 – Failure of swim bladder inflation of perch, *Perca fluviatilis* L. found in natural populations – *Aquat. Sci.* 58: 15-23.
- Fiogbé B., Kestemont P. 2003 – Optimum daily ration for Eurasian perch *Perca fluviatilis* L. reared at its optimum growing temperature – *Aquaculture* 216: 243-252.
- Formicki K., Smaruj I., Szulc J., Winnicki A. 2009 – Microtubular network of the gelatinous egg envelope within the egg ribbon of European perch, *Perca fluviatilis* L – *Acta Ichthyol. Piscat.* 39: 147-151.
- Horvath L., Gizella T., Coche A.G., Kovacs E., Moth-Poulsen T., Woynarovich A. 2015 – Training manual on the artificial propagation of carps. FAO, Budapeszt.

- <https://www.duw.pl/pl/dla-mediow/aktualnosci/10391,Polska-najwiekszym-producentem-karpia-w-UE.html> (dostęp 24.03.2023)
- Jentoft S., Øxnevad S., Aastveit AH., Andersen Ø. 2006 – Effects of tank wall color and up-welling water flow on growth and survival of Eurasian perch larvae (*Perca fluviatilis*) – J. World. Aquacult. Soc. 37: 313-317.
- Kestemont P., Henrotte E. 2015 – Nutritional requirements and feeding of broodstock and early life stages of Eurasian perch and pikeperch – W: Biology and culture of percid fishes - principles and practices (Red.) P. Kestemont, K. Dabrowski, R.C. Summerfelt, Springer, New York: 539-564.
- Kestemont P., Jourdan S., Houbart M., Mélard C., Paspatis M., Fontaine P., Cuvier A., Kentouri M., Baras E. 2003 – Size heterogeneity, cannibalism and competition in cultured predatory fish larvae: biotic and abiotic influences – Aquaculture 227: 333-356.
- Król J., Dauchot N., Mandiki S.N.M., Van Cutsem P., Kestemont P. 2015 – Cannibalism in cultured Eurasian perch *Perca fluviatilis* (Actinopterygii: Perciformes: Percidae) - implication of maternal influence, kinship and sex ratio of progenies – Acta Ichthyol. Piscat. 45: 65-73.
- Kupren K., Palińska-Żarska K., Krejszeff S., Żarski D. 2019 – Early development and allometric growth in hatchery-reared Eurasian perch, *Perca fluviatilis* L. – Aquacult. Res. 50: 2528-2536.
- Manci WE. 1983 – Harvesting photopositive juvenile fish from a pond using a lift net and light – Aquaculture 34: 157-164.
- Mylonas C., Zohar Y. 2009 – Controlling fish reproduction in aquaculture – W: New technologies in aquaculture: improving production efficiency, quality and environmental management (Red.) G. Burnell, G. Allan, Woodhead Publishing Limited: 109-142.
- Overton J., Paulsen H., Kucharczyk D., Szczerbowski A. 2008 – Bornholm Salmon hatchery: control of out-of-season spawning of Eurasian perch – W: Percid fish culture, from research to production (Red.) P. Fontaine, P. Kestemont, F. Teletchea, N. Wang, Presses Universitaires de Namur: 40-43.
- Palińska-Żarska K., Krejszeff S., Łopata M., Żarski D. 2019 – Effect of water hardness, temperature, and tank wall color, on the effectiveness of swim bladder inflation and survival of Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) larvae reared under controlled conditions – Aquacult. Int. 27: 931-943.
- Polcar T., Schaefer F.J., Panana E., Meyer S., Teerlinck S., Toner D., Żarski D. 2019 – Recent progress in European percid fish culture production technology - tackling bottlenecks – Aquac. Int. 27: 1151-1174.
- Samarin A.M., Żarski D., Palińska-Żarska K., Krejszeff S., Blecha M., Kucharczyk D., Polcar T. 2017 – In vitro storage of unfertilized eggs of the Eurasian perch and its effect on egg viability rates and the occurrence of larval malformations – Animal 11: 78-83.
- Sulistyo I., Rinchar J., Fontaine P., Gardeur J.N., Capdeville B., Kestemont P. 1998 – Reproductive cycle and plasma levels of sex steroids in female Eurasian perch *Perca fluviatilis* – Aquat. Living Resour. 11: 101-110.
- Sulistyo I., Fontaine P., Rinchar J., Gardeur J.N., Migaud H., Capdeville B., Kestemont P. 2000. Reproductive cycle and plasma levels steroids in male Eurasian perch *Perca fluviatilis* – Aquat. Living Resour. 13: 99-106.
- Wang N., Teletchea F., Kestemont P., Milla S., Fontaine P. 2010 – Photothermal control of the reproductive cycle in temperate fishes – Rev. Aquac. 2: 209-222
- Żarski D., Bernáth G., Król J., Cejko B.I., Bokor Z., Palińska-Żarska K., Milla, S., Fontaine P., Krejszeff S. 2017a – Effects of hCG and salmon gonadoliberine analogue on spermiation in the Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) – Theriogenology 104: 179-185.

- Żarski D., Bokor Z., Kotrik L., Urbanyi B., Horváth A., Targońska K., Krejszeff S., Palińska K., Kucharczyk D. 2011a – A new classification of a preovulatory oocyte maturation stage suitable for the synchronization of ovulation in controlled reproduction of Eurasian perch *Perca fluviatilis* L. – Reprod. Biol. 11:194-209.
- Żarski D., Fontaine P., Roche J., Alix M., Blecha M., Broquard C., Król J., Milla S. 2019a – Time of response to hormonal treatment but not the type of a spawning agent affects the reproductive effectiveness in domesticated pikeperch, *Sander lucioperca* – Aquaculture 503: 527-536.
- Żarski D., Horváth Á., Held J.A., Kucharczyk D. 2015 – Artificial reproduction of percid fishes – W: Biology and culture of percid fishes (Red.) P. Kestemont, K. Dabrowski, R.C. Summerfelt, Springer Netherlands: 123-161.
- Żarski D., Krejszeff S., Horvath A., Bokor Z., Palińska K., Szentes K., Łuczyńska J., Targońska K., Kupren K., Urbanyi B., Kucharczyk D. 2012 – Dynamics of composition and morphology in oocytes of Eurasian perch, *Perca fluviatilis* L., during induced spawning – Aquaculture 364-365: 103-110.
- Żarski D., Palińska-Żarska K., Krejszeff S., Król J., Milla S., Fontaine P., Bokor Z., Urbányi B. 2019b – A novel approach for induced out-of-season spawning of Eurasian perch, *Perca fluviatilis* – Aquaculture 512: 734300.
- Żarski D., Palińska-Żarska K., Łuczyńska J., Krejszeff S. 2017b – The type of spawning agent affects the egg composition during out-of-season spawning but not during in-season spawning in Eurasian perch, *Perca fluviatilis* – Gen. Comp. Endocrinol. 245: 19-29.
- Żarski D., Palińska K., Targońska K., Bokor Z., Kotrik L., Krejszeff S., Kupren K., Horvath A., Urbanyi B., Kucharczyk D. 2011b – Oocyte quality indicators in Eurasian perch, *Perca fluviatilis* L., during reproduction under controlled conditions – Aquaculture 313: 84-91.

Struktura i obfitość ryb w Jeziorze Ełckim

Krystyna Kalinowska, Michał Kozłowski, Piotr Traczuk,
Katarzyna Kropielnicka-Kruk, Sylwia Wiszowaty

Zakład Rybactwa Jeziorowego,
Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy

Wstęp

Skład gatunkowy i obfitość zespołów ryb w ekosystemach słodkowodnych podlegają znaczącym zmianom na skutek eutrofizacji (Kozłowski i in. 2008, Kapusta i in. 2021). Wzrostowi żyzności jezior towarzyszy spadek liczby gatunków ryb (Białokoz i Krzywosz 1992) oraz przebudowa struktury zespołu, w którym ryby łososiowate, charakterystyczne dla wód czystych, zostają zastąpione przez ryby karpiowate, głównie płoć, leszcza, krąpia i ukleję (Colby i in. 1972). Badania monitoringowe ichtiofauny przeprowadzone w 535 jeziorach Polski o różnej morfometrii i trofii wykazały występowanie 39 gatunków ryb (Kalinowska i in. 2023), natomiast łącznie w różnych wodach śródlądowych (jeziorach, rzekach i stawach) Polski stwierdzonych było 86 gatunków ryb (Brylińska 2000). W jeziorach najczęściej występującymi gatunkami ryb są płoć i okoń (Kalinowska i in. 2023). W wodach jezior Polski stwierdza się obecność czterech chronionych, tj. głowacz pręgopłetwy *Cottus poecilopus*, koza *Cobitis taenia*, piskorz *Misgurnus fossilis* i różanka *Rhodeus amarus* (Traczuk i in. 2024a) i ośmiu obcych gatunków ryb, tj. amur biały *Ctenopharyngodon idella*, babka szczupła *Neogobius fluviatilis*, czebaczek amurski *Pseudorasbora parva*, jesiort syberyjski *Acipenser baerii*, karaś srebrzysty *Carassius gibelio*, karp *Cyprinus carpio*, sumik karłowaty *Ameiurus nebulosus* i tołpyga biała *Hypophthalmichthys molitrix* (Traczuk i in. 2024b). Wśród ryb chronionych najczęściej występującymi i najliczniejszymi gatunkami jest różanka i koza, zaś wśród obcych karaś srebrzysty (Traczuk i in. 2024a,b). Pomimo pogarszającego się stanu jakości wód jezior w wyniku przyspieszonej eutrofizacji, zmian klimatycznych i postępującej antropopresji gatunki obce nie rozprzestrzeniły się na szeroką skalę (Traczuk i in. 2024b). Duży udział

(od 36 do ok. 100%) ryb o małych rozmiarach ciała, głównie ryb małowartościowych w całkowitej liczebności i biomasy połowów oraz stan/potencjał ekologiczny wielu jezior poniżej dobrego wskazują na konieczność stałego monitorowania i kontrolowania liczebności i struktury zespołów ryb oraz stosowania odpowiednich działań (biomanipulacja i zarybienia różnymi gatunkami ryb drapieżnych) w celu poprawy stanu ekologicznego jezior (Kalinowska i in. 2024).

Jezioro Ełckie położone jest na terenie miasta Ełk. Północna część zbiornika, z uwagi na obserwowaną od lat 70. antropogenną eutrofizację, objawiającą się deficytami tlenu w czasie stagnacji letniej i występowaniem siarkowodoru, było poddawane od 1999 roku zabiegom rekultywacyjnym zmierzającym do zahamowania procesu eutrofizacji. Od roku 1999 różne zespoły badawcze oceniały skutki rekultywacji płoza północnego Jeziora Ełckiego (Ejsmont-Karabin i in. 2001, 2009, Bańkowska 2007, 2008, Dunalska 2019, 2020). Należy podkreślić, że w jeziorze Ełckim przez szereg lat prowadzono badania wielu parametrów fizycznych, chemicznych i biologicznych oraz osadów dennych i potencjalnych źródeł zanieczyszczeń (Dunalska 2020). Brak jest natomiast prac dotyczących ichtiofauny tego jeziora. Stąd celem badań było rozpoznanie składu gatunkowego i obfitości zespołu ryb oraz określenie struktury wielkościowej wybranych, dominujących gatunków w Jeziorze Ełckim (Pojezierze Ełckie, północno-wschodnia Polska).

Materiał i metody

Badania prowadzono w Jeziorze Ełckim (północno-wschodnia Polska, Pojezierze Ełckie, powiat ełcki, gmina Ełk; 53°48'24"N, 22°20'58"E; fot. 1) w dniu 29 lipca 2024 r. Jezioro Ełckie jest jednym z najgłębszych jezior Pojezierza Mazurskiego, z silnie rozwiniętą linią brzegową. Charakterystykę morfometryczną, fizyczną, chemiczną i troficzną przedstawiono w tab. 1. Prawie cały wschodni brzeg jeziora jest zabudowany (zwarta zabudowa mieszkalna i usługowa). W południowo-zachodniej i zachodniej części jeziora znajduje się również zabudowa, lecz o charakterze bardziej rekreacyjnym. Jezioro ma nieregularny kształt i wyraźnie oddzielone trzy płoza: północne, południowe i zachodnie (rys. 1). Płoz północny uległ przyspieszonej degradacji w wyniku dopływu zanieczyszczeń z licznych źródeł punktowych i rozproszonych (Bańkowska 2008).

Temperaturę wody, stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, nasycenie wody tlenem i przewodnictwo elektrolityczne mierzono *in situ* w profilu pionowym co 1,0 m za pomocą wieloparametrowej sondy YSI (Yellow Spring Instruments, USA). Przezroczystość wody mierzono za pomocą krążka Secchiego. Wskaźnik stanu troficznego (TSI) jezior obliczono na podstawie widzialności krążka Secchiego według Carlsona (1977).



Fot. 1. Pracownicy Zakładu Rybactwa Jeziorowego w Giżycku podczas badań na Jeziorze Elckim (fot. M. Kozłowski).

Ryby łowiono przy użyciu zestawów sieci nordyckich zgodnie z normą europejską (EN 14757). Wontony denne miały 30 m długości i 1,5 m wysokości i składały się z 12 paneli o długości 2,5 m o różnej wielkości oczek w zakresie od 5 do 55 mm. Wontony pelagiczne miały 27,5 m długości i 6 m wysokości i składały się z 11 paneli o wielkości oczek od 6,25 do 55 mm. Łącznie do połowów ryb użyto 52 wontonów dennych i ośmiu wontonów pelagicznych. Czas połowu wynosił 12 godz. (18.00-6.00). Wontony denne umieszczono na głębokości 0–3 m, 3–6 m, 6–12 m, 12–20 m, 20–35 m i 35–50 m, natomiast wontony pelagiczne zawieszono na głębokości 0–6 m od lustra wody oraz na głębokości 6–12 m, 12–18 m, 18–24 m, 24–30 m, 30–36 m,

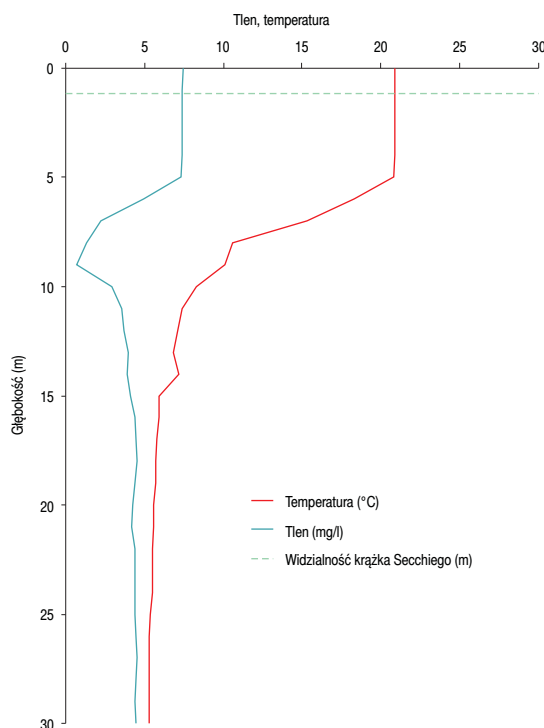


Rys. 1. Mapa batymetryczna Jeziora Elckiego. Na rysunku zaznaczono najgłębsze miejsce jeziora (55,8 m).

