

Stacjonarne Studia Doktoranckie
Ekologii i Ochrony Środowiska

Kacper Pyrzanowski

Biologia piskorza *Misgurnus fossilis* (L.)

Biology of weatherfish *Misgurnus fossilis* (L.)

Praca doktorska

wykonana w Katedrze Ekologii i Zoologii
Kręgowców Instytutu Ekologii i Ochrony
Środowiska

Promotor:

- Prof. dr hab. Mirosław Przybylski

Promotor pomocniczy:

- Dr hab. Grzegorz Zięba

Dziękuję wszystkim, którzy przyczynili się do powstania niniejszej rozprawy.

*Szczególne wyrazy wdzięczności składam prof. **Mirosławowi Przybylskiemu** za nieocenioną pomoc, opiekę merytoryczną oraz cenne rady na każdym etapie powstawania pracy.*

*Składam serdeczne podziękowania dr hab. **Małgorzacie Dukowskiej** za zachęcenie mnie do podjęcia studiów doktoranckich, okazane wsparcie oraz poświęcony czas.*

*Dr hab. **Grzegorzowi Ziębie** dziękuję za wskazanie tematu badań, pomoc w pracach terenowych i laboratoryjnych, poświęcony czas, zaangażowanie oraz wsparcie w rozwoju.*

*Mgr **Joannie Leszczyńskiej** dziękuję za wsparcie na każdym etapie powstawania pracy.*

Koleżankom i Kolegom z Katedry Ekologii i Zoologii Kręgowców UŁ dziękuję za życzliwą i przyjazną atmosferę pracy.

Spis treści

1. Wprowadzenie	
1.1. Spis publikacji wchodzących w skład rozprawy doktorskiej	str. 2
1.2. Wstęp	str. 4
1.3. Omówienie publikacji wchodzących w skład rozprawy doktorskiej	str. 6
1.4. Podsumowanie i wnioski	str. 11
2. Introduction	
2.1. List of publications forming the doctoral dissertation	str. 13
2.2. Preface	str. 15
2.3. Synopsis of publications forming the doctoral dissertation	str. 17
2.4. Summary and conclusions	str. 22
3. Literatura	str. 24
4. Załączniki	str. 26
I. Prace wchodzące w skład rozprawy doktorskiej	
II. Dorobek naukowy	
III. Oświadczenia współautorów	

1. Wprowadzenie

1.1. Spis publikacji wchodzących w skład rozprawy doktorskiej

Niniejsza rozprawa doktorska składa się z cyklu sześciu artykułów dotyczących zagadnień związanych ze stanem zachowania i możliwością naturalnej odbudowy populacji piskorza *Misgurnus fossilis* (L.), jego wiekiem i wzrostem, strukturą płciową i płodnością oraz dietą i aktywnością żerowania. Przy każdej pozycji podano wartość współczynnika wpływu Impact Factor aktualny dla roku publikacji oraz punktację Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego po aktualizacji wykazu czasopism naukowych i recenzowanych materiałów z konferencji międzynarodowych z 2021 roku, niezależnie od roku publikacji artykułu. Sumaryczna wartość współczynnika wpływu (IF) publikacji wchodzących w skład rozprawy doktorskiej wynosi 8,64; a suma punktów według punktacji Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego wynosi 410.

W skład cyklu wchodzi następujące prace:

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2015. **Sztuczne urządzenia wodne jako przyrodniczo niedoceniane siedliska występowania zagrożonych gatunków ryb – przykład piskorza *Misgurnus fossilis* na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006.** Chrońmy Przyrodę Ojczystą 71(4): 266–272.

IF₂₀₁₅ = 0 punkty MNiSW = 5

Mój wkład do pracy, której jestem autorem korespondencyjnym, polegał na opracowaniu koncepcji pracy, koordynowaniu i udziale w pracach terenowych, przygotowaniu i analizie danych oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu i konkluzji. Mój udział oceniam na **70%**

Pyrzanowski K., Rejnisz A., Przybylski M., Zięba G. 2020. **Naturalna odbudowa populacji piskorza (*Misgurnus fossilis*) w Pradolinie Bzury-Neru po suszy z 2015 roku.** Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 39(2): 37–53.

IF₂₀₂₀ = 0 punkty MNiSW = 5

Mój wkład do pracy, której jestem autorem korespondencyjnym, polegał na opracowaniu koncepcji pracy, koordynowaniu i udziale w pracach terenowych, przygotowaniu danych i analizie danych oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu i konkluzji. Mój udział oceniam na **70%**

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2020. **Endangered weatherfish (*Misgurnus fossilis*) age and growth is affected by the size of the watercourses.** Journal of Vertebrate Biology (Folia Zoologica) 69(1): 19041. doi:10.25225/jvb.19041

IF₂₀₂₀ = 0,594 punkty MNiSW = 20

Mój wkład do pracy, której jestem autorem korespondencyjnym, polegał na opracowaniu koncepcji pracy, koordynowaniu i udziale w pracach terenowych, wykonaniu analiz laboratoryjnych, przygotowaniu danych, udziale w analizie danych oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu i konkluzji. Mój udział oceniam na **60%**

Pyrzanowski K., Zięba G., Chwatko G., Przybylski M. 2021. **Does habitat otherness affect weatherfish *Misgurnus fossilis* reproductive traits?** European Zoological Journal 88(1): 328–339. doi:10.1080/24750263.2021.1887379

IF₂₀₂₁ = 1,656

punkty MNiSW = 140

Mój wkład do pracy, której jestem autorem korespondencyjnym, polegał na opracowaniu koncepcji pracy, koordynowaniu i udziale w pracach terenowych, przygotowaniu i analizie danych oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu i konkluzji. Mój udział oceniam na **60%**

Pyrzanowski K., Zięba G., Dukowska M., Smith C., Przybylski M. 2019. **The role of detritivory as a feeding tactic in harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*)**. Scientific Reports 9:8467. doi:10.1038/s41598-019-44911

IF₂₀₁₉ = 3,998

punkty MNiSW = 140

Mój wkład do pracy, której jestem autorem korespondencyjnym, polegał na opracowaniu koncepcji pracy, koordynowaniu i udziale w pracach terenowych, udziale w wykonaniu analiz laboratoryjnych, przygotowaniu danych, udziale w analizie danych oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu i konkluzji. Mój udział oceniam na **50%**

Pyrzanowski K., Zięba G., Leszczyńska J., Adamczuk M., Dukowska M., Przybylski M. 2021. **Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish *Misgurnus fossilis***. Ecology and Evolution. doi: 10.1002/ece3.7340

IF₂₀₂₁ = 2,392

punkty MNiSW = 100

Mój wkład do pracy, której jestem autorem korespondencyjnym, polegał na opracowaniu koncepcji pracy, koordynowaniu i udziale w pracach terenowych, udziale w wykonaniu analiz laboratoryjnych, przygotowaniu danych, udziale w analizie danych oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu i konkluzji. Mój udział oceniam na **50%**

Porządek prezentowanych prac wynika z kolejności podejmowanych problemów tj. ochrona, wiek i wzrost, biologia rozrodu i żerowanie piskorza.

1.2. Wstęp

Piskorz *Misgurnus fossilis* (L.) jest niewielką, bentoniczną, słodkowodną rybą z rodziny kozowatych (Cobitidae), której naturalny zasięg występowania obejmuje obszar centralnej i wschodniej Europy (Kottelat i Freyhof 2007). W Polsce piskorz występuje na terenie całego kraju z wyjątkiem rzek górskich (Rembiszewski i Rolik 1975). Typowymi siedliskami występowania tego gatunku są stagnujące, mocno porośnięte roślinnością wodną i szuwarową płytkie zbiorniki wodne, które charakteryzują się piaszczystym dnem pokrytym grubą warstwą osadów organicznych. Dlatego też piskorz najczęściej spotykany jest w wolno-płynących rzekach, kanałach i rowach melioracyjnych, starorzeczach, zanikających jeziorach oraz stawach hodowlanych (Meyer i Hinrichs 2000, Kottelat i Freyhof 2007). Piskorz jest jednym z niewielu europejskich gatunków ryb odpornych na niekorzystne warunki środowiskowe takie jak: niski poziom tlenu i podwyższona temperatura wody (Jakubowski 1958, Drozd i in. 2009). Jego tolerancja niekorzystnych dla wielu gatunków ryb słodkowodnych warunków środowiska związana jest z umiejętnością oddychania powietrzem atmosferycznym (oddychanie jelitowe) oraz zdolnością do zagrzebywania się w podłożu przez co, lepiej niż inne rodzime ryby, potrafi przetrwać krótkotrwałe susze (Boroń 2000, Boroń i in. 2002, Jaroszevska i Dabrowski 2010). Pomimo tego od wielu lat obserwuje się spadek liczebności populacji piskorza na całym obszarze występowania, którego bezpośrednią przyczyną jest utrata siedlisk spowodowana osuszaniem terenów podmokłych, a także działania mające na celu zwiększenie szybkości nurtu, takie jak: regulacja koryta i bagrowanie (Meyer i Hinrichs 2000, Boroń i in. 2004, Hartvich i in. 2010, Belle i in. 2017). W związku z tym piskorz objęty został różnymi formami ochrony. Wymieniony jest w załączniku II Dyrektywy Siedliskowej (European Fauna-Flora-Habitat, Council Directive 92/43/EEC) (E.U. 1992) jako gatunek priorytetowy o kluczowym znaczeniu dla Wspólnoty Europejskiej, a także w załączniku III Konwencji Berneńskiej, obejmującym wykaz gatunków zwierząt, których eksploatacja powinna być regulowana tak, aby populacje tych gatunków były utrzymane na odpowiednim poziomie (Kotusz 1996a). Obecnie w Polsce piskorz jest uznawany za gatunek najmniejszej troski (LC – *ang. least concern*, kategoria zagrożenia IUCN) (Witkowski i in. 2009), a na mocy Rozporządzenia Ministra Środowiska z 2016 roku w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt jest objęty ochroną częściową. Dodatkowo jego status jako gatunku szczególnie cennego dla zachowania bioróżnorodności ichtiofauny podkreślony został poprzez umieszczenie go na wielu europejskich czerwonych listach zagrożonych i chronionych gatunków, w tym w Polskiej

Czerwonej Księdze Zwierząt (Głowaciński 2001), oraz na Czerwonej Liście Ryb i Minogów (Witkowski i in. 2009). Piskorz jest jednym z kilkunastu gatunków ryb słodkowodnych objętych programem monitoringu, którego celem jest rozpoznanie stanu populacji oraz skuteczności działań ochronnych (Mazurkiewicz 2012). Monitoring ten ograniczony jest przede wszystkim do obszarów chronionych i służy określeniu stanu jakości siedlisk piskorza oraz wielkości względnej jego populacji. Monitoring taki nie uwzględnia potrzeby uzyskania podstawowych informacji o biologii gatunku (*ang. life history*) takich jak: struktura płciowa, wiek, tempo wzrostu, płodność i wysiłek reprodukcyjny, żerowanie, preferencje siedliskowe. Bez tych informacji ustalenie skutecznej metody ochrony i poprawy statusu gatunku wydaje się niemożliwe (Kirchhofer i in. 1996, Wootton i in. 2000). Szczegółowe informacje dotyczące biologii gatunku są nieliczne (Kottelat i Freyhof 2007, Froese i Pauly 2019), a dostępne dane dotyczą opisu gatunku oraz podstawowych aspektów jego biologii (Baruš i Oliva 1995, Boroń i in. 2002, Kottelat i Freyhof 2007), morfologii (Kotusz 1996b), preferencji siedliskowych (Meyer i Hinrichs 2000), zagrożeń (Hartvich i in. 2010, Freyhof i Brooks 2011), reintrodukcji (Schreiber i in. 2018a), a także występowania poliploidalności (Drozd i in. 2010). Jednymi z najszerzej opisanych aspektów biologii piskorza są: rozmnażanie, płodność i rozwój larwalny (Geldhauser 1992; Kouril i in. 1996, Adamkova-Stibranyiova i in. 1999, Drozd i in. 2009, Schreiber i in. 2017a). Niedawno ukazało również się kilka publikacji sugerujących przydatność piskorza jako nowego gatunku do badań ekotoksykologicznych w ekosystemach wodnych (Schreiber i in. 2017b, 2018b). Brak informacji o biologii piskorza wynika przede wszystkim z jego specyficznych zachowań oraz wymagań siedliskowych. Piskorz jest gatunkiem trudnym do złowienia, co wynika z jego przydennego trybu życia i zdolności do zagrzebywania się w mule. Zasiedla głównie trudne do eksploracji zbiorniki takie jak: starorzecza, kanały i rowy melioracyjne. Tego typu środowiska są najczęściej pomijane w rutynowych badaniach ichtiofaunistycznych, co skutkuje błędnym rozpoznaniem wielkości populacji oraz brakiem właściwej analizy cech biologii tego gatunku. Ponadto niewielkie zainteresowanie biologią piskorza wynika również z faktu, że gatunek ten nie ma żadnej wartości ekonomicznej. W świetle powszechnie notowanego spadku liczebności populacji piskorza spowodowanego głównie przez zanik odpowiednich siedlisk, konieczne jest uzyskanie bazowych danych na temat jego cech historii życia, które są warunkiem wstępnym racjonalnego planowania ochrony. W obliczu niewystarczającej wiedzy na temat biologii gatunku, celem rozprawy doktorskiej było: uzupełnienie brakujących, szczegółowych informacji o strukturze wiekowej,

charakterystyce wzrostu ryby (zależności między ciężarem a długością ciała), poznanie biologii rozrodu w różnych typach siedlisk, diety i aktywności żerowania w zależności od warunków środowiskowych oraz wielkości osobników. Dodatkowo zbadano stan zachowania populacji piskorza w Pradolinie Bzury-Neru, jednym z niewielu obszarów na terenie Polski Środkowej o wyjątkowo rozbudowanej sieci kanałów melioracyjnych, które są typowymi siedliskami bytowania piskorza. Przeprowadzono również ocenę możliwości naturalnej odbudowy populacji piskorza w sztucznym kanale narażonym na okresowe wysychanie.

Piskorz jest gatunkiem objętym ochroną częściową, dlatego procedura połowu ryb oraz umyślnego zabijania zostały wykonane na mocy zezwoleń na odstępstwa od zakazów w stosunku do dziko występujących zwierząt objętych ochroną gatunkową wydanych przez GDOŚ (DZP-WG.6401.10.2014.bp z dn. 9.05.2014) oraz RDOŚ w Łodzi (WPN-II.6401.268.2014.KW2 z dn. 5.11.2014, WPN-II.6401.238.2014.KW2 z dn. 8.12.2014). Materiał do badań laboratoryjnych nad biologią piskorza został pozyskany podczas czterech połowów, złowiono łącznie 286 osobników. Odłowy dokonane zostały w rzece Ner oraz w Nowym Rowie (rów melioracyjny) wiosną 2015 (kwiecień), a także w Kanale Południowym (rów melioracyjny) latem 2014 (sierpień) oraz wiosną 2015 (maj). Z uwagi na niezwykle wysokie zagęszczenie piskorza w kanałach melioracyjnych (przekraczające często 100 krotnie wartości referencyjne uznawane za wystarczające do uznania stanu populacji za właściwy, wg wskazań GIOŚ) ingerencja w lokalne populacje była nieznaczna i nieistotna z punktu ich zachowania.

1.3. Omówienie publikacji wchodzących w skład rozprawy doktorskiej

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2015. **Sztuczne urządzenia wodne jako przyrodniczo niedoceniane siedliska występowania zagrożonych gatunków ryb – przykład piskorza *Misgurnus fossilis* na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006**. Chrońmy Przyrodę Ojczyzną 71(4): 266–272.

Praca przedstawia aktualną wiedzę na temat liczebności i rozmieszczenia populacji piskorza w Polsce środkowej na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006, na terenie o wyjątkowo rozbudowanej sieci kanałów melioracyjnych. Kompleksowe badania stanu ichtiofauny cieków Pradoliny Bzury-Neru rozpoczęto w roku 2000 i prowadzono je kolejno w latach: 2012-2014 (Ner wraz z dopływami) i 2013-2014 (Bzura wraz z dopływami oraz siecią kanałów i rowów melioracyjnych). Łącznie skontrolowano 57 stanowisk znajdujących się w granicach chronionego obszaru oraz dodatkowo 9 w bezpośrednim jego sąsiedztwie. Na podstawie ustandaryzowanego wskaźnika stanu populacji Pradolina Bzury-Neru została

rozpoznana, jako jeden z niewielu obszarów na terenie Polski, gdzie liczebność piskorza znacznie przekraczała wartości referencyjne ($> 0,01$ os./m²) przyjmowane, jako wystarczające do uznania stanu populacji za właściwy (FV). Ustalono, po raz pierwszy, że w sieci kanałów melioracyjnych piskorz na znacznej części stanowisk osiągał wysokie zagęszczenia często przekraczające 1 os./m² (do 2,1 os./m² w Kanale Południowym). Przeprowadzone kompleksowe odłowy udowodniły, że niedoceniane i często pomijane w badaniach faunistycznych sztuczne urządzenia wodne tj. kanały i rowy melioracyjne są typowymi miejscami występowania piskorza, gdzie jego populacje osiągają znaczne zagęszczenia. Stanowią one obecnie najcenniejsze siedliska dla tego gatunku, odgrywające ważną rolę w stabilizacji populacji. Dodatkowo, w pracy wskazano najczęstsze zagrożenia przyczyniające się do zaniku populacji piskorza takie jak: niszczenie siedlisk, regulacja koryt oraz nadmierne i niewłaściwe przeprowadzanie zabiegów melioracyjnych (odmulanie i bagrowanie). Podczas tych zabiegów ryby wraz z usuniętym osadem wyrzucane są na brzeg. Podstawowe działania ochronne mające na celu zachowanie populacji piskorza w jak najlepszym stanie to przede wszystkim utrzymanie jego siedlisk oraz zaniechanie działań, które mogą powodować ich niszczenie i bezpośrednie zabijanie osobników.

Pyrzanowski K., Rejnisz A., Przybylski M., Zięba G. 2020. **Naturalna odbudowa populacji piskorza (*Misgurnus fossilis*) w Pradolinie Bzury-Neru po suszy z 2015 roku.** Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 39(2): 37–53.

W pracy przedstawiono przebieg naturalnej odbudowy populacji piskorza w sztucznym kanale melioracyjnym (Kanale Południowym) zlokalizowanym na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006 po wystąpieniu suszy hydrologicznej. Przed rokiem 2015 wszystkie parametry oceny stanu zachowania populacji gatunku tj. względna liczebność populacji (2,1 os./m²), struktura wiekowa oraz udział w zespole ryb i minogów istotnie przekraczały wartość referencyjną wskazującą na właściwy stan populacji (FV). Latem (sierpień-wrzesień) 2016 roku w Polsce środkowej wystąpiła susza, w wyniku, której doszło do licznych przesuszeń kanału na długich odcinkach. W konsekwencji, całkowitej degradacji uległa bytująca w nim lokalna populacja piskorza. Kanał Południowy w swoim początkowym (zachodnim) fragmencie ma bezpośrednie połączenie z innym kanałem, w którym podczas panującej latem suszy utrzymywała się woda oraz uchodzi do Bzury przegrodzonej licznymi zastawkami przeciwdziałającymi nadmiernemu obniżaniu poziomu lustra wody. Badania przeprowadzono na 9 stanowiskach, które kontrolowano łącznie 13 razy w okresie przed wystąpieniem,

w trakcie oraz po ustąpieniu suszy. Za każdym razem obliczono zagęszczenia populacji poszczególnych gatunków ryb oraz różnice w długościach ciała piskorzy złowionych w różnych okresach. Ustalono, że głównym źródłem większości kolonizatorów była Bzura. Parametry fizyko-chemiczne wody nie odgrywały istotnej roli w odbudowie populacji piskorza. Zaobserwowano, że w ciągu roku od ponownego pojawienia się wody, ciek zasiedlało 15 gatunków ryb, a najczęściej spotykanymi taksonami były płoć (*Rutilus rutilus*) oraz szczupak (*Esox lucius*). Tempo kolonizacji zależało od gatunku. Odbudowa populacji piskorza zachodziła powoli i brały w niej udział wyłącznie osobniki dojrzałe płciowo. Pomimo postępującej regeneracji, po upływie 12 miesięcy od odzyskania ciągłości przepływu, populacja piskorza nie osiągnęła stanu sprzed okresu suszy, kształtując się na poziomie 0,0019 os./m², co wskazywało na jej zły stan zachowania.

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2020. **Endangered weatherfish (*Misgurnus fossilis*) age and growth is affected by the size of the watercourses.** Journal of Vertebrate Biology (Folia Zoologica) 69(1): 19041. doi:10.25225/jvb.19041

Tempo wzrostu i wielkość ciała ryb są jednymi z cech biologii gatunku, które mogą wpływać na inne takie jak sukces reprodukcyjny czy śmiertelność. Jednocześnie wzrost ryb wykazuje ogromną plastyczność w odpowiedzi na zmieniające się warunki środowiska. Celem pracy było uzupełnienie brakujących informacji na temat struktury wiekowej, tempa wzrostu piskorza oraz zależności ciężaru ciała od jego długość. Badania przeprowadzono w dwóch populacjach piskorza zasiedlających dwa ciekі tj. kanał melioracyjny (Nowy Rów) oraz średniej wielkości rzekę nizinną (Ner), różniące się pod względem warunków hydrologicznych oraz środowiskowych. Wiek oraz tempo wzrostu oszacowano na podstawie otolitów. Analiza obrazu przekroju otolitów pozwoliła na ustalenie wieku każdego osobnika (całkowita liczba prawdziwych pierścieni, uznając pierwszy pierścień zimowy, jako punkt odniesienia). Otolity piskorzy były małe, eliptyczne z wyraźnie widocznymi pierścieniami. Zarówno w Nerze jak i w Nowym Rowie maksymalna długość życia samic została oszacowana na sześć lat, natomiast najstarsze samce w Nerze miały pięć lat, a w Nowym Rowie cztery lata. W Nerze dominowały osobniki dwuletnie, natomiast w Nowym Rowie osobniki trzyletnie. Na podstawie zróżnicowania wartości współczynnika kondycji Fultona stwierdzono, że piskorze pochodzące z kanału melioracyjnego były w nieznacznie lepszej kondycji niż te bytujące w Nerze. Analiza regresji ciężaru ciała na jego długość wykazała, że piskorz charakteryzuje się izometrycznym wzrostem ($b = 3$), a wartości współczynnika przecięcia (a) różnił się między stanowiskami.

Przeprowadzone badania pozwalają stwierdzić, że proporcja płci w obu populacjach nie odbiegała od stosunku 1:1. Wykazano również, że samice były większe od samców w każdej klasie wieku, niezależnie od stanowiska. Porównanie wielokrotne pokazały, że piskorze z Neru były mniejsze niż osobniki z owego Rowu, niezależnie od płci. Odczyty wsteczne długości ciała oraz modelu wzrostu von Bertalanffy'ego wykazały, że samice z Neru osiągały większą asymptotyczną długość ciała niż samice z Nowego Rowu. Natomiast takich różnic nie stwierdzono w przypadku samców. Przeprowadzone badania dostarczyły po raz pierwszy informacji na temat struktury wieku i wzrostu piskorzy uzyskanych na podstawie analizy otolitów. Potwierdziły ich przydatność w ocenie wieku oraz tempa wzrostu. Wykazano również, że piskorz osiąga większe rozmiary, niezależnie od płci w większych ciekach, co jest prawdopodobnie spowodowane mniejszym zagęszczeniem, a w konsekwencji mniejszą konkurencją wewnątrz gatunkową.

Pyrzanowski K., Zięba G., Chwatko G., Przybylski M. 2021. **Does habitat otherness affect weatherfish *Misgurnus fossilis* reproductive traits?** European Zoological Journal 88(1): 328–339. doi:10.1080/24750263.2021.1887379

Celem pracy było dostarczenie szczegółowych informacji na temat biologii rozrodu piskorza. Płodność i strukturę płciową badano dla trzech populacji piskorza zasiedlających różne ciekі tj. Ner - średniej wielkości rzekę nizinną, Kanał Południowy - kanał melioracyjny w Polsce środkowej oraz Nowy Rów - kanał melioracyjny w Polsce zachodniej. Kanały melioracyjne były podobne pod względem warunków hydrologicznych oraz środowiskowych. Ryby odłowiono tuż przed sezonem rozrodczym. Porównano cechy reprodukcyjne tj. stosunek płci, płodność absolutną i względną, wielkość oocytów, wskaźnik gonado-somatyczny (GSI) oraz kondycję (wskaźnik Fultona). We wszystkich badanych ciekach proporcja płci piskorza nie różniła się od stosunku 1:1. Najwyższe wartości GSI odnotowano dla samic pochodzących z Neru. W przypadku samców nie odnotowano różnic w wartościach GSI między badanymi stanowiskami. Płodność absolutna i względna w Nerze były istotnie niższe niż w kanałach melioracyjnych (Kanał Południowy i Nowy Rów). W Nerze średnia wielkość oocytów była większa niż w pozostałych ciekach. Ponadto w Nerze rozkład średnic oocytów był dwumodalny co wskazało na obecność dwóch grup oocytów. Ryby pochodzące z Neru charakteryzowały się niższym wskaźnikiem kondycji Fultona. Kompromis między obniżoną płodnością, a większymi rozmiarami oocytów może wynikać z innego charakteru badanych cieków oraz różnego poziomu zanieczyszczeń, głównie steroidowymi hormonami płciowymi.

Pyrzanowski K., Zięba G., Dukowska M., Smith C., Przybylski M. 2019. **The role of detritivory as a feeding tactic in harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*)**. Scientific Reports 9:8467. doi:10.1038/s41598-019-44911

W świetle niedostatku danych na temat biologii żerowania piskorza celem pracy było ustalenie składu diety i określenie aktywności pobierania pokarmu. Ponieważ piskorz jest odporny na niekorzystne warunki środowiskowe i może przetrwać w warunkach nieodpowiednich dla innych ryb, jego dietę porównano w dwóch okresach charakteryzujących się odmiennymi warunkami abiotycznymi, tj. późną wiosną, kiedy nie występuje deficyt tlenowy, temperatura wody jest wciąż relatywnie niska, a zasoby pokarmowe obfite oraz późnym latem, kiedy występuje znaczny deficyt tlenu, temperatura wody jest wysoka i następuje zubożenie bazy pokarmowej. Dietę piskorza określono na podstawie analizy zawartości przewodów pokarmowych 120 osobników pozyskanych z kanału melioracyjnego (Kanał Południowy). Dzięki analizie wypełnienia przewodów pokarmowych ustalono, że piskorze pobierały większe ilości pożywienia wiosną niż latem. W przeciwieństwie do innych gatunków z rodziny kozowatych (Cobitidae) piskorz żerował głównie w ciągu dnia, niezależnie od sezonu. Najważniejszymi kategoriami pokarmowymi w diecie piskorza były: Chironomidae, Copepoda, Isopoda (*Asellus aquaticus*) oraz detrytus. Wykazano istotne różnicowanie szerokości niszy troficznej między sezonami. Przeprowadzone badania wykazały, że piskorz jest typowym oportunistą pokarmowym, a detrytus stanowi bardzo ważny składnik jego diety. Wiosną ilość detrytusu w przewodach pokarmowych była pozytywnie skorelowana z długością ciała ryb. Większe ilości detrytusu stwierdzono w diecie ryb złowionych późnym latem, a jego ilość nie zależała od wielkości osobników. Uzyskane wyniki jednoznacznie wskazują na to, że pomimo krótkiego jelita (brak przystosowania do detrytusożerności) detrytus jest głównym składnikiem diety wszystkich osobników. Wykorzystywanie zasobów gorszej jakości w okresach niedoboru pokarmu, ma duże znaczenie dla przetrwania w niesprzyjających warunkach.