TABELA 1

Morfometryczna, fizykochemiczna i troficzna charakterystyka Jeziora Etckiego. TSI – wskaźnik stanu troficznego

Morfometria	
Powierzchnia (ha)	382,4
Głębokość średnia (m)	15,0
Głębokość maksymalna (m)	55,8
Długość maksymalna (km)	4,0
Szerokość maksymalna (km)	3,5
Długość linii brzegowej (km)	18,65
Rozwinięcie linii brzegowej	2,69
Fizykochemia	
Przewodnictwo ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	383,9
Widzialność krążka Secchiego (m)	1,18
Chlorofil a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	8,41
TSI _{SD}	57,6
TSI _{Chl}	51,5
Trofia	eutrofia



Rys. 2. Profil termiczno-tlenowy Jeziora Etckiego.

36–42 m i 42–48 m. Wszystkie złowione ryby były oznaczone do gatunku i policzone. Pomiary długości całkowitej (TL) i masy ciała (BW) złowionych osobników określono z dokładnością odpowiednio do 1,0 mm i do 0,1 g za pomocą wagi RADWAG PS 1000.R2 (Polska).

Efektywność nakładu połowowego (CPUE – catch per unit effort) przeliczono na powierzchnię 100 m² sieci korzystając z liczebności (NPUE) i biomasy (WPUE). Współczynnik kondycji (K) okonia, płoci, sielawy i sandacza obliczono ze wzoru Fultona (Williams 2000, Mozsár i in. 2014). Współczynnik zmienności (CV – % odchylenia standardowego średniej) wykorzystano do porównania zmienności długości, masy i kondycji wybranych gatunków ryb.

Wyniki

Charakterystyka troficzna

Wartość przewodnictwa elektrolitycznego w warstwie wód powierzchniowych Jeziora Ełckiego wynosiła $383,9 \mu\text{S cm}^{-1}$. Przezroczystość wody (1,18 m) wskazywała na eutroficzny charakter jeziora (tab. 1). Temperatura powierzchniowej warstwy wody wynosiła $20,9^{\circ}\text{C}$ i obniżała się wraz z głębokością, osiągając $5,0^{\circ}\text{C}$ na głębokości 50 m (rys. 2). Stężenie tlenu w górnej warstwie wody wynosiło $7,4 \text{ mg l}^{-1}$ (83,2% nasycenia wody tlenem) i obniżyło się do $2,9 \text{ mg l}^{-1}$ (22,8% nasycenia) na głębokości 42 m (rys. 2). Od głębokości 43 m do dna zawartość tlenu była niższa niż $0,8 \text{ mg l}^{-1}$.

TABELA 2

Lista gatunków ryb występujących w jeziorze, ich status oraz frekwencja

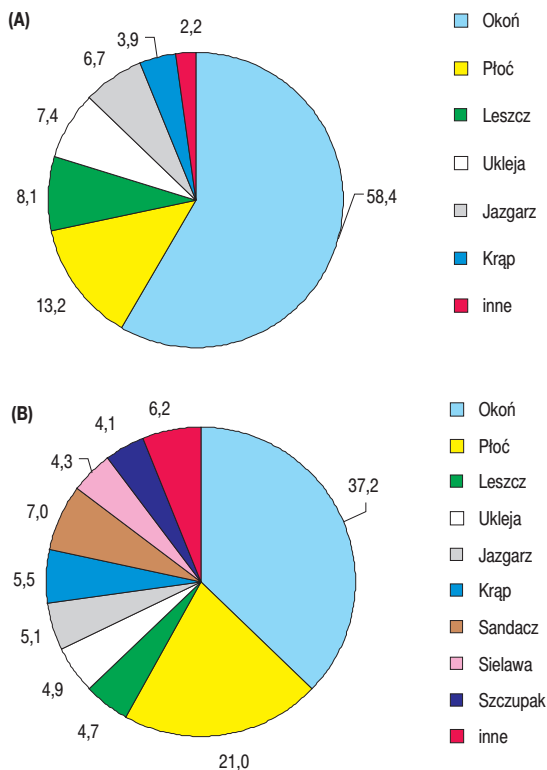
Gatunek	Status	Liczba (os.)	NPUE	Masa (g)	WPUE
Okoń <i>Perca fluviatilis</i>	rodzimy	4361	119,15	41180,3	1125,14
Płoć <i>Rutilus rutilus</i>	rodzimy	984	26,89	23194,9	633,74
Leszcz <i>Abramis brama</i>	rodzimy	608	16,61	5163,3	141,07
Ukleja <i>Alburnus alburnus</i>	rodzimy	556	15,19	5392,3	147,33
Jazgarz <i>Gymnocephalus cernua</i>	rodzimy	502	13,72	5655,6	154,52
Krąp <i>Blicca bjoerkna</i>	rodzimy	293	8,01	6080,0	166,12
Sielawa <i>Coregonus albula</i>	rodzimy	61	1,67	4797,8	131,09
Sandacz <i>Sander lucioperca</i>	rodzimy	40	1,09	7763,7	212,12
Stynka <i>Osmerus eperlanus</i>	rodzimy	31	0,85	1413,5	38,62
Szczupak <i>Esox lucius</i>	rodzimy	6	0,16	4544,0	124,15
Lin <i>Tinca tinca</i>	rodzimy	6	0,16	2264,8	61,88
Różanka <i>Rhodeus amarus</i>	chroniony	6	0,16	21,5	0,59
Kiełb <i>Gobio gobio</i>	rodzimy	4	0,11	20,4	0,56
Kleń <i>Squalius cephalus</i>	rodzimy	3	0,08	1642,1	44,87
Wzdreęga <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	rodzimy	2	0,05	69,5	1,90
Karaś srebrzysty <i>Carassius gibelio</i>	obcy	2	0,05	8,7	0,24
Miętus <i>Lota lota</i>	rodzimy	1	0,03	1031,5	28,18
Boleń <i>Leuciscus aspius</i>	rodzimy	1	0,03	257,1	7,02
Sum <i>Silurus glanis</i>	rodzimy	1	0,03	136,8	3,74
Koza <i>Cobitis taenia</i>	chroniony	1	0,03	2,2	0,06
Stonecznica <i>Leucaspius delineatus</i>	rodzimy	1	0,03	0,9	0,02

Struktura gatunkowa ryb

W badanym jeziorze stwierdzono obecność 21 gatunków ryb (tab. 2). Wśród nich występowały dwa gatunki chronione (różanka i koza), jeden gatunek obcy (karaś srebrzysty) oraz osiem gatunków cennych gospodarczo (okoń *Perca fluviatilis*, sielawa *Coregonus albula*, sandacz *Sander lucioperca*, stynka *Osmerus eperlanus*, szczupak *Esox lucius*, lin *Tinca tinca*, miętus *Lota lota* (fot. 2) i sum *Silurus glanis*). Zanotowano



Fot. 2. Miętus o masie ciała 1031,5 g i długości całkowitej 49,7 cm pochodzący z Jeziora Etckiego (fot. P. Traczuk).



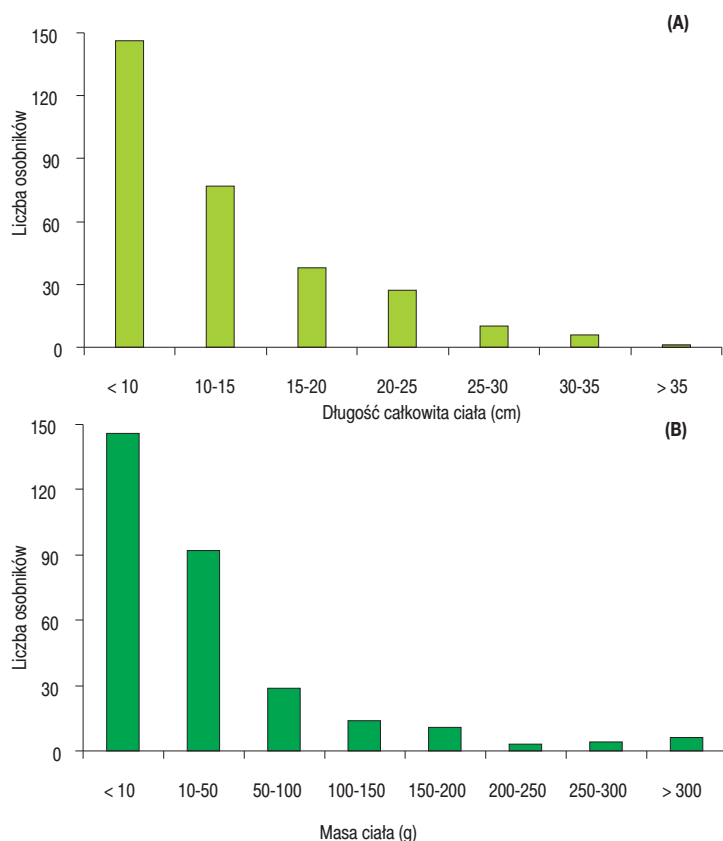
Rys. 3. Udział poszczególnych gatunków ryb w całkowitej liczebności (A) i biomasy (B) zespołu w Jeziorze Etckim.

również obecność dwóch gatunków typowo rzecznych (kleń i boleń). W jeziorze Etckim odłowiono łącznie 7470 osobników (NPUE = 204,1/100 m²) o łącznej masie 109 kg (WPUE = 3,0 kg/100 m²). Nakład połowowy wyrażony liczebnością (NPUE) poszczególnych gatunków zmieniała się od 0,03 do 119,2 os./100 m², zaś wyrażony biomasą (WPUE) od 0,02 do 1125,1 g/100 m². Najwyższe wartości NPUE i WPUE zanotowano dla okonia, zaś najniższe dla słonecznicy (tab. 2). Ichthyofauna była wyraźnie zdominowana przez okonia, który stanowił 58,4% całkowitej liczebności złowionych ryb (rys. 3A). Znacznie mniej licznie występowała płoć (13,2%), leszcz (8,1%), ukleja (7,4%) i jazgarz (6,7%). W biomasie zespołu dominował również okień, którego udział wynosił

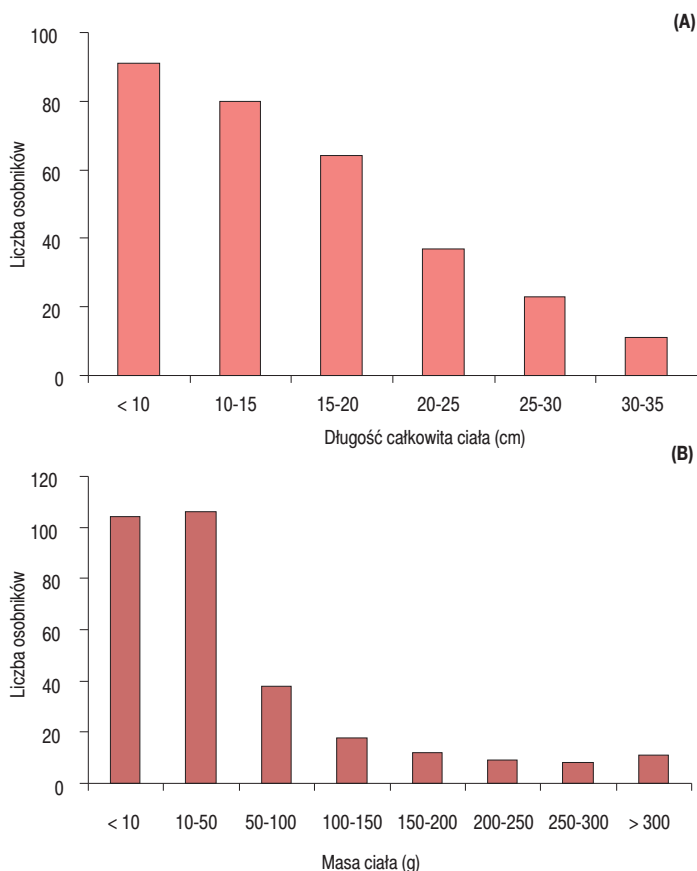
37,2% całkowitej biomasy (rys. 3B). Stosunkowo wysoki udział miała płoć (21,0%), natomiast udział pozostałych gatunków w całkowitej biomasy był niższy niż 7%.

Długość całkowita okonia zmieniała się w zakresie od 4,6 do 37,1 cm (średnia $12,2 \pm 6,5$ cm; CV = 53%), natomiast masa ciała wahała się między 0,7 a 589,0 g (średnia $41,6 \pm 75,8$ g, CV = 189%). Spośród 305 zmierzonych i zważonych osobników okonia niemal połowa (146 os.) miała długość mniejszą niż 10 cm (rys. 4A). Osobników o długości ciała powyżej 25 cm było 17 (5,6% wszystkich okoni). Biorąc pod uwagę masę ciała najczęściej było osobników drobnych (< 10 g), które stanowiły 48% wszystkich złowionych okoni (rys. 4B). Osobników o masie powyżej 200 g było 13 i stanowiły one ok. 4,3% całkowitej liczby wszystkich okoni.

Długość płoci mieściła się w zakresie 7,3 – 31,9 cm (średnia $15,2 \pm 6,6$ cm, CV = 43%), natomiast masa ciała wahała się między 2,8 a 411,4 g (średnia $61,6 \pm 88,1$ g, CV = 143%). Spośród 306 osobników, najczęściej (91 os.) było małych o wielkości < 10 cm, nieco mniej (80 os.) niewiele większych w zakresie długości 10–15 cm, zaś tych największych



Rys. 4. Rozkład długości całkowitej (A) i masy ciała (B) okonia (305 osobników) złowionego w Jeziorze Etckim.