Pyrzanowski K., Zięba G., Leszczyńska J., Dukowska M., Adamczuk M., Przybylski M. 2021. **Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish *Misgurnus fossilis***. Ecology and Evolution. doi: 10.1002/ece3.7340

Zmiana preferencji siedliskowych oraz wykorzystanie odmiennych rodzajów pokarmu podczas ontogenezy są częstym zjawiskiem u wielu gatunków ryb. W większości przypadków można zaobserwować, że wraz ze wzrostem osobników dochodzi do znacznego rozszerzenia zajmowanej niszy pokarmowej. W miarę wzrostu ryby przechodzą od drobniejszego pokarmu,

takiego jak plankton, do znacznie większych ofiar np. makrobezkręgowców. Zmiany w diecie związane z wielkością ciała osobników są głównie wynikiem większego zapotrzebowania energetycznego. Celem pracy była ocena czy dieta piskorza zależy od etapu ontogenezy. Badania te przeprowadzono w okresie występowania optymalnych warunków do żerowania, gdy zasoby pokarmowe są obfite, nie pojawiają się deficyty tlenowe, a temperatura jest stabilna, czyli przy braku głównych czynników wpływających na żerowanie. Materiał do badań został pozyskany z kanału melioracyjnego (Kanał Południowy) na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru. Aby wykazać różnice w preferencjach pokarmowych pomiędzy osobnikami młodocianymi i dojrzałymi, ryby podzielono na dwie klasy wielkości, uwzględniając długość całkowitą i dojrzałość płciową osobników. Podstawę diety piskorza stanowiły głównie: Copepoda, Cladocera, Oligochaeta, Isopoda (*Asellus aquaticus*), detrytus i Chironomidae. Nie stwierdzono rozszerzenia się niszy wraz ze wzrostem zwierząt. Jednak skład pokarmu osobników dojrzałych i niedojrzałych znacznie różnił się pod względem ilości i jakości ofiar. W diecie młodocianych osobników dominowały Copepoda i Cladocera, podczas gdy dojrzałe osobniki korzystały głównie z detrytus. Szczegółowa analiza diety wykazała, że w trakcie ontogenezy piskorz, postrzegany dotąd jako typowy oportunistą pokarmowy, modyfikuje strategię żerowania. Pomimo, że piskorz jest rybą bentoniczną osobniki młodociane wykorzystują bazę pokarmową związaną z tonią wodną oraz makrofitami, podczas gdy osobniki dojrzałe płciowo, a więc i większe, żerują na dnie wykorzystując również zasób mniej korzystny energetycznie, jakim jest detrytus. Taki podział zasobów może być efektem konkurencji nie tylko o pokarm, ale i o przestrzeń.

1.4. Podsumowanie i wnioski

- Pradolina Bzury-Neru jest jednym z niewielu obszarów na terenie Polski, gdzie liczebność piskorza znacznie przekracza wartości referencyjne ($> 0,01 \text{ os./m}^2$) przyjmowane jako wystarczające do uznania stanu populacji za właściwy (FV).
- Sztuczne zbiorniki wodne tj. kanały i rowy melioracyjne stanowią obecnie najcenniejsze siedliska piskorza. Pomimo zmian tych siedlisk (głównie osuszanie, bagrowanie) odbudowa populacji piskorza w cieku dotkniętym okresową suszą jest możliwa, chociaż powolna, przy zachowaniu korytarzy umożliwiających migracje z populacji źródłowych (tu: rzeka Bzura). Badania wskazują, że w migracji biorą udział

wyłącznie osobniki dojrzałe płciowo, a parametry fizyko-chemiczne wody nie odgrywają istotnej roli w odbudowie populacji.

- Piskorze zasiedlające kanały melioracyjne osiągają większe rozmiary ciała oraz charakteryzują się wyższą kondycją niż osobniki ze średniej wielkości rzeki (Ner). Samice piskorza w kanałach melioracyjnych charakteryzują się większą płodnością absolutną oraz względną. Zanieczyszczenie wody może mieć znaczenie dla rozrodu piskorza. W Nerze, gdzie stwierdzono znaczące stężenia rozpuszczonych w wodzie estrogenów, oocyty były większe niż w kanałach melioracyjnych, gdzie obecności estrogenów nie stwierdzono. Ponadto w jajnikach samic z Neru wyróżniono dwie klasy wielkości oocytów, co może świadczyć o tym, że w cieku tym dochodzi do tarła porcjowego.
- Analiza aktywności żerowania wskazała, że w przeciwieństwie do innych taksonów z rodziny kozowatych (Cobitidae) piskorz wykazuje aktywność dzienną, co być może wynika ze znacznego ograniczenia przejrzystości wody obficie zarośniętej makrofitami (nieznaczne różnice w oświetleniu między porami doby).
- Pomimo wyraźnej specjalizacji siedliskowej piskorz jest oportunistą pokarmowym wykorzystującym wszystkie dostępne zasoby. Najważniejszymi kategoriami pokarmowymi w diecie piskorza są larwy Chironomidae, Copepoda, Isopoda (*Asellus aquaticus*), Oligochaeta oraz detrytus, przy czym w niekorzystnych warunkach środowiskowych (deficyt tlenu, wysoka temperatura wody, uboga baza pokarmowa) detrytus stanowi główny składnik diety piskorza niezależnie od wielkości osobników.
- W optymalnych warunkach środowiskowych obserwuje się podział zasobów pokarmowych między osobnikami młodocianymi i dojrzałymi. Osobniki mniejsze i niedojrzałe płciowo częściej wykorzystują ofiary chwytane w toni wodnej oraz wśród roślin natomiast osobniki większe (dojrzałe płciowo) okupując dno znacznie częściej wykorzystują detrytus jako bazę pokarmową.

2. Introduction

2.1. List of publications forming the doctoral dissertation

The presented Ph.D. thesis consists of a series of six studies relating to the state of population conservation and potential for natural recovery, age and growth, sex ratio and fecundity, and diet and feeding activity of weatherfish *Misgurnus fossilis* (L.), which have been published in peer-reviewed journals. Provided for each item there is: the Impact Factor values from the year of publication and the Polish Ministry of Science and Higher Education score following the update of the list of scientific journals and reviewed materials from international conferences from 2021, regardless of the year of publication of the article. The total Impact Factor for publications included in the presented thesis is 8.64 and the sum of the Ministry of Science and Higher Education score is 410 points.

The PhD thesis includes the following scientific articles and manuscripts:

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2015. **Artificial drainage ditches as undervalued habitats of threatened fish species – a case of weatherfish *Misgurnus fossilis* in the Natura 2000 site ‘Pradolina Bzury-Neru PLH100006’.** Chrońmy Przyrodę Ojczyzną 71(4): 266–272.

IF₂₀₁₅ = 0

PMS&HE = 5 points

My contribution to the study, of which I am a corresponding author, consisted of: conceptual planning of research, coordination and participation in field work, data analysis, manuscript preparation, drawing conclusion. I assess my contribution as **70%**

Pyrzanowski K., Rejnisz A., Przybylski M., Zięba G. 2020. **Natural reconstruction of the weatherfish (*Misgurnus fossilis*) population in the ‘Pradolina Bzury-Neru’ after the drought of 2015.** Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 39(2): 37–53.

IF₂₀₂₀ = 0

PMS&HE = 5 points

My contribution to the study, of which I am a corresponding author, consisted of: conceptual planning of research, coordination and participation in field work, preparation and participation in data analysis, manuscript preparation, drawing conclusion. I assess my contribution as **70%**

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2020. **Endangered weatherfish (*Misgurnus fossilis*) age and growth is affected by the size of the watercourses.** Journal of Vertebrate Biology (formerly Folia Zoologica) 69(1): 19041. doi:10.25225/jvb.19041

IF₂₀₂₀ = 0.594

PMS&HE = 20 points

My contribution to the study, of which I am a corresponding author, consisted of: conceptual planning of research, coordination and participation in field work, laboratory analyses, preparation and participation in data analysis, manuscript preparation, drawing conclusion. I assess my contribution as **60%**

Pyrzanowski K., Zięba G., Chwatko G., Przybylski M. 2021. **Does habitat otherness affect weatherfish *Misgurnus fossilis* reproductive traits?** European Zoological Journal 88(1): 328–339. doi:10.1080/24750263.2021.1887379

IF₂₀₂₀ = 1.656 PMS&HE = 140 points

My contribution to the study, of which I am a corresponding author, consisted of: conceptual planning of research, coordination and participation in field work and laboratory analyses, preparation and participation in data analysis, manuscript preparation, drawing conclusion. I assess my contribution as **60%**

Pyrzanowski K., Zięba G., Dukowska M., Smith C., Przybylski M. 2019. **The role of detritivory as a feeding tactic in harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*).** Scientific Reports 9: 8467. doi:10.1038/s41598-019-44911

IF₂₀₁₉ = 3.998 PMS&HE = 140 points

My contribution to the study, of which I am a corresponding author, consisted of: conceptual planning of research, coordination and participation in field work, laboratory analyses, preparation and participation in data analysis, manuscript preparation, drawing conclusion. I assess my contribution as **50%**

Pyrzanowski K., Zięba G., Leszczyńska J., Adamczuk M., Dukowska M., Przybylski M. 2021. **Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish *Misgurnus fossilis*.** Ecology and Evolution. doi: 10.1002/ece3.7340

IF₂₀₂₀ = 2.392 PMS&HE = 100 points

My contribution to the study, of which I am a corresponding author, consisted of: conceptual planning of research, coordination and participation in field work and laboratory analyses, preparation and participation in data analysis, manuscript preparation, drawing conclusion. I assess my contribution as **50%**

The sequence of presented studies results from the order in which each scientific question was undertaken; i.e. conservation, age and growth, fecundity, and feeding strategy of weatherfish.

2.2. Preface

The weatherfish *Misgurnus fossilis* (L.) is a small, benthic, freshwater fish from the Cobitidae family, whose natural range covers Central and Eastern Europe (Kottelat and Freyhof 2007). In Poland, the weatherfish occurs throughout the country, with the exception of mountain rivers (Rembiszewski and Rolik 1975). Typical habitats for this species are stagnant, overgrown by vegetation, shallow water reservoirs characterized by a sandy bottom covered with a thick layer of organic sediments. Weatherfish are most often found in slow-flowing rivers, drainage canals and ditches, oxbow lakes, drying lakes and ponds (Meyer and Hinrichs 2000, Kottelat and Freyhof 2007). The weatherfish is one of the few European fish species resistant to unfavourable environmental conditions, such as low dissolved oxygen levels and elevated water temperatures (Jakubowski 1958, Drozd et al. 2009). Its tolerance of adverse environmental conditions is related to an ability to absorb atmospheric air (intestinal respiration) and the ability to burrow in the substrate. Weatherfish are superior to other native fish in their capacity to survive short-term droughts (Boroń 2000, Boroń et al. 2002, Jaroszewska and Dabrowski 2010). Despite this, for many years there has been a decline in the abundance of weatherfish over the entire area of its occurrence, the direct cause of which is the loss of habitats due to drainage of wetlands, as well as efforts to increase the speed of water current, such as canal regulation and dredging (Meyer and Hinrichs 2000, Boroń et al. 2004, Hartvich et al. 2010, Belle et al. 2017). As a result, the weatherfish has received various forms of protection. It is listed in Annex II of the Habitats Directive (European Fauna-Flora-Habitat, Council Directive 92/43/EEC) (E.U. 1992) as a priority species of key importance for the European Community, as well as in Annex III of the Bern Convention, which includes a list of animal species whose exploitation should be regulated, so that the populations of these species are maintained at an appropriate level (Kotusz 1996a). In Poland the weatherfish is currently considered to be a species of the least concern (LC, category of IUCN) (Witkowski et al. 2009) and under the Regulation of the Minister of the Environment for the protection of animal species (2016), it is under partial protection. In addition, its status as a species particularly valuable for the preservation of the diversity of ichthyofauna has been emphasized by including it on many European red lists of endangered and protected species, for example: Polish Red Book of Animals (Głowaciński 2001) and Red List of Fish and Lampreys (Witkowski et al. 2009). The weatherfish is one of several species of freshwater fish included in the monitoring program, the purpose of which is to recognize the population status and the

effectiveness of protective measures (Mazurkiewicz 2012). This monitoring is mainly limited to protected areas and is used to determine the quality status of the habitats of weatherfish and the relative size of its population. This kind of monitoring does not take into account the need to obtain basic information about the species' life history, such as age, sex structure, growth rate, fecundity, reproductive effort, feeding and habitat preferences. However, without this information it will be difficult to establish effective methods for the protection and conservation of the species (Kirchhofer et al. 1996, Wootton et al. 2000). Detailed information on the biology of the species is sparse (Kottelat and Freyhof 2007, Froese and Pauly 2019), and available data concern the description of the species and basic aspects of its biology (Baruš and Oliva 1995, Boroń et al. 2002, Kottelat and Freyhof 2007), morphology (Kotusz 1996b), habitat preferences (Meyer and Hinrichs 2000), threats (Hartvich et al. 2010, Freyhof and Brooks 2011), reintroduction (Schreiber et al. 2018a), and the presence of polyploidy (Drozd et al. 2010). Some of the most widely described aspects of weatherfish life history focus on its reproduction, fecundity and larval development (Geldhauser 1992; Kouril et al. 1996, Adamkova-Stibranyiova et al. 1999, Drozd et al. 2009, Schreiber et al. 2017a). Recently, several publications have been published suggesting the utility of weatherfish as a new species for ecotoxicological studies in aquatic ecosystems (Schreiber et al. 2017b, 2018b). The lack of information about the biology of the weatherfish is mainly due to its atypical behaviour and habitat requirements. Weatherfish are difficult to catch, due to its bottom-dwelling behaviour and ability to burrow deeply into the substrate. It mainly inhabits water bodies that are difficult to explore, such as oxbow lakes, canals and drainage ditches. These types of environments are often omitted in routine ichthyofaunistics studies, which results in false conclusions relating to its population size and the lack of a proper analysis of its biology. In addition, there has also been limited interest in the biology of weatherfish because the species has no economic value. In light of the commonly reported decline in the population of weatherfish caused mainly by the disappearance of suitable habitats, it is necessary to obtain basic data on its life history traits, which are a prerequisite for rational conservation planning. In the face of limited knowledge about the biology of the weatherfish, the aim of the doctoral dissertation was to obtain detailed information about the age structure, fish growth characteristics (relationship between weight and body length), reproductive biology in various types of habitats, diet and feeding activity depending on environmental conditions and size of individuals. In addition, the conservation status of the weatherfish population was examined

in the Pradolina Bzury-Neru, one of the few areas in Central Poland with an exceptionally extensive network of drainage canals, which are typical habitats for weatherfish. The possibility and progress of natural reconstruction of the weatherfish population in an artificial canal exposed to periodical drying was also studied.

Because the weatherfish is a species under partial protection, the procedures for catching and killing fish were carried out pursuant to permits derogating from the bans in relation to wild animals under species protection issued by GDOŚ (DZP-WG.6401.10.2014.bp, 9.05.2014) and RDOŚ in Łódź (WPN-II.6401.268.2014.KW2, 5.11.2014, WPN-II.6401.238.2014.KW2, 8.12.2014). The material for laboratory study on the biology of weatherfish was obtained during four electrofishing campaigns in the River Ner and in Nowy Rów (drainage canal) in spring 2015 (April), and in the Południowy canal (drainage canal) in summer 2014 (August) and spring 2015 (May). A total of 286 weatherfish were collected. Due to the extremely high density of weatherfish in drainage canals (often exceeding 100x the reference value considered as sufficient to recognize the population status as appropriate, according to GIOŚ recommendations), the diminution of local populations was insignificant from the point of view of their preservation.

2.3. Synopsis of publications forming the doctoral dissertation

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2015. **Artificial drainage ditches as undervalued habitats of threatened fish species – a case of weatherfish *Misgurnus fossilis* in the Natura 2000 site 'Pradolina Bzury-Neru PLH100006'**. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 71(4): 266–272.

The study presents current knowledge on the abundance and distribution of weatherfish populations in central Poland, in the Pradolina Bzury-Neru PLH100006 Natura 2000, an area with an exceptionally extensive network of drainage canals. Research on the state of the ichthyofauna of the Pradolina Bzury-Neru watercourses started in 2000 and has been carried out in 2012-2014 (the River Ner with tributaries) and 2013-2014 (the River Bzura with tributaries and a network of canals and drainage ditches). In total, 57 sampling sites within the protected area were inspected, and additionally 9, in its close proximity. On the basis of the standardized population density index, Pradolina Bzury-Neru has been recognized as one of the few areas in Poland, where the number of weatherfish significantly exceeds the reference value (> 0.01 indiv./m²), recognizing, therefore, the condition of the population as appropriate (FV). It was found that in the network of drainage canals, weatherfish achieved high densities,

often exceeding 1 indiv./m² (up to 2.1 indiv./m² in the Południowy canal). Comprehensive catches proved that artificial waterways, i.e. drainage canals and ditches, which are underestimated and often overlooked in fish fauna surveys, are typical habitats of occurrence of weatherfish, where its populations reach substantial densities. They are currently the most valuable habitats for this species, playing an important role in stabilizing the population. Additionally, this article pinpoints the most common threats contributing to the decline of the weatherfish population, such as habitat destruction, canal regulation, excessive and improper drainage treatments (desludging and dredging). During these treatments, both fish and removed sediment are discarded on the bankside. Fundamental protective measures aimed at conserving the population of weatherfish in the optimum condition include, first of all, the maintenance of fish habitats and the abandonment of activities that may cause their destruction and direct killing of individuals.

Pyrzanowski K., Rejnisz A., Przybylski M., Zięba G. 2020. **Natural reconstruction of the weatherfish (*Misgurnus fossilis*) population in the 'Pradolina Bzury-Neru' after the drought of 2015.** Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 39(2): 37–53.

The study presents the natural reconstruction of the population of weatherfish in an artificial drainage canal (the Południowy canal) located in the Pradolina Bzury-Neru PLH100006 Natura 2000 area, after the occurrence of hydrological drought. Before 2015, all parameters used for estimating the conservation status of the species population, i.e. the relative size of the population (2.1 indiv./m²), age structure and share in the fish and lamprey community, significantly exceeded the reference value, which indicates the proper condition of the population (FV). In the summer (August-September) of 2016, a drought in central Poland resulted in many long stretches of the canal being dried out. As a consequence, the local population of weatherfish was completely extirpated. The Południowy canal in its initial (western) section has a direct connection to another canal, in which water remained during the whole summer drought, and it flows into the River Bzura, which is blocked by numerous sluices preventing the excessive lowering of the water level. The study was carried out at 9 stations, which were inspected 13 times in total, before, during, and after the drought. Each time, the population density of each fish species was calculated, as well as the among seasonal differences in weatherfish body lengths. It was revealed that the main source of most of weatherfish colonizers was from the River Bzura. The physico-chemical parameters of the water did not play a significant role in the recovery of the weatherfish population. It was

observed that within one year of the reappearance of water, the stream was inhabited by 15 fish species, with the most common taxa roach (*Rutilus rutilus*) and pike (*Esox lucius*). The rate of colonization depended on the species. The recovery of the weatherfish population was slow and only sexually mature specimens contributed to it. Despite progressive regeneration, 12 months after recovery of flow continuity, the weatherfish population did not reach the prior state, reaching only the level of 0.0019 indiv./m², which indicated a poor condition.

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2020. **Endangered weatherfish (*Misgurnus fossilis*) age and growth is affected by the size of the watercourses.** Journal of Vertebrate Biology (formerly Folia Zoologica) 69(1): 19041. doi:10.25225/jvb.19041

The growth rate and body size are key biological traits, which can impact others, e.g. reproductive success or mortality rate. At the same time, the growth of fish shows great plasticity in response to changing environmental conditions. The aim of the study was to acquire information on the age structure, growth rate and the relationship between body weight and length of the weatherfish. The study was carried out in two populations of weatherfish, inhabiting two watercourses, i.e. the drainage canal (Nowy Rów) and a medium-size lowland river (Ner), differing in terms of hydrological and environmental conditions. Age and growth rate were estimated from sagittal otoliths. Analysis of the otolith cross-section images allowed the age of each individual to be determined (the total number of true rings, taking the first winter ring as a reference point). The otoliths of weatherfish were small, elliptical, with clearly visible rings. Both in River Ner and in Nowy Rów, the maximum female life expectancy was estimated at six years, while the oldest males in the River Ner were five years old, and in Nowy Row four years old. Two-year-old specimens dominated in the River Ner, while three-year-old specimens dominated in Nowy Rów. Based on the different values of Fulton's condition coefficient, it was concluded that the weatherfish from the drainage canal were in a slightly better condition than those living in the River Ner. The analysis of the regression of body weight on length showed that the weatherfish were characterized by isometric growth ($b = 3$), and the values of the intercept (a) differed between sampling sites. The study revealed that the sex ratio in both populations did not differ from a 1: 1 ratio. It was also shown that females were larger than males in all age groups, regardless of sampling sites. Multiple comparisons showed that in River Ner weatherfish were smaller than in Nowy Rów, regardless of sex. Back calculated fish body length values and von Bertalanffy growth model estimates, indicated that females from the River Ner females achieved greater asymptotic

body length than females from Nowy Rów. However, such differences were not found in males. The study provided, for the first time, information on the age structure and growth of weatherfish obtained from otolith analysis, confirming its usefulness. It has also been shown that weatherfish achieve larger body size, regardless of sex, in larger watercourses, which is probably due to lower density and, consequently, less intra-specific competition.

Pyrzanowski K., Zięba G., Chwatko G., Przybylski M. 2021. **Does habitat otherness affect weatherfish *Misgurnus fossilis* reproductive traits?** European Zoological Journal 88(1): 328–339. doi:10.1080/24750263.2021.1887379

The aim of the study was to provide detailed information on the reproductive biology of the weatherfish. Fecundity and sex ratio were studied for three populations of weatherfish inhabiting various watercourses: the River Ner - a medium-size lowland river, the Południowy canal - drainage canal in central Poland and Nowy Rów - drainage canal in western Poland. Both drainage canals were similar in terms of hydrological and environmental conditions. The fish were caught just before the spawning season, and detailed reproductive characteristics, e.g. sex ratio, absolute and relative fecundity, oocyte size, gonadosomatic index (GSI) and condition (Fulton index) were compared. In all investigated watercourses, the sex ratio of weatherfish did not differ from the 1: 1. The highest GSI values were recorded for females from the River Ner. In the case of males, there were no differences in GSI values among examined sites. The absolute and relative fecundity in the River Ner were significantly lower than in the drainage canals (the Południowy canal and the Nowy Rów canal). In the River Ner, the mean size of oocytes was greater than in the other watercourses. Moreover, in River Ner the distribution of oocyte diameters was bimodal, which indicated the presence of two groups of oocytes. Fish from the River Ner were characterized by a lower Fulton condition index. The trade-off between reduced fecundity and larger oocyte sizes may result from the different nature of the studied watercourses and different levels of contamination, mainly with steroid sex hormones.

Pyrzanowski K., Zięba G., Dukowska M., Smith C., Przybylski M. 2019. **The role of detritivory as a feeding tactic in harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*).** Scientific Reports 9:8467. doi:10.1038/s41598-019-44911

In light of the scarcity of data on the feeding biology of the weatherfish, the aim of the study was to determine the composition of the diet and feeding activity. Due to the fact that the weatherfish is resistant to unfavourable environmental conditions and can survive in conditions unsuitable for other fish, its diet was compared in two periods characterized by

different abiotic conditions, i.e. in late spring, when there is no oxygen deficit, water temperature is still relatively low and the resources are abundant and in late summer, when there is a significant oxygen deficit, the water temperature is high and the food base is depleted. The diet of the weatherfish was determined based on the analysis of the contents of the digestive tracts of 120 individuals obtained from the drainage canal (Południowy canal). The analysis revealed that the weatherfish were consuming a larger amount of food in spring than in the summer. Unlike other species of the Cobitidae family, the weatherfish fed mainly during the day, regardless of the season. The most important food categories in the weatherfish diet were: Chironomidae, Copepoda, Isopoda (*Asellus aquaticus*) and detritus. Significant differentiation in the width of the trophic niche was demonstrated between seasons. The study proved that the weatherfish is a typical food opportunist, and detritus is an important component of its diet. In spring, the amount of detritus in the digestive tract was positively correlated with the body length of the fish. A greater amount of detritus was found in the diet of fish caught in late summer, and this amount did not depend on the size of individuals. The obtained results clearly indicated that despite the short intestine (not adapted to detritivory), detritus is the main component of the diet of all individuals. The consumption of low quality resources in times of food shortage is of great importance for survival in unfavourable conditions.

Pyrzanowski K., Zięba G., Leszczyńska J., Dukowska M., Adamczuk M., Przybylski M. 2021. **Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish *Misgurnus fossilis***. Ecology and Evolution. doi: 10.1002/ece3.7340

The shift in habitat preferences and the use of different types of food during ontogenesis are a frequent phenomenon in many fish species. In most cases, it can be observed that along with the body growth, there is a significant expansion of the food niche. As the fish grows, they switch from finer food items, such as plankton, to much larger prey, such as macroinvertebrates. Dietary shift related to body size are mainly the result of higher energy requirements. The aim of the study was to assess whether the weatherfish diet depends on the stage of ontogenesis. The study was carried out in the period of optimal feeding conditions, when food resources are abundant, there are no oxygen deficits, and the temperature is stable, i.e. in the absence of the main factors limiting feeding. The material was obtained from the drainage canal (Południowy canal) in the Pradolina Bzury-Neru, Natura 2000 area. To study the differences in food preferences between immature and mature fish,

all individuals were divided into two size classes, taking into account the total length and the maturity stage of the fish. The main components of the weatherfish diet were: Copepoda, Cladocera, Oligochaeta, Isopoda (*Asellus aquaticus*), detritus and Chironomidae. The food niche did not broaden along with the growth of fish. However, the food composition of mature and immature individuals differed significantly in terms of the quantity and quality of prey. The diet of juveniles was dominated by Copepoda and Cladocera, while the adults consumed mainly detritus. A detailed analysis of the diet indicated that during ontogenesis, the weatherfish, previously perceived as a typical food opportunist, modifies the foraging strategy. Despite the fact that the weatherfish is a benthic fish, juveniles utilise the food items associated with the water column and macrophytes, while sexually mature individuals, and therefore larger ones, feed on the bottom, also using the less energetically beneficial resource, which is detritus. Such a division of resources may be the result of competition not only for food, but also for space.

2.4. Summary and conclusions

- Pradolina Bzury-Neru is one of the few areas in Poland where the abundance of weatherfish significantly exceeds the reference values (> 0.01 indiv./m²) accepted as adequate to recognize the population status as appropriate (FV).
- Artificial waterways, such as drainage canals and ditches, are currently the most valuable habitats of weatherfish. Despite the changes in these habitats (mainly desiccation and dredging), the reconstruction of the weatherfish population in the watercourse affected by periodic drought is possible, albeit slowly, while maintaining the corridors enabling migration from the source populations (here: the River Bzura). The study indicates that only sexually mature individuals take part in migration, and the physicochemical parameters of the water do not play a significant role in the reconstruction of the population.
- Weatherfish inhabiting drainage canals reach larger body sizes and are characterized by a higher condition than individuals from a medium-sized river (Ner). Female of weatherfish in drainage canals are characterized by higher absolute and relative fecundity. Water pollution may be important for the reproduction of the weatherfish. In the River Ner, where significant concentrations of dissolved estrogens were found,

oocytes were larger than in drainage canals, where no estrogens were found. Moreover, in the ovaries of females from River Ner, two size classes of oocyte were distinguished, which may indicate that in this river batch spawning takes place.

- The analysis of feeding activity showed that, unlike other taxa from the family of Cobitidae, the weatherfish is active during the day, which may be due to a significant reduction in water transparency caused by dense macrophytes layer (slight differences in lighting between the times of the day).
- Despite the clear habitat specialization, the weatherfish is a food opportunist using all available resources. The most important food categories in the diet of the weatherfish are the larvae of Chironomidae, Copepoda, Isopoda (*Asellus aquaticus*), Oligochaeta and detritus. During unfavourable environmental conditions (oxygen deficiency, high water temperature, depleted food base) detritus is the main component of the weatherfish diet, regardless of the size of individuals.
- Under optimal environmental conditions, the division of food resources between juvenile and mature individuals is observed. Smaller and sexually immature individuals more often use prey caught in the water column and among macrophytes, while larger (sexually mature) individuals occupying the bottom, more often use detritus as a food base.

3. Literatura

- Adamkova-Stibranyiova I., Adamek Z., Sutovsky I. 1999. A comparative study on the induced spawning in female loach (*Misgurnus fossilis*) by means of single and double pituitary injection technique. Czech J. Anim. Sci. 44: 403–407.
- Belle C.C., Stoeckle B.C., Cerwenka A.F., Kuehn R., Mueller M., Pander J., Geist J. 2017. Genetic species identification in weatherfish and first molecular confirmation of Oriental Weatherfish *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor, 1842) in Central Europe. Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. 418(31). doi:10.1051/kmae/2017025
- Boroń A. 2000. Piskorz. [W:] Ryby słodkowodne Polski, Brylińska M. (red.). PWN, Warszawa, 347–350.
- Boroń A. 2004. Piskorz. [W:] Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny (Tom 6). Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (red.). Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 245–248.
- Boroń A., Kotusz J., Przybylski M. 2002. Koza, koza złotawa, piskorz, śliz. Wydawnictwo IRŚ, Olsztyn.
- Buraš V., Oliva O. 1995. Mihulovci Petromyzontes a Ryby Osteichthyes. Fauna ČR a SR. Academia, Praha.
- Drozd B., Flajšhans M., Ráb P. 2010. Sympatric occurrence of triploid, aneuploid and tetraploid weatherfish *Misgurnus fossilis* (Cypriniformes, Cobitidae). J. Fish Biol. 77: 2163–2170.
- Drozd B., Kouril J., Blaha M., Hamackova J. 2009. Effect of temperature on early life history in weatherfish, *Misgurnus fossilis* (L. 1758). Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst. 392(04). doi: 10.1051/kmae/2009010
- E.U. (1992). Council directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and wild fauna and flora. Official Journal of the European Union L206, pp. 1–66, Strasbourg, Germany, <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:EN:PDF>
- Freyhof J., Brooks E. 2011. European Red List of Freshwater Fishes. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Froese R., Pauly D. 2019. World Wide Web electronic publication. FishBase. www.fishbase.org (01/2021).
- Geldhauser F. 1992. The controlled multiplication of the weatherfish (*Misgurnus fossilis* L.). Fischer & Teichwirt 43(1): 2–6.
- Głowaciński Z. 2001. Polska czerwona księga zwierząt. PWRiL, Warszawa.
- Hartvich P., Lusk S., Rutkayová J. 2010. Threatened fishes of the world: *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758) (Cobitidae). Environ. Biol. Fishes. 87: 39–40.
- Jakubowski M. 1958. The structure and vascularization of the skin of the pond-loach (*Misgurnus fossilis* L.). Acta Biol. Cracov. 1: 113–127.
- Jaroszevska M., Dabrowski K. 2010. Czy istnieją ryby, które mają płuca? Adaptacje morfologiczne i fizjologiczne ryb do warunków hipoksji i hiperoksji. Kosmos 59(3-4): 479–496.

- Kirchhofer A., Hefti D., Bless R. 1996. Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston and Berlin.
- Kottelat M., Freyhof J. 2007. Handbook of European Freshwater Fishes. Cornol, Switzerland and Berlin, Germany.
- Kotusz J. 1996a. Ochrona gatunkowa piskorzowców (Cobitidae, Cypriniformes) w Polsce na tle ich występowania i statusu w innych krajach Europy. *Zoologica Poloniae*. 41(suppl): 147-155.
- Kotusz J. 1996b. Morphological Characteristics of the Mud Loach *Misgurnus fossilis* (L.) (Pisces: Cobitidae) from the Mid Odra and Vistula River Basins. *Acta Ichthyol. Piscat.* doi: 10.3750/AIP1995.25.2.01
- Kouril, J., Hamácková, J., Adámek, Z., Sukop, I., Stibranyiová, I., & Vachta, R. (1996). The artificial propagation and culture of young weatherfish (*Misgurnus fossilis* L.). HEFTI D. (red.). Birkhäuser Verlag, Basel, 305–310.
- Mazurkiewicz J. 2012. Piskorz *Misgurnus fossilis*. [W:] Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny (Część 3). Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.). GIOŚ, Warszawa, 171–185.
- Meyer L., Hinrichs D. 2000. Microhabitat preferences and movements of the weatherfish, *Misgurnus fossilis* in a drainage channel. *Environ. Biol. Fishes* 58: 297–306.
- Rembiszewski J.M., Rolik H. 1975. Kręglouste i ryby. Cyclostomata et Pisces. Katalog Fauny Polski (Część 38 - Cyclostomata et Pisces). PWN, Warszawa.
- Schreiber B., Fischer J., Schiwy S., Hollert H., Schulz R. 2018b. Towards more ecological relevance in sediment toxicity testing with fish: evaluation of multiple bioassays with embryos of the benthic weatherfish (*Misgurnus fossilis*). *Sci. Total Environ.* 619–620: 391–400.
- Schreiber B., Korte E., Schmidt T., Schulz R. 2018a. Reintroduction and stock enhancement of European weatherfish (*Misgurnus fossilis* L.) in Rhineland-Palatinate and Hesse, Germany. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 419(43). doi:10.1051/kmae/2018031
- Schreiber B., Monka J., Drozd B., Hundt M., Weiss M., Oswald T., Gergs R., Schulz R. 2017a. Thermal requirements for growth, survival and aerobic performance of weatherfish larvae *Misgurnus fossilis*. *J. Fish Biol.* 90: 1597–1608.
- Schreiber B., Petrenz M., Monka J., Drozd B., Hollert H., Schulz R. 2017b. Weatherfish (*Misgurnus fossilis*) as a new species for toxicity testing? *Aquat. Toxicol.* 183: 46–53.
- Witkowski A., Kotusz J., Przybylski M. 2009. Stopień zagrożenia słodkowodnej ichtiofauny Polski: Czerwona lista minogów i ryb – stan 2009. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 65(1): 33–52.
- Wootton R.J., Elvira B., Baker. 2000. Life-history evolution biology and conservation of fish: introductory note. *Ecol. Fresh. Fish.* 9: 90–91.

4. Załączniki

I. Prace wchodzące w skład rozprawy doktorskiej

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2015. **Sztuczne urządzenia wodne jako przyrodniczo niedoceniane siedliska występowania zagrożonych gatunków ryb – przykład piskorza *Misgurnus fossilis* na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006.** Chrońmy Przyrodę Ojczystą 71(4): 266–272.

Sztuczne urządzenia wodne jako przyrodniczo niedoceniane siedliska występowania zagrożonych gatunków ryb – przykład piskorza *Misgurnus fossilis* na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006

Artificial drainage ditches as undervalued habitats of threatened fish species – a case of weatherfish *Misgurnus fossilis* in the Natura 2000 site 'Pradolina Bzury-Neru PLH100006'

KACPER PYRZANOWSKI*, GRZEGORZ ZIĘBA, MIROSŁAW PRZYBYLSKI

Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców

Uniwersytet Łódzki

90–237 Łódź, ul. Banacha 12/16

* e-mail: kpyrzan@biol.uni.lodz.pl

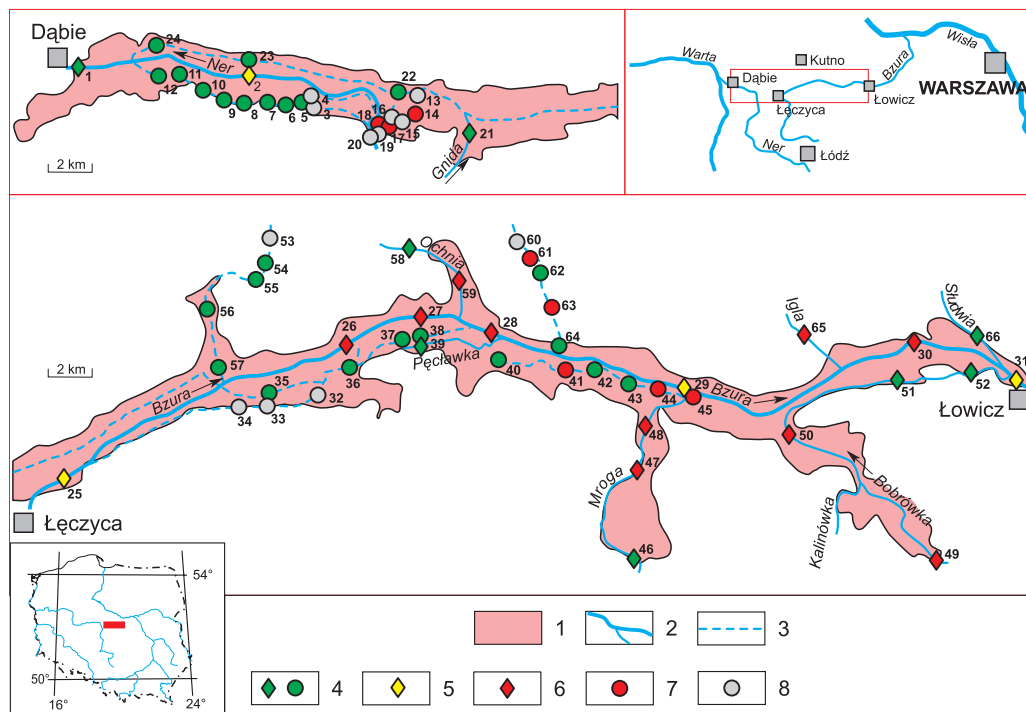
Słowa kluczowe: kanały melioracyjne, melioracje, stan ochrony piskorza, FV, zagrożenia, ichtiofauna, Bzura, Ner.

Pradolina Bzury-Neru jest jednym z niewielu obszarów na terenie Polski, gdzie liczebność piskorza znacznie przekracza wartości referencyjne przyjmowane jako wystarczające do uznania stanu populacji za właściwy (FV). W sieci kanałów melioracyjnych pradolina piskorz osiągał wysokie zagęszczenia (1 os./m² cieku). Typowymi miejscami występowania piskorza są niedoceniane i pomijane w badaniach faunistycznych sztuczne urządzenia wodne, takie jak kanały i rowy melioracyjne, które odgrywają ważną rolę w stabilizacji populacji i stanowią obecnie najcenniejsze siedliska dla tego gatunku. Podstawowe znaczenie dla ochrony populacji piskorza ma przede wszystkim utrzymanie jego siedlisk w stanie niezmienionym oraz zaniechanie działań, które mogą powodować ich niszczenie i zabijanie osobników.

Wstęp

Natura 2000 jest najważniejszym europejskim programem służącym zachowaniu najcenniejszych siedlisk przyrodniczych, szczególnie ważnych dla zachowania europejskiego dziedzictwa przyrodniczego oraz ochronie uznawanych za priorytetowe wybranych gatunków roślin i zwierząt. Jednym z miejsc, które powstało na mocy programu, jest obszar Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006. Ostoja ta została utworzona w celu ochrony wyjątko-

wych w skali środkowej Polski siedlisk bagiennych (SDF 2013). Chroniony teren obejmuje około 80-kilometrowy odcinek Pradoliny Warszawsko-Berlińskiej pomiędzy Łowiczem a Dąbiem (ryc. 1). W krajobrazie stosunkowo słabo zróżnicowanej pod względem siedliskowym pradolina dominują przede wszystkim łąki, pastwiska i torfowiska niskie porośnięte głównie roślinnością szuwarową (Kucharski i in. 2014). Istotną część powierzchni zajmują użytki zielone oraz grunty orne, gdyż niemal cały obszar jest użytkowany rolniczo, co ma de-



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk występowania piskorza na Obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru wraz z kategoriami zachowania stanu zasiedlających je populacji lokalnych: 1 – Pradolina Bzury-Neru, 2 – ciekami naturalne i przekształcone, 3 – kanały melioracyjne; stan populacji: 4 – właściwy (FV), 5 – zły (U2), 6 – brak piskorza, 7 – brak ryb, 8 – brak wody

Fig. 1. Distribution of the weatherfish sites in the Natura 2000 area "Pradolina Bzury-Neru" with the categories of conservation of local fish populations: 1 – Bzura-Ner Glacial valley, 2 – natural and transformed watercourses, 3 – drainage channels; the state of the local population: 4 – favourable (FV), 5 – bad (U2), 6 – absence of weatherfish, 7 – absence of fish, 8 – absence of water

cydujący wpływ na jego szatę roślinną (Kopeć i in. 2008). Przez teren ten przebiega dział wodny Odry i Wisły, przy czym jego zachodnią część odwadnia system rzeki Ner (dorzecze Odry), a wschodnią – system Bzury (dorzecze Wisły) (Czarnecka 2005, Ziulkiewicz 2014). Wody śródlądowe (stojące i płynące) zajmują zaledwie 4,1% powierzchni pradoliny (SDF 2013). Jednymi z najistotniejszych czynników, które wpływają na różnorodność biologiczną pradoliny, były zapoczątkowane w latach 60. XX wieku zabiegi hydrotechniczne mające na celu odwadnianie i osuszanie bagien, poprzez pogłębianie koryta Bzury i Neru oraz tworzenie sieci kanałów melioracyjnych. Wraz ze starorzezcami i naturalnymi eutroficznymi zbiornika-

mi wodnymi oraz naturalnymi ciekami stanowią one, w obrębie całego obszaru, siedliska dogodne dla bytowania ryb (Zięba i in. 2014). Na terenie pradoliny Bzury-Neru stwierdzono występowanie 19 gatunków ryb (T. Penczak – dane niepubl.), w tym trzech wymienionych w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej (obejmującym gatunki roślin i zwierząt, których ochrona wymaga wyznaczenia specjalnych obszarów ochrony; Dyrektywa 1992) – kozy pospolitej *Cobitis taenia*, różanki *Rhodeus amarus*, oraz szczególnie licznego piskorza *Misgurnus fossilis* (Kucharski i in. 2013; Zięba i in. 2014). Piskorz, jako gatunek priorytetowy o kluczowym znaczeniu dla Wspólnoty Europejskiej, chroniony jest zarówno prawem międzynaro-

Tab. 1. Terminy przeprowadzonych elektropołów w stanowiskach w zlewni Neru i Bzury*Table 1. Dates of electrofishing conducted at the studied sites in the Ner and Bzura River systems*

Zlewnia Catchment	Nazwa ciek River/Canal	Numer stanowiska Site number	Termin badań [miesiąc/rok] Date [month/year]
Ner	Ner	1	07/2013
		2	06/2012
	Kanał Zbylczyski	3–12	07/2014
	Kanał Łęka (Łęka A i Łęka B)	13–20	07/2014
	Gnida	21	07/2013
	Kanał Królewski	22–24	07/2013
Bzura	Bzura	25–31	07, 08/2013
	Kanał Rogulicki	32–34	07/2014
	Kanał Południowy C	35	07/2014
	Kanał Południowy B	36–38	07/2014
	Pęcławka	39	04/2014
	Kanał Południowy	40–45	07/2014
		46–48	06, 11/2000
	Mroga	49–51	08/2000
		52	09/2012
	Kanał Strzegociński	53–57	07/2014
	Ochnia	58–59	06/2000
	Kanał Stradzewski	60–64	07/2014
	Igła	65	08/2000
	Studwia	66	08/2000

dowym (Konwencja Berneńska – Załącznik III, Dyrektywa Siedliskowa – Załączniki II i IV), jak i krajowym (Rozporządzenie 2014; ochrona częściowa), a dodatkowo jego status jako gatunku szczególnie cennego dla zachowania bioróżnorodności fauny ryb jest podkreślony poprzez umieszczenie go w *Polskiej czerwonej księdze zwierząt* (Głowaciński 2001) oraz na *Czerwonej liście ryb i minogów* (Witkowski i in. 2009; Mazurkiewicz 2012). Obecnie obserwuje się gwałtowny spadek liczebności populacji tej ryby w całej Europie, spowodowany prawdopodobnie bezpośrednim niszczeniem naturalnych siedlisk oraz pogarszaniem jakości wody (Drozd i in. 2009).

Stan poznania krajowej populacji jest niewystarczający, gdyż siedliska zajmowane przez piskorza (starorzeczka, rowy melioracyjne, stawy hodowlane) są mało rozpoznane i zwykle pomijane w rutynowych badaniach ichtiofaunistycznych (Mazurkiewicz 2012). Ostatnio odkryto najdalej wysunięte na północ stanowisko piskorza w Polsce, w rezerwacie przyrody „Beka”, w dorzeczu Redy (Skóra 2014). Stwierdzenie piskorza na tym obszarze związane było z ichtiologiczną inwentaryzacją prawdopodobnie niebadanej wcześniej sieci rowów melioracyjnych. Celem obecnej pracy było podsumowanie wyników wieloletnich prac monitoringowych prowadzonych na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006, obejmujących zarówno ciek naturalne, jak i sztuczne urządzenia wodne oraz określenie stanu zachowania zasiedlających je lokalnych populacji piskorza.

Materiały i metody

Badania ichtiofauny dopływów Bzury rozpoczęto w roku 2000 (Zięba 2006), dopływy oraz koryto główne Neru badano szczególnie w latach 2012–2014, a koryto główne Bzury i sztuczne kanały melioracyjne w latach 2013–2014 (tab. 1). Ogółem skontrolowano 57 stanowisk znajdujących się w granicach obszaru Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006 oraz 9 stanowisk poza granicami obszaru, na ciekach i sztucznych kanałach uchodzących do chronionego odcinka Bzury.

Ryby łowiono za pomocą atestowanych urządzeń: (1) spalinowego agregatu połowowego (prąd dwupołwkowy wyprostowany o parametrach: 230V, 2,5 kW, 50 Hz) z wykorzystaniem dwóch anodoczerpaków lub (2) plecakowego agregatu połowowego EFGI 650 (BSE Bretschneider Specialelektronik, Niemcy) o maksymalnej mocy na wyjściu 1200 W (prąd impulsowy), z jednym anodoczerpakiem, z zachowaniem unifikacji metod (Penczak 1967; Backiel, Penczak 1989). Wyniki elektropołów ze wszystkich stanowisk prze-

liczono w celu ich ustandaryzowania i wyrażano w jednostkach wskaźnika stanu populacji piskorza ustalanego na podstawie względnej liczebności, gdzie FV oznacza stan właściwy ($> 0,01 \text{ os.}\cdot\text{m}^{-2}$, na podstawie ustandaryzowanych wyników elektropołówów), U1 – stan niezadowalający ($0,005\text{--}0,01 \text{ os.}\cdot\text{m}^{-2}$), U2 – stan zły ($< 0,005 \text{ os.}\cdot\text{m}^{-2}$), XX – stan nieznan (Mazurkiewicz 2012). Wszelkie badania prowadzono w oparciu o wymagane zgody użytkowników rybackich wód oraz właściwych organów ochrony przyrody (RDOŚ Łódź).

Wyniki

Ogółem warunki odpowiednie dla bytowania ryb (obecność wody) stwierdzono na 54 z 66 kontrolowanych stanowisk, spośród których piskorz łowiony był na 36 (ryc. 1). Wody nie stwierdzono we fragmentach sztucznych kanałów, przeważnie w ich górnych odcinkach, a w przypadku kanałów Łęka A i B oraz Rogulickiego przesuszenia dotyczyły niemal całych urządzeń wodnych (ryc. 1). Występowanie piskorza w ciekach naturalnych ograniczone było do nielicznych stanowisk. Na stanowiskach 2, 25, 29, 31 obserwowano skrajnie niskie zagęszczenia ($0,001\text{--}0,004 \text{ os.}\cdot\text{m}^{-2}$) świadczące o złym stanie zachowania populacji (U2), natomiast na stanowiskach 1, 21, 39, 46, 51, 52, 58, 66 odnotowano wysokie zagęszczenia ($0,014\text{--}1,000 \text{ os.}\cdot\text{m}^{-2}$) świadczące o właściwym stanie populacji piskorza (FV). Piskorz był nieobecny na 10 stanowiskach gdzie występowały inne ryby, głównie zlokalizowanych w korycie głównym Bzury. Populacje piskorza w sztucznych kanałach lokalnie osiągały zawsze wysokie zagęszczenia, przekraczające znacząco wartości graniczne dla właściwego stanu populacji (FV), dochodzące do $2,065 \text{ os.}\cdot\text{m}^{-2}$ w Kanale Południowym.

Dyskusja

Sieć kanałów melioracyjnych na terenie obecnej ostoi Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006 przez kilkadziesiąt lat była

prawie całkowicie odizolowana od pozostałej sieci rzecznej. Stopień zanieczyszczenia wody na długich odcinkach w korytach głównych zarówno Bzury, jak i Neru uniemożliwiał bytowanie ryb aż do końca lat 80. XX wieku. Pojedyncze osobniki odławiano jedynie okresowo w ujściowych odcinkach obu cieków (Penczak 1968, 1975, i in. 2012). Niekorzystne warunki panujące w obu rzekach uniemożliwiała zasiedlanie ich przez ryby od strony ujść odpowiednio Wisły (Bzura) i Warty (Ner). Wysoki poziom zanieczyszczeń Bzury i Neru także skutecznie odgradzał uchodzące do nich niewielkie naturalne dopływy i sztuczne kanały (Kostrzewa 1999). Izolowane w nich zespoły ryb, o niewielkiej liczbie gatunków, najczęściej bardzo odpornych na deficyty tlenowe czy ogólny poziom zanieczyszczeń (np. karaś srebrzysty *Carassius gibelio* i piskorz), jeśli trafiały na odpowiednie warunki, rozwijały się zwykle bez ograniczeń (Kostrzewa, Penczak 2002). Możliwe, że taka sytuacja w połączeniu z dużą dostępnością dogodnych siedlisk przyczyniła się do powstania i utrzymania tak licznej populacji piskorza w sztucznych kanałach w ostoi Pradolina Bzury-Neru. Stabilne warunki panujące w sztucznym środowisku kanałów melioracyjnych związane były z zaniechaniem działań utrzymawczych. Przez dziesięciolecia sztuczne kanały pozostawały wyłącznie pod wpływem działania naturalnych czynników, a ingerencja człowieka ograniczona była (jeśli w ogóle występowała) do wykaszania brzegów kanałów, bez usuwania organicznych osadów. Zgodnie z przewidywaniami Kostrzewy (1999), kanały te stały się więc źródłem kolonizatorów dla Neru i Bzury. Już pod koniec lat 90. XX wieku liczne osobniki piskorza były odławiane w zanieczyszczonym jeszcze Nerze, jednak wraz z poprawą jakości wody i stopniowym pojawieniem się innych gatunków ryb, obserwowano spadek liczebności piskorza (Kostrzewa, Penczak 2002; Penczak i in. 2010). Podobną sytuację można było zaobserwować również w Bzurze (Penczak i in. 2000).

Obecnie Pradolina Bzury-Neru jest jednym z niewielu obszarów na terenie Polski, gdzie zagęszczenie piskorza przekracza często stukrotnie wartości referencyjne uznawane za wystarczające do uznania stanu populacji za właściwy (FV). W połowie z badanych stanowisk piskorz osiągał wysokie zagęszczenia, przekraczające nawet poziom 1 os. $\cdot$ m⁻². W przypadku cieków naturalnych odcinki rzek obfitujące w piskorze stanowiły mniejszość (9 stanowisk z 22) w stosunku do odcinków, gdzie piskorz nie był stwierdzany lub osiągał niskie zagęszczenia (ryc. 1). Natomiast w sztucznych kanałach ryba ta, znajdując niemal idealne warunki do życia, była bardzo liczna, a stan jej populacji ocenić można jako właściwy (FV) aż na 24 z 44 kontrolowanych fragmentów. Odcinki te były przeważnie niemal w całości zarośnięte zanurzoną roślinnością naczyniową, której obumarłe szczątki tworzyły przez lata osady o miąższości dochodzącej nawet do 1 m. Woda w kanałach o odczynie zbliżonym do pH 7 i konduktywności dochodzącej do 850 μ S $\cdot$ cm⁻¹ odznaczała się, w trakcie badań, wyjątkowo niską zawartością rozpuszczonego tlenu spadającą nawet do 0,05 mg $\cdot$ l⁻¹ (nasylenie do 0,4%). Specyfika tych siedlisk przejawiająca się wyjątkowo niską jakością wody w skrajnych sytuacjach skutkowałą całkowitym brakiem nie tylko innych, odpornych gatunków ryb (karaś srebrzysty, karaś pospolity *Carassius carassius* czy lin *Tinca tinca*), ale nawet wytrzymałego piskorza (8 stanowisk).