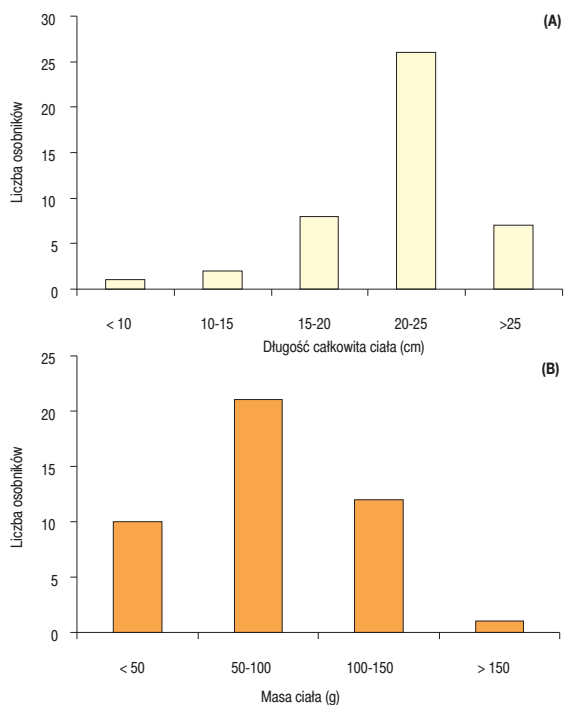


Rys. 5. Rozkład długości całkowitej (A) i masy ciała (B) płoci (306 osobników) złowionej w Jeziorze Etckim.

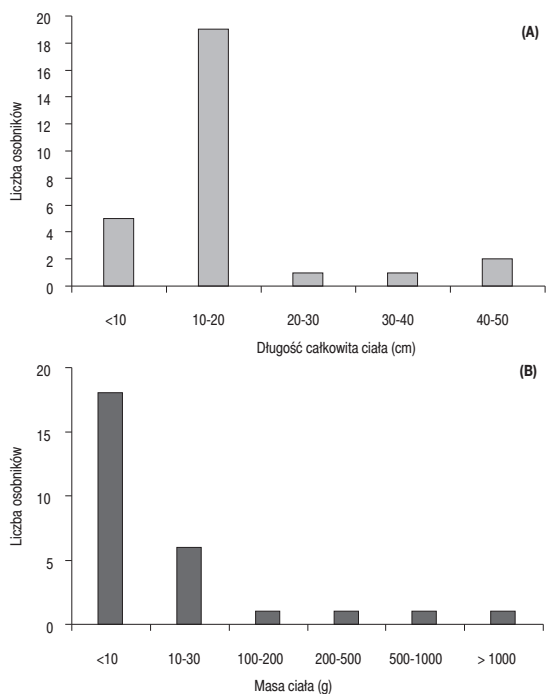
szych (> 30 cm) było 11 (rys. 5A). Jeśli chodzi o masę ciała to niemal 70% złowionych osobników miało masę ciała poniżej 50 g (rys. 5B). Zaledwie 11 osobników (3,6% wszystkich płoci) wyróżniało się masą ciała powyżej 300 g.

Długość całkowita sielawy zawierała się w granicach od 9,5 do 27,0 cm (średnia $21,6 \pm 4,1$ cm, CV = 19%), natomiast masa ciała przyjmowała wartości w przedziale 4,9 – 155,3 g (średnia $78,8 \pm 40,2$ g, CV = 51%). Spośród 44 zmierzonych i zważonych osobników najwięcej, bo aż 59%, mieściło się w klasie wielkości 20–25 cm (rys. 6A). Biorąc pod uwagę rozkład masy ciała sielawy (rys. 6B), niemal połowa osobników miała masę 50–100 g. Osobniki większe (powyżej 150 g) stanowiły 2% wszystkich złowionych ryb tego gatunku.

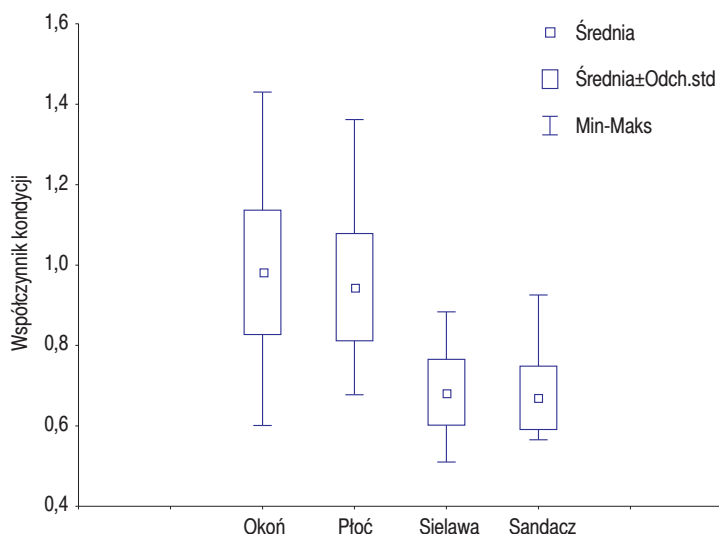
Długość całkowita sandacza wahała się od 8,4 do 50,0 cm (średnia $14,9 \pm 10,5$ cm, CV = 70%), natomiast masa ciała przyjmowała wartości w zakresie od 3,8 do 1156,8 g (średnia $89,2 \pm 252,4$ g, CV = 283%). Spośród 28 osobników zdecydowanie dominowały



Rys. 6. Rozkład długości całkowitej (A) i masy ciała (B) sielawy (44 osobniki) złowionej w Jeziorze Etckim.



Rys. 7. Rozkład długości całkowitej (A) i masy ciała (B) sandacza (28 osobników) złowionego w Jeziorze Etckim.



Rys. 8. Współczynniki kondycji okonia, płoci, sielawy i sandacza w Jeziorze Ełckim.

o długości 10–20 cm (68% wszystkich złowionych sandaczy) (rys. 7A). Pod względem masy ciała przeważały osobniki niewielkie (< 10 g) stanowiące 64% wszystkich osobników (rys. 7B).

Współczynnik kondycji wybranych gatunków ryb wahał się od 0,51 do 1,43 (rys. 8). Najniższą wartość stwierdzono u sielawy, a najwyższą u okonia. Średnie wartości tego współczynnika były najniższe u sandacza (0,67), nieco wyższe u sielawy (0,68), znacznie wyższe u płoci (0,95), natomiast najwyższe u okonia (0,98). Współczynnik kondycji okonia charakteryzował się również największą zmiennością ($CV = 16\%$). Nieco mniejszą zmienność wykazywała płoć (14%). Zmienność tego współczynnika była bardzo zbliżona u pozostałych dwóch gatunków (sandacza i sielawy) i wynosiła ok. 12% (rys. 8).

Dyskusja

Jezioro Ełckie, które dotychczas nie było badane pod względem ichtiofauny, charakteryzowało się wysoką różnorodnością gatunkową ryb. Według danych literaturowych liczba gatunków ryb w jeziorach Polski waha się w dość szerokim zakresie od jednego do 28 (Chybowski i Białokoz 1999, Robak i in. 2004, Kalinowska i in. 2023). Znane są też jeziora bez ryb. Takimi jeziorami są jeziora dystroficzne (humusowe) charakteryzujące się niskimi wartościami pH i przewodnictwa elektrolitycznego, natomiast wysoką zawartością substancji humusowych (Kalinowska i in. 2021). W jeziorze Ełckim liczba stwierdzonych gatunków ryb (21) była znacznie wyższa niż w płytkim, eutroficznym jeziorze

Mukrz (Pojezierze Południowo-Pomorskie, Bory Tucholskie), w którym zanotowano 16 gatunków ryb (Kapusta i in. 2012), czy też w mezotroficznym jeziorze Jegocinek (Pojezierze Mazurskie, północno-wschodnia Polska), w którym stwierdzono występowanie 13 gatunków ryb (Ulikowski i in. 2022). Nieznacznie więcej gatunków (24) zidentyfikowano w najgłębszym w Polsce jeziorze Hańcza w latach 1999-2007 (Kozłowski i in. 2008). Niniejsze badania wykazały natomiast uboższy skład gatunkowy ichtiofauny niż w mezotroficznym jeziorze Wigry, gdzie zanotowano 28 gatunków (Chybowski i Białokoz 1999).

Struktura gatunkowa ichtiofauny jezior i rzek północnej półkuli podlega naturalnym i antropogenicznym zmianom (Kapusta i in. 2021). Bogactwo gatunkowe ryb zależne jest od typu troficznego. Na podstawie wartości TSI badane Jezioro Ełckie zostało zakwalifikowane do jezior eutroficzných, natomiast pod względem głębokości maksymalnej odpowiada jeziorom o typie sielawowym (Rudnicki i in. 1971). Gatunkami typowymi dla jezior sielawowych jest sieja, sielawa i stynka. W jeziorach tego typu stwierdzono występowanie od 17 do 27 gatunków ryb (Białokoz i Krzywosz 1992). Badania przeprowadzone w jeziorach Parku Narodowego Bory Tucholskie wykazały, że w czystym sielawowym jeziorze oraz w jeziorach leszczowych, w których żyć mogą jeszcze ryby łososiowate (sielawa i sieja) występowało od 12 do 15 gatunków ryb (Robak i in. 2004). Sielawa jest jedną z najcenniejszych ryb słodkowodnych, która preferuje wody chłodne i dobrze natlenione (Wołos i in. 2017). Jest ona wrażliwa na niekorzystne zmiany w środowisku na skutek ocieplenia klimatu, eutrofizacji wód i zmian sposobu gospodarowania jezior (Ulikowski i in. 2019). W niniejszych badaniach w Jeziorze Ełckim udział sielawy i stynki w całkowitej liczebności i biomase zespołu ryb był stosunkowo niski i nie przekraczał 4,5%. Gatunkiem wyraźnie dominującym liczebnie, jak i wagowo był okoń. W Europie gatunek ten ma duże znaczenie dla rybołówstwa komercyjnego i rekreacyjnego (Skov i in. 2017, Lych i Remr 2019). W Polsce okoń jest gatunkiem powszechnie i dość licznie występującym w jeziorach (Kalinowska i in. 2023). Według rankingu do najbardziej preferowanych przez wędkarzy gatunków ryb w 2021 roku należał szczupak, okoń, sandacz, lin, węgorz i leszcz, zaś na końcu rankingu odnotowano suma, karpia i płoć (Trella i Wołos 2022). W strukturze odłowów wędkarskich z jezior użytkowanych przez Gospodarstwo Jeziorowe „Ełk” wyraźnie dominowały dwa gatunki drapieżne, a mianowicie szczupak i okoń, których udziały wynosiły odpowiednio 31 i 27% (Trella i Wołos 2022).

Gatunkami nietypowymi dla Jeziora Ełckiego były kłei i boleń (gatunki reofilne) złowione odpowiednio w liczbie 3 i 1 osobnika, które przedostały się z rzeki Ełk przepływającej przez jezioro. W Jeziorze Ełckim zanotowano obecność dwóch gatunków chronionych. Była to różanka i koza. Różanka w liczbie sześciu osobników o długości 6,2–7,2 cm i masie ciała 2,4–7,7 g została złowiona w wontonach dennych na głębokości 0–3 m. Według Traczuka i in. (2024a) występuje dość powszechnie i licznie w jeziorach o różnej powierzchni,

głębokości i trofii, głównie eutroficznych i dość płytkich oraz wykazuje się dużą plastycznością związaną z warunkami środowiskowymi. Według danych literaturowych różanka jest szeroko rozpowszechniona w różnych ekosystemach słodkowodnych w Europie ze względu na intensywną ekspansję mały, wzrost temperatury i zmiany antropogeniczne (Przybylski 2000, Kottelat i Freyhof 2007, Konečná i in. 2010, Kujawa i Piech 2021). Różanka może osiągać wysoką liczebność (Kujawa i Piech 2021), stając się gatunkiem dominującym (Traczuk i in. 2024a). Obecność tego chronionego gatunku jest związana z występowaniem mały *Unio* sp. i *Anodonta* sp., które są niezbędne do jego rozrodu (Smith i in. 2004, Przybylski i in. 2007, Kujawa 2015). W Polsce różanka jest uznawana za gatunek narażony na wyginięcie i objęta jest ochroną częściową (Witkowski i in. 2009, Głowaciński 2022). Drugim gatunkiem chronionym złowionym w Jeziorze Ełckim była koza, którą złowiono w liczbie jednego osobnika o długości 7,6 cm i masie ciała 2,2 g. Gatunek ten występuje w jeziorach o różnym statusie troficznym (od oligo- do hypereutrofii), najczęściej w jeziorach eutroficznych i odławiany jest w liczbie od jednego do kilku osobników (Traczuk i in. 2024a). W niektórych ekosystemach słodkowodnych może osiągać wysoką liczebność, stając się gatunkiem dominującym (Brylińska 2000). Większe i głębsze jeziora oferują więcej potencjalnych miejsc do rozwoju tego gatunku (Traczuk i in. 2024a). W polskim ustawodawstwie koza jest gatunkiem częściowo chronionym.

Obce gatunki ryb ze względu na duży potencjał rozrodczy, szybkie tempo wzrostu i rozwoju, stosunkowo dużą zmienność genetyczną, najczęściej krótki cykl życiowy, niezwykłą plastyczność morfologiczną i fizjologiczną oraz oportunistyczne strategie żerowania (Hliwa i in. 2002, Kostrzewa i Grabowski 2003, Gozlan i in. 2010, Hliwa 2011) mają negatywny wpływ na strukturę i funkcjonowanie sieci pokarmowych (Mills i in. 2004) stając się zagrożeniem dla stabilności ekologicznej ekosystemów wodnych, różnorodności gatunkowej oraz gospodarki rybackiej (Hliwa i Błażejwski 2016).

W Jeziorze Ełckim stwierdzono występowanie jednego gatunku obcego i był nim karaś srebrzysty. Dwa osobniki karasia o długości i masie ciała odpowiednio 3,7 cm i 4,1 g oraz 8,0 cm i 8,0 g złowiono w wontonie dennym na głębokości 0–3 m. Gatunek ten występuje dość powszechnie w jeziorach, ale zwykle nielicznie (od 1 do 96 os.), choć w niektórych jeziorach, jak na przykład w płytkim i silnie zeutrofizowanym jeziorze Brody położonym w województwie lubuskim, był dominantem w biomasie zespołu ryb (Traczuk i in. 2024b). Jego liczebność wzrasta wraz ze wzrostem trofii badanych jezior. Grabowska i in. (2010) oraz Szlakowski i in. (2019) wykazali, że gatunek ten był pospolity i najliczniejszy wśród gatunków obcych w rzekach Polski. Gatunek ten został umyślnie wprowadzony do wód polskich w celach ekonomicznych.

Współczynnik kondycji Fultona może przyjmować różne wartości w zależności od gatunku, jego aktywności żerowania, miejsca występowania oraz wieku (Indrayani i in.