W badaniach monitoringowych gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000 przeprowadzonych w latach 2009–2011 wykazano, że populacja piskorza jest w zaniku i uznano jej stan ogólny jako zły. Dodatkowo na żadnym z badanych stanowisk ocena ogólna gatunku nie była właściwa (Mazurkiewicz i in. 2012). Biorąc pod uwagę, że kontrolowane punkty rozmieszczone były w większości na naturalnych ciekach, gdzie zagęszczenia tej ryby są z reguły niskie, ocena wydaje się zaniżona. Piskorz jest gatunkiem zasiedlającym nieodpowiednie lub niedo-

stępne dla innych ryb, mało poznane siedliska (starorzecza, rowy melioracyjne, stawy hodowlane), więc relatywna ocena stanu jego populacji może być trudna do weryfikacji (Mazurkiewicz 2012). Tego typu środowiska są bowiem wciąż pomijane w rutynowych badaniach ichtiofaunistycznych, co skutkuje błędną oceną wielkości populacji piskorza, mimo że stan poznania zespołów ryb w rzekach w Polsce jest jednym z lepszych w skali Europy (Witkowski, Kotusz 2008). Wydaje się, że jedynie odpowiednie rozpoznanie potencjalnych siedlisk piskorza jest kluczowym elementem umożliwiającym zbadanie faktycznego stanu jego populacji oraz zapewnienie (jeśli okaże się konieczne) realnej ochrony. Nie można jednak ignorować dodatkowego czynnika przyczyniającego się do błędnego rozpoznania wielkości populacji piskorza nawet w preferowanych przez niego siedliskach, tj. przydennego trybu życia oraz zdolności do zagrzebywania się w mule, co może stanowić istotną przyczynę niedoszacowania liczebności tego gatunku podczas badań ichtiofauny (Boroń i in. 2002).

Obecnie na terenie ostoi Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru, po dziesięcioleciach przerwy, znów prowadzone są prace utrzymaniowe mające za zadanie pogłębienie i udrożnienie sieci kanałów melioracyjnych. Choć piskorz jest gatunkiem relatywnie odpornym na niekorzystne warunki środowiska (Mazurkiewicz 2012), między innymi dzięki wykorzystaniu tlenu atmosferycznego do oddychania (Boroń i in. 2002), to poważnie zagraża mu niszczenie siedlisk poprzez osuszanie (wypełnianie) rowów, stawów, sadzawek, zabagnień, torfianek oraz prowadzenie innych zabiegów melioracyjnych, takich jak bagrowanie czy regulacja koryt rzecznych. Czynnikiem, który może się przyczyniać do zanikania populacji piskorza, poza bezpośrednim zabijaniem podczas odmulania (Boroń i in. 2002; Skóra 2014), jest też jego strategia ucieczki polegająca na zakopywaniu się w mule. W czasie usuwania osadów limnicznych z kanałów melioracyjnych ryby te wraz z wydobytym urobkiem mogą być bezpośrednio wyrzucane na brzeg (Geldhauser

1992, Boroń 2000, Skóra 2014). Niekorzystnie na strukturę populacji mogą również wpływać te oddziaływania i zagrożenia, których presja ma charakter długofalowy, jak regulowanie i kształtowanie koryt rzecznych, zanieczyszczenia wód i gleby, pogorszenie jakości wody oraz eutrofizacja (Mazurkiewicz 2012).

Wobec poprawy jakości wód Neru i Bzury oraz zasiedlających je bogatych zespołów ryb, w tym obecnych populacji piskorza (Penczak i in. 2012), a także prowadzonych prac melio-

racyjnych w uchodzących do nich kanałach, można oczekiwać, że nawet jeśli lokalne populacje piskorzy z kanałów zostaną zdziesiątkowane, to ich status w całym obszarze Pradoliny Bzury-Neru nie ulegnie zmianie. Jest szansa, że za źródło kolonizatorów, jak w przypadku zdrowego systemu rzecznego, posłużą będą mogły tym razem cieki główne, „splacając dług” z okresu odbudowy własnych zespołów ryb dzięki obecności obfitujących w ryby dopływów, w początkach lat 90. XX wieku.

PIŚMIENNICTWO

- Backiel T., Penczak T. 1989. The Fish and Fisheries in the Vistula River and its Tributary, the Pilica River. W: Dodge D.P. (red.). Proceedings of the International Large River Symposium. Honey Harbour, Ontario, Canada, 14–21 September 1986, Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences., 106: 488–503.
- Boroń A. 2000. Piskorz. W: Brylińska M. (red.). Ryby słodkowodne Polski. PWN, Warszawa: 347–350.
- Boroń A., Kotusz J., Przybylski M. 2002. Koza, koza złotawa, piskorz, ślíz. Wydawnictwo IRŚ, Olsztyn: 55–68.
- Czarnecka H. (red.) 2005. Atlas podziału hydrograficznego Polski. Seria Atlasy Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Wydawnictwa IMGW, Warszawa.
- Drozd B., Kouril., Blaha M., Hamackova J. 2009. Effect of temperature on early life history in weatherfish, *Misgurnus fossilis* (L. 1758). Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems, 392, 04, DOI: 10.1051/kmae/2009010.
- Dyrektiva 1992. Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 roku w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory.
- Geldhauser F. 1992. Die kontrollierte Vermehrung des Schlammpeitzgers (*Misgurnus fossilis*, L.). Fischer & Teichwirt 43 (1): 2–6.
- Głowaciński Z. 2001. Polska czerwona księga zwierząt. PWRiL, Warszawa.
- Kopeć D., Halladin-Dąbrowska A., Chmielecki B., Kucharski L. 2008. Human impact on wetland flora of the Warsaw-Berlin proglacial valley. Biodiversity: Research and Conservation, 9–10: 57–62.
- Kostrzewa J. 1999. Szansa dla Neru. Aura 12: 16–17.
- Kostrzewa J., Penczak T. 2002. Stan ichtiofauny dorzecza Neru i perspektywy jej restytucji. W: Raport o stanie środowiska w województwie łódzkim w 2001 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź: 100–102.
- Kucharski L., Kopeć D., Janiszewski T., Wojciechowski Z. 2014. Znaczenie Pradoliny dla zachowania różnorodności biologicznej środkowej Polski. W: Kucharski L., Kopeć D. (red.). Pradolina Bzury-Neru. Monografia przyrodnicza obszaru Natura 2000. Towarzystwo Przyrodników Ziemi Łódzkiej, Łódź: 87–90.
- Kucharski L., Kopeć D., Traut-Seliga A., Wojciechowski Z., Rachalewska D., Tończyk G. 2013. Pradolina Bzury-Neru. W: Kurowski J. (red.). Obszary NATURA 2000 w województwie łódzkim. RDOŚ w Łodzi, Łódź: 76–78.
- Mazurkiewicz J. 2012. Piskorz *Misgurnus fossilis*. W: Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.). Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część III. GIOŚ, Warszawa: 171–185.
- Mazurkiewicz J., Golski J., Sobieszczyk P. 2012. Piskorz *Misgurnus fossilis* (1145). W: Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych ze szczególnym uwzględnieniem specjalnych obszarów ochrony siedlisk Natura 2000. Wyniki monitoringu. GIOŚ, Warszawa.
- Penczak T. 1967. Biologiczne i techniczne podstawy połowu ryb stałym prądem elektrycznym. Przegląd Zoologiczny, 11: 114–131.
- Penczak T. 1968. Ichtyofauna rzek Wyżyny Łódzkiej i terenów przyległych. Część Ia. Hydrografia i rybostan Bzury i dopływów. Acta Hydrobiologica 10 (4): 471–497.

- Penczak T. 1975. Ichthyofauna of the catchment area of the River Ner and perspectives of its restitution in connection with the erection of a collective sewage treatment plant for the Agglomeration of the City of Łódź. *Acta Hydrobiologica* 17 (1): 1–20.
- Penczak T., Kruk A., Grabowska J., Śliwińska A., Koszaliński H., Zięba G., Tybulczuk S., Galicka W., Marszał L. 2010. Wpływ stopniowej poprawy jakości wody w rzece Ner na regenerację ichtiofauny. *Roczniki Naukowe PZW* 23: 97–117.
- Penczak T., Kruk A., Marszał L., Galicka W., Tybulczuk S., Tsydel M. 2012. Regeneracja ichtiofauny Bzury i Neru po ograniczeniu dopływu zanieczyszczeń przemysłowych. *Roczniki Naukowe PZW* 25: 85–93.
- Penczak T., Kruk A., Koszaliński H., Zięba G. 2000. Ichthyofauna rzeki Bzury. *Roczniki Naukowe PZW* 13: 23–33.
- Rozporządzenie 2014. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 października 2014 roku w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt. Dz.U. poz. 1348.
- SDF 2013. Standardowy Formularz Danych dla obszaru Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006. GDOŚ, Warszawa.
- Skóra M. 2014. Nowe stanowisko piskorza *Misgurnus fossilis* w dorzeczu Redy i propozycje jego ochrony. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 70 (2): 178–184.
- Witkowski A., Kotusz J. 2008. Stan ichtiofaunistycznych badań inwentaryzacyjnych rzek Polski. *Roczniki Naukowe PZW* 21: 23–60.
- Witkowski A., Kotusz J., Przybylski M. 2009. Stopień zagrożenia słodkowodnej ichtiofauny Polski: Czerwona lista minogów i ryb – stan 2009. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 65 (1): 33–52.
- Zięba G. 2006. Struktura zespołów ryb systemu rzeki Bzury na tle czynników środowiskowych. Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców, Uniwersytet Łódzki (praca doktorska).
- Zięba G., Marszał L., Janic B. 2014. Ryby i minogi. W: Kucharski L., Kopeć D. (red.). Pradolina Bzury-Neru. Monografia Przyrodnicza Obszaru Natura 2000. Towarzystwo Przyrodników Ziemi Łódzkiej, Łódź: 31–34.
- Ziulkiewicz M. 2014. Warunki wodne. W: Kucharski L., Kopeć D. (red.). Pradolina Bzury-Neru. Monografia przyrodnicza obszaru Natura 2000. Towarzystwo Przyrodników Ziemi Łódzkiej, Łódź: 27–29.

SUMMARY

Chrońmy Przyrodę Ojczystą 71 (4): 266–272, 2015

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. Artificial drainage ditches as undervalued habitats of threatened fish species – a case of weatherfish *Misgurnus fossilis* in the Natura 2000 site ‘Pradolina Bzury-Neru PLH100006’

The Natura 2000 area “Pradolina Bzury-Neru” is one of the few recognized places in Poland where the density of weatherfish *Misgurnus fossilis* is extremely high. The values often exceed the threshold of 1 individual·m⁻² of a watercourse, being sufficient to recognize the state of the local population as favourable (FV) (Fig. 1). In general, the typical habitats that are useful for weatherfish are stagnant water reservoirs and watercourses, such as artificial canals and drainage ditches, with the latter type playing the most important role in the stabilization of weatherfish populations at the studied sites. Artificial watercourses are usually undervalued and ignored in aquatic faunal research. Restriction of the drainage maintenance work can contribute to the protection of weatherfish habitats and even reduce the direct harm to specimens of the fish at dredged canals’ sections, thus contributing to the protection of the species.

Pyrzanowski K., Rejnisz A., Przybylski M., Zięba G. 2020. **Naturalna odbudowa populacji piskorza (*Misgurnus fossilis*) w Pradolinie Bzury-Neru po suszy z 2015 roku.** Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 39(2): 37–53.

Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody National Parks and Nature Reserves (Parki nar. Rez. Przyr.)	39	2	37–53	2020
---	----	---	-------	------

KACPER PYRZANOWSKI, ANETA REJNISZ,
MIROSLAW PRZYBYLSKI, GRZEGORZ ZIĘBA

Naturalna odbudowa populacji piskorza (*Misgurnus fossilis*) w Pradolinie Bzury-Neru po suszy z 2015 roku

PYRZANOWSKI K., REJNISZ A., PRZYBYLSKI M., ZIĘBA G. 2020. Natural reconstruction of the weatherfish (*Misgurnus fossilis*) population in the “Pradolina Bzury-Neru” after the drought of 2015. Parki nar. Rez. Przyr. **39(2)**: 37–53.

ABSTRACT: In 2013-2014 the Natura 2000 area “Pradolina Bzury-Neru” was recognized as a location of weatherfish in a scale unprecedented in Central Poland. All the parameters used for the assessment of the conservation status of the population significantly exceeded the reference values indicating its appropriate condition (FV). A particularly high density of the weatherfish was recorded in the Kanał Południowy canal. As a result of a drought in the summer of 2015, long sections of the canal had dried out and the fish that lived in canal were dead. The Kanał Południowy flows in to the Bzura River and in its initial (western) section has a direct connection to a network of ditches that were filled with water during the whole drought. When the drought ended, the canal was naturally colonized, both from the west (source section) and from the outflow. The major source of colonizers was the Bzura River. During the year after the reappearance of the water, the watercourse was inhabited by 15 fish species and the most common taxa were roach and pike. The maximum observed density of weatherfish reached a value of $0.0019 \text{ individuals} \times \text{m}^{-2}$. The physical and chemical parameters of the water did not play a significant role in population reconstruction, and the rate of recolonization depended on the species. The reconstruction of the weatherfish populations proceeded slowly and only sexually mature individuals participated in it.

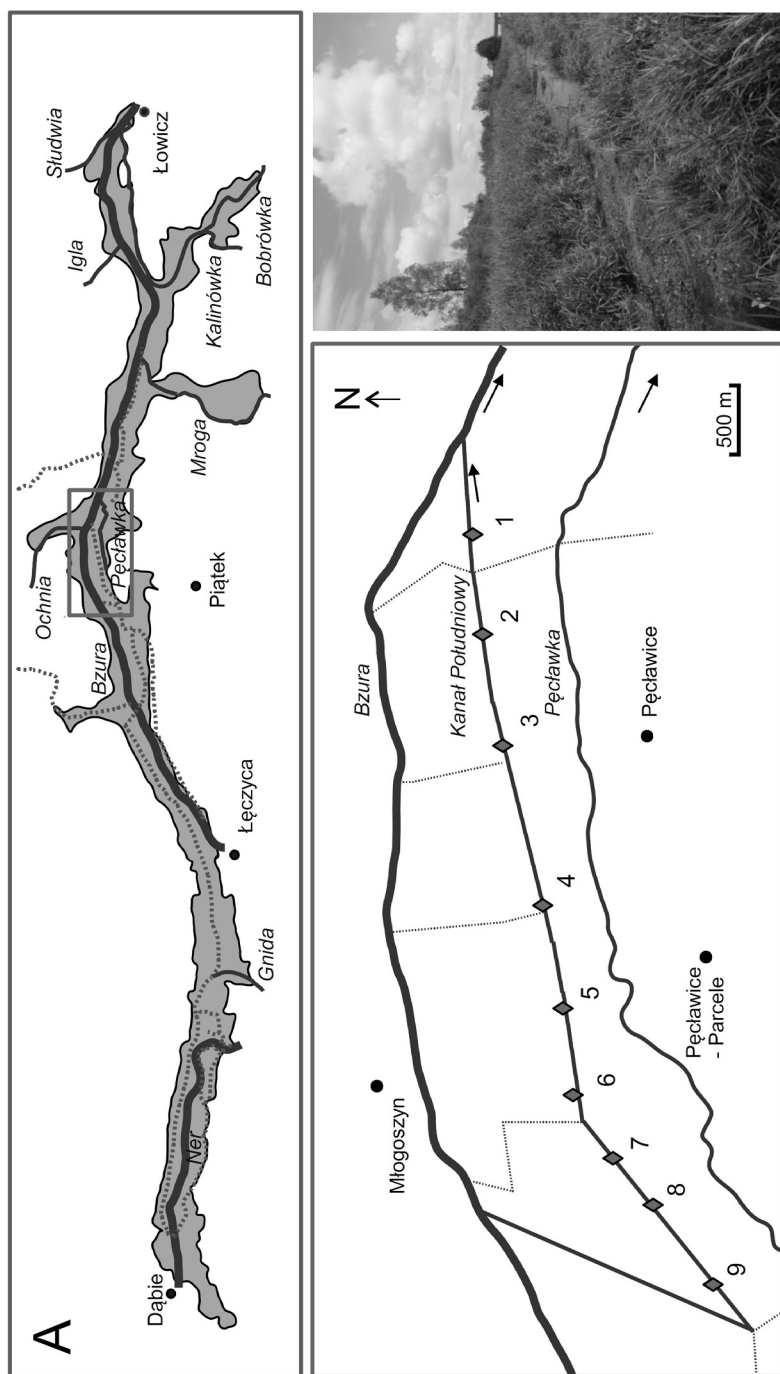
KEY WORDS: recolonization, drainage ditches, weatherfish metapopulation, threats fish fauna, mudloach, Natura 2000

Kacper Pyrzanowski: Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców, Uniwersytet Łódzki, ul. Banacha 12/16, 90–237 Łódź, e-mail: kacper.pyrzanowski@biol.uni.lodz.pl; Aneta Rejnisz: Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców, Uniwersytet Łódzki, ul. Banacha 12/16, 90–237 Łódź, e-mail: anetar3007@wp.pl; Mirosław Przybylski: Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców, Uniwersytet Łódzki, ul. Banacha 12/16, 90–237 Łódź, e-mail: miroslaw.przybylski@biol.uni.lodz.pl; Grzegorz Zięba: Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców, Uniwersytet Łódzki, ul. Banacha 12/16, 90–237 Łódź, e-mail: grzegorz.zieba@biol.uni.lodz.pl

WSTĘP

Występowanie ekstremalnych zjawisk hydrologicznych takich jak susze czy powódzie wpływa nie tylko na ilość, ale także na jakość wody w rzekach bezpośrednio

oddziałując na populacje ryb (MARTINHOA i in. 2007). Powodzie zakłócają stabilność ichtiofauny, ale w efekcie łączenia systemów rzecznych mogą zwiększać różnorodność biologiczną poprzez rozprzestrzenienie się gatunków na nowe, wcześniej niedostępne siedliska. Natomiast okresy susz, m.in. poprzez izolację siedlisk, prowadzą do obniżania bogactwa gatunkowego (MEDEIROS, MALTCHIK 2001). Skrajnie niskie przepływy wody występujące podczas susz mają bardziej niszczycielski wpływ na ryby niż ekstremalnie wysokie przepływy (LOJKÁSEK i in. 2005). Susze przyczyniają się do fragmentacji siedlisk i obniżenia jakości wody, co powoduje spadek liczebności lokalnych populacji i ostatecznie skutkuje ich zanikiem. Susze są przyczyną licznych, wymuszonych migracji w zlewni, a także skupiania się ryb w miejscach, w których może wystąpić niedotlenienie, wysoka temperatura, obniżony poziom lustra wody lub całkowite wyschnięcie (MATTHEWS, MARSH-MATTHEWS 2003). W takich niekorzystnych warunkach następuje nasilenie oddziaływań między- i wewnątrzgatunkowych: drapieżnictwa oraz konkurencji (RODRIGUEZ, LEWIS 1994). Skutkuje to obniżeniem kondycji, płodności, liczebności potomstwa, a także wpływa na wielkość jaj i narybku (MATTHEWS, MARSH-MATTHEWS 2003). Występowanie ekstremalnych zjawisk hydrologicznych nasila się w efekcie zmian klimatycznych, a ich drastyczne działanie szczególnie uwidacznia się w fizjocenozach silnie zmienionych działalnością człowieka (ZALEWSKI 2020). Do takich obszarów należy Pradolina Warszawsko-Berlińska, gdzie stosunki wodne uległy silnym przemianom w XIX i XX wieku (KUCHARSKI, KOPEĆ 2014), a jakość wód powierzchniowych znacznie odbiega od stanów uznanych za właściwe dla występujących w nich ryb (BAGROWICZ i in. 2019). Silnie przekształcone przez człowieka środowisko wodne sprawia, że tylko gatunki najlepiej dostosowane pod względem morfologicznym, fizjologicznym czy behawioralnym są w stanie tam przetrwać. Jednym z takich gatunków w naszej rodzimej ichtiofaunie jest piskorz *Misgurnus fossilis*, ryba objęta częściową ochroną gatunkową, uznawana za gatunek bliski zagrożenia (NT), która wyróżnia się możliwością oddychania powietrzem atmosferycznym oraz zdolnością do zagrzebywania się w podłożu (BOROŃ i in. 2002, MAZURKIEWICZ 2012). Cechy te sprzyjają zasiedlaniu sztucznych zbiorników, w których zalega gruba warstwa materii organicznej o znacznej miąższości oraz pojawiają się niedobory tlenu. Dzięki oddychaniu jelitowemu oraz zdolności do zagrzebywania się w osadach, gatunek ten potrafi lepiej niż inne rodzime ryby przetrwać okresy suszy (BOROŃ 2000; JAROSZEWSKA, DABROWSKI 2010). Na obszarze Pradoliny Warszawsko-Berlińskiej szczególnie intensywne zjawisko suszy hydrologicznej wystąpiło latem 2015, w efekcie którego niektóre sztuczne zbiorniki wodne uległy wyschnięciu. W konsekwencji, zaistniałe warunki umożliwiły przeprowadzenie prac, których celem była ocena możliwości naturalnej odbudowy populacji piskorza w sztucznym kanale narażonym na okresowe wysychanie, poznanie tempa rekolonizacji cieków oraz określenie warunków fizyko-chemicznych wody sprzyjających odbudowie populacji piskorza.



Ryc. 1. Lokalizacja stanowisk połowu piskorzy wzdłuż Kanału Południowego w latach 2014-2016 na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru. A – obszar Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru.

Fig. 1. Location of the sampling sites along the Kanał Południowy in 2014-2016 on the area of Natura 2000 (Pradolina Bzury-Neru). A – Natura 2000 area Bzura-Ner Glacial Valley.

TEREN BADAŃ

Pradolina Bzury-Neru stanowi fragment Pradoliny Warszawsko-Berlińskiej (o długości 80 km) pomiędzy Łowiczem a Dąbiem. Teren o powierzchni 21886,2 ha obejmujący dolinę środkowej Bzury oraz dolnego Neru uznany jest za najcenniejszy obszar bagienny Polski środkowej. Został objęty ochroną jako specjalny obszar ochrony siedlisk Natura 2000 (PLH100006) (KUCHARSKI, KOPEĆ 2014). W Pradolinie występują łąki, torfowiska niskie i przejściowe, lasy łęgowe, pastwiska oraz grunty orne (KUCHARSKI, KOPEĆ 2014), natomiast wody śródlądowe stanowią jedynie 4,1% powierzchni (SDF 2013). Obszar ten jest bramą wodną łączącą dorzecze Wisły z dorzeczem Odry (CZARNECKA 2005). Regulacje stosunków wodnych Pradoliny miały miejsce już w XVIII w. i dotyczyły głównych rzek: Bzury i Neru. Jednak istotne zmiany stosunków wodnych nastąpiły w latach 60. XX w. Przybrały one postać przebudowy naturalnych koryt, osuszania bagien oraz tworzenia systemu kanałów melioracyjnych i stawów rybnych. Pomimo tych działań w Pradolinie wciąż obecne są naturalne starorzecza i torfowiska (KUCHARSKI, KOPEĆ 2014). Obszar Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru rozpoznany został jako miejsce występowania piskorza w skali niespotykanej nigdzie indziej w Polsce środkowej (PYRZANOWSKI i in. 2015). Stan populacji tego gatunku monitorowano na 9 stanowiskach rozmieszczonych wzdłuż kanału melioracyjnego o nazwie Kanał Południowy (Ryc. 1) (stanowisko 6: 51°13'14.86"N, 19°48'03.62"E). Kanał o długości 6,5 km i średnim spadku koryta wynoszącym 0,41‰ jest lewobrzeżnym dopływem Bzury. Średnia szerokość koryta wynosi około 3 m, a średnia głębokość waha się od 30 cm (górny odcinek) do 80 cm (odcinek przyujściowy). Dno kanału, silnie porośnięte makrofitami, zbudowane jest głównie z piasków pokrytych osadami organicznymi. Brzegi kanału porastają trzciny, które odpowiadają za jego częściowe zacienienie. Wzdłuż brzegów kanału obecne są pojedyncze drzewa, za wyjątkiem odcinka powyżej stanowiska nr 7, które znajduje się lesie. Jakość wody Bzury należy do dobrej klasy czystości (GAŁĘZOWSKA i in. 2016). Najwyższy poziom wody występuje w okresie wczesnowiosennym po roztopach zimowych natomiast najniższy latem, podczas wysokich temperatur. W kanale prowadzone są coroczne prace utrzymaniowe, tj. wykaszanie brzegów oraz hakowanie roślinności zanurzonej, a także w odstępie 3-5 lat usuwane są depozyty martwej materii organicznej.

MATERIAŁY I METODY

Stanowiska wzdłuż Kanału Południowego kontrolowano 13 razy w okresie przed wystąpieniem suszy (sierpień 2014, maj 2015), w trakcie suszy (sierpień 2015) oraz sukcesywnie, co miesiąc, od momentu pojawienia się wody, czyli od listopada 2015 do października 2016, z wyłączeniem dwóch miesięcy zimowych (styczeń i luty

2016). Elektropołowy wykonano przy użyciu plecakowego agregatu połowowego EFGI 650 (BSE Bretschneider Specialelektronik, Niemcy) o maksymalnej mocy na wyjściu 1200 W (prąd impulsowy), z jednym anodoczerpakiem, z zachowaniem unifikacji metod, brodząc w górę cieku (PENCZAK 1967; BACKIEL, PENCZAK 1989). Schwytane ryby oznaczano do gatunku, mierzono całkowitą długość ciała (Lt) [mm] oraz ważono [g], a następnie uwalniano w miejscu połowu. Różnice w długościach ciała piskorzy odławianych w różnych okresach analizowano przy pomocy testu Kruskala-Wallisa oraz testu post-hoc Dunna. Zagęszczenie poszczególnych gatunków na kontrolowanych stanowiskach szacowano odnosząc liczbę złowionych osobników do rzeczywistej powierzchni odłowu. Przy pomocy miernika Multiline P4 F/SET-3 (WTW, Niemcy), mierzono parametry fizyko-chemiczne wody, tj. stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, nasycenie wody tlenem, odczyn i konduktywność oraz temperaturę wody. Badania były prowadzone za zgodą wędkarskiego użytkownika wód, Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska (DZP-WG.6401.10.2.2014.bp) oraz Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Łodzi (WPN-II.6401.238.2014.KW2).

WYNIKI

Parametry fizyko-chemiczne

W okresie poprzedzającym suszę (sierpień 2014, maj 2015) obserwowano dużą sezonową zmienność parametrów fizyko-chemicznych wody w Kanale Południowym. Wzrostowi temperatury wody w okresie letnim (sierpień 2014) towarzyszyło obniżenie zawartości rozpuszczonego w wodzie tlenu, przewodnictwo wody w okresie letnim było niższe niż wiosną (maj 2015) (Tab. 1). Podczas trwania suszy parametry fizyko-chemiczne nie były mierzone ze względu na brak wody w badanym cieku (Ryc. 2). Jedynie na stanowiskach nr 4 i 5, utrzymały się niewielkie zastoiska, w których temperatura wody w ciągu dnia osiągała 29°C, konduktywność $1150 \mu\text{S} \times \text{cm}^{-1}$, a zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie spadała do $0,05 \text{ mg} \times \text{dm}^{-3}$ (0,6%). Po ponownym pojawieniu się wody w kanale, tj. od listopada 2015 najwyższą temperaturę wody (22°C) odnotowano dopiero we wrześniu 2016, podczas gdy najniższe temperatury (5°C) zmierzono jesienią 2015 i wiosną 2016. Obserwowano znaczące różnice konduktywności pomiędzy kolejnymi terminami badań (Tab. 1). Najwyższą wartość konduktywności odnotowano we wrześniu 2016, a najniższą w listopadzie 2015. Największe różnice konduktywności między stanowiskami zanotowano w listopadzie oraz grudniu 2015 i dotyczyły zmian w obrębie stanowisk 2-4. Odczyn wody w cieku był lekko zasadowy, maksymalna wartość pH 8,4 wystąpiła we wrześniu 2016, natomiast najniższa (6,8) w lipcu 2016. Najbardziej stabilne warunki pod względem odczynu wody w okresie badań panowały w środkowym biegu kanału (stanowiska 4-6). Spadek zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie następował od maja, osiągając minimum w lipcu 2016 ($0,95 \text{ mg} \times \text{dm}^{-3}$).

Tab. 1. Parametry fizyko-chemiczne wody w Kanale Południowym (temperatura, konduktywność, odczyn i zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie) oraz średnia głębokość wody w trakcie prowadzonych badań. Wartości podano dla stanowiska 6. * z powodu braku wody na stanowisku 6, wartości podane dla najbliższego stanowiska z wodą (4).

Table 1. Physico-chemical parameters of water in the Kanał Południowy (water temperature, conductivity, pH, content of dissolved oxygen in water) and mean water depth. Values are given for the sampling site No 6. * due to the drought on site No 6, values are given for the closest site with water (site No 4).

Data kontroli (miesiąc, rok)/Parametr Sampling date (month, year)/Trait		10.2016	9.2016	8.2016	7.2016	6.2016	5.2016	4.2016	3.2016	12.2015	11.2015	*8.2015	5.2015	8.2014
Temperatura wody Water temperature	[°C]													
Konduktywność Conductivity	[µS×cm ⁻¹]	641	1077	889	845	865	958	1079	1112	1222	1052	1150	1085	849
pH		7,6	7,6	7,4	7	7,5	7,7	7,7	7,6	7,2	7,3	7,3	7,6	7,1
Tlen rozpuszczony w wodzie Oxygen concentration	[mg×dm ⁻³]	10,2	6,3	1,2	6,7	5,3	9,3	9,4	10,7	6,3	7,2	0,05	6,8	0,8
Nasylenie wody tlenem Water saturation with oxygen	[%]	88,7	72,6	11,8	74,3	62,0	104	89,6	87,3	50,6	54,4	0,6	69,2	0,06
Głębokość średnia Mean water depth	[cm]	70	50	80	80	80	80	80	80	30	20	5	80	60



Ryc. 2. Kanał Południowy podczas suszy – sierpień 2015 (Fot. G. Zięba).

Fig. 2. Kanał Południowy during drought – August 2015 (Photo G. Zięba).

Najwyższą wartość odnotowano w listopadzie 2015 ($19,6 \text{ mg} \times \text{dm}^{-1}$). W sierpniu 2016 niskie wartości były obserwowane w niemal całym kanale i wynosiły od 1,05 do $7,72 \text{ mg} \times \text{dm}^{-1}$ (średnio $2,6 \text{ mg} \times \text{dm}^{-1}$). Najbardziej stabilne warunki pod względem ilości rozpuszczonego w wodzie tlenu ($\text{CV} = 18,86$) obserwowano na stanowisku 9.

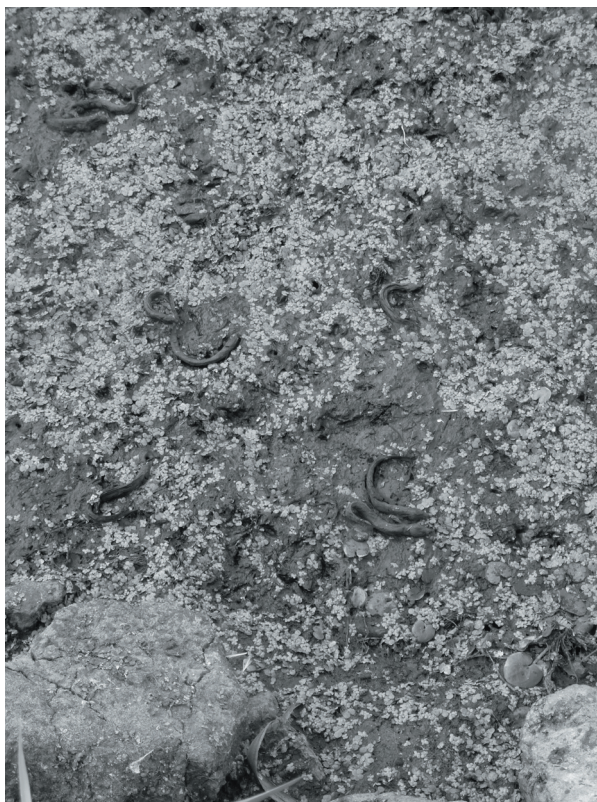
Ryby

W okresie sierpień 2014 – październik 2016 na 9 stanowiskach zlokalizowanych wzdłuż Kanału Południowego stwierdzono obecność 15 gatunków ryb. Rozmieszczenie gatunków było nierównomierne, największe bogactwo gatunkowe (9 gat.) obserwowano na stanowisku 1, a najmniejsze na stanowiskach 4, 8 i 9 (Tab. 2). Podczas dwóch pierwszych kontroli po ustąpieniu suszy (listopad 2015 i grudzień 2015), piskorze były stwierdzane jedynie na stanowisku 1, tj. w bezpośrednim sąsiedztwie ujścia Kanału Południowego do Bzury (Tab. 3). W trakcie kolejnych kontroli (marzec oraz czerwiec 2016) nie stwierdzono obecności piskorzy na żadnym stanowisku. W kwietniu 2016 roku piskorze obserwowano w przyujściowym

Tab. 2. Średnie zagęszczenia wszystkich gatunków na ujednoliconej powierzchni 1 m² dla poszczególnych stanowisk (1-9) wzdłuż Kanalu Południowego, w okresie październik 2015 – listopad 2016.

Table 2. Average (from October 2015 to November 2016) density for all species on a unified area of 1 m² for particular sampling sites (1-9) along the Canal Południowy.

Gatunek Species	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Misgurnus fossilis</i>	0,0003	<0,0001	0,0002	<0,0001	<0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	<0,0001
<i>Rutilus rutilus</i>	0,0021	0,0002	0,0007	<0,0001	0,0003	<0,0001	0,0001		<0,0001
<i>Esox lucius</i>	0,0004	0,0002	0,0007	0,0003	0,0001	0,0025	0,003	0,0003	
<i>Gobio gobio</i>	0,0008	0,0002	0,0001			0,0001			
<i>Leucaspisus delineatus</i>		<0,0001			0,0002		<0,0001		<0,0001
<i>Perca fluviatilis</i>	0,0001		0,0002		0,0002		<0,0001		
<i>Tinca tinca</i>					<0,0001		<0,0001	0,0001	
<i>Alburnus alburnus</i>		<0,0001							
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		<0,0001							
<i>Rhodeus amarus</i>	<0,0001								
<i>Pseudorasbora parva</i>					<0,0001	<0,0001			
<i>Leuciscus idus</i>	0,0001								
<i>Carassius gibelio</i>			<0,0001						
<i>Squalius cephalus</i>	<0,0001								
<i>Barbatula barbatula</i>	<0,0001								



Ryc. 3. Martwe piskorze znalezione na stanowisku 4 podczas suszy – sierpień 2015 (Fot. G. Zięba).

Fig. 3. Dead weatherfish found at site No 4 during drought – August 2015 (Photo G. Zięba).

odcinku kanału (stanowisko 1) oraz po raz pierwszy w górnym biegu kanału (stanowisko 7). W kolejnych terminach kontrolnych piskorze były stwierdzane w przyujściowym odcinku kanału (stanowiska 1, 2, 3), wyjątek stanowiły dwa osobniki złowione w lipcu 2016 na stanowisku 6. Dopiero we wrześniu 2016 roku piskorze łowiono w całym cieku. W okresie poprzedzającym suszę zagęszczenie piskorzy w Kanale Południowym wynosiło od $2,11 \text{ os.} \times \text{m}^{-2}$ (sierpień 2014) do $3,46 \text{ os.} \times \text{m}^{-2}$ (maj 2015). W czasie suszy (sierpień 2015) piskorz był jedynym gatunkiem odnotowywanym w kanale (stanowisko 5), a wszystkie osobniki stłoczone były na niewielkiej powierzchni, osiągając zagęszczenie $2,61 \text{ os.} \times \text{m}^{-2}$. Z kolei na stanowisku 4, prawie całkowicie pozbawionym wody, zaobserwowano kilkadziesiąt martwych osobników (Ryc. 3). Po ustąpieniu suszy na każdym stanowisku zagęszczenie piskorzy nie przekroczyło wartości $0,002 \text{ os.} \times \text{m}^{-2}$. Największe zagęszczenie piskorzy odnotowano we wrześniu 2016 na stanowisku 8 (górny bieg kanału) (Tab. 3).

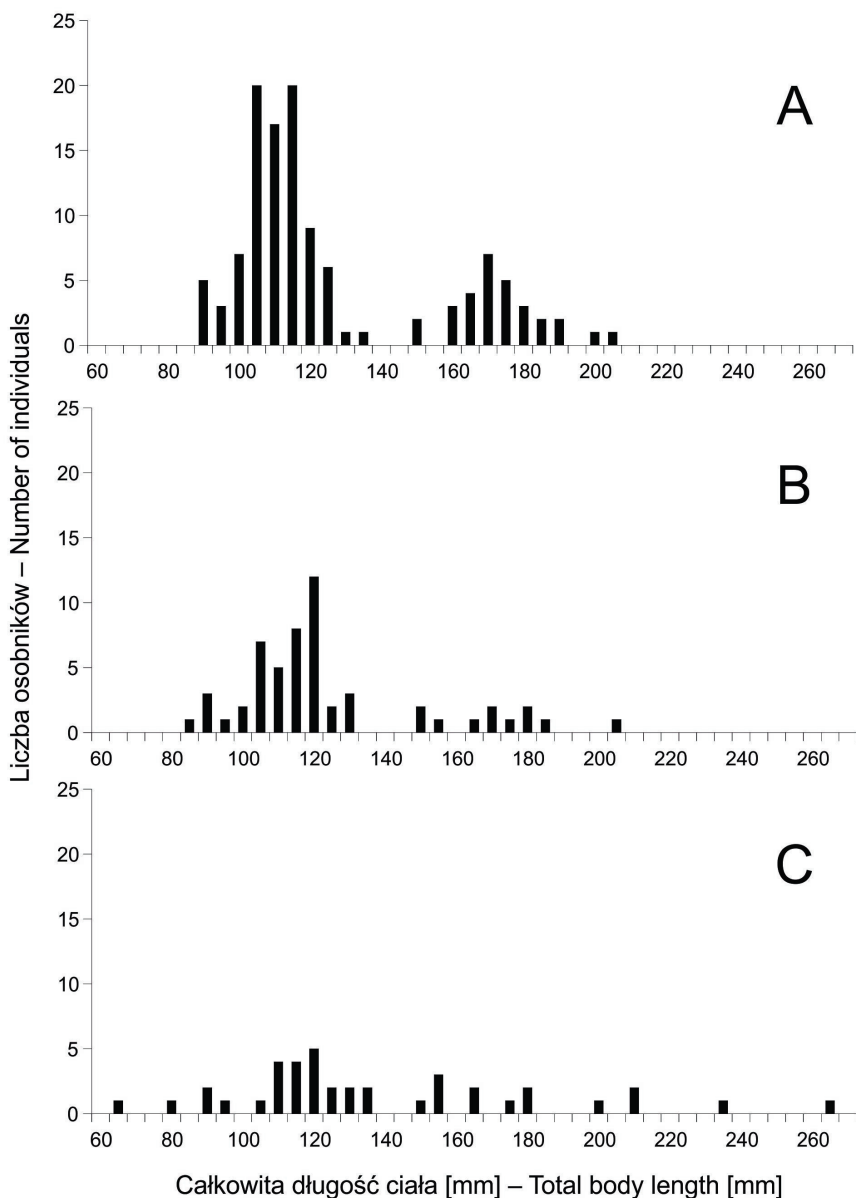
Tab. 3. Zagęszczenie piskorza na ujednoliconej powierzchni 1 m² dla poszczególnych terminów badań wzdłuż Kanału Południowego, w okresie październik 2015 – listopad 2016.

Table 3. Density of the weatherfish on a unified area of 1 m² for particular sampling dates along the Kanał Południowy from October 2015 to November 2016.

Termin połowu (miesiąc, rok) Sampling date (month, year)	Stanowiska – Sites								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
11.2015	0,0014								
12.2015	0,0008								
03.2016									
04.2016	0,0001								
05.2016		0,0003							
06.2016									
07.2016	0,0006					0,0012			
08.2016			0,0017				0,0002		
09.2016	0,0006		0,0002	0,0002	0,0001	0,0002	0,0011	0,0019	0,0008
10.2016				0,0006					

W okresie poprzedzającym suszę (sierpień 2014 – maj 2015) w badanym kanale dominowały osobniki o całkowitej długości ciała od 100 mm do 114 mm. W trakcie suszy (sierpień 2015) obserwowano podobny rozkład długości ciała piskorzy, jak przed wystąpieniem suszy, z dominacją osobników o $L_t = 115\text{--}120$ mm (Ryc. 4). Po ustąpieniu suszy, tj. od listopada 2015 piskorze łowiono wyłącznie w odcinku przyujściowym (Tab. 2). Głównymi kolonizatorami kanału były osobniki o $L_t = 105\text{--}155$ mm. Z kolei, wiosną 2016 łowiono zarówno osobniki duże (260–264 mm), jak i małe ($L_t < 80$ mm), których wcześniej nie odnotowywano (Ryc. 4). Porównanie wielkości piskorzy (L_t) poławianych przed, w trakcie oraz po suszy nie wskazuje na ich istotne zróżnicowanie ($H_{213,2} = 5,38$, $p = 0,068$).

Po ustąpieniu suszy do końca prowadzonych badań (październik 2016) obserwowano pojawianie się w kanale, głównie od strony jego ujścia do Bzury, również innych gatunków ryb, tj. szczupak (*Esox lucius*) i płoć (*Rutilus rutilus*). Szczupaki odławiane były w każdym terminie badań, osiągając maksymalne zagęszczenie (0,003 os. $\times$ m⁻²) na stanowisku 7. Dodatkowo, szczupak był jedynym gatunkiem, którego obecność stwierdzano wzdłuż całego badanego kanału, a jego średnie zagęszczenie wynosiło 0,0022 os. $\times$ m⁻². Największe średnie zagęszczenia płoci odnotowano w listopadzie 2015 i maju 2016 (odpowiednio 0,0013 oraz 0,001 os. $\times$ m⁻²), natomiast największe zagęszczenie kielbi (*Gobio gobio*) (0,0004 os. $\times$ m⁻²) odnotowano w kwietniu 2016. Największe maksymalne zagęszczenie okoni (*Perca fluviatilis*) wyniosło 0,0001 os. $\times$ m⁻² w czerwcu 2016. Wszystkie z opisanych



Ryc. 4. Rozkład całkowitej długości ciała piskorzy odławianych w Kanał Południowym (dane zbiorcze dla wszystkich kontrolowanych stanowisk). A – przed suszą (sierpień 2014 i maj 2015), B – susza (sierpień 2015), C – po suszy (listopad 2015 – październik 2016).

Fig. 4. Distribution of the total body length of the weatherfish caught in the Kanał Południowy (data combined for all sampling sites). A – before drought (August 2014 and May 2015, B – drought (August 2015), C – after drought (November 2015 – October 2016).

gatunków były najliczniejsze w ujściowym odcinku kanału. Słonecznice (*Leucaspis delineatus*) zostały złowione na czterech stanowiskach, w górnym biegu Kanału Południowego osiągając największe średnie zagęszczenie $0,00007 \text{ os.} \times \text{m}^{-2}$ w kwietniu 2016 na stanowisku 5. Liny (*Tinca tinca*) odłowione zostały po raz pierwszy dopiero w maju 2016 po ustąpieniu suszy, a ich występowanie ograniczone było jedynie do górnej części kanału, gdzie osiągnęły zagęszczenie $0,00006 \text{ os.} \times \text{m}^{-2}$ (wrzesień 2016). W przyujściowym odcinku ciekłu łowiono również pojedyncze osobniki czebaczka amurskiego (*Pseudorasbora parva*), jazia (*Leuciscus idus*), klenia (*Squalius cephalus*), uklei (*Alburnus alburnus*), wzdręgi (*Scardinius erythrophthalmus*), różanki (*Rhodeus amarus*), karasia srebrzystego (*Carassius gibelio*) i śliza (*Barbatula barbatula*), z czego większość pojawiła się w kanale wiosną (ukleja, wzdręga, czebaczek amurski i kleń) oraz latem (jaź, różanka oraz karaś srebrzysty).

DYSKUSJA

Wody powierzchniowe Pradoliny Warszawsko-Berlińskiej od wielu lat wyróżniały się dużym udziałem piskorzy w ichtiofaunie (PENCZAK 1968, 1969, 1975; KOSTRZEWA 1999). W okresie bezpośrednio poprzedzającym badania, w wielu ciekach Pradoliny zagęszczenie piskorzy znacznie przekraczało wartości minimalne przyjęte dla stanu właściwego ($FV > 0,01 \text{ os.} \times \text{m}^{-2}$) (MAZURKIEWICZ 2012) osiągając w Kanale Południowym maksymalny poziom $2,065 \text{ os.} \times \text{m}^{-2}$ (PYRZANOWSKI i in. 2015). Obok zagęszczenia wskaźnikiem stanu populacji jest jej struktura wiekowa/wielkościowa (MAZURKIEWICZ 2012). Wskaźnik ten jest trudny do zweryfikowania z powodu specyfiki połowów ryb bentonicznych (piskorza) w siedliskach o niskiej przezroczystości wody (ZALEWSKI 1986), czyli w siedliskach najbardziej preferowanych przez tę rybę, jakimi są rowy melioracyjne (BOROŃ i in. 2002). Przed suszą (wcześnie lato 2015) w populacji piskorza obecne były osobniki o długościach ciała od 87 mm do 205 mm, co odpowiada wiekowi od dwóch do sześciu lat (BOROŃ i in. 2002, PYRZANOWSKI i in. 2020), przy czym dominowały osobniki trzyletnie. Wyjątkowo wysokie zagęszczenie piskorzy wskazywało, że warunki mikrosiedliskowe i hydrologiczne musiały być relatywnie stabilne, przez co najmniej kilka ostatnich lat, i prawdopodobnie nie dochodziło w tym okresie do przesuszania kanałów. Można przypuszczać, że sztuczne kanały melioracyjne służyły za miejsce odbywania tarła, lub podchowu narybku, jak to miało miejsce np. w kanale Grenzgraben w Niemczech (MEYER, HINRICHS 2000). W następstwie suszy panującej latem 2015 doszło do niekorzystnych zmian w wielu kanałach. Wzrastająca temperatura wody oraz w konsekwencji obniżająca się zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu skutkowały najprawdopodobniej ucieczką lub zanikiem pozostałych gatunków, za wyjątkiem piskorza – ryby najbardziej wytrzymałej na deficyty tlenowe. Jak podają BOROŃ (2000) oraz PYRZANOWSKI i in. (2019) ryba ta potrafi przetrwać deficyty tlenowe sięgające poniżej $4 \text{ mg} \times \text{dm}^{-3}$. Obserwacje z Kanału Południowego

wskazują, że potrafi przeżyć nawet przy zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie osiągającego wartości poniżej $0,05 \text{ mg} \times \text{dm}^{-3}$. Jednak w długim okresie trwania suszy, należy oczekiwać, że nawet tak wytrzymały gatunek nie ma szans przetrwania.

Wiosną 2014 w Kanale Południowym odnotowano osobniki o długościach ciała zbliżonych do wartości maksymalnie obserwowanej w wodach Polski, tj. $L_t = 260 \text{ mm}$ (MAZURKIEWICZ 2012). Wielkość tych piskorzy wskazuje, że najprawdopodobniej były to ryby 5-6 letnie (PYRZANOWSKI i in 2020). Podobne obserwacje dotyczyły badań przeprowadzonych w kanale odwadniającym Grenzgraben, gdzie odławiano osobniki o długościach ciała od 140 mm do 279 mm (MEYER, HINRICHS 2000). W zasiedlaniu kanału, po ustąpieniu suszy brały udział wyłącznie piskorze dojrzałe płciowo, z przewagą osobników trzyletnich. Nie obserwowano pojawiania się osobników młodocianych. Jesienią oraz zimą 2015 piskorze prawdopodobnie wpłynęły do kanału z Bzury, ponieważ obserwowano je wyłącznie na stanowiskach położonych bliżej ujścia kanału. Mogło to być związane z poszukiwaniem miejsc odpowiednich do zimowania. W czasie zimy piskorze zagrzebują się w osadach do średniej głębokości 0,3 m (MEYER, HINRICHS 2000). Natomiast obecność piskorzy w przyujściowym odcinku kanału zaobserwowana wiosną oraz latem mogła być spowodowana poszukiwaniem miejsc do odbycia tarła. Tarło piskorzy trwa od kwietnia do czerwca (MAZURKIEWICZ 2012) i ma miejsce w ciekach charakteryzujących się gęstą roślinnością, niskim przepływem wody oraz mulistym dnem (MEYER, HINRICHS 2000). Najwięcej piskorzy poławiono w okresie maksymalnej odnotowanej temperatury wody w kanale (22°C , wrzesień 2016), co zbiegło się z najniższym przepływem w Bzurze. Takie wyniki odłowów mogły być spowodowane wzrostem aktywności piskorzy, prawdopodobnie wynikającej ze spadku zawartości rozpuszczonego w wodzie tlenu i koniecznością intensyfikacji oddychania z wykorzystaniem powietrza atmosferycznego. MEYER, HINRICHS (2000) wykazali w swoich badaniach, że z początkiem jesieni (wrzesień, październik) wzrastała aktywność piskorzy, co przekładało się na możliwości ich połowu.

Odbudowa populacji piskorzy po całkowitym wysuszeniu siedliska możliwa jest dzięki migracjom osobników z refugium, a tempo rekolonizacji zależy głównie od zdolności ryb do odbywania wędrówek. Na podstawie obserwacji znakowanych piskorzy MEYER i HINRICHS (2000) podają, że w kanale melioracyjnym większość osobników (70%) przemieszczała się na odległość do 50 m, a maksymalny stwierdzony dystans wędrówki wynosił 300 m. Równocześnie 28% ryb było odławianych w tych samych miejscach. Biorąc pod uwagę zróżnicowanie liczby odławianych piskorzy w Kanale Południowym po okresie suszy, można przypuszczać, że w Pradolinie ryby te przemieszczały się na znacznie większe odległości. Całkowite przesuszenie kanału, skutkujące zanikiem lokalnej populacji, spowodowało, że wraz z powracającą wodą, w poszukiwaniu odpowiedniego siedliska piskorze pokonywały odległość sięgającą nawet kilku kilometrów. Szybkość rekolonizacji przez piskorze w porównaniu z innymi gatunkami nie jest znaczna, badany kanał był najszybciej zasiedlany przez populację

płoci, szczupaka oraz kielbía. Podobne tempo rekolonizacji zaobserwowano w kanale Grenzgraben, gdzie najszybciej odbudowywały się populacje ryb karpiowatych (płóć, jaź) oraz ciernika (*Gasterosteus aculeatus*) i cierniczka (*Pungitius pungitius*) (MEYER, HINRICHS 2000). Różnice w składzie gatunkowym kolonizatorów zasiedlających oba systemy kanałów, są wynikiem różnego składu ichtiofauny cieków głównych, co ma kluczowe znaczenie w początkowych etapach odbudowy ichtiofauny zdegradowanych systemów rzecznych (KOSTRZEWA, PENCZAK 2002). Szanse przetrwania ryb w okresie występowania drastycznych zmian siedliska np. z powodu suszy zależą również od warunków panujących w refugium. Dla małych cieków rolę refugium pełnią większe i z reguły głębsze rzeki (SEDELL i in. 1990). Podczas suszy temperatura wody w refugium zależy od jego wielkości, stopnia izolacji, typu podłoża, napływu wód gruntowych i opadowych, występowania wiatru oraz obecnej roślinności (MAGOULICK, KOBZA 2003).

Jakość wody dostępnej w kanale po ustąpieniu suszy nie podlegała istotnym zmianom w czasie. Głównymi czynnikami umożliwiającymi ponowne zasiedlenie przesuszonego cieku były: minimalna głębokość dostępnej wody oraz obecność refugium, będącego źródłem kolonizatorów. W przypadku Kanału Południowego, skuteczne zasiedlanie cieku rozpoczęło się niemal natychmiast po pojawieniu się wody, o głębokości stanowiącej co najmniej 25% stanu sprzed suszy. Natomiast jakość wody odgrywała drugorzędne znaczenie. Zespoły ryb zasiedlające tak niestabilne siedliska jak kanały melioracyjne należą do grupy gatunków najbardziej odpornych na wahania i skrajnie niekorzystne wartości parametrów fizyko-chemicznych wody. Do odbudowy populacji piskorza do stanu sprzed suszy, mimo możliwości rekolonizacji cieku zarówno od strony ujścia, jak i od jego początkowego odcinka, nie wystarczy okres jednego sezonu wegetacyjnego. Można przypuszczać, że do pełnej odbudowy potrzebnych jest kilka sezonów z relatywnie stabilnymi warunkami hydrologicznymi, jednak z uwagi na prowadzone regularnie prace utrzymaniowe, proces ten może być wtórnie spowolniony.