2023). Optymalny wzrost i kondycję ryb obserwuje się w środowisku obfitującym w pokarm (Jisr i in. 2018). Jednak różne czynniki biotyczne i abiotyczne mogą wpływać na jego dostępność (Morato i in. 2001, Jisr i in. 2018, Indrayani i in. 2023). W Jeziorze Ełckim współczynnik kondycji czterech gatunków ryb wahał się w szerokim zakresie (0,51–1,43). Średnie wartości współczynnika były najwyższe u okonia (0,98), zaś najniższe u sandacza (0,67). Okoń charakteryzował się również największą zmiennością tego współczynnika.

Brak danych porównawczych odnoszących się do struktury zespołów ryb Jeziora Ełckiego ze wcześniejszych lat uniemożliwia oszacowanie ewentualnych zmian zachodzących w zespole na skutek przeprowadzonej rekultywacji. Badania ichtiofauny przeprowadzono w płosie południowym, zaś rekultywacja jeziora miała miejsce w płosie północnym. W przyszłości należałoby, zatem, wykonać badania na obu płosach w okresie letnim w celu porównania struktury i obfitości zespołów ryb oraz oceny stanu Jeziora Ełckiego.

Badania zostały sfinansowane przez Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza – Państwowy Instytut Badawczy w Olsztynie w ramach statutowej działalności badawczej (zadanie statutowe nr Z-016). Część badań została przeprowadzona z wykorzystaniem sprzętu zakupionego w ramach projektu KPO.01.19-IP.04-0017/23.

Literatura

- Bańkowska A. 2007 – Ocena skuteczności struktur BIO-HYDRO w rekultywacji Jeziora Ełckiego – Przegląd Nauk. Inżynieria i Kształtowanie Środowiska 4(38): 23-27.
- Bańkowska A. 2008 – Efekty rekultywacji Jeziora Ełckiego metodą sztucznego napowietrzania i chemicznej dezaktywacji fosforu – Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 532: 19-29.
- Białokoz W., Krzywosz T. 1992 – Struktura ichtiofauny w jeziorach Wigierskiego Parku Narodowego – W: Jeziora Wigierskiego Parku Narodowego. Stan eutrofizacji i kierunki ochrony (Red.) B. Zdanowski, Wyd. Ossolineum, Wrocław: 153-162.
- Brylińska M. 2000 – Ryby słodkowodne Polski – PWN, Warszawa.
- Carlson R.E. 1977 – A trophic state index for lakes – Limnology and Oceanography 22: 361-369.
- Chybowski Ł., Białokoz W. 1999 – Dynamika zespołów ichtiofauny jeziora Wigry – W: Funkcjonowanie i ochrona ekosystemów wodnych na obszarach chronionych (Red.) B. Zdanowski, M. Kamiński, A. Martyniak, Wyd. IRS, Olsztyn: 521-526.
- Colby P.J., Spangler G.R., Hurley D.A., McCombie A.M. 1972 – Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 29: 975-983.
- Dunalska J.A. 2019 – Rekultywacja jezior - teoria i praktyka – Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska 148, Wydawnictwo Polskiej Akademii Nauk.

- Dunalska J.A. 2020 – Badania wody oraz pomiary hydrologiczne rzeki Ełk oraz dopływu z jeziora Sunowo pod kątem oceny źródeł zanieczyszczeń wraz ze sporządzeniem projektu koncepcyjnego ochrony wód płynących – Raport Końcowy, UWM, Olsztyn.
- Ejsmont-Karabin J., Grabowska M., Węgleńska T., Malinowska H. 2009 – Ocena skutków ekologicznych rekultywacji płosa północnego Jeziora Ełckiego metodą ograniczenia dopływów fosforu z głębinowych osadów dennych i z Jeziora Sunowo – Stacja Hydrobiologiczna, Centrum Badań Ekologicznych PAN, Mikołajki, Maszynopis.
- Ejsmont-Karabin J., Kalinowska K., Karabin A., Kornatowska R., Kufel I. 2001 – Ocena skutków ekologicznych rekultywacji płosa północnego Jeziora Ełckiego metodą ograniczenia dopływów fosforu z głębinowych osadów dennych i z Jeziora Sunowo. Wyniki badań prowadzonych w latach 1999-2001. Stacja Hydrobiologiczna, Instytut Ekologii PAN, Mikołajki, Maszynopis.
- Głowaciński Z. 2022 – Red list of Polish vertebrates – updated version (1st and 2nd decade of the 21st century) – *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 78: 28-67.
- Gozlan R.E., Britton J.R., Cowx I., Copp G.H. 2010 – Current knowledge on non-native freshwater fish introductions – *Journal of Fish Biology* 76: 751-786.
- Grabowska J., Kotusz J., Witkowski A. 2010 – Alien invasive fish species in Polish waters: an overview – *Folia Zoologica* 59: 73-85.
- Hliwa P. 2011 – Obecne inwazyjne gatunki ryb jako zagrożenie dla zrównoważonego rozwoju – W: Ocena i ochrona bioróżnorodności wód (Red.) M. Jankun, G. Furgała-Selezniow, M. Woźniak, A. Wiśniewska, Agencja Wydawnicza „Argi”, Wrocław: 191-196.
- Hliwa P., Błażejowski M. 2016 – Zagrożenia związane z obecnością obcych inwazyjnych gatunków ryb w wodach otwartych w kontekście regulacji prawnych dla wędkarzy – *Roczniki Naukowe PZW*: 66-78.
- Hliwa P., Martyniak A., Kucharczyk D., Sebestyen A. 2002 – Food preferences of juvenile *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) from Kis-Balaton Reservoir – *Archives of Polish Fisheries* 10: 121-127.
- Indrayani E., Hamuna B., Agamawan L.P.I. 2023 – Length-weight relationship and condition factors of eight fish species caught by traditional Papuan Fishers in Youtefa Bay, Indonesia – *European Journal of Ecology* 9(2): 9-16.
- Jisr N., Younes G., Sukhn C., El-Dakdouki M.H. 2018 – Length-weight relationships and relative condition factor of fish inhabiting the marine area of the Eastern Mediterranean city, Tripoli-Lebanon – *Egyptian Journal of Aquatic Research* 44(4): 299-305.
- Kalinowska K., Napiórkowska-Krzebietke A., Ulikowski D., Bogacka-Kapusta E., Stawecki K., Traczuk P. 2021 – Zimowy kontra letni plankton i ichtiofauna jezior dystroficznych na tle warunków środowiskowych – *Komunikaty Rybackie* 2: 27-32.
- Kalinowska K., Ulikowski D., Kozłowski M., Traczuk P., Szkudlarek M., Stawecki K., Kapusta A. 2024 – Jakie gatunki i ilości ryb łowi się w jeziorach w ramach monitoringu ichtiofauny w celu oceny stanu ekologicznego jezior? – *Komunikaty Rybackie* 6(203): 18-27.
- Kalinowska K., Ulikowski D., Traczuk P., Kozłowski M., Kapusta A. 2023 – Bogactwo gatunkowe ryb w wodach jezior Polski – *Komunikaty Rybackie* 1(192): 11-16.
- Kapusta A., Bogacka-Kapusta E., Czarkowski T. K., Czarnecki B., Duda A., Hutorowicz J., Jarmołowicz S., Napiórkowska-Krzebietke A., Prusińska M., Stawecki K., Traczuk P., Wiszniewski G. 2021 – Czy typ użytkowania rybackiego ma wpływ na strukturę zespołów ryb w jeziorach północnej Polski? – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2020 roku w świetle uwarunkowań gospodarczych, ekonomicznych i środowiskowych (Red.) A. Kowalska, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 99-109.

- Kapusta A., Morzuch J., Bogacka-Kapusta E., Pająkowski J. 2012 – Ichtiofauna jeziora Mukrz w rezerwacie przyrody „Cisy Staropolskie im. Leona Wyczółkowskiego” w Wierchlesie – Chrońmy Przyrodę Ojczyzną 68: 435-442.
- Konečná M., Smith C., Reichard M. 2010 – Population and individual consequences of breeding resource availability in the European bitterling (*Rhodeus amarus*) – Behavioral Ecology and Sociobiology 64: 1069-1079.
- Kostrzewa J., Grabowski M. 2003 – Opportunistic feeding strategy as a factor promoting the expansion of racer goby (*Neogobius gymnotrachelus* Kessler, 1857) in the Vistula basin – Lauterbornia 48: 91-100.
- Kottelat M., Freyhof J. 2007 – Handbook of European freshwater fishes – Publications Kottelat, Cornol, Switzerland.
- Kozłowski J., Chybowski Ł., Poczyczyński P. 2008 – Ichtiofauna jeziora Hańcza – W: Środowisko i ichtiofauna jeziora Hańcza (Red.) J. Kozłowski, P. Poczyczyński, B. Zdanowski, Wyd. IRS, Olsztyn: 121-124.
- Kujawa R. 2015 – Rozwój zarodków oraz larw różanki (*Rhodeus sericeus*) uzyskanych w efekcie rozrodu kontrolowanego – W: Podchowy Organizmów Wodnych-Osiągnięcia, Wyzwania, Perspektywy (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, Wyd. IRS, Olsztyn: 179-188.
- Kujawa R., Piech P. 2021 – Rearing of bitterling (*Rhodeus amarus*) larvae and fry under controlled conditions for the restitution of endangered populations – Animals 11, 3534.
- Lyach R., Remr J. 2019 – The effects of environmental factors and fisheries management on recreational catches of perch *Perca fluviatilis* in the Czech Republic – Aquatic Living Resources 32: 15.
- Mills M.D., Rader R.B., Belk M.C. 2004 – Complex interactions between native and invasive fish: the simultaneous effects of multiple negative interactions – Oecologia 141: 713-721.
- Morato T., Afonso P., Loirinho P., Barreiros J.P., Sanstos R.S., Nash R.D.M. 2001 – Length weight relationships for 21 coastal fish species of the Azores, Northeastern Atlantic – Fisheries Research 50(3): 297-302.
- Mozsár A., Boros G., Sály P., Antal L., Nagy S.A. 2014 – Relationship between Fulton's condition factor and proximate body composition in three freshwater fish species – Journal of Applied Ichthyology 31: 315-320.
- Przybylski M. 2000 – Różanka – W: Ryby Śłodkowodne Polski (Red.) M. Brylińska, PWN, Warszawa: 233-237.
- Przybylski M., Reichard M., Spence R., Smith C. 2007 – Spatial distribution of oviposition sites determines variance in the reproductive rate of European bitterling (*Rhodeus amarus*) – Behaviour 144: 1403-1417.
- Robak S., Białokoz W., Chybowski Ł. 2004 – Ichtiofauna – W: Ekosystemy wodne Parku Narodowego „Bory Tucholskie” (Red.) B. Zdanowski, A. Hutorowicz, W. Białokoz, Wyd. IRS, Olsztyn: 233-240.
- Rudnicki A., Waluga J., Waluś T. 1971 – Rybactwo jeziorowe – PWRiL, Warszawa, 403 s.
- Skov C., Jansen T., Arlinghaus R. 2017 – 62 years of population dynamics of European perch (*Perca fluviatilis*) in a mesotrophic lake tracked using angler diaries: the role of commercial fishing, predation and temperature – Fisheries Research 195: 71-79.
- Smith C., Reichard M., Jurajda P., Przybylski M. 2004 – The reproductive ecology of the European bitterling (*Rhodeus sericeus*) – Journal of Zoology 262: 107-124.

- Szpakowski J., Adamczyk M., Buras P., Ligęza J., Prus P., Wiśniewski W. 2019 – Gatunki obce w monitoringu ichtiofauny w rzekach Polski w latach 2011-2018 – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2018 roku. Uwarunkowania ekonomiczne i środowiskowe (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. IRS, Olsztyn: 89-105.
- Traczuk P., Kalinowska K., Ulikowski D., Kapusta A. 2024a – Chronione gatunki ryb występujące w jeziorach Polski w latach 2014-2021 – Komunikaty Rybackie 1(198): 13-17.
- Traczuk P., Kalinowska K., Ulikowski D., Kapusta A. 2024b – Obce gatunki ryb występujące w jeziorach Polski w latach 2014-2021 – Komunikaty Rybackie 2(199): 7-12.
- Trella M., Wołos A. 2022 – Presja i połowy wędkarskie w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2021 roku – W: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2021 roku. Uwarunkowania gospodarcze, ekonomiczne, środowiskowe i klimatyczne (Red.) A. Cejko, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 115-125.
- Ulikowski D., Chybowski Ł., Kalinowska K. 2019 – Możliwy wpływ ocieplenia klimatu na nasilenie się zjawiska przyduszy letniej w jeziorach i anomalie w zachowaniu pokarmowym sielawy – Komunikaty Rybackie 4: 5-12.
- Ulikowski D., Traczuk P., Kalinowska K. 2022 – Charakterystyka populacji inwazyjnego gatunku sumika karłowatego *Ameiurus nebulosus* w mezotroficznym jeziorze Jegocinek (Polska północno-wschodnia) – Komunikaty Rybackie 1 (186): 14-19.
- Williams J.E. 2000 – The coefficient of condition of fish. Chapter 13 – W: Manual of fisheries survey methods II: with periodic updates (Red.) J.C. Schneider. Fisheries Special Report 25, Michigan Department of Natural Resources, Ann Arbor.
- Witkowski A., Kotusz J., Przybylski M. 2009 – Stopień zagrożenia słodkowodnej ichtiofauny Polski: Czerwona lista minogów i ryb - stan 2009 – Chrońmy Przyrodę Ojczyzną 65(1): 33-52.
- 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 i A. Wołos. Wyd. IRS Olsztyn: 9-20.

Sytuacja zdrowotna ryb słodkowodnych w północno-wschodniej Polsce w latach 2018-2022

Joanna Żebrowska¹, Piotr Gomułka², Elżbieta Terech-Majewska³

¹Zakład Higieny Weterynaryjnej w Olsztynie

²Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Katedra Higieny Zwierząt i Środowiska

³Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Wydział Nauk Biologicznych i Weterynaryjnych

Wstęp

W ostatnich latach obserwuje się rosnące znaczenie wpływu zmian klimatycznych na stan zdrowotny ryb słodkowodnych, szczególnie w kontekście akwakultury oraz ryb żyjących w wodach otwartych. Wzrost średnich temperatur wód i/lub pogarszająca się jakość środowiska wodnego mają istotny wpływ na funkcjonowanie organizmów wodnych, czyniąc je bardziej podatnymi na choroby (Alborali 2006, Karvonen i in. 2010). Nawet niewielkie zmiany temperatury wody mogą zaburzać metabolizm i fizjologię ryb, co może mieć konsekwencje dla ich wzrostu, płodności lub zachowań żywieniowych (Alborali 2006, Marcogliese 2008). Wzrost temperatury wody powoduje, że ryby ulegają stresowi termicznemu, co czyni je bardziej podatnymi na infekcje bakteryjne (ze strony patogenów oportunistycznych, takich jak *Aeromonas* spp. lub *Pseudomonas fluorescens*) oraz inwazje pasożytnicze (najczęściej ze strony orzęsków, takich jak *Trichodina* spp., *Ichthyophthirius multifiliis*, czy też przywr *Dactylogyrus* spp., *Gyrodactylus* spp.), a także degradując ich siedliska środowiskowe, obniżając stężenie tlenu oraz zmieniając poziom składników odżywczych w wodzie oraz pokarmie naturalnym (Beaz-Hidalgo i in. 2012). Należy jednak wziąć pod uwagę, że przy wyższej temperaturze wody wiele bakterii i pasożytów replikuje się z większą szybkością, w związku z czym może ich być więcej, co sprzyja rozprzestrzenianiu się chorób zakaźnych (Marcos-López i in. 2010). W związku z tym oczekiwany w kolejnych dekadach wzrost temperatury może przyczy-

nić się do utrudnionej kontroli chorób endemicznych, które staną się bardziej powszechne i trudne do eliminacji w populacjach ryb o obniżonej odporności (Marcos-López i in. 2010). Niepokojący jest również fakt, iż wraz ze wzrostem liczby zakażeń bakteryjnych następuje wzrost zużycia antybiotyków, co w dużym stopniu powoduje rozprzestrzenianie się oporności w populacji szczepów patogennych, jak i saprofitycznych.

Ryby bytujące w wodach naturalnych oraz hodowlanych są nieustannie narażone na kontakt z licznymi drobnoustrojami, które różnią się między sobą zakresem występowania, jak i potencjałem patogennym. Wiele z nich stanowi integralny element naturalnej mikroflory środowiska wodnego, uczestnicząc w jego równowadze biologicznej. Należy jednak podkreślić, że nawet bakterie uznawane za niskopatogenne mogą w sprzyjających warunkach - szczególnie przy osłabieniu odporności ryb spowodowanym stresem środowiskowym, złymi warunkami zoohigienicznymi lub wysokim zagęszczeniem - prowadzić do rozwoju chorób, powodując znaczne straty w produkcji akwakultury. Wśród najczęściej izolowanych patogenów bakteryjnych ryb słodkowodnych należy wymienić: *P. fluorescens*, *Aeromonas salmonicida*, *Aeromonas sobria*, *Aeromonas hydrophila*, *Shewanella putrefaciens*, *Renibacterium salmoninarum*, *Yersinia ruckeri* czy *Flavobacterium* spp.

Oprócz zakażeń bakteryjnych, istotnym zagrożeniem dla zdrowia ryb słodkowodnych pozostają również inwazje pasożytnicze, które stanowią istotny czynnik obniżający kondycję ryb, a w warunkach hodowlanych – także efektywność produkcji. W Polsce wyróżnia się wiele gatunków pasożytów, z których część wykazuje wysoką swoistość gatunkową, atakując jedynie wybrane gatunki ryb, inne zaś cechują się szerokim zakresem żywicieli. W wodach śródlądowych występują najczęściej orzęski z rodzaju *Chilodonella*, *Trichodina*, *Epistylis*, *Apiosoma*, *Ichthyophthirius multifiliis*, ale również tasiemce, przywry np. *Dactylogyrus* spp. oraz *Gyrodactylus* spp., nicienie i skorupiaki.

Celem pracy była analiza wyników badań kontrolnych przeprowadzonych w Pracowni Badań Patologicznych Chorób Zwierząt, Zakładu Higieny Weterynaryjnej w Olsztynie oraz ocena sytuacji zdrowotnej ryb przeznaczonych do zarybień wód otwartych oraz pochodzących z tych wód w latach 2018-2022.

Materiały i metody

Materiał do analizy stanowiły wyniki badań parazytologicznych oraz bakteriologicznych ryb przeznaczonych na zarybianie wód otwartych oraz pochodzących z tych wód, zlokalizowanych w północno-wschodniej Polsce, zgromadzonych w archiwum Zakładu Higieny Weterynaryjnej w Olsztynie.

Badania parazytologiczne wykonywano na podstawie procedury badawczej nr PB/DP/16 „Badania parazytologiczne ryb słodkowodnych”. Badania te obejmowały obserwacje makro- i mikroskopowe. Badania mikroskopowe przeprowadzano metodą obserwacji świeżych preparatów niebarwionych, wykonanych najczęściej z zeszkrobów ze skóry, skrzelii oraz jelit. Preparaty obserwowano pod powiększeniem 60x, 120x, 220x. Pasożyty zliczano w całej powierzchni preparatu, a stopień inwazji opisywano według metodyki przyjętej w ZHW.

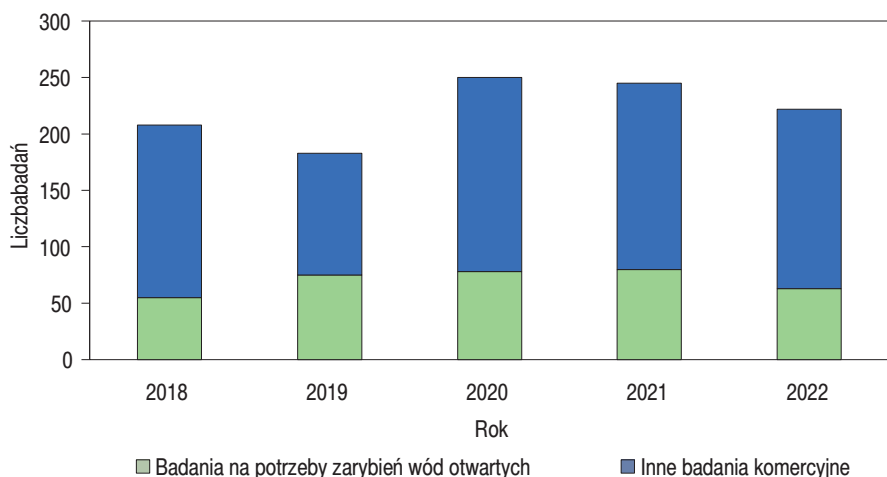
Badania bakteriologiczne w ramach działalności Zakładu Higieny Weterynaryjnej w Olsztynie były wykonywane zgodnie z procedurą badawczą ZHW Olsztyn nr PB/DP/17 „Badanie patogenów bakteryjnych ryb słodkowodnych”. Do badań pobierane były wycinki narządów mięsnych, homogenizowane w płynie PBS, a następnie przesiewane na podłoża agarowe: tryptozowo-sojowy z dodatkiem 5% krwi baraniej (Trypticase Soya Agar – TSA, Oxoid), agar tryptozowo-sojowy (TSA, Oxoid), Mac Conkey w modyfikacji Henriksena (ZHW, Biocorp), podłoże wybiórcze do izolacji *Aeromonas* spp. w modyfikacji Ryan (ZHW, Biocorp) oraz podłoże wybiórcze Kinga B do izolacji *Pseudomonas* spp. (ZHW, Biocorp). Posiewy inkubowano w temp. $27^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ przez 24-72 h. Następnie z hodowli płytkowej izolowano pojedyncze kolonie, a następnie identyfikowano fenotypowo za pomocą testów biochemicznych: API 20 Strep, API E, API NE, API ID Staph oraz oprogramowania APIWEB (BioMérieux). Dodatkowo wykorzystano karty GN i GP w systemie VITEK 2 Compact.

Antybiotykooporność określono metodą dyfuzyjno-krążkową na podłożu Mueller-Hintona, zgodnie z zaleceniami EUCAST (2020). Do badań użyto krążków z: neomycyną, enrofloksacyną, kolistyną, florfenikolem, doksycykliną, oksytetracykliną, flumechiną, sulfametoksazolem + trimetoprimem, streptomycyną, norfloksacyną oraz gentamycyną. Wyniki testu interpretowano jako wrażliwe (W), słabowrażliwe (S) oraz odporne (O), zgodnie z metodyką przyjętą w Zakładzie Higieny Weterynaryjnej w Olsztynie - PB/DP/06 „Określanie lekowrażliwości drobnoustrojów”.

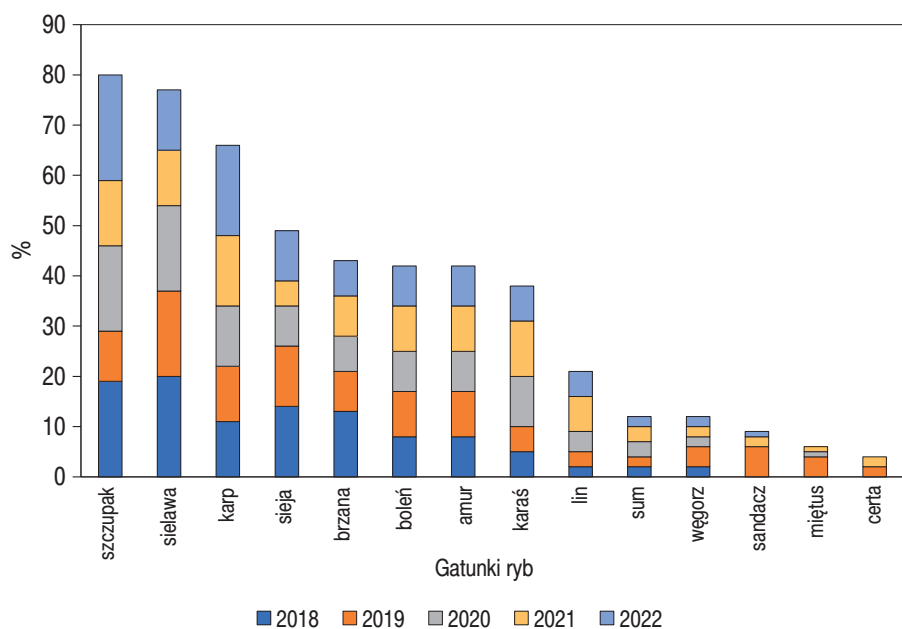
Wyniki

Analiza wyników badań przeprowadzonych w Zakładzie Higieny Weterynaryjnej w Olsztynie – badania retrospektywne

Wartości liczbowe przeprowadzonych badań bakteriologicznych i parazytologicznych przeprowadzonych w okresie 2018-2022 przedstawiono na rysunku 1. Łącznie przeanalizowano 1108 partii ryb. Najmniejszą liczbę analiz zarejestrowano w 2019 roku (183 badania), natomiast największą – w roku 2020 (250 analiz), czyli o 28 analiz więcej



Rys. 1. Badania parazytologiczne oraz bakteriologiczne ryb wykonywane w latach 2018-2022.



Rys. 2. Badane gatunki ryb w celu zarybień wód otwartych lub z tych wód pochodzących w latach 2018-2022

niż w 2022 roku. Analizując liczbę badań wykonanych w związku z potrzebami zarybień, zauważono wzrost tej wielkości do roku 2021 – od 55 analiz w 2018 roku (26% wszystkich badań) do 80 analiz w 2021 roku (32%). W 2022 roku odnotowano spadek liczby przebadanych partii ryb o 21% względem roku poprzedniego.

Na rysunku 2 przedstawiono strukturę gatunkową ryb przeznaczonych do zarybień wód otwartych lub pochodzących z tych wód. Łącznie zidentyfikowano 14 taksonów.

Gatunki drapieżne reprezentowane były głównie przez szczupaka (*Esox lucius*) – 76 przypadków (16% wszystkich analizowanych ryb) oraz sandacza (*Sander lucioperca*), węgorza (*Anquilla anquilla*) i suma (*Sillurus glanis*) (po 8%). Łącznie w latach 2018–2022 ryby drapieżne stanowiły 41% ogółu badanych ryb. Wśród ryb karpiowatych dominowały karp (*Cyprinus carpio*) (13%), lin (*Tinca tinca*) (8%), karaś pospolity (*Carassius carassius*) (4%), amur (*Ctenopharyngodon idella*) i boleń (*Leuciscus aspius*) (po 3%). Ryby z rodziny łososiowatych (sielawa *Coregonus albula* i sieja *Coregonus lavaretus*) stanowiły łącznie 25% wszystkich analizowanych przypadków, przy czym w latach 2018–2019 udział tej grupy przewyższał odsetek ryb karpiowatych. Pozostałe gatunki, takie jak brzana (*Barbus barbus*), certa (*Vimba vimba*) i miętus (*Lota lota*), występowały sporadycznie.

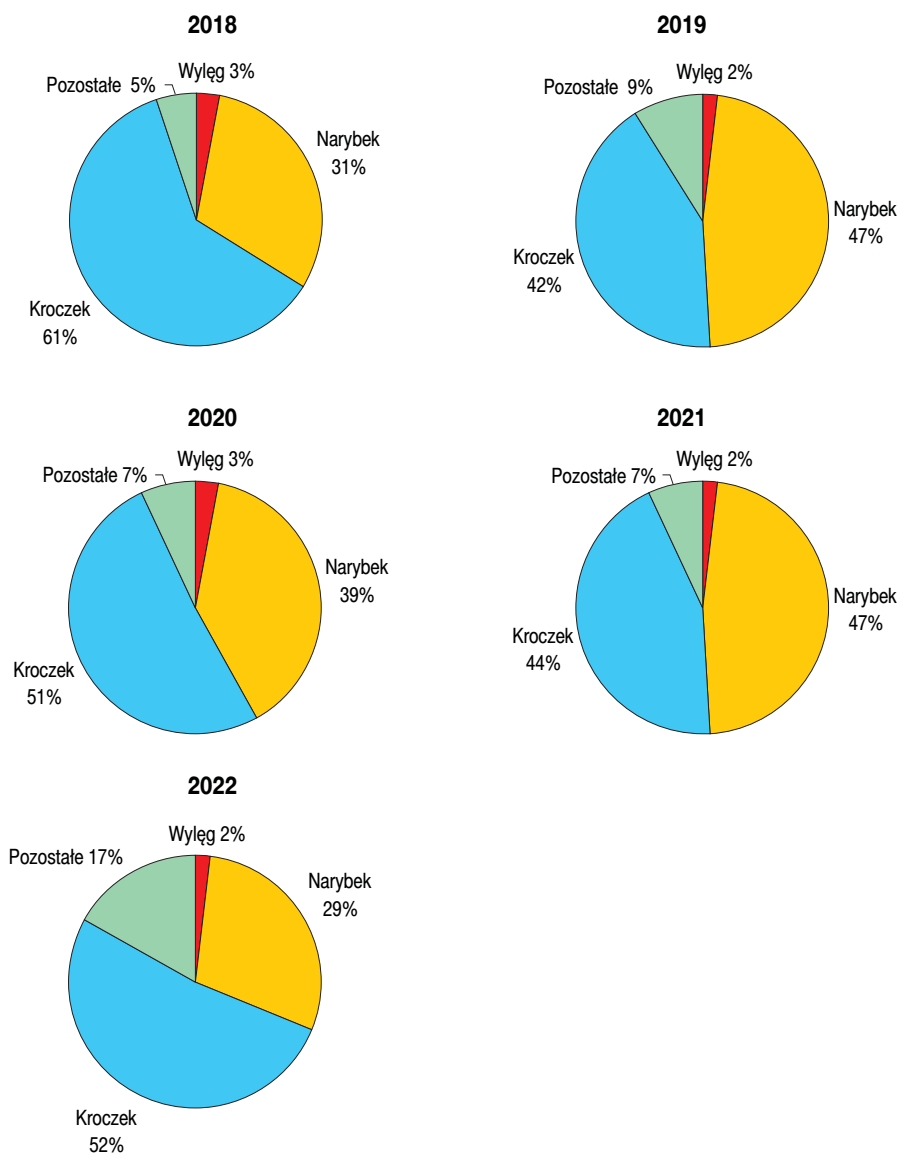
Dodatkowo analiza grup wielkościowych wykazała dominację narybku, szczególnie węgorza (35%) oraz sandacza (24%). Wylęg stanowił nieco mniejszy udział; w tej grupie dominowały osobniki siei i sielawy. Pod względem struktury gatunkowej nie odnotowano istotnych zmian w badanym okresie. Odsetek badanych gatunków ryb wzrastał od 2018 roku (18%) do 2020 roku (23%), natomiast w latach 2021 i 2022 zaobserwowano spadek tej wartości do poziomu 17% w ostatnim roku badań.