Przeprowadzone badania wyraźnie wskazują na negatywne skutki wysuszania fragmentów kanałów melioracyjnych lub całych cieków na lokalne populacje zagrożonych gatunków ryb. Takie zmiany są szczególnie drastyczne dla siedlisk mało zróżnicowanych jakimi są kanały melioracyjne. Dlatego też przetrwanie zagrożonego gatunku ryby, jakim jest piskorz, będzie od działalności służb odpowiedzialnych za utrzymanie sztucznych urządzeń wodnych w stanie umożliwiającym przeciwdziałanie niekorzystnym zjawiskom hydrologicznym jakimi są susze. Zachowanie populacji piskorza w sztucznych zbiornikach wodnych będzie możliwe niemal wyłącznie w oparciu o czynną ochronę. Ochrona ta powinna przybrać formę zabezpieczenia minimalnego poziomu lustra wody w kanałach podczas krytycznych okresów suszy, nawet jeśli jej jakość nie jest odpowiednia dla większości rodzimych gatunków ryb. Okresy pomiędzy powtarzającymi się coraz częściej incydentami przesuszania kanałów mogą okazać się zbyt krótkie do pełnej odbudowy

populacji. Dodatkowo należy zaznaczyć, że poważnym zagrożeniem dla piskorza są również zabiegi konserwacyjne kanałów melioracyjnych. Usuwanie roślinności oraz bagrowanie kanału spowodowały utratę 8% dorosłych piskorzy zasiedlających kanał Grenzgraben (MEYER, HINRICHS 2000). Ryby zasiedlające sieć kanałów melioracyjnych obszaru Pradoliny Bzury-Neru narażone są na powtarzające się wahania wody, dlatego też ich obecność zależy od możliwości kolonizacji z głównych cieków Pradoliny Bzury-Neru oraz ich dopływów. Brak stabilności hydrologicznej, odizolowanie, czy wyschnięcie akwenu powoduje, że trwałość lokalnych populacji zasiedlających takie siedliska zależy od dostępności miejsc przetrwania niesprzyjających okresów oraz możliwości rekolonizacji właściwych siedlisk (ŁOMNICKI 2003). Funkcjonowanie lokalnych populacji piskorza wpisuje się w teorię metapopulacji (HANSKI, GLIPIN 1991) mającej zasadnicze znaczenie dla praktyki ochrony przyrody (AKÇAKAYA i in. 2007). Dynamikę lokalnych populacji piskorza można opisać w oparciu o model „źródło – ujście” (source – sink) (PULLIAM 1988; SOLARZ, ZAJĄC 1998). W modelu tym populacja o większym potencjale produkcji emigrantów jest populacją źródłową, z której wywodzą się osobniki kolonizujące inne obszary, a siedliska o relatywnie gorszych warunkach do przetrwania tzw. „ujściem” (HARISON 1991; SCHLOSSER, ANGERMEIER 1995). W przypadku badań prowadzonych przez MEYER i HINRICHS (2000) rolę „źródła” pełniła rzeka Havel (po otwarciu zapory), natomiast w Kanale Południowym „źródłem” jest rzeka Bzura. Biorąc pod uwagę znaczne ryzyko wysychania rowów melioracyjnych należy przyjąć, że dla piskorzy siedliska te są raczej pułapką ekologiczną (GILROY, SUTHERLAND 2007) i jedynie właściwie działające urządzenia melioracyjne są w stanie zapewnić trwałość populacji piskorza w Pradolinie Warszawsko-Berlińskiej.

PIŚMIENNICTWO

- AKÇAKAYA H.R., MILLS G., DONCASTER C.P. 2007. The role of metapopulations in conservation. [W:] Key Topics in Conserv., D.W. MACDONALD, K. SERVICE (red.). Biol.: 64–84.
- BACKIEL T., PENCZAK T. 1989. The Fish and Fisheries in the Vistula River and its Tributary, the Pilica River. [W:] Proceedings of the International Large River Symposium. Honey Harbour, Ontario, Canada, 14-21 September 1986, D.P. DODGE (red.). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106: 488–503.
- BAGROWICZ T., ZIUŁKIEWICZ M., MAZUR J. 2019. The load of heavy metals leaching from grassland in central Ner River valley. EKO-DOK 19.
- BOROŃ A. 2000. Piskorz. [W:] Ryby słodkowodne Polski, M. BRYLIŃSKA (red.). PWN, Warszawa, 347–350.
- BOROŃ A., KOTUSZ J., PRZYBYLSKI M. 2002. Koza, koza złotawa, piskorz, śliz. Wydawnictwo IRŚ, Olsztyn, 55–68.
- CZARNECKA H. (red.) 2005. Atlas Podziału Hydrograficznego Polski. IMGW, Warszawa.
- GAŁĘZOWSKA A., KALEMBA M., KLAJS R., ŁUKAWSKA U., SOBCZAK M., SZAFRAŃSKA A., SZCZEPAŃSKA J., WOCH M., ZAWADZKA M. 2016. Komunikat o stanie jakości wód powierzchniowych województwa łódzkiego w 2015 roku, WIOŚ Łódź.

- GILROY J.J., SUTHERLAND W.J. 2007. Beyond ecological traps: perceptual errors and undervalued resources. *Trends Ecol. Evol.* 22(7): 351–356.
- HANSKI I., GILPIN M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biol. J. Linn. Soc.* 42: 3–16.
- HARISON S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biol. J. Linn. Soc.* 42: 73–88.
- JAROSZEWSKA M., DABROWSKI K. 2010. Czy istnieją ryby, które mają płuca? Adaptacje morfologiczne i fizjologiczne ryb do warunków hipoksji i hiperoksji. *Kosmos* 59, 3-4: 479–496.
- KOSTRZEWA J. 1999. Szansa dla Neru. *Aura* 12: 16–17.
- KOSTRZEWA J., PENCZAK T. 2002. Stan ichtiofauny dorzecza Neru i perspektywy jej restytucji. [W:] Raport o stanie środowiska w województwie łódzkim w 2001 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź, 100–102.
- KUCHARSKI L., KOPEĆ D. 2014. Pradolina Bzury-Neru. Monografia przyrodnicza obszaru Natura 2000. Towarzystwo Przyrodników Ziemi Łódzkiej. Łódź.
- LOJKÁSEK B., LUSK S., HALÁČKA K., LUSKOVÁ W., DROZD P. 2005. The impact of the extreme floods in July 1997 on the ichthyocenosis of the Oder Catchment area (Czech Republic). *Hydrobiologia* 548: 11–22.
- ŁOMNICKI A. 2003. Teoria metapopulacji i jej różnorodne konsekwencje dla biologii ewolucyjnej, ekologii i ochrony przyrody. *Wiad. ekol.* 49: 3–26.
- MAGOULICK D.D., KOBZA R.M. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshw. Biol.* 48: 1186–1198.
- MARTINHOA F., LEITÃO R., VIEGASA I., DOLBETHA M., NETOA J.M., CABRALB H.N., PARDAL M.A. 2007. The influence of an extreme drought event in the fish community of a southern Europe temperate estuary. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 75, 4: 537–546.
- MATTHEWS W.J., MARSH-MATTHEWS E. 2003. Effects of drought on fish across axes of space, time and ecological complexity. *Freshw. Biol.* 48: 1232–1253.
- MAZURKIEWICZ J. 2012. Piskorz *Misgurnus fossilis*. [W:] Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część III, M. MAKOMASKA-JUCHIEWICZ, P. BARAN (red.). GIOŚ, Warszawa, 171–185.
- MEDEIROS E.S.F., MALTCHIK L. 2001. Fish assemblage stability in an intermittently flowing stream from the Brazilian semiarid region. *Austral Ecol.* 26: 156–164.
- MEYER L., HINRICHS D. 2000. Microhabitat preferences and movements of the weatherfish *Misgurnus fossilis*, in a drainage channel. *Environ. Biol. Fish.* 58: 297–306.
- PENCZAK T. 1967. Biologiczne i techniczne podstawy połowu ryb stałym prądem elektrycznym. *Przegl. zool.* 11: 114–131.
- PENCZAK T. 1968. Ichtyofauna rzek Wyżyny Łódzkiej i terenów przyległych. Część I a. Hydrografia i rybostan Bzury i dopływów. *Acta Hydrobiol.* 10: 471–497.
- PENCZAK T. 1969. Ichtyofauna rzek Wyżyny Łódzkiej i terenów przyległych. Część I c. Hydrografia i rybostan Warty i dopływów. *Acta Hydrobiol.* 11: 69–118.
- PENCZAK T. 1975. Ichthyofauna of the catchment area of the River Ner and perspectives of its restitution in connection with the erection of a collective sewage treatment plant for the Agglomeration of the City of Łódź. *Acta Hydrobiol.* 17: 1–20.
- PULLIAM H.R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *Am. Nat.* 132(5): 652–661.
- PYRZANOWSKI K., ZIĘBA G., PRZYBYLSKI M. 2015. Sztuczne urządzenia wodne jako przyrodniczo niedoceniane siedliska występowania zagrożonych gatunków ryb – przykład piskorza *Misgurnus fossilis* na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH10006. *Chrońmy Przyr. ojcz.* 71(4): 266–272.

- PYRZANOWSKI K., ZIĘBA G., DUKOWSKA M., SMITH C., PRZYBYLSKI M. 2019. The role of detritivory as a feeding tactic in harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*). Sci. Rep. 9: 8467. doi: 10.1038/s41598-019-44911-y
- PYRZANOWSKI K., ZIĘBA G., PRZYBYLSKI M. 2020. Endangered weatherfish (*Misgurnus fossilis*) age and growth is affected by the size of the watercourses. J. Vertebr. Biol. (Folia Zoolog.) 69(1): 19041. doi: 10.25225/jvb.19041
- RODRIGUEZ M.A., LEWIS JR W.M. 1994. Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. Oecologia 99: 166–180.
- SDF 2013. Standardowy Formularz Danych dla obszaru Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006. GDOŚ, Warszawa.
- SEDELL J.R., REEVES G.H., HAUER F.R., STANFORD J.A., HAWKINS C.P. 1990. Role of Refugia in Recovery from Disturbances: Modern Fragmented and Disconnected River Systems. Environ. Manage. 14, 5: 711–724.
- SCHLOSSER I.J., ANGERMEIER P.L. 1995. Spatial variation in demographic processes of lotic fishes: conceptual models, empirical evidence, and implications for conservation. Am. Fish. Soc. Symp. 17: 392–401.
- SOLARZ W., ZAJĄC T. 1998. Populacja w układzie źródło – ujście a ochrona przyrody. Chrońmy Przyr. ojcz. 54(3): 53–64.
- ZALEWSKI M. 1986. Factors affecting the efficiency of electrofishing in rivers. Hydrobiologia (Sofia) 27: 56–69.
- ZALEWSKI M. (red.) 2020. Ekohydrologia. PWN, Warszawa.

STRESZCZENIE

W prezentowanym opracowaniu przedstawiono analizę oceny możliwości naturalnej odbudowy oraz tempa rekolonizacji populacji piskorza (*Misgurnus fossilis*) w sztucznym kanale melioracyjnym na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru po wystąpieniu suszy hydrologicznej. Określono potencjalne źródła kolonizatorów oraz analizowano wpływ warunków fizyko-chemicznych wody sprzyjających odbudowie populacji piskorza. Badania przeprowadzono na 9 stanowiskach wyznaczonych w sztucznym kanale o nazwie Kanał Południowy, który kontrolowano łącznie 13 razy w okresie przed wystąpieniem suszy (sierpień 2014, maj 2015), w trakcie suszy (sierpień 2015) oraz po ustąpieniu suszy (listopad, grudzień 2015 oraz marzec–październik 2016). Na każdym stanowisku mierzone były parametry fizyko-chemiczne wody (stężenie tlenu rozpuszczonego, nasycenie tlenem, odczyn, konduktywność, temperatura) oraz były poławiane ryby, które następnie mierzono, ważono i uwalniano w miejscu schwytania. Obliczono zagęszczenie poszczególnych gatunków oraz różnice w długościach ciała piskorzów złowionych w różnych okresach. Badania wykazały, że w przeciągu roku od ponownego pojawienia się wody, ciek zasiedlało 15 gatunków ryb, najczęściej spotykanymi taksonami były: płóc (*Rutilus rutilus*) oraz szczupak (*Esox lucius*). Tempo rekolonizacji zależało od gatunku. Odbudowa populacji piskorza zachodziła powoli i brały w niej udział wyłącznie osobniki dojrzałe płciowo, a maksymalne zagęszczenie piskorzów nie osiągnęło wartości sprzed suszy, kształtując się na poziomie 0,0019 os. $\times$ m⁻². Głównym źródłem większości kolonizatorów była Bzura. Parametry fizyko-chemiczne wody nie odgrywały istotnej roli w odbudowie populacji piskorza.

Nadesłano do redakcji: maj 2020 r.

Wpłynęło ponownie po poprawkach: czerwiec 2020 r.

Przyjęto do druku: czerwiec 2020 r.

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2020. **Endangered weatherfish (*Misgurnus fossilis*) age and growth is affected by the size of the watercourses.** Journal of Vertebrate Biology (Folia Zoologica.) 69(1): 19041. doi:10.25225/jvb.19041

Endangered weatherfish (*Misgurnus fossilis*) age and growth is affected by the size of the watercourses

Kacper PYRZANOWSKI*, Grzegorz ZIĘBA and Mirosław PRZYBYLSKI

Department of Ecology and Vertebrate Zoology, Faculty of Biology and Environmental Protection, University of Łódź, 12/16 Banacha Street, 90-237 Łódź, Poland; e-mail: kacper.pyrzanowski@biol.uni.lodz.pl

► Received 2 September 2019; Accepted 10 September 2019; Published online 6 February 2020

Abstract. The age and growth of weatherfish (*Misgurnus fossilis*), an endangered and protected freshwater fish with a poorly known life history, was studied in two watercourses (the River Ner and the Nowy Rów canal, Poland). The weight, length and sagittal otoliths of 166 specimens collected in April 2015 were measured for weight-length relationships, ageing and back-calculation of length at age. At both sites sex ratio did not differ from 1:1. Weatherfish otoliths were small, elliptic (1.85 mm longer axes of the largest otolith) and the annuli were clearly visible. Female lifespan was six years but the oldest males were four and five years. In both sites populations were dominated by 2+ (the River Ner) and 3+ (the Nowy Rów canal) specimens. In general, weatherfish grows isometrically ($b = 3$) and the intercept of the weight-length relationship differ between study sites but not between sexes. Its total length (TL) was predicted by an interaction between sex and age, as well as capture site and age. Back-calculated estimates of TL fitted a von Bertalanffy growth function, though Taylor's criterion showed that the asymptotic length were overestimated. Multiple comparisons of the von Bertalanffy growth function parameter revealed difference between sexes and sites.

Key words: otolith, von Bertalanffy growth function, weight-length relationship, GLMM, mudloach, threatened cobitid

Introduction

Body size is the most important attribute of an organism, imposing limitations on many features of structure and function. In teleost fishes, body size is a key characteristic (Moyle & Cech 2000) and many life history traits, such as mortality rate and reproductive success, show strong correlations with this parameter (Wootton 1992, Froese 2005). Understanding growth, in consequence, is a crucial step in describing the selective forces that shape teleost life-history evolution (Wootton 1998).

Somatic growth is the product of the input and output of energy resources (Weatherley & Gill

1987). In fish, in contrast to poikilotherms, growth is indeterminate and shows enormous plasticity in response to the environment (Wootton 1998). Although the biology of most of European fishes is well characterised and described (for summary see: Kottelat & Freyhof 2007) some features of the life-history of widely distributed fish are still poorly understood. One such species is the weatherfish (*Misgurnus fossilis*) (L. 1758), the largest freshwater cobitid, naturally distributed through Central and Eastern Europe (Kottelat & Freyhof 2007). Weatherfish inhabit warm, shallow waterbodies with substrates covered with a thick layer of organic matter, often overgrown by dense vegetation. Typical habitats for weatherfish are

* Corresponding Author

slow-moving rivers, canals and drainage ditches, oxbow lakes and fishponds (Meyer & Hinrichs 2000, Pekárik et al. 2008, Mazurkiewicz 2012). This bottom-dwelling species burrows into soft substrates during dry periods or frosts (Boroń et al. 2002, Kottelat & Freyhof 2007).

In many European countries the weatherfish is classed as endangered due to habitat loss. As a consequence it was listed in European Fauna-Flora-Habitat and Natura 2000 directives (Annex II of the Council Directive 92/43/EEC), representing a species of European Community interest (European Union 1992). It is also included in many national red lists of endangered and protected fish species (Drozd et al. 2009, Hartvich et al. 2010). In Europe the weatherfish has been classified as a species of low concern (LC) (Freyhof & Brooks 2011), but its genetic diversity is the lowest reported for any European freshwater fish (Bohlen et al. 2007). The weatherfish is also regarded as a species at high risk from pesticides (Ibrahim et al. 2013), and proposals have been made to raise its level of threat. Despite these concerns, basic information on weatherfish life-history traits, essential for its conservation, are lacking (Boroń et al. 2002, Kottelat & Freyhof 2007). The aim of present study was to address this shortfall in information and to provide detailed information on the age structure, growth pattern and weight-length relationships of weatherfish from two watercourses in Central and Western Poland. This information is intended to inform decision-makers responsible for conservation actions that might affect the species, such as desilting, and will provide life-history data for the species at the centre of its European range as a baseline for further research.

Material and Methods

A total of 166 weatherfish were collected in April 2015 by electrofishing (EFGI 650, BSE Bretschneider Specialelektronik, Germany) from two watercourses: medium-sized lowland River Ner and a small drainage ditch the Nowy Rów. The River Ner (52°08'83.76" N, 18°87'70.17" E) has a straight, regulated and wide (20-25 m) corridor with steep banks. Current velocity was 10 m³ s⁻¹ and water depth varied between 0.5 and 1.0 m. The substrate was dominated by fine sand with submerged vegetation covering less than 1%. The Nowy Rów (51°12'38.29" N, 16°43'17.34" E) is a drainage canal with a uniform width (2-3 m) and steep banks. Current velocity was <0.1 m³ s⁻¹ while water depth varied between 0.5 and 1.0 m. The

entire length of the watercourse was overgrown with submerged and emergent vegetation, covering approximately 70% of the water surface. The bottom substrate was dominated by sand covered with a thick layer of organic matter (> 0.5 m). Both sites are located in Natura 2000 protected areas in the Bzura-Ner glacial valley (PLH100006) and Łęgi Odrzańskie (PLB020008), respectively. A total of 84 specimens were caught in the River Ner and 82 from Nowy Rów. In both cases the local weatherfish populations were sufficiently large to permit fish collection without posing any conservation threat. In contrast to the study sites, weatherfish typically occur at low densities (Pyrzanowski et al. 2015). Samples were obtained from short canal stretches. The presence of weatherfish at high dominance in the entire River Ner drainage, despite low water quality, was demonstrated in previous studies (Kostrzewa & Penczak 2002, Penczak et al. 2010).

After capture, fish were immediately euthanized with an overdose of clove oil (Javahery et al. 2012). They were subsequently frozen, stored and thawed before processing. In the laboratory all specimens were measured for total length (TL) and standard length (SL) to the nearest 1 mm and weighted (W) to the nearest 0.1 g. For analysis TL was used and was related to SL by the function: $TL = 2.23 + 1.128 SL$, $r^2 = 0.998$; $n = 166$ (major reduced axis, Smith 2009). After measurement, fish were dissected and sex was determined by inspection of the gonads. For each sampling site the sex ratio was tested for deviations from parity using a binomial test (Wilson & Hardy 2002). The χ^2 goodness of fit test was used to determine whether size frequency distributions differed significantly between sexes and sites following subdivided contingency table (i.e. a partitioned χ^2 analysis) (Zar 2010).

From each specimen the sagittal otoliths were extracted from the vestibular apparatus (cranial cavity), cleaned, stored dry and used for age determination. One otolith from each individual was attached to a slide using cyanoacrylate glue, then polished using emery paper with grit sizes of 30 μ m and 3 μ m. Prepared otoliths were immersed in glycerine and photographed under a stereomicroscope with transmitted and reflected light (Nikon SMZ1000, Japan). Blind readings of age (annuli) was conducted by three independent experimenters on images of otoliths.

In the event of a disagreement between experimenters over annuli counts, the disputed

otoliths were later re-examined by all experimenters until a consensus was reached. The age of a specimen (the total number of true annuli, taking the first winter ring as a reference) was determined when two or more readings agreed. Otoliths with ambiguous age readings (less than 5%) were discarded. Following ageing, the otoliths were measured to allow lengths at age to be derived by back-calculation based on the assumption of a constant proportional deviation from mean body size (Francis 1990). To do this the distance from the nucleus to the outside edge (total radius – OR) and to each annuli were measured along the longest axis of the elliptic otolith using LUCIA 4.61. Back-calculations were made by substituting otolith radii of respective annuli to a linear regression of fish total length (TL) on total radius (OR), with a different function fitted for each sex and site. Back-calculated length-at-age for each specimen was adjusted by proportion between observed and estimated length (Francis 1990). Individual age-at-length and back-calculated length data were used to construct length-age keys for each sex and site.

Fish size was modelled as a function of sex, age and sampling site. Because multiple size-at-age data were available for each individual weatherfish, estimated from length-age keys, data were modelled using a general linear mixed model (GLMM) with fish sex (*fSex*), age (*age*) and capture site (*fSite*) as covariates (Zuur et al. 2009). A random intercept for fish identity was included in the model to introduce a correlation structure between length estimates for the same individual. Assuming estimates of fish length (*TL*) for fish *i* measured on sampling occasion *j* followed a Gaussian distribution with mean μ_{ij} , the model was specified as:

$$TL_{ij} = N(\mu_{ij}, \sigma^2)$$

$$E(TL_{ij}) = \mu_{ij} \quad \text{and} \quad \text{var}(TL_{ij}) = \sigma^2$$

$$\mu_{ij} = \text{Intercept} + fSex_{ij} \times age_{ij} + fSite_{ij} \times age_{ij} + a_j$$

$$a_j \sim N(0, \sigma^2_{\text{sample}})$$

The model was fitted using R (version 3.5.2; R Development Core Team 2018). To describe the growth of weatherfish over its lifespan we used the von Bertalanffy growth function (VBGF) defined as (von Bertalanffy 1957, Ricker 1975):

$$L_t = L_{\infty}(1 - \exp(-k(t - t_0)))$$

where L_t is total length (TL in mm), L_{∞} is the asymptotic standard length (mm), k is the rate at which the asymptotic length is approached, t_0 is the origin of the growth curve and t is age (in years). To judge the accuracy of the VBGR we used Taylor's criterion (Taylor 1962), which states that the asymptotic length is satisfactorily estimated when the maximum observed length represents approximately 95% of L_{∞} .

Because the parameters L_{∞} and k are inversely correlated (Moreau et al. 1985) the index of growth performance ϕ' (Munro & Pauly 1983) was calculated as:

$$\phi' = \log_{10}(k) + 2\log_{10}(L_{\infty})$$

Based on the back-calculated total length-at-age, parameters of the VBGF and their standard errors for each sample, split by sex and site, were estimated by non-linear regression implemented in FiSAT (Gayanilo et al. 1994). Multiple comparisons of the VBGF parameters between sexes and water bodies were made using t-tests with sequential Bonferroni correction. To assess the pattern of

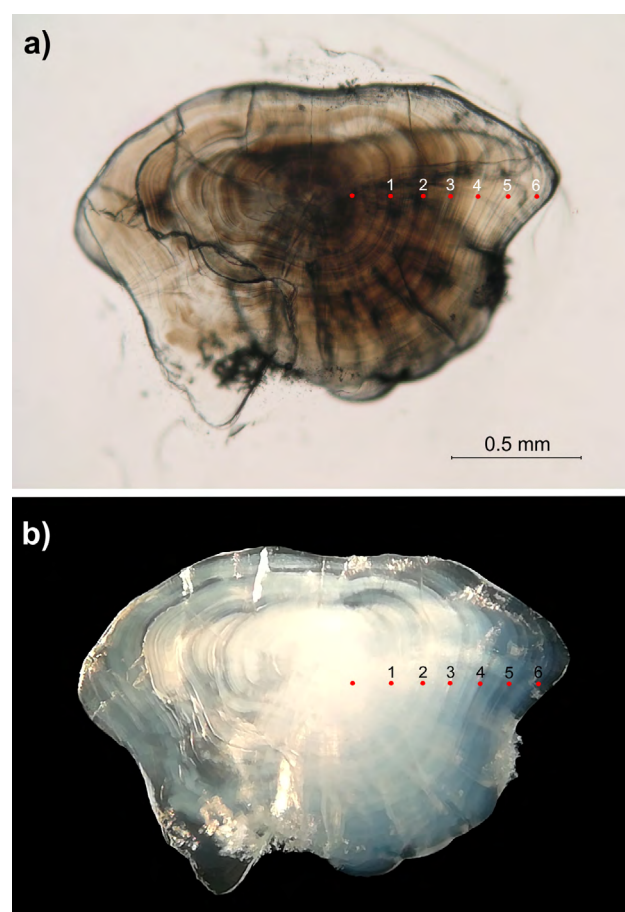


Fig. 1. Otolith of weatherfish in transient light (a) and in reflected light (b).

growth; either isometric or allometric (Ricker 1975), the weight-length relationship (Le Cren 1951) was determined by linear regression (log-transformed data). The slopes (b-values) for sexes and sites were tested against isometry; i.e. $b = 3$, with Bailey's t-test. Differences between regressions were also estimated using analysis of covariance (ANCOVA) (Zar 2010).

Somatic condition factor (CF) was calculated using Fulton's coefficient (Le Cren 1951):

$$CF = 100 (W/TL^3)$$

where W is weight in g, and TL is total length in cm. Two-way ANOVA was used to test differences in CF between sexes and sites (Zar 2010). Diagnostic plots of residuals against fitted values and a QQ plot of residuals were used to assess the normality of residuals. Homoscedasticity was tested using Levene's test. If ANOVA showed a significant effect

of any factor, the Honestly Significant Difference (HSD) Tukey post-hoc test was used to identify which factors differed. Analyses were performed using STATISTICA 10 (StatSoft 2011).