Badania parazytologiczne

W latach 2018–2022 inwazje pasożytnicze potwierdzono w 297 przypadkach. Analizując udział procentowy ryb zarażonych pasożytami w różnych grupach wielkościowych, dominował kroczek, a następnie narybek (rys. 3). Udział zarażonych ryb w poszczególnych grupach wynosił odpowiednio: kroczek – około 50%, narybek – 40%, wylęg – 2%, pozostałe stadia – 8%. Najwięcej przypadków chorób pasożytniczych odnotowano w 2021 roku (łącznie 68 przypadków).

W badaniach najczęściej stwierdzano orzęski z rodzaju *Trichodina* spp. (18%) oraz *Trichodinella* spp. (13%). Kolejnym dominującym gatunkiem był *Ichthyophthirius multifiliis* (tab. 1). Nosicielstwo przywr monogenicznych z rodzaju *Dactylogyrus* spp. i *Gyrodactylus* spp. odnotowano w 14% przypadków, przy czym najwięcej pozytywnych wyników uzyskano u węgorza. W kolejnych latach badawczych zauważono tendencję spadkową w zakresie zarażeń tymi pasożytami. Pasożyt *Ichthyobodo* spp., wywołujący chorobę skóry i płetw, wykryto w 22 przypadkach, głównie u wylęgu. Ponadto w analizowanym okresie zauważono spadek częstości występowania pasożytów między innymi *Chilodonella* spp. oraz *Apiosoma* spp.

Najwięcej przypadków chorób pasożytniczych stwierdzono u szczupaka i karpia (rys. 4 i 6). W latach 2018–2022 głównym zagrożeniem dla szczupaka były inwazje *Tri-*



Rys. 3. Udział procentowy ryb zainfekowanych pasożytami w różnych grupach wielkościowych badanych ryb w latach 2018-2022

chodinella spp. oraz *Dactylogyrus* spp. – po 6 przypadków każdy, co stanowiło około 20% wszystkich dodatnich wyników w badaniu parazytologicznym dla tego gatunku. Następnie w 5 oraz 4 przypadkach stwierdzono odpowiednio zarażenia *Ergasilus sieboldii* oraz *Argulus foliaceus*. W analizowanym okresie orzęski *Ichthyophthirius multifiliis* stwierdzono u szczupaka tylko jednokrotnie.

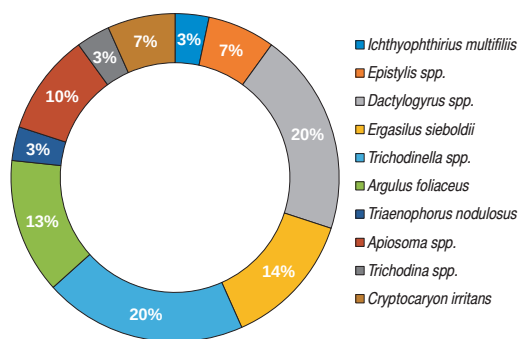
TABELA 1

Udział procentowy gatunków pasożytów ryb stwierdzanych w latach 2018-2022

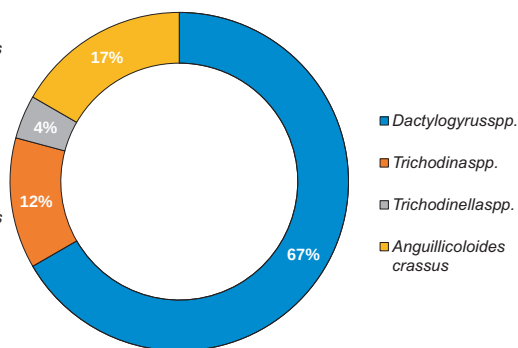
Gatunki pasożytów	Rok					
	2018	2019	2020	2021	2022	Razem
<i>Ichthyophthirius multifiliis</i>	12	13	9	8	11	11
<i>Ichthyobodo necator</i>	5	1	11	2	12	6
<i>Trichodina</i> spp.	11	26	14	27	14	18
<i>Pseudodactylogyrus</i> spp.			3			1
<i>Gyrodactylus</i> spp.	10	4	5	5	6	6
<i>Chilodonella</i> spp.	11	3		2	3	4
<i>Mucophilus</i> spp.	1		2			1
<i>Epistylis</i> spp.	5	11	3	7	2	6
<i>Diplostomum spathaceum</i>			2	2		1
<i>Triaenophorus nodulosus</i>	1			2		1
<i>Spironucleus</i> spp.			3			1
<i>Apiosoma</i> spp.	6	10	11	5	5	7
<i>Dactylogyrus</i>	13	11	5	2	6	8
<i>Azygia lucii</i>			5			1
<i>Ergasilus sieboldii</i>	4				8	2
<i>Bothriocephalus acheilognathi</i>			8		3	2
<i>Trichodinella</i> spp.	19	8	5	17	17	13
<i>Capriniana</i>	3			2	2	1
<i>Goussia carpelli</i>			6			1
<i>Argulus foliaceus</i>		3			3	1
<i>Cryptocaryon irritans</i>			3			1
<i>Khawia sinensis</i>	2	4	2	7	2	3
<i>Asymphyldora</i> spp.		8	3	12	6	5
<i>Anguillicoloides crassus</i>			2	2		1
<i>Thelohanellus piriformis</i>					3	1

U karpia, podobnie jak u szczupaka najczęściej wykrywaną parazytozą była trichodinoza – 39 przypadków (15%) oraz ichthyofitrioza – 21 przypadków (14%). Wysoką częstość występowania odnotowano również dla tasiemca *Khawia sinensis* – 15 przypadków. U badanych karpia stwierdzono również m.in. *Gyrodactylus* spp., *Dactylogyrus* spp., *Chilodonella* spp., *Apiosoma* spp. oraz *Epistylis* spp.

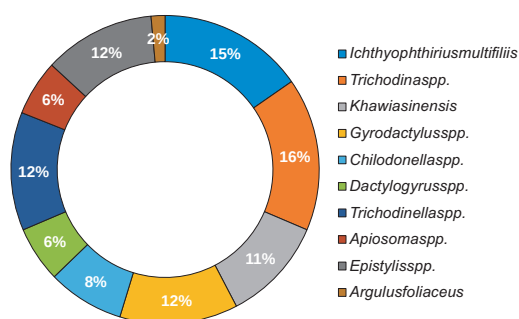
Analiza danych laboratoryjnych wskazała, że głównym zagrożeniem dla węgorza było zarażenie *Dactylogyrus* spp. – 16 przypadków, co stanowiło około 67% wszystkich dodatnich wyników w badaniu parazytologicznym dla tego gatunku (rys. 5). Rzadziej stwierdzano *Trichodina* spp. (16% zakażeń) oraz nicienia *Anguillicoloides crassus* – 4 przypadki.



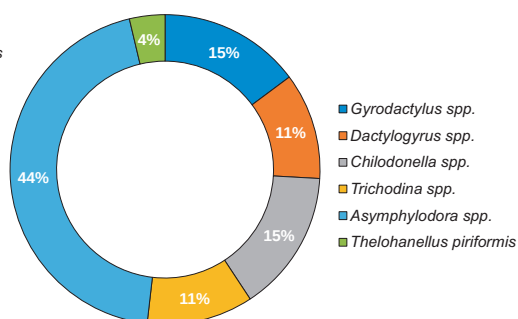
Rys. 4. Gatunki pasożytów szczupaka stwierdzone w latach 2018-2022 (n=33 wszystkich dodatnich wyników w badaniu parazytologicznym dla danego gatunku ryb).



Rys. 5. Gatunki pasożytów węgorza (narybek) stwierdzone w latach 2018-2022 (n=23 wszystkich dodatnich wyników w badaniu parazytologicznym dla danego gatunku ryb).



Rys. 6. Gatunki pasożytów karpia (kroczek) stwierdzone w latach 2018-2022 (n=137 wszystkich dodatnich wyników w badaniu parazytologicznym dla danego gatunku ryb).



Rys. 7. Gatunki pasożytów lina (narybek) stwierdzone w latach 2018-2022 (n=27 wszystkich dodatnich wyników w badaniu parazytologicznym dla danego gatunku ryb).

Kolejnym analizowanym gatunkiem ryb karpiowatych był lin, u którego najczęściej wykrywanym pasożytem w przewodzie pokarmowym była przywra *Asymphylodora* spp. – 12 przypadków (44%), która jest charakterystyczna dla tego gatunku ryb (rys. 7). Ponadto u tego gatunku stwierdzano także obecność *Thelohanellus piriformis* (4%), pasożyta tworzącego cysty między blaszkami skrzelowymi.

Badania bakteriologiczne

Uzyskane wyniki badań bakteriologicznych ryb w latach 2018-2022 przedstawiono w tabeli 2. Najwięcej szczepów bakterii wyizolowano w 2019 roku (40 próbek ze 142 ogółem), a najmniej w 2022 (20 próbek). W latach 2018-2022 najczęściej stwierdzanym patogenem ryb była pałeczka *A. hydrophila* complex – 52 próbki, co stanowiło 37% próbek dodatnich. Bakterie *A. hydrophila* complex izolowano od ryb w różnym wieku i zróżnicowanym asortymencie. W 2022 roku patogen ten był najczęściej izolowany (50%)

TABELA 2

Procentowy udział szczepów bakterii ryb stwierdzanych w latach 2018-2022

Szczepy bakterii	Rok					
	2018	2019	2020	2021	2022	Razem
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	14	5	13	10	20	11
<i>Aeromonas hydrophila</i> complex	28	38	41	29	50	37
<i>Chryseobacterium indologenes</i>	3	3	3			2
<i>Aeromonas sobria</i>	10	13	13	24	10	13
<i>Micrococcus luteus</i>	10	3	3	5		4
<i>Sphingomonas paucimobilis</i>	3	5	3	5		4
<i>Shewanella putrefaciens</i>	3	8	9	5		6
<i>Acinetobacter lwoffii</i>			3	5	5	2
<i>Yersinia ruckeri</i>				3	2	1
<i>Citrobacter freundii</i>		3	3	5		2
<i>Plesiomonas shigelloides</i>	3	10	6	5		6
<i>Brevundimonas vesicularis</i>	3	3			5	2
<i>Edwardsiella tarda</i>		8			5	3
<i>Aeromonas caviae</i>	3					1
<i>Vibrio parahaemolyticus</i>				5		1
<i>Kocuria rosea</i>	3					1
<i>Ochrobacterium anthropi</i>	3	3				1
<i>Hafnia alvei</i>			3			1
<i>Elizabethkingia meningoseptica</i>					5	1
<i>Kocuria rhizophila</i>	3	3				1
<i>Staphylococcus</i> spp.	7	5				1

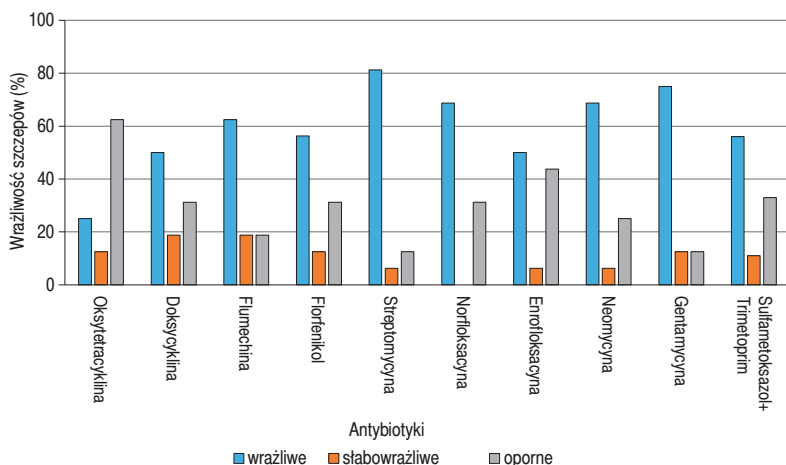
spośród wszystkich izolowanych bakterii. Drugą i trzecią w kolejności bakterią izolowaną od chorych ryb w analizowanych latach była pałeczka *A. sobria* oraz *P. fluorescens* (19 próbek; 13% ogólnej liczby szczepów bakterii/16 próbek; 11% ogólnej liczby szczepów bakterii). W ostatnich latach zaobserwowano coraz liczniejszą izolację drobnoustrojów *Y. ruckeri* oraz *Acinetobacter lwoffii*. Patogen *Y. ruckeri* stwierdzono u karasia, a w 2022 roku po raz pierwszy u tego gatunku odnotowano obecność *Elizabethkingia meningoseptica* (1 próbka). Inne stwierdzone patogeny m.in. G-ujemne (G-): *S. putrefaciens*, *Plesiomonas shigelloides*, *Sphingomonas paucimobilis* oraz Gram-dodatnie (G+): *Micrococcus luteus* występowały sporadycznie. Ponadto od 2020 roku nie izolowano bakterii *Ochrobacterium anthropi*, *Kocuria rhizophila* oraz *Staphylococcus* spp.

Ocena lekowrażliwości

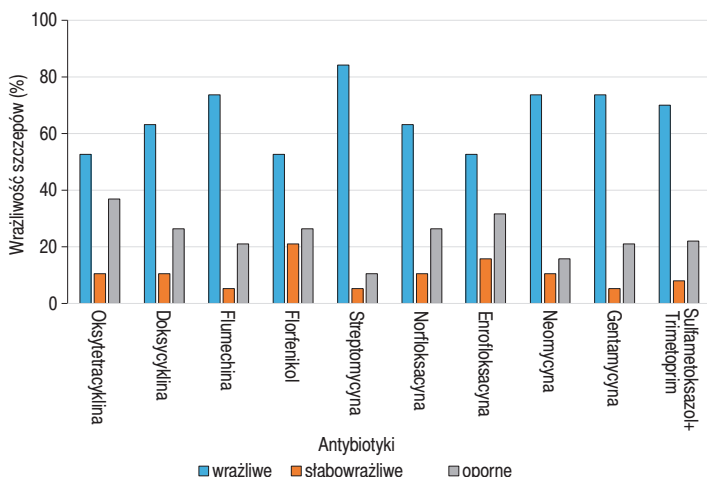
Dotychczasowe badania własne wykazały, że 81% izolatów *P. fluorescens* pochodzących od ryb słodkowodnych wykazywało wrażliwość na streptomycynę, nato-

miast 75% szczepów było wrażliwych na gentamycynę. W przypadku zastosowania sulfametoksazol + trimetoprim 33% szczepów wykazywało oporność. Z kolei 63% izolatów było opornych na oksytetracyklinę, a 44% na enrofloksacynę.

Izolaty *A. sobria* charakteryzowały się podobną lekowrażliwością jak *P. fluorescens*. Wysoką wrażliwość na streptomycynę wykazało 84% szczepów, natomiast 74% było wrażliwych na flumechinę, neomycynę i gentamycynę. Najwyższy odsetek szczepów opornych dotyczył oksytetracykliny (37%) oraz enrofloksacyny (32%). Oba badane gatunki bakterii wykazywały cechy wielooporności – definiowanej jako niewrażliwość na co najmniej jeden antybiotyk z trzech lub więcej grup leków przeciwbakteryjnych. Szczegóły wyników przedstawiono na rysunkach 8 i 9.



Rys. 8. Wrażliwość szczepów bakterii na przykładzie *Pseudomonas fluorescens* wyizolowanych z ryb przeznaczonych na zarybianie wód otwartych lub z tych wód pochodzących (n=16 analiz).



Rys. 9. Wrażliwość szczepów bakterii na przykładzie *Aeromonas sobria* wyizolowanych z ryb przeznaczonych na zarybianie wód otwartych lub z tych wód pochodzących (n=19 analiz)

Dyskusja

Badania retrospektywne

Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że głównymi czynnikami wpływającymi na pogorszenie się stanu zdrowotnego ryb w analizowanym regionie były zakażenia bakteryjne i inwazje pasożytnicze. Zmienność liczby badań w poszczególnych latach może być związana z czynnikami zewnętrznymi – przykładowo spadek liczby analiz w 2019 roku może wynikać z ograniczeń logistycznych i organizacyjnych spowodowanych pandemią COVID-19, co ograniczyło dostarczanie próbek do badań laboratoryjnych.

Struktura gatunkowa ryb analizowanych w kontekście zarybień wód otwartych odzwierciedla zapotrzebowanie na określone grupy ryb, z przewagą gatunków drapieżnych. Jak podają Zakęś i in. (2015) zainteresowanie gatunkami ryb drapieżnych może łączyć się z ich znaczeniem ekologicznym, gospodarczym, ale również sportowym, co znalazło odzwierciedlenie w wysokiej wartości współczynnika udziału tych gatunków dla danego rybackiego typu wód.

Należy zauważyć, iż istotnym czynnikiem wpływającym na stan ichtiofauny, a zatem także ich wykorzystanie gospodarcze, są zmiany klimatyczne. Coraz częściej obserwowanym ich przejawem są krótkie, ciepłe i suche zimy, a w efekcie krótki okres (lub nawet brak) trwania odpowiednio grubej pokrywy lodowej, co zakłóca przebieg i efektywność tarła naturalnego. Jak podaje Wołos (2015) sieja i sielawa są w grupie najbardziej wrażliwych gatunków ryb na pogarszające się warunki środowiskowe.

Analizując różne grupy wielkościowe badanych ryb, większy udział form narybkowych i wylęgowych w badanych partiach ryb jest zgodny z aktualnymi danymi zawartymi w kwestionariuszach statystycznych RRW-23 (Trella i in. 2025).

Badania parazytologiczne

Przeprowadzone badania wskazują, że inwazje pasożytnicze stanowią istotny problem zdrowotny w hodowlach ryb na terenie województwa warmińsko-mazurskiego. Najczęściej diagnozowanymi pasożytami były orzęski z rodzaju *Trichodina*, *Trichodinella* oraz *Ichthyophthirius multifiliis*, co pokrywa się z wynikami innych autorów, np. Bernad i in. (2016), którzy odnotowali dominację trichodinozy (23%) i ichtiofitiriozy (18%) wśród chorób pasożytniczych ryb. W badaniach własnych w 14% stwierdzono nosicielstwo przywr monogenicznych *Dactylogyrus* spp. oraz *Gyrodactylus* spp., w tym najwięcej u węgorza. Jednakże w badaniach Lewandowskiej i in. (2017) najwięcej przypadków przywr monogenicznych stwierdzono u ryb łososiowatych oraz karpowatych, co stanowiło około 30% wszystkich próbek, w których stwierdzono pasożyty. W przypadku kar-

pia, obecność tasiemca *Khawia sinensis* potwierdza jego specyficzność gatunkową i powszechność w krajowych hodowlach. Podobne wyniki uzyskali Lewandowska i in. (2017), którzy uzyskali wysoki odsetek tasiemców u wszystkich ryb karpiowatych. Z kolei wykrycie w badaniach własnych *Epistylis* spp. również wpisuje się w obserwacje Bernad i in. (2018), którzy odnotowali obecność tego pasożyta u ryb karpiowatych w roku 2017.

Z badań własnych wynika, iż głównym zagrożeniem dla węgorza było zarażenie *Dactylogyrus* spp. Podobne wyniki badań uzyskali Terech-Majewska i in. (2016), którzy u węgorza stwierdzili inwazję pasożytniczą *Pseudodactylogyrus* spp. W 34 przypadkach, czyli około 77% wszystkich dodatnich wyników w badaniu parazytologicznym. Przywry skrzelowe, takie jak *Dactylogyrus* spp., *Pseudodactylogyrus* spp., uznaje się za ważny czynnik ryzyka, który w istotny sposób wpływa na zachowanie dobrostanu ryb młodych, dlatego też szczególną uwagę należy zwracać na ochronę ich przed zarażeniem. Zaleca się także stosowanie mikrosit (o średnicy oczek 40 nm) na dopływach oraz w istotnych punktach instalacji w celu wyłapywania jaj pasożyta. Ta mechaniczna metoda jest uzasadniona szczególnie w gospodarstwach obciążonych inwazją endemiczną, gdyż pasożyt nabywa oporność na środki biobójcze, co utrudnia uwalnianie gospodarstw (EFSA 2008). W zależności od gatunku wykazują one także zróżnicowaną oporność na zasolenie oraz temperaturę (Rolbiecki i in. 2008), co dodatkowo może utrudniać zwalczanie. Ponadto wyżej wymienieni autorzy w 7 przypadkach stwierdzili u węgorzy obecność *Trichodina* spp., co również pokrywa się z badaniami własnymi, gdzie stwierdzono 16% zakażeń trichodinozą. Inni autorzy nie stwierdzili obecności nicieni *Anguillicoloides crassus*, które są charakterystyczne dla tego gatunku ryb, natomiast w badaniach własnych stwierdzono 4 takie przypadki. Z kolei Popielarczyk i in. (2012) stwierdzili obecność nicieni u 74,1% badanych ryb odławianych ze środowiska naturalnego (154 szt.). Jest to szybko rozprzestrzeniający się pasożyt zagrażający w populacji węgorza europejskiego, który bytuje w pęcherzu pławnym ryby. Monitorowanie ryb w tym kierunku daje możliwość oceny stopnia zagrożenia, a dla ryb w hodowli także umożliwia przeprowadzenia terapii. Nicień wywołuje stres, wpływa negatywnie na funkcje motoryczne zarażonych ryb oraz funkcje obronne organizmu (Terech-Majewska i in., 2016).

U lina szczególną uwagę zwraca obecność przywry *Asymphyrodora* spp., typowej dla tego gatunku ryb, oraz rzadziej opisywanego *Thelohanellus piriformis*, który tworzy cysty w tkankach skrzelowych, co może znacząco wpływać na komfort życia i wymianę gazową.

Zasadność systematycznych badań parazytologicznych potwierdzają zarówno uzyskane wyniki własne, jak i dane literaturowe. Pasożyty, takie jak *Trichodina* spp. i *Ichthyophthirius multifiliis*, należy traktować nie tylko jako bezpośrednie zagrożenie, lecz także jako potencjalnych wektorów patogenów wtórnych. Ich obecność może sprzyjać wystę-

powaniu zakażeń mieszanych, które znacząco obciążają organizm ryby i utrudniają diagnostykę oraz terapię.

Badania bakteriologiczne

Wyniki badań potwierdzają, że *A. hydrophila complex* pozostaje najczęściej izolowanym czynnikiem etiologicznym w badaniach bakteriologicznych ryb, co jest zgodne z obserwacjami Bernad i in. (2018), którzy uzyskali podobny odsetek izolacji (ok. 23%). Także *P. fluorescens*, który w badaniach własnych był trzecim najczęściej izolowanym patogenem, był dominującym drobnoustrojem według wspomnianych autorów (ok. 26%). Zbliżone dane przedstawiają również Lewandowska i in. (2017), u których te same gatunki drobnoustrojów były również najczęściej wykrywane. W ostatnich latach zaobserwowano coraz liczniejszą izolację drobnoustrojów *Y. ruckeri* oraz *A. lwoffii*. Bakteria *Y. ruckeri* jest głównie czynnikiem etiologicznym jersiniozy ryb łososiowatych, jednak bywa również izolowana od innych gatunków ryb, takich jak karaś, sieja, sielawa. W badaniach własnych patogen ten stwierdzono u karasia. Wyniki badań wskazują, że zakażenia mieszane, szczególnie z udziałem *P. fluorescens*, są coraz częstsze i trudniejsze do diagnostyki. Podobne obserwacje poczynili Bernad i in. (2018), którzy zauważyli, że bakterie Gram-dodatnie występują głównie w zakażeniach mieszanych u ryb starszych, izolowanych ze skóry, skrzel i oraz narządów wewnętrznych. Z uwagi na wysoką zmienność i złożoność zakażeń ryb, zwłaszcza tych nieobjętych monitoringiem urzędowym, zasadne jest systematyczne prowadzenie badań zdrowotnych przez hodowców na wszystkich etapach cyklu produkcyjnego. Taka praktyka umożliwia szybsze wykrywanie zagrożeń, co jest kluczowe w profilaktyce chorób zakaźnych w hodowli ryb.

Lekooporność

Dostępne wyniki dotyczące analizy wrażliwości izolatów bakterii z ryb wskazują na jej znaczne zróżnicowanie, co może być spowodowane brakiem standardowych metod i kryteriów interpretacyjnych dla tych drobnoustrojów. Szczególnie niepokojące jest pojawianie się szczepów wielolekoopornych, czyli niewrażliwych na co najmniej 1 antybiotyku z 3 lub więcej grup leków przeciwbakteryjnych, aktywnych wobec danego gatunku drobnoustrojów (Chajęcka-Wierzchowska i in. 2017). Truszczyński i Pejsak (2013) twierdzą, że rozprzestrzenianie się opornych bakterii w dużej mierze wynika z obecności zanieczyszczeń środowiskowych, których występowanie ma związek z częstym stosowaniem antybiotyków, między innymi w chowie i hodowli zwierząt, a także z obecnością dużej liczby izolatów bakteryjnych narażonych wcześniej na działanie kilku antybiotyków. Wysoki poziom wrażliwości *P. fluorescens* na streptomycynę i gentamycynę

w badaniach retrospektywnych jest zgodny z obserwacjami Foysala i in. (2011), którzy uzyskali 100% wrażliwości tych szczepów w izolatach z karpi i sumów. Niemniej jednak zaobserwowana znaczna oporność na oksytetracyklinę i enrofloksacynę może wynikać z ich szerokiego stosowania w profilaktyce i leczeniu chorób bakteryjnych u ryb. Odmienne wyniki uzyskali Shabana i in. (2022), którzy potwierdzili wysoką skuteczność chinolonów przeciwko *P. fluorescens*, co może świadczyć o różnicach regionalnych w stosowaniu chemioterapeutyków i wynikającej z tego presji selekcyjnej. Podobnie jak *P. fluorescens*, szczepy *A. sobria* wykazały wysoką wrażliwość na aminoglikozydy (streptomycyna, gentamycyna, neomycyna). Jednak zauważalny jest również znaczny poziom oporności na oksytetracyklinę i enrofloksacynę. Wyniki te potwierdzają obserwacje innych autorów – Schmidt i in. (2000) oraz Gon~i-Urriza i in. (2000) – którzy stwierdzili wysoką częstość oporności *Aeromonas* na tetracykliny. W badaniach Ashiru i in. (2011) aż 100% szczepów *A. sobria* wykazywało oporność na antybiotyki z grupy tetracyklin, co również potwierdza wysoką adaptacyjność tych bakterii do warunków presji antybiotykowej. Niniejsza analiza stopnia oporności bakterii *P. fluorescens* oraz *A. sobria* wyizolowanych od ryb wskazuje na występowanie bakterii wielolekoopornych. W związku z powyższym stale maleje liczba antybiotyków mająca silne działanie przeciwbakteryjne w leczeniu infekcji wywołanych przez bakterie, co może stanowić pośrednio zagrożenie dla zdrowia publicznego w wyniku przeniesienia wielolekoopornych szczepów drogą pokarmową poprzez konsumpcję zanieczyszczonego mięsa ryb. Dlatego też, w przypadkach, gdy jest to możliwe i skuteczne, wskazana jest profilaktyka chorób bakteryjnych przy zastosowaniu szczepionek, ograniczających nadmierne stosowanie antybiotyków.