Results

Sample size, fish length, weight and Fulton's condition index are presented in Table 1. In both sites, the sex ratio expressed as the proportion of males in the sample (f_M) did not differ from parity; $f_M = 0.476$ in the River Ner ($p = 0.375$) and $f_M = 0.451$ in the Nowy Rów canal ($p = 0.220$). Length-frequency differed significantly between sites and sexes (partitioned $\chi^2 = 57.83$, $df = 12$, $p < 0.001$). Two-way ANOVA revealed that the Fulton coefficient differed significantly between sites ($F_{1,162} = 9.39$, $p = 0.003$), but not between sexes ($F_{1,162} = 3.82$, $p = 0.052$), with no significant interaction between sex and site ($F_{1,162} = 0.429$, $p = 0.513$). A post-hoc HSD Tukey test showed that only females from the River Ner (F_{Ner})

Table 1. Summary of sample size (n), total length (TL), body weight and Fulton's condition factor (CF) of weatherfish split by site of collection (site) and sex (sex). The same letters in superscripts denote groups that did not statistically differ (HSD Tukey post-hoc test).

site		River Ner		Nowy Rów canal	
sex		F	M	F	M
total length (mm)	n	44	40	45	37
	mean	143.5	129.7	144.2	143.4
	sd	38.2	25.5	29.1	21.9
	min	90	96	114	110
weight (g)	max	233	173	247	200
	mean	12.51	8.86	13.78	12.94
	sd	9.73	4.94	13.69	6.51
	min	2.75	3.06	6.12	5.51
CF	max	42.93	18.52	65.13	28.95
	mean	3.51 ^a	3.70 ^{ab}	3.86 ^{ab}	4.24 ^b
	sd	0.50	0.62	0.49	1.71

Table 2. Length-weight regression parameters and their standard errors (SE) ($\log_{10}$ -transformed data) for weatherfish collected from the River Ner and Nowy Rów canal.

site	sex	a	SE a	b	SE b	r ²	n	p
River Ner	Females (A)	−5.402	0.172	2.974	0.080	0.970	44	< 0.0001
	Males (B)	−5.236	0.276	2.904	0.131	0.928	40	< 0.0001
Nowy Rów canal	Females (C)	−6.008	0.215	3.275	0.100	0.961	45	< 0.0001
	Males (D)	−5.194	0.319	2.902	0.148	0.919	36	< 0.0001
slope comparisons				F _{3,157} = 2.1697		p = 0.119		
common regression slope (b _c)				3.031	0.055			
intercept comparisons				F _{3,163} = 5.0436		p = 0.003		
Tukey's post hoc test <u>D C</u> <u>B A</u>								

Table 3. Back-calculated length-age keys for female and male weatherfish from the River Ner and the Nowy Rów canal.

River Ner											Nowy Rów										
Females						Males					Females						Males				
TL (mm)	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5
> 50	4																1				
51-60	13																19				
61-70	13	8					3				3						15	7			
71-80	7	6					14				26							24			
81-90	4	7					4	12			7	15						6	17		
91-100		3					4	5			3	13						1	13		
101-110		5	2				9	4			2	2	1						4	1	
111-120		4	1				2	7	1			3							1	4	
121-130		7	3	1				9	1			2	1							2	
131-140			6	2				5	1				2							1	2
141-150		1	5	6					11				1	1							1
151-160				3					2	5			1	3							
161-170				3						1						1					
171-180			1		3												1				
181-190				1												1					
191-200						1															
201-210					1																
211-220						1															

Table 4. Summary of Gaussian generalized linear mixed model (GLMM) for modelling weatherfish total length (TL) as a function of sex (*fSex*), age (*age*) and capture site (*fSite*) as main effects with fish identity included as a random term in the model.

Model parameter	Estimate	SE	<i>p</i>
Intercept	53.09	1.94	< 0.001
<i>fSex</i> _(male)	1.50	2.28	0.511
<i>age</i>	21.96	0.36	< 0.001
<i>fSite</i> _(NowyRów)	-10.00	2.28	< 0.001
<i>fSex</i> _(male) × <i>age</i>	-3.59	0.43	< 0.001
<i>fSite</i> _(NowyRów) × <i>age</i>	-3.53	0.43	< 0.001

had a lower condition than males from the Nowy Rów canal (M_{canal}) while other groups did not differ significantly (Table 1).

The relationship between TL and W for each site and sex are presented in Table 2. The slope (*b*) coefficients indicated isometric growth for females in the River Ner ($b = 2.97$, $t = 0.33$, $df = 42$, $p = 0.375$) and for males from both: the River Ner ($b = 2.90$, $t = 0.73$, $df = 38$, $p = 0.301$) and the Nowy Rów ($b = 2.90$, $t = 0.66$, $df = 34$, $p = 0.317$). However, females in the Nowy Rów ($b = 3.28$) had a regression coefficient significantly greater than $b = 3$ ($t = 2.75$,

$df = 43$, $p < 0.001$). ANCOVA demonstrated a lack of differences in slopes between sites (Table 2). Estimated intercepts for the regression between TL and W did not differ between males and females but there was a significant difference between sites (Table 2).

Of 166 otoliths that were examined, 157 (95.1%) were readable, with 80 collected from fish from the River Ner and 77 from Nowy Rów used to age weatherfish. Otoliths of weatherfish are small and have an irregular elliptical shape with numerous insets. The largest otolith measured 1.85 mm (long axis) and 0.93 mm (short axis). They are characterised by high transparency with annuli unambiguous and with no false annuli. Difficulties in determining the most representative radius were associated with accurately measuring distances between individual annuli (Fig. 1). In the case of larger and older individuals, annual rings at the central region of the otolith were more visible in transient light (Fig. 1a) while growth checks at the margins were more pronounced in reflected light (Fig. 1b).

Determination of age based on otoliths for weatherfish from the River Ner indicated five age classes (2+ to 6+) for females, and four (2+ to

Table 5. Estimation of von Bertalanffy growth function (VBGF) parameters and their asymptotic standard errors (SE) for weatherfish in the River Ner and the Nowy Rów canal.

	Female				Male			
	River Ner		Nowy Rów canal		River Ner		Nowy Rów canal	
	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE	SE
L_{inf}	304.5	178.3	264.0	147.7	196.5	233.0	207.0	124.9
k	0.150	0.157	0.143	0.138	0.203	0.485	0.162	0.178
t_0	-0.917	0.888	-0.801	0.745	-1.216	2.183	-1.102	0.939
ϕ'	4.142	0.821	4.000	0.691	3.893	1.471	3.841	0.199
r^2	0.836		0.866		0.784		0.812	
ad r^2	0.805		0.841		0.654		0.807	
n	116		136		100		177	
max TL_{obs}	223		230		168		200.5	
lifespan	6		6		4		5	
Taylor's (%)	73.2		87.1		85.5		96.9	

Taylor's (%) – the criterion for the fit of the von Bertalanffy growth function (VBGF) to the data; i.e. the maximum observed length (TL_{obs}) as the percentage of asymptotic length (L_{inf}).

5+) for males. Similarly, in the Nowy Rów canal population, females comprised five age classes (2+ to 6+), while males were represented by three (2+ to 4+). At both sites fish younger than 2+ were not observed. Thus weatherfish appeared to differ in longevity in relation to sex and sites; in the River Ner the oldest females were 6+ years and males were 5+, while in the Nowy Rów, the oldest females were 6+ and males 4+ years.

The relationship between otolith radius (OR) and fish length (TL) (data pooled for females and males; separately for both capture sites) were: River Ner, $TL = 1.60 + 279.15 \times OR$ ($r^2 = 0.42$; $n = 80$); Nowy Rów $TL = 40.05 + 180.81 \times OR$ ($r^2 = 0.71$; $n = 77$). These functions were used for back-calculation of total lengths-at-age (Table 3). Weatherfish total length was predicted by an interaction between sex and age, as well as capture site and age (Table 4). Females tended to be larger than males at a given age, irrespective of site of collection, while fish from the River Ner tended to be larger than those from Nowy Rów canal, irrespective of sex.

Back-calculated TL showed a good fit to the von Bertalanffy growth model (Table 5). However, according to Taylor's criterion the von Bertalanffy growth function can be considered to describe growth well if the maximum observed length is approximately 95% of L_{inf} . In the study populations the maximum observed lengths varied from 73 to

97% of L_{inf} (Table 5), suggesting that asymptotic lengths were overestimated. Only males sampled in the Nowy Rów canal met Taylor's criterion (Table 5). Multiple comparisons of the von Bertalanffy growth function parameter presented in Table 4 revealed differences between sexes and sites. Female asymptotic length in the River Ner was higher than for females from the Nowy Rów canal ($t = 2.24$, $df = 248$, $p = 0.033$) and differed significantly from that for males from both sites (River Ner: $t = 5.60$, $df = 231$, $p < 0.001$; Nowy Rów, $t = 5.40$, $df = 214$, $p < 0.001$). However there were no differences in this parameter for males between sites ($t = 0.56$, $df = 215$, $p = 0.339$). Females from the River Ner and Nowy Rów differed in asymptotic length from males originating from both sites: females from the River Ner and males from the River Ner ($t = 5.60$, $df = 232$, $p < 0.001$); females from the River Ner and males from Nowy Rów ($t = 5.39$, $df = 215$, $p < 0.001$); females from the Nowy Rów and males from the Nowy Rów ($t = 3.50$, $p < 0.001$); females from the Nowy Rów and males from the River Ner ($t = 3.45$, $df = 251$, $p = 0.001$).

Discussion

The weatherfish is the largest loach species in Europe (Kottelat & Freyhof 2007). This fish has been reported to grow to a TL of 300 mm (Muus & Dahlström 1968), but with variation in its maximum observed size from 265 mm (SL) (Oliva



& Chitravadivelu 1973) to 350 mm (TL) (Berg 1949). Kottelat & Freyhof (2007) state that the maximum length (TL) is 270 mm. The largest weatherfish individual from the Rivers Odra and Vistula had a maximum of only 235 mm (SL) (Kotusz 1996). Weatherfish maximum body size is sexually dimorphic, with females expressing a larger size-at-age than males (Boroń 2000, Boroń et al. 2002, Kottelat & Freyhof 2007). In a drainage canal in the lower Havel flats, Saxony-Anhalt (Germany) the largest females were 279 mm (TL), while males only achieved a maximum size of 220 mm (Meyer & Hinrichs 2000). Weatherfish collected by Drozd et al. (2009) in April 2007 from a floodplain area of the River Lužnice (Czech Republic) were even smaller; the largest female measured 241 mm (SL) and males 190 mm (SL). Thus fish examined in the present study were of the same size range as those from other European water bodies. The largest female did not exceed 250 mm (TL), while the largest male measured only 200 mm (TL), both from the Nowy Rów canal. A strong correlation between female fecundity and body size is often cited as the reason for larger female body size in teleosts (e.g. Wootton 1998, Froese 2005). This pattern is often observed in small fishes, and is also a feature of other cobitid species; e.g. *Cobitis paludica* (Przybylski & Valladolid 2000), *Cobitis elongatoides* (Erös 2000), *Cobitis narentana* (Schneider et al. 2000, Zanella et al. 2003), *Cobitis taenia* (Slavík & Ráb 1995, Kostrzewa et al. 2003) and *Cobitis calderoni* (Valladolid & Przybylski 2008).

Variability in traits associated with fish body length (e.g. maximal length at maximal age) may be explained by latitude, which has proven reliable in explaining size differences in multiple European freshwater stream fishes (Blanck & Lamouroux 2007). However, for populations in close proximity; such as the River Ner and Nowy Rów canal, observed differences in life-history traits more likely result from local scale among-habitat variability in abiotic and biotic factors. Large rivers may secure long-time persistence of local fish populations, and consequently positively influence their growth rate, owing to lower susceptibility to changes in abiotic conditions and higher diversity of microhabitats available for particular fish species and their prey. However, this outcome may not be the case for small, human-maintained habitats, like Nowy Rów, where not only the changes in abiotic factors (e.g. water level depletion, drop in water oxygenation, rise of water temperature) are more severe, but also higher conspecific densities may

lead to compensatory growth, resulting in an increase in relative fish size differences, thereby influencing fish survival and fecundity (Wootton 1998).

The only published data on weight-length relationships for weatherfish come from Belgium (Verreycken et al. 2011). Although data from Belgium did not include sex and habitat variation, the average non-linearized regression parameters and their 95% CI (Verreycken et al. 2011) can be compared with our pooled data (Table 2). The slope of the regression for the Belgian population differs slightly from that for Polish populations, but still indicates an isometric weight-length relationship. The intercept of the regression for Polish populations (−2.68) is higher than that for data from Belgium (−5.50). This difference in the scaling of the relationship probably arises from the small Belgian dataset ($N = 24$) with a narrow TL range from 126 to 233 mm (Verreycken et al. 2011). The slope of the weight-length relationship is frequently used as a measure of fish condition (Le Cren 1951, Froese 2006), especially when Fulton's coefficient is positively skewed and correlates with fish size (Bolger & Connolly 1989). In this situation, body form and condition are consistent for small and large individuals, and is evident for weatherfish from Polish and Belgian populations.

Weatherfish from the Nowy Rów drainage canal, tended to be heavier at a given length than those from the River Ner, and had a slightly higher condition factor. The population density of weatherfish in the Nowy Rów canal was over 26 times that in the River Ner (2.1 vs. 0.08 indiv. m^{-2} , respectively). While body condition is often negatively density dependent, high population density can also indicate high habitat quality (Van Horne 1983, Wilson et al. 2015). This finding implies that drainage canals might provide a favourable habitat for weatherfish, in this case supporting a population density exceeding one indiv. m^{-2} (Meyer & Hinrichs 2000, Pyrzanowski et al. 2015). Until recently, a high density of weatherfish was also observed in the River Ner, but along with an improvement in water quality and gradual increase in other fish species, potentially leading to an increase in interspecific competition, a decrease in the number of the weatherfish has been observed (Kostrzewa & Penczak 2002, Penczak et al. 2010). The weatherfish often inhabits drainage channel systems that are under high agricultural influence (Stoate et al. 2009) and the fish is known to be highly dependent on sediment quality due to its benthic lifestyle (Meyer & Hinrichs 2000, Kottelat & Freyhof

2007). The weatherfish is also an opportunistic feeder and when the food base is scarce, can switch to a diet comprising large quantities of detritus (Pyrzanowski et al. 2019). Due to high flow variability in the River Ner, detritus deposits are eluted from the main river corridor and limited to a narrow bank zone. In contrast, in the Nowy Rów canal organic matter is in large quantities albeit frequently associated with low dissolved oxygen concentrations and a limited availability of preferred prey types. In drainage canals, weatherfish usually occur alone or with Prussian carp *Carassius gibelio*, which are also tolerant of low dissolved oxygen concentrations (Meyer & Hinrichs 2000, Pyrzanowski et al. 2015). During sampling in the Nowy Rów canal the only other fish species encountered were tench (*Tinca tinca*), which is in accordance with Schreiber et al. (2018), indicating a low number of piscivorous predators in artificial canals. In the River Ner only limited fish assemblage were noted (Kostrzewa & Penczak 2002) and weatherfish co-exist with bream (*Blicca bjoerkna*), roach (*Rutilus rutilus*), gudgeon (*Gobio gobio*), bleak (*Alburnus alburnus*), ruffe (*Gymnocephalus cernua*), perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*) and burbot (*Lota lota*). In this fish assemblage, only the presence of pike and burbot may have a negative effect on the survival of small weatherfish.

In cobitids, especially the genera *Cobitis* and *Sabanejewia*, the sex ratio is usually biased to females due to polyploidy of females (Bohlen & Ritterbusch 2000). At both sites in our study the sex ratio did not differ from 1:1, which is typical for weatherfish and was reported by Meyer & Hinrichs (2000) from a drainage canal. The equal sex ratio we observed provides circumstantial evidence that the study populations are dominated by diploid individuals. Within the Cobitidae, the genus *Misgurnus* includes both diploid and tetraploid species (Vasil'ev et al. 1989). For both *M. fossilis*, and the related oriental weatherfish *M. anguillicaudatus*, bisexual diploid individuals are most common (Arai et al. 1993, Boroń 2000, Arai 2003). However, different levels of ploidy (triploids, tetraploids and intermediate aneuploids) may also occur in wild populations (Raicu & Taisescu 1972, Drozd et al. 2010).

The most frequently used structures for age determination in teleost fishes, including cobitids, are scales and otoliths. In cobitids, scale readings are imprecise due to the lack of a calcified scale centrum and poorly-defined annual increments (Fedorčák et al. 2017). Furthermore, the scales of weatherfish are small and hidden in the skin,

which is covered with an unusually dense layer of mucus. Age studies based on annual increments of the otoliths have proven effective for temperate fish taxa, including cobitids (Lampart-Kałużniacka et al. 2013), because they provide accurate estimates of age over the broadest age ranges whilst also relatively easy to prepare and interpret (Fowler 2009, Green et al. 2009).

Otolith readings from Nowy Rów and the River Ner indicated rapid growth rates for weatherfish in both studied populations, despite this being considered a slow-growing species. Weatherfish showed a maximum age of six years (Kottelat & Freyhof 2007, Mazurkiewicz 2012), and achieved a TL of approximately 44 mm in their first year, 88 mm in their second year, 137 mm in their third and 175 mm after four years (Table 3). After this initial period of rapid growth, growth rates declined. Five-year-old fish achieved a TL of 192 mm and six-year-old fish 229 mm. Weatherfish reared in carp (*Cyprinus carpio*) ponds can reach a size of 170 mm TL and mass of 21 g within two years. However, this rate of growth is only possible through access to an energy-rich diet and farm conditions (Boroń et al. 2002). In animals with indeterminate growth, such as teleost fishes, the growth trajectory is usually well approximated by the von Bertalanffy equation. In an asymptotic function like this, length represents a measure of growth capacity and derives from the allocation of resources to growth and reproduction (Kozłowski 1996). In older individuals, somatic body weight increase slows down, while relative contribution to reproduction tends to increase (Czarnołęski & Kozłowski 1998). In the present study, weatherfish caught in the Nowy Rów were on average longer in each age class than those from the River Ner, indicating a higher growth rate and reflecting a potentially more optimal habitat, rich in nutrients and free from predators.

Maximum lifespan was greater for females than males. This pattern has been seen in previous work on cobitids, for example in *C. paludica* (Przybylski & Valladolid 2000, Oliva-Paterna et al. 2002) and *C. calderoni* (Valladolid & Przybylski 2008). Strikingly, specimens younger than 2+ were absent at both study sites. A scarcity of some age groups or dominance of a particular sex in the population, especially in case of bottom-dwelling fishes, is not unusual and can arise from a length bias in sampling (Zalewski & Cowx 1990), or a sex-bias in habitat preferences (Băcescu 1962). The lack of juveniles in the 0+ and 1+ age classes among



weatherfish in the River Ner and in Nowy Rów canal may result from the morphology of these sites. As reported by Meyer & Hinrichs (2000), juvenile weatherfish prefer water depths below 0.1 m, which is characteristic of the reed zone and allows offspring to hide among vegetation or coarse detritus, while older individuals avoid areas of extremely shallow water. In contrast, larger fish, prefer deeper microhabitats overgrown by submerged, dense vegetation, such as Canadian waterweed (*Elodea canadensis*), floodplains typically used for spawning (Schreiber et al. 2018). This ontogenetic shift in microhabitat preferences of weatherfish is typical of many freshwater fishes.

In conclusion, this study provides the first data for the age structure and growth parameters of weatherfish based on an analysis of otoliths. We confirmed the deposition of annual increments in the sagittal otoliths, validating its utility in age and growth studies for this species. Otoliths proved useful for age estimation, study of growth rates and for estimating relationships between otolith morphometrics and fish length, in weatherfish and other cobitids. Weatherfish growth proved to be influenced by fish density, which may be a function of the size of sampling site, supporting higher growth in larger rivers, irrespective of

fish sex. Consequently, small human-maintained ditches, as more susceptible and more vulnerable, should be of particular concern for habitat managers when planning conservation measures for weatherfish. A particular focus should be to maintain the spatial continuity of ditches and to avoid excessive declines in water level which may result in a decline in their function as nurseries. A decline in the number of stretches supporting high densities of weatherfish may also result in a reduction in migration into larger rivers, where fish could achieve larger body size and higher reproductive success.

Acknowledgements

Special thanks are extended to Carl Smith for English correction and helpful suggestions on an earlier version of this manuscript. All procedures were carried out under permission from the Local Ethics Committee (66/ŁB729/2014) and the General Directorate of Environmental Protection (DZP-WG.6401.10.2/2014.bp). The study was conceived by K. Pyrzanowski. Specimens were collected and processed by K. Pyrzanowski, G. Zięba and M. Przybylski. Data were analysed by K. Pyrzanowski and M. Przybylski. The initial draft of the manuscript was prepared by K. Pyrzanowski with co-author contributions and revisions.



Literature

- Arai K. 2003: Genetics of the loach, *Misgurnus anguillicaudatus*: recent progress and perspective. *Folia Biol. (Kraków)* 51: 107–117.
- Arai K., Matsubara K. & Suzuki R. 1993: Production of polyploids and viable gynogens using spontaneously occurring tetraploid loach, *Misgurnus anguillicaudatus*. *Aquaculture* 117: 227–235.
- Băcescu M. 1962: Contribution à la systematique du genre *Cobitis*: description d'une espèce nouvelle, *Cobitis calderoni*, provenant de l'Espagne. *Rev. Roum. Biol. Sér. Biol. Anim.* 4: 435–438.
- Berg L.S. 1949: Freshwater fishes of the USSR and neighbouring countries. *Izdatel'stvo Akademii Nauk SSSR, Moskva-Leningrad. (in Russian)*
- Blanck A. & Lamouroux N. 2007: Large scale intraspecific variation in life history traits of European freshwater fish. *J. Biogeogr.* 34: 862–875.
- Bohlen J. & Ritterbusch D. 2000: Which factors affect sex ratio of spined loach (genus *Cobitis*) in Lake Müggelsee? *Environ. Biol. Fishes* 59: 347–352.
- Bohlen J., Šlechtová V., Doarido I. & Ráb P. 2007: Low mitochondrial divergence indicates a rapid expansion across Europe in the weather loach, *Misgurnus fossilis* (L.). *J. Fish Biol.* 71: 186–194.
- Bolger T. & Connolly P.L. 1989: The selection of suitable indices of the measurement and analysis of fish condition. *J. Fish Biol.* 34: 171–182.
- Boroń A. 2000: Cytogenetic characterization of the loaches of the genera *Sabanejewia*, *Misgurnus* and *Barbatula* (Pisces, Cobitidae). *Folia Zool.* 49 (Suppl. 1): 37–44.
- Boroń A., Kotusz J. & Przybylski M. 2002: Spined loach, golden spined loach, weatherfish, stone loach. *Wydawnictwo IRS, Olsztyn. (in Polish)*
- Czarnołęski M. & Kozłowski J. 1998: Do Bertalanffy's growth curves result from optimal resource allocation? *Ecol. Lett.* 1: 5–7.
- Drozd B., Flajšhans M. & Ráb P. 2010: Sympatric occurrence of triploid, aneuploid and tetraploid weatherfish *Misgurnus fossilis* (Cypriniformes, Cobitidae). *J. Fish Biol.* 77: 2163–2170.
- Drozd B., Kouřil J., Bláha M. & Hamáčková J. 2009: Effect of temperature on early life history in weatherfish, *Misgurnus fossilis* (L. 1758). *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* doi: 10.1051/kmae/2009010.
- Erös T. 2000: Population biology of *Cobitis elongatoides* in a lowland stream of the Middle Danube (Hungary). *Folia Zool.* 49 (Suppl. 1): 151–157.
- European Union 1992: Council directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and wild fauna and flora. *Official Journal of the European Union L206, Strasbourg, Germany.* <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:EN:PDF>
- Fedorčák J., Koščo J., Halačka K. & Manko P. 2017: Growth differences in different biotypes of the hybrid complex of *Cobitis elongatoides* × *Cobitis tanaitica* (Actinopterygii: Cypriniformes: Cobitidae) in the Okna River (Danube River basin), Slovakia. *Acta Ichthyol. Piscat.* 47: 125–132.
- Fowler A.J. 2009: Age in years from otolith of adult tropical fish. In: Green B.S., Mapstone B.P., Carlos G. & Begg G.A. (eds.), *Tropical fish Otoliths: information for assessment, management and ecology.* Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York: 56–92.
- Francis R.I.C.C. 1990: Back-calculation of fish length: a critical review. *J. Fish Biol.* 36: 883–902.
- Freyhof J. & Brooks E. 2011: European Red List of freshwater fishes. *Publications Office of the European Union, Luxembourg.*
- Froese R. 2005: Life-history strategies of recent fishes: a meta-analysis. *Habilitationsschrift, Leibniz Institut für Meereswissenschaften*: 208–209.
- Froese R. 2006: Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* 22: 241–253.
- Gayanilo F.C., Sparre P. & Pauly D. 1994: The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT) user's guide. *FAO Computerized Information Series, Rome.*
- Green B.S., Mapstone B.P., Carlos G. & Begg G.A. 2009: Introduction to otoliths and fisheries in the tropic. In: Green B.S., Mapstone B.P., Carlos G. & Begg G.A. (eds.), *Tropical fish Otoliths: information for assessment, management and ecology.* Springer, Dordrecht, Heidelberg, London, New York.
- Hartvich P., Lusk S. & Rutkayová J. 2010: Threatened fishes of the world: *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758) (Cobitidae). *Environ. Biol. Fishes* 87: 39–40.
- Ibrahim L., Preuss T.G., Ratte H.T. & Hommen U. 2013: A list of fish species that are potentially exposed to pesticides in edge-of-field water bodies in the European Union – a first step towards identifying vulnerable representatives for risk assessment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20: 2679–2687.
- Javahery S., Nekoubim H. & Moradlu A.H. 2012: Effect of anaesthesia with clove oil in fish (review). *Fish Physiol. Biochem.* 38: 1545–1552.
- Kostrzewa J. & Penczak T. 2002: The state of ichthyofauna of the River Ner basin and the prospects of its restitution. Report on the state of the environment in the Łódź Voivodeship in 2001. *Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź*: 100–102. (in Polish)