Wszechobecność w środowisku wodnym różnorodnej flory bakteryjnej oraz różnych gatunków pasożytów utrudnia często zrozumienie zależności pomiędzy różnymi grupami bakterii (w tym szczepów wielolekoopornych) i pasożytów związanych z chorobami ryb. Do głównych warunków predysponujących wystąpienia chorób ryb należą zjawiska stresogenne, związane zarówno ze środowiskiem, jak i manipulacjami związanymi z transportem czy urazami mechanicznymi. Czynniki te osłabiają układ odpornościowy ryb, czyniąc je wrażliwymi na wszelkie infekcje bakteryjne i pasożytnicze.

Pomimo narastających problemów wynikających ze zmian klimatu, w badaniach własnych na przestrzeni analizowanych lat nie stwierdzono znacznego wzrostu występowania chorób bakteryjnych i pasożytniczych u ryb pochodzących z terenu północno-wschodniej Polski. Jednakże, problemem jaki można zaobserwować w ostatnim czasie jest wzrost liczby izolowanych szczepów wielolekoopornych. Mikroorganizmy te są źródłem poważnych zagrożeń zdrowotnych dla ludzi i zwierząt. Stąd też ograniczenie stosowania substancji antybakteryjnych u zwierząt hodowlanych jest jednym z założeń strategii „od pola do stołu”, która jest centralnym elementem Europejskiego Zielonego

Ładu, a którego głównym założeniem jest uczynienie systemów żywnościowych bardziej sprawiedliwymi, zdrowymi i przyjaznymi dla środowiska. Strategia ta ma również na celu wprowadzenie zasad zrównoważonego systemu produkcji żywności, który powinien mieć neutralny lub pozytywny wpływ na środowisko, pomagając m.in. złagodzić zmiany klimatyczne, dostosować się do ich skutków i odwrócić utratę różnorodności biologicznej, a także zapewnić bezpieczeństwo żywnościowe i pozytywnie wpływać na zdrowie publiczne. Cele te mają zostać osiągnięte m.in. poprzez redukcję do 2030 roku co najmniej 50% sprzedaży substancji antybakteryjnych wykorzystywanych w hodowli zwierząt rzeźnych i akwakulturze.

Wnioski

1. U ryb pochodzących z północno-wschodniej Polski najczęściej identyfikuje się pałeczki gram-ujemne *Aeromonas hydrophila* complex, *Aeromonas sobria* oraz *Pseudomonas fluorescens*.
2. Wskazana jest dalsza kontrola parazytologiczna, zwłaszcza w odniesieniu do *Trichodina* spp./*Trichodinella* spp. oraz *Ichthyophthirius multifiliis*.
3. Obserwowane jest systematyczne narastanie zjawiska oporności bakterii na antybiotyki grożące w odległej perspektywie brakiem możliwości skutecznego leczenia.

Literatura

- Alborali L. 2006 - Climatic variations related to fish diseases and production - Veterinary Research Communications 30: 93-97.
- Ashiru A.W., Uaboi-Egbeni P.O., Oguntowo J.E., Idika C.N. 2011 - Isolation and antibiotic profile of *Aeromonas* species from tilapia fish (*Tilapia nilotica*) and catfish (*Clarias betrachus*) - Pakistan Journal of Nutrition 10(10): 982-986.
- Beaz-Hidalgo R., Figueras M.J. 2012 - Molecular detection and characterization of furunculosis and other *Aeromonas* fish infections - Health and Environment in Aquaculture: 97-132.
- Bernad A., Terech-Majewska E., Szypczyńska K., Pajdak J., Schulz P., Siwicki A.K. 2016 - Występowanie inwazji *Ichthyophthirius multifiliis* u ryb hodowlanych w województwie warmińsko-mazurskim w latach 2014-2015 - Komunikaty Rybackie 3(152): 6-12.
- Bernad A., Józefowska M., Terech-Majewska E., Pajdak-Czaus J., Schulz P., Siwicki, A.K., 2018 - Choroby zakaźne i pasożytnicze rozpoznawane u ryb hodowlanych w województwie warmińsko-mazurskim w 2017 roku - Komunikaty Rybackie 3(164): 1-6.
- Chajęcka-Wierzchowska W., Zadernowska A., Łaniewska-Trokenheim Ł. 2017 - Oporność na antybiotyki bakterii z rodzaju *Enterococcus* występujących w żywności - Kosmos 66(1): 67-79.
- EFSA. 2008 - Scientific report of EFSA, Animal welfare aspects of husbandry systems for farmer european eel - Annex to the EFSA Journal 808: 1-48.

- EUCAST. 2020 - Oznaczanie lekowrażliwości metodą dyfuzyjno-krażkową. Wersja 08. http://kor-id.nil.gov.pl/pdf/2020_v_8_Metoda_dyf-kraz_strona.pdf
- Foyssal M.J., Rahman M.M., Alam M. 2011 - Antibiotic sensitivity and in vitro antimicrobial activity of plant extracts to *Pseudomonas fluorescens* isolates collected from diseased fish - International Journal of Natural Sciences 1(4): 82-88.
- Gon-i-Urriza M., Capdepuy M., Arpin C., Raymond N., Caumette P., Quentin C. 2000 - Impact of an urban effluent on antibiotic resistance of riverine *Enterobacteriaceae* and *Aeromonas* spp. - Applied and Environmental Microbiology 66(1): 125-132.
- Karvonen A., Rintamäki P., Jokela J., Valtonen E.T. 2010 - Increasing water temperature and disease risks in aquatic systems: climate change increases the risk of some, but not all, diseases - International Journal for Parasitology 40(13): 1483-1488
- Lewandowska A., Bogurska A., Choraży R., Nyk J., Mazur W. 2017 - Patogeny infekcyjne i inwazyjne diagnozowane u ryb pochodzących z ośrodków hodowlanych na terenie Pomorza Środkowego w latach 2013-2016 - Komunikaty Rybackie 4: 21-22.
- Marcogliese D.J. 2008 - The impact of climate change on the parasites and infectious diseases of aquatic animals - Revue Scientifique et Technique 27(2): 467-484.
- Marcos López M., Gale P., Oidtmann B.C., Peeler E.J. 2010 - Assessing the impact of climate change on disease emergence in freshwater fish in the United Kingdom - Transboundary and Emerging Diseases 57(5): 293-304.
- Popielarczyk R., Robak S., Siwicki A.K. 2012 - Infection of European eel, *Anguilla anguilla* (L.), with the nematode *Anguillicoloides crassus* (Kuwara, Niimi et Itagaki, 1974) in Polish Waters - Polish Journal of Veterinary 15: 253-257.
- Rolbiecki L., Bartel R., Rokicki J. 2008 - The nematode parasite, *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi et Itagaki, and the monogenean gill parasite, *Pseudodactylogyrus anguillae* (Yin et Sproston), in eel, *Anguilla anguilla* (L.) - Archives of Polish Fisheries 16: 221-226.
- Schmidt A.S., Bruun, M.S., Dalsgaard I., Pedersen K., Larsen J.L. 2000 - Occurrence of antimicrobial resistance in fish-pathogenic and environmental bacteria associated with four Danish rainbow trout farms - Applied and Environmental Microbiology 66(11): 4908-4915.
- Shabana B.M., Elkenany R.M., Younis G. 2022 - Sequencing and multiple antimicrobial resistance of *Pseudomonas fluorescens* isolated from Nile tilapia fish in Egypt - Brazilian Journal of Biology 84: 1-9.
- Terech-Majewska E., Bernad A., Robak S., Pajdak J., Schulz P., Siwicki A.K., Szweda W. 2016 - Czynniki bakteryjne i pasożytnicze diagnozowane u węgorza europejskiego w Polsce w latach 2010-2014 w warunkach podchowu kontrolowanego - Medycyna Weterynaryjna 72(10): 647-651.
- Trella M., Draszkievicz -Mioduszevska H., Wołos A. 2025 - Gospodarka Rybacka w śródlądowych wodach płynących w 2023 roku. Cz. 2. Charakterystyka zarybień - Komunikaty Rybackie 1(204): 1-5.
- Truszczyński M., Pejsak Z. 2013 - Dynamika rozwoju antybiotykooporności bakterii odzwierzęcych - Życie Weterynaryjne 88(7): 535-538.
- 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 i A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 125-134.
- 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 i A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 183-198.

WSPÓŁTWORZYLI NASZE KONFERENCJE

Maciej Mickiewicz i Jacek Kozłowski ††

Rok 1647 był to dziwny rok, w którym rozmaite znaki na niebie i ziemi zwiastowały jakieś klęski i nadzwyczajne zdarzenia.... Tak zaczyna się powieść Henryka Sienkiewicza „Ogniem i mieczem”. Początek tego, 2025 roku, też nie był dla nas „rybaków” zbyt łaskawy. 4 lutego, w wieku zaledwie 53 lat, zmarł nagle dr inż. **Maciek Mickiewicz**, który w 1997 roku dołączył do zgranej ekipy Zakładu Bioekonomiki Rybactwa (ZBR), kierowanego przez Profesora Mariana Leopolda. Już rok wcześniej, kiedy Maciek pisał pracę magisterską u naszego Szefa, pomagał mi w zorganizowaniu pierwszej Konferencji Rybackich Użytkowników Jezior (KKRUJ) w hotelu „Perkoz” nad Jeziorem Plusznym, do której po kilkunastu latach dołączyliśmy użytkowników rzek i zbiorników zaporowych, pod akronimem KKRUJRZIZZ. Od drugiej konferencji, w 1997 roku, w Starych Jabłonkach, aktywnie uczestniczył w organizacji 26 z 28 już odbytych corocznych spotkań. Co więcej, przy pomocy wspólnie przygotowanych kwestionariuszy ankietowych zbierał z nami reprezentatywną dla całości rybactwa jeziorowego pulę najważniejszych informacji o stanie rybactwa, w tym wyspecjalizował się w zbieraniu, analizie, prowadzeniu wykładów oraz opisie w monografiach konferencyjnych drobiazgowych danych o przeprowadzonych rok wcześniej zarybieniach jezior.



Konferencja w Krutyniu (2016)

Oprócz takich działań, jak konferencje, referaty i rozdziały w monografiach o zarybieniach Maciek aktywnie uczestniczył we wszystkich naukowych i praktycznych poczynaniach ZBR, żeby tylko wymienić kilka: liczne szkolenia dla praktyki rybackiej, badania statystyczne rybactwa w obwodach rybackich (RRW), udział w kilku projektach w ramach Programu Operacyjnego, w tym kilku tzw. „węgorzowych”, projekt „ryby małowenne”, opiniowanie operatów rybackich, kierowanie zespołem opiniującym, a także poważne wydawnictwa książkowe – diagnoza stanu rybactwa, strategia rozwoju rybactwa do 2030 roku (dla Urzędu Marszałkowskiego Województwa Warmińsko-Mazurskiego), i wiele, wiele innych cennych dla nauki i praktyki opracowań i raportów.

Pod koniec pracy w instytucie, począwszy od pandemii koronawirusa i nieszczęsnej dla niego pracy zdalnej, zaczął się od nas oddalać, a skrawkowe wieści o nim, jakie dochodziły świadczyły tylko o mocno poplątanym życiu, które znalazło w lutym swój nieszczęsny finał.

Nieco humorystycznie zakończę, dodając, że Maciek miał w swoim życiu trzy największe miłości, a były to: synek Franuś, muzyka reggae (był w tym wybitnym znawcą, przez lata pomagał organizować coroczne festiwale reggae w Ostródzie) oraz, niestety, nadto wybujałe ego. Z ego Święty Piotr sobie poradzi, Franuś będzie bił swoje pływackie rekordy, a olsztyńskie cmentarne dzięcioły będą wystukiwać najlepsze melodie mistrza reggae Boba Marley 'a.

Nie minęło od śmierci Maćka pół roku, kiedy Tomek zwiastuje mi drugą sienkiewiczowską „klęskę” – w dniu 29 lipca umiera **Jacek Kozłowski**, emerytowany Profesor UWM. Niecałe trzy tygodnie wcześniej



Konferencja w Jastrzębiej Górze (2017)

zadzwońiłem do Jacka z pytaniem czy podejmie się recenzowania tegorocznej monografii konferencyjnej, którą właśnie zacząłem redagować, a On bez chwili wahania odpowiedział, że oczywiście tak. Nic z tego, złośliwy los przesądził inaczej...

Do najbliższego kręgu przyjaciół Jacka nie należałem, ale rodząca się z wolna, a potem coraz szybciej – zwłaszcza od 2011 roku, kiedy przez wiele lat mieliśmy dofinansowanie konferencji z kolejnych programów operacyjnych – coraz ściślejsza współpraca spowodowała, że zbliżyliśmy się do fajnego koleżeństwa. Pomogły wspólne działania, ale jeszcze bardziej podobne poglądy na rzeczywistość, poczucie humoru i coś co bardzo ceniłem i cenię u naukowców – nie być tzw. ważniakiem, działać uczciwie, ale bez spotykanego u niektórych uniwersyteckich noblistów zwykłego nadęcia. I coś, co może mi się wydaje, ale może być prawdą – traktować całą swoją karierę naukową z przymrużeniem oka, bo ważniejsze od kariery były oryginalny i frapujący cel badawczy i praca w zgranym kolektywie przyjaciół i kolegów.

Wracając do spraw ściśle konferencyjnych, mogę stwierdzić, że było ich kilkanaście – pewnie w połowie referaty i rozdziały w monografiach, a w drugiej połowie recenzje monografii, w których nie było prac zespołów autorskich kierowanych przez Jacka.

Tematyka przedstawianych referatów była zaiste bardzo zróżnicowana, by wymienić tylko prace na temat ichtiofauny i gospodarki rybackiej w jeziorach (zwłaszcza w Legińskim), a także jakże odmienne, jak prezentacja o przestrzennej i czasowej zmienności ichtiofauny w strefie przybrzeżnej Mierzei Wiślanej z 2015 roku czy o liczebności i strukturze płciowej raka błotnego w jeziorze Mutek, wygłoszona przez Jacka w trakcie konferencji z 2017 roku w Jastrzębiej Górze.

Na zakończenie też trochę humorystycznie. Pisząc te krótkie wspomnienia przypomniał mi się nieco skrzeczący tembr głosu, jaki wydawał Jacek przy normalnej rozmowie i wtedy, gdy śmiał się pełną gębą. Zaiste, w tym pierwszym przypadku był to głos niewyspanego lelka, ale już w drugim potężny głos wiosennej krakwy. I do tego, prawie zawsze, kapeluszyk na głowie Profesora UWM.

Prof. dr hab. Arkadiusz Wołos

ISBN 978-83-66805-27-9