- Kostrzewa J., Przybylski M., Marszał L. & Valladolid M. 2003: Growth and reproductive biology of *Cobitis* sp. in Lake Lucień, Poland. *Folia Biol. (Kraków)*. 51: 179–182.
- Kottelat M. & Freyhof J. 2007: Handbook of European freshwater fishes. Cornol, Switzerland and Berlin, Germany.
- Kotusz J. 1995: Morphological characteristics of the mud loach *Misgurnus fossilis* (L.) (Pisces: Cobitidae) from the Mid Odra and Vistula River Basins. *Acta Ichthyol. Piscat.* 25: 3–14.
- Kozłowski J. 1996: Optimal allocation of resources explains interspecific life-history pattern in animals with indeterminate growth. *Proc. R. Soc. Lond. B* 263: 559–566.
- Lampart-Kałużniacka M., Pietraszewski D., Marszał L. et al. 2013: Age validation of spined loach (*Cobitis taenia*) and golden loach (*Sabanejewia aurata*) using some calcinated structures. *Roczniki Ochrony Środowiska* 15: 1041–1052. (in Polish with English summary)
- Le Cren E.D. 1951: The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *J. Anim. Ecol.* 20: 201–219.
- Mazurkiewicz J. 2012: Weatherfish *Misgurnus fossilis* Linnaeus, 1758. In: Makomaska-Juchiewicz M. & Baran P. (eds.), Monitoring of animal species. Methodological guide, vol. 3. GIOŚ, Warszawa: 264–275. (in Polish)
- Meyer L. & Hinrichs D. 2000: Microhabitat preferences and movements of the weatherfish, *Misgurnus fossilis* in a drainage channel. *Environ. Biol. Fishes* 58: 297–306.
- Moreau J., Belaud A., Dauba F. & Nelva A. 1985: A model for rapid growth evaluation in fishes: the case of the cyprinids of some large French rivers. *Hydrobiologia* 120: 225–227.
- Moyle P.B. & Cech J.J., Jr. 2000: Fishes—an introduction to ichthyology. Prentice-Hall, Uppertsaddle River, New Jersey.
- Munro J.L. & Pauly D. 1983: A simple method for comparing the growth of fish and invertebrates. *FishByte* 1: 5–6.
- Muus B.J. & Dahlström P. 1968: Süßwasserfische. BLV Verlagsgesellschaft, München: 224.
- Oliva O. & Chitravadivelu K. 1973: Morphometrical note on the weatherfish, *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes – Cobitidae). *Věst. Čs. Spol. Zool.* 37: 257–281.
- Oliva-Paterna F.J., Torralba M.M. & Fernández-Delgado C. 2002: Age, growth and reproduction of *Cobitis paludica* in a seasonal stream. *J. Fish Biol.* 60: 389–404.
- Pekárik L., Koščo J., Košuthová L. & Košuth P. 2008: Coenological and habitat affinities of *Cobitis elongatoides*, *Sabanejewia balcanica* and *Misgurnus fossilis* in Slovakia. *Folia Zool.* 57 (1–2): 172–180.
- Penczak T., Kruk A., Grabowska J. et al. 2010: Influence of gradual improvement in water quality on the regeneration of fish fauna in the Ner River. *Roczniki Naukowe PZW* 23: 97–117. (in Polish with English summary).
- Przybylski M. & Valladolid M. 2000: Age and growth of *Cobitis paludica* in the Lozoya River (Central Spain). *Folia Zool.* 49 (Suppl. 1): 129–134.
- Pyrzanowski K., Zięba G., Dukowska M. et al. 2019: The role of detritivory as a feeding tactic in a harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*). *Sci. Rep.* 9: 8467.
- Pyrzanowski K., Zięba G. & Przybylski M. 2015: Artificial drainage ditches as undervalued habitats of threatened fish species – a case of weatherfish *Misgurnus fossilis* in the Natura 2000 site 'Pradolina Bzury-Neru PLH100006'. *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 71: 266–272. (in Polish with English summary)
- R Development Core Team 2018: R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Raicu P. & Taisescu E. 1972: *Misgurnus fossilis*, a tetraploid fish species. *J. Hered.* 63: 92–94.
- Ricker W.E. 1975: Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin* 191, Fisheries Research Board of Canada: 1–382.
- Schneider D., Mustafić P., Mrakovčić M. & Mihaljević Z. 2000: Some aspects of the biology of the Neretvan spined loach. *Folia Zool.* 49 (Suppl. 1): 159–165.
- Schreiber B., Korte E., Schmidt T. & Schulz R. 2018: Reintroduction and stock enhancement of European weatherfish (*Misgurnus fossilis* L.) in Rhineland-Palatinate and Hesse, Germany. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 419: 43.
- Slavík O. & Ráb P. 1995: Effect of microhabitat on the age and growth of two stream-dwelling populations of spined loach, *Cobitis taenia*. *Folia Zool.* 44: 167–174.
- Smith R.J. 2009: Use and misuse of the reduced major axis for line-fitting. *Am. J. Phys. Anthropol.* 140: 76–86.
- StatSoft 2011: STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com
- Stoate C., Báldi A., Beja P. et al. 2009: Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *J. Environ. Manag.* 91: 22–46.
- Taylor C.C. 1962: Growth equation with metabolic parameters. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 27: 270–286.

- Valladolid M. & Przybylski M. 2008: Life history traits of the endangered Iberian loach *Cobitis calderoni* in the River Lozoya, Central Spain. *Folia Zool.* 57 (1–2): 147–154.
- van Horne B. 1983: Density as a misleading indicator of habitat quality. *J. Wildlife Manage.* 47: 893–901.
- Vasil'ev V.P., Vasil'eva K.D. & Osinov A.G. 1989: Evolution of diploid triploid tetraploid complex in fishes of the genus *Cobitis* (Pisces, Cobitidae). In: Dawley R.M. & Bogar J.P. (eds.), *Evolution and ecology of unisexual vertebrates. Bulletin 466, New York State Museum, Albany, New York, U.S.A.*: 153–169.
- Verreycken H., Van Thuyne G. & Belpaire C. 2011: Length-weight relationships of 40 freshwater fish species from two decades of monitoring in Flanders (Belgium). *J. Appl. Ichthyol.* 27: 1416–1421.
- von Bertalanffy L. 1957: Quantitative laws in metabolism and growth. *Q. Rev. Biol.* 32: 217–231.
- Weatherley A.H. & Gill H.S. 1987: The biology of fish growth. *Academic Press, London*.
- Wilson K.L., Allen M.S., Ahrens R.N.M. & Netherland M.D. 2015: Nonlinear and density-dependent fish habitat selection across physiochemical gradients in an invasive macrophyte habitat. *Environ. Biol. Fishes* 98: 1525–1539.
- Wilson K. & Hardy I.C.W. 2002: Statistical analysis of sex ratios: an introduction. In: Hardy I.C.W. (ed.), *Sex ratios: concepts and research methods. Cambridge University Press, Cambridge*: 48–92.
- Wootton R.J. 1992: Constraints in the evolution of fish life histories. *Neth. J. Zool.* 42: 291–303.
- Wootton R.J. 1998: Ecology of teleost fishes. *Kluwer Academic Publishers, The Netherlands*.
- Zalewski M. & Cowx I.G. 1990: Factor affecting the efficiency of electric fishing. In: Cowx I.G. & Lamarque P. (eds.), *Fishing with electricity. Fishing News Books, London*: 89–111.
- Zanella D., Markovčić M., Schneider D. et al. 2003: Growth of *Cobitis naretana* Karaman, 1928 in the Neretva River, Croatia. *Folia Biol. (Kraków)* 51: 155–157.
- Zar J.H. 2010: Biostatistical analysis. *Englewood Cliffs, Prentice Hall, New Jersey*.
- Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N. et al. 2009: Mixed effects models and extensions in ecology with R. *Springer, New York*.

Pyrzanowski K., Zięba G., Chwatko G., Przybylski M. 2021. **Does habitat otherness affect weatherfish *Misgurnus fossilis* reproductive traits?** European Zoological Journal 88(1): 328–339. doi:10.1080/24750263.2021.1887379



Does habitat otherness affect weatherfish *Misgurnus fossilis* reproductive traits?

K. PYRZANOWSKI¹★, G. ZIĘBA¹, G. CHWATKO², & M. PRZYBYLSKI¹

¹Department of Ecology and Vertebrate Zoology, Faculty of Biology and Environmental Protection, University of Lodz, Łódź, Poland, and ²Department of Environmental Chemistry, Faculty of Chemistry, University of Lodz, Łódź, Poland

(Received 19 October 2020; accepted 3 February 2021)

Abstract

The fecundity and sexual structure of weatherfish (*Misgurnus fossilis*) population, an imperilled and protected freshwater fish with a poorly known life history, was studied in three waterbodies: the River Ner, the Południowy canal and the Nowy Rów canal (Poland) differing in hydrological character. We compared reproductive traits; i.e. sex ratio, absolute and relative fecundity, oocyte size, gonado-somatic index and body condition. In all study sites, the sex ratio of weatherfish did not differ from parity (1:1), though in the River Ner, the highest GSI values were recorded for females whilst male GSI did not differ among sites. The absolute (FA = 2860 ± 2065) and relative fecundity (FR = 120 ± 55 eggs per g of female body weight) in the River Ner were significantly lower than in the other two sites. In the River Ner the frequency distribution of oocyte diameter, decomposed using the Bhattacharya method, showed two distinct groups in equal numbers. Oocytes that were ready to spawn were larger in the River Ner than in the Południowy and Nowy Rów canals. Fish in the River Ner were also characterized by the lowest Fulton condition index (mean K = 0.36 ± 0.1). The trade-off between impaired fecundity and increased egg diameter may result from the different nature of the studied watercourses or levels of endocrine-disrupting chemicals (EDCs), such as steroid compounds.

Keywords: Sex ratio, GSI, oocyte diameter, fecundity, weight-length relationship

Introduction

The weatherfish *Misgurnus fossilis* is a small, freshwater, benthic cobitid, naturally distributed through Central and Eastern Europe, from the northern border of the Alps (North France) to western Russia (Kottelat & Freyhof 2007). Weatherfish are demersal and have the ability to burrow into soft mud during dry periods or frosts (Boroń et al. 2002; Kottelat & Freyhof 2007). Because they are able to use atmospheric oxygen (intestinal breathing) the species can tolerate low dissolved oxygen levels (Jakubowski 1958). This fish species can tolerate unfavourable environmental conditions and a relatively high level of pollution (Jakubowski 1958; Drozd et al. 2009; Pyrzanowski et al. 2019). It prefers shallow waterbodies with sandy substrates covered with a thick layer of organic deposits, often densely overgrown with macrophytes. Typical habitats for weatherfish are slow-flowing rivers, canals and drainage ditches, oxbow and unmanaged lakes and

fish ponds (Meyer & Hinrichs 2000; Pekarík et al. 2008; Mazurkiewicz 2012). Basic information on the life-history of *M. fossilis*, which is essential for conservation, is scarce (Kottelat & Freyhof 2007). Apart from this, *M. fossilis* is considered endangered due to habitat loss and was listed in the European Fauna-Flora-Habitat and Natura 2000 directives (Annex II of the Council Directive 92/43/EEC), representing species of European Community interest (E.U. 1992) and is included in many national red lists of endangered and protected fish species (Drozd et al. 2009; Hartvich et al. 2010). In Europe, the weatherfish has been classified as species of low concern (LC) (Freyhof & Brooks 2011), but observed genetic diversity is the lowest reported for any European freshwater fish, and it has been proposed that its threat level should be raised (Bohlen et al. 2007). In the light of a widespread decline in weatherfish populations, it is necessary to obtain baseline data on their life history traits, which are a prerequisite for rational conservation

*Correspondence: K. Pyrzanowski, Department of Ecology and Vertebrate Zoology, Faculty of Biology and Environmental Protection, University of Lodz, 12/16 Banacha Street, Łódź 90-237, Poland. Phone: +48 42 6354433. Email: kacper.pyrzanowski@biol.uni.lodz.pl

© 2021 The Author(s). Published by Informa UK Limited, trading as Taylor & Francis Group.

This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

planning (Wootton & Elvira 2000). The aim of this study was to provide detailed information on the reproductive biology of *M. fossilis* populations inhabiting three waterbodies in west-central Poland.

Materials and methods

Study area and sampling site

Study sites were in three watercourses: the River Ner (52°08'83.76" N; 18°87'70.17" E), the Południowy drainage canal (52°13'14.86" N; 19°48'03.62" E) and the Nowy Rów drainage canal (51°12'38.29" N; 16°43'17.34"E). All sites were located in the Nature 2000 areas, i.e. the River Ner and Południowy canal in Pradolina Bzury-Neru (PLH100006) and the Nowy Rów canal in Łęgi Odrzańskie (PLB020008). The River Ner is lowland, right-hand tributary of the River Warta, that receives treated wastewater from Łódź, the third largest city in Poland, and is characterized by a high level of water pollution (Kostrzewa 1999; Mosiej et al. 2007; Penczak et al. 2010; Pyrzanowski et al. 2015). The main source of pollution is municipal and industrial wastewater (Mosiej et al. 2007). The main characteristic of examined sites are given in Table I. Along its entire length, the River Ner flows mainly among farmlands, wastelands and meadows. Both drainage canals, along their entire length, are located in Natura 2000 areas. Their catchment areas are typically agricultural, mainly dominated by meadows, pastures and peat bogs. The Nowy Rów canal is part of the drainage system that discharges water to the River Odra, whereas the Południowy canal drains water directly to the River Bzura. In the River Ner *M. fossilis* co-exists with bream (*Blicca bjoerkna*), roach

(*Rutilus rutilus*), ruffe (*Gymnocephalus cernua*), perch (*Perca fluviatilis*), gudgeon (*Gobio gobio*) and bleak (*Alburnus alburnus*). In both drainage canals the weatherfish is the dominant fish species. In case of the Południowy canal it co-exists with pike (*Esox lucius*), crucian carp (*Carassius carassius*), roach and tench (*Tinca tinca*), while in the Nowy Rów canal it occurs together with tench (Pyrzanowski et al. 2015, 2020).

Sampling

The fish samples were performed at the peak of reproductive season (April) 2014 and 2015 at three sampling sites, and to maintain the uniformity of gonad developmental conditions, sampling dates were adjusted to the pattern of prior local temperature. Fish were caught by electrofishing (EFGI 650; BSE Specialelektronik Bretschneider, Germany), immediately euthanized with an overdose of clove oil (Javahery et al. 2012), chilled and subsequently frozen in the laboratory.

Analysis

In the laboratory, all specimens were measured for total length (TL) and standard length (SL) to the nearest 1 mm and weighed (W) to the nearest 10 mg before dissection. The relationship between SL and TL was described by the equation: $SL = 0.889 \times TL - 1.728$; $r^2 = 0.99$; $p < 0.001$. Fish sex (female, male or juvenile) was determined by visual examination of secondary sexual characteristics and confirmed by dissection of the gonads. The sex-ratio of all populations was calculated as the number of males divided by the total number of individuals (males plus females) in the

Table I. Characteristics of weatherfish *M. fossilis* sampling sites: Południowy canal, the River Ner and the Nowy Rów canal.

	Południowy canal	River Ner	Nowy Rów canal
Water depth [m]	0.3–0.8	0.5–1	0.3–0.8
Width [m]	3	20–25	3
Bottom	Organic sediments	Sand and silt	Organic sediments
Vegetation	70	>1	70
[% of watercourse bottom covered]			
Concentration [mg/L]			
Nitrates (NO ₃ ⁻)	0.02	0.04	nd.
Nitrites (NO ₂ ⁻)	3.21	27.28	0.13
Phosphates (PO ₄ ³⁻)	4.55	3.84	2.84
Sulphureous (SO ₄ ²⁻)	152.61	333.37	139.70
Fluorides (F ⁻)	0.23	1.90	0.41
Chlorides (Cl ⁻)	267.50	468.94	116.40
Bromides (Br ⁻)	0.33	0.35	0.10
Concentration [ng/L]			
Oestrone (E1)	20.5	46.9	nd.
17β-oestradiol (E2)	25.2	46.0	nd.
Oestrinol (E3)	23.4	12.2	nd.
17α-ethinyloestradiol (EE2)	17.3	14.0	nd.

nd. - not detectable concentration.

population. For each sampling date and site, the observed proportion of males to females was tested for deviations from a 1:1 sex ratio using a binomial test (Wilson & Hardy 2002). Fish gonads were removed, weighed (W_G) (nearest 10 mg) and preserved in glycerine. To determine reproductive allocation, the gonado-somatic index (GSI) (Wootton 1998) was calculated using: $GSI = 100W_G/W$. From each ovary, three subsamples (anterior, central and posterior part of left gonad) were collected and weighed (nearest 0.1 mg). Oocytes were photographed under a stereomicroscope (Nikon SMZ1000), counted and their diameters measured to the nearest 0.001 mm using LUCIA 5 image analysis software. The gravimetric method was used to evaluate absolute fecundity (F_A) – oocytes number per female and relative fecundity (F_R); i.e. number of oocytes per 1 g of female body weight was calculated (Bagenal 1978). For each site, oocyte diameters data were pooled and used to obtain their size-frequency histograms. If the frequency of oocyte size distribution was polynomial the Bhattacharya method followed by modal class progression analysis was used to decompose observed distributions into Gaussian components (Bhattacharya 1967). This procedure allows separation of discrete normal distributions in the data based on a separation index (SI) in the case that the difference between successive Gaussian means divided by the difference between their standard deviations exceeded 2 (Gayani et al. 2005). For each fish the Fulton condition factor (K) was calculated using (Le Cren 1951; Ricker 1975):

$$K = 100 \times W \times TL^{-3}$$

where:

W – fish weight (g)

TL – total length (cm)

One-way analysis of variance (ANOVA II) was used to test for differences among sites for the F_A , F_R and oocytes size and two-factor ANOVA (site $\times$ sex as factors) was performed for GSI and K. When significant differences were observed, multiple comparison tests (post-hoc HSD Tukey test) were used (Zar 2010). All values were reported as mean $\pm$ standard error. Before running ANOVA, the data were examined for normality (Shapiro-Wilk test) and homogeneity of variance (Levene's test).

The relationships between body weight (W), gonad weight (W_G), absolute fecundity (F_A) and total length (TL) were determined by linear regression (log-transformed data). The weight-length relationship was tested against isometry; i.e. slopes $b = 3$, or allometry (positive; $b > 3$ or negative; $b < 3$) with

Bailey's t-test for sex and sites. To identify differences among sites, analysis of covariance (ANCOVA) was used. Firstly, differences in slopes (b) were tested and if the null hypothesis was rejected, the common slope (b_c) was calculated and differences in intercepts (a coefficient) were tested (Zar 2010). Tukey's HSD post-hoc test was also used to identify which sites were responsible for differences in linear regressions (Zar 2010).

Results

Sex ratio

A total of 242 individual weatherfish (117 females, 97 males and 28 juveniles) were collected, of which 76 individuals were from the Południowy canal (collected in 2014), while 84 individuals were from the River Ner and 82 from the Nowy Rów canal (both collected in 2015) (Table II). In all sites the sex ratio did not differ from parity; the Południowy canal: $f_M = 0.426$ ($p = 0.047$); the River Ner: $f_M = 0.471$ ($p = 0.086$); the Nowy Rów canal: $f_M = 0.450$ ($p = 0.060$).

Fish condition

The Fulton condition index (K) (Figure 1) varied significantly among sites ($F_{2, 208} = 16.80$, $p < 0.001$) but not between males and females ($F_{1, 208} = 1.89$, $p = 0.171$). Moreover, there is no significant interaction between sex and site ($F_{2, 208} = 1.93$, $p = 0.148$). A post-hoc HSD Tukey test revealed significantly lower values for condition for both sexes in the River Ner and for females in the Nowy Rów canal. In contrast, the highest condition values were found in the Południowy (both sexes) and for males in the Nowy Rów canal (Figure 1).

GSI conditions

The gonado-somatic index varied significantly with sex ($F_{1, 208} = 70.643$, $p < 0.001$) and site ($F_{2, 208} = 4.154$, $p = 0.017$). In general, females GSI was over ten times higher than males GSI (Figure 2) and post-hoc HSD Tukey test revealed a lack of differences in males GSI among sites. For females there were differences between the Południowy canal and the River Ner ($p = 0.039$) and the Nowy Rów canal and the River Ner ($p = 0.003$) (Figure 2). In all study sites, females and males GSI increased significantly with length (Table III). Analysis of covariance (ANCOVA) showed a lack of difference in slopes among sites ($F_{2, 113} = 0.114$, $p = 0.891$) and a common slope was $b_c = 5.053$, (s.e. $b_c = 0.277$). Nevertheless,

Table II. Characteristics of weatherfish *M. fossilis* from the Południowy canal, the River Ner and the Nowy Rów canal study sites. Mean values with standard deviation and range for total length (TL), body weight (W) and gonad weight (W_G). Dates in brackets indicate sampling year.

		Południowy canal (2014)	River Ner (2015)	Nowy Rów canal (2015)
Females	n	39	35	43
TL (mm)	Mean $\pm$ SD	136.9 $\pm$ 40.8	152.3 $\pm$ 36.5	154.3 $\pm$ 29.7
	Min – max	88.9 – 199.5	100.35 – 233.0	114.5 – 247.0
W (g)	Mean $\pm$ SD	16.1 $\pm$ 14.1	14.4 $\pm$ 9.8	14.1 $\pm$ 14.1
	Min – max	2.7 – 41.7	2.8 – 42.9	6.1 – 65.2
W_G (g)	mean $\pm$ SD	2.117 $\pm$ 2.787	2.298 $\pm$ 2.587	1.772 $\pm$ 4.495
	Min – max	0.015 – 9.075	0.013 – 9.926	0.013 – 18.065
Males	n	29	32	36
TL (mm)	Mean $\pm$ SD	124.7 $\pm$ 29.1	135.9 $\pm$ 24.8	144.2 $\pm$ 21.8
	Min – max	87.6 – 171.0	96.7 – 173.0	109.9 – 200.5
W (g)	Mean $\pm$ SD	10.5 $\pm$ 7.8	10.1 $\pm$ 4.8	13.1 $\pm$ 6.5
	Min – max	2.7 – 23.3	3.1 – 18.5	5.6 – 29.0
W_G (g)	Mean $\pm$ SD	0.087 $\pm$ 0.086	0.083 $\pm$ 0.073	0.082 $\pm$ 0.087
	Min – max	0.002 – 0.262	0.003 – 0.234	0.006 – 0.392
Juveniles	n	8	17	3
TL (mm)	Mean $\pm$ SD	95.0 $\pm$ 7.9	104.1 $\pm$ 5.9	124.9 $\pm$ 9.6
	Min – max	87.5 – 107.6	90.5 – 116.0	115.5 – 138.3
W (g)	Mean $\pm$ SD	3.4 $\pm$ 1.0	4.0 $\pm$ 0.7	7.8 $\pm$ 2.2
	Min – max	2.3 – 5.1	2.7 – 5.0	5.5 – 10.8

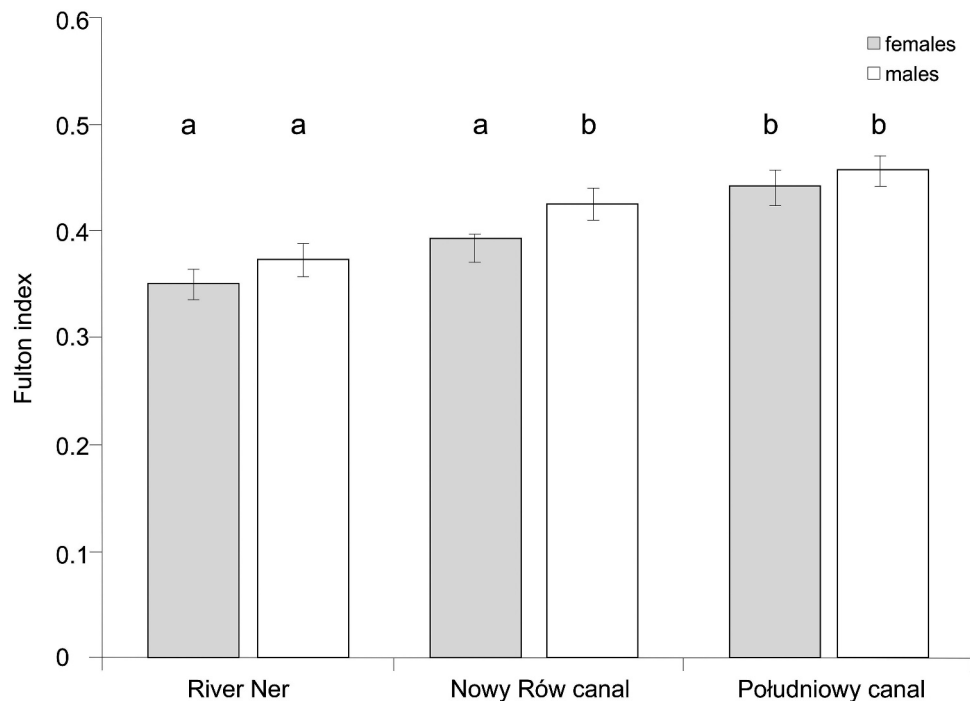


Figure 1. Fulton's condition index (mean $\pm$ standard error) for weatherfish, *Misgurnus fossilis*; the same letters denote groups that did not differ statistically (the HDS Tukey post-hoc test).

differences between estimates of the coefficient a (intercept) were detected ($F_{2;115} = 14.022$,

$p < 0.001$) and multiple comparisons (post-hoc HDS Tukey test) showed differences among all

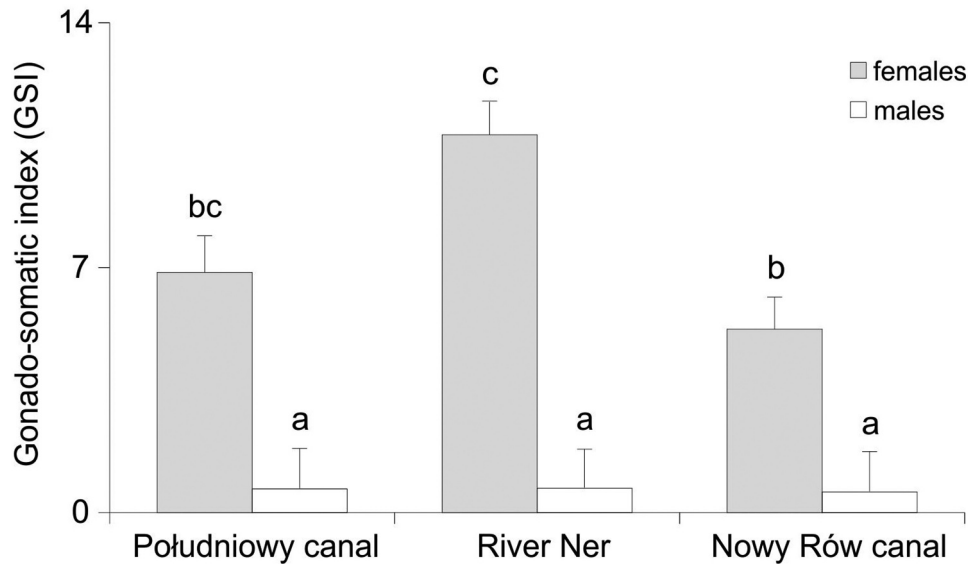


Figure 2. Average GSI (mean $\pm$ standard error) for female and male weatherfish, *Misgurnus fossilis* from the Południowy canal, the River Ner and the Nowy Rów canal; the same letters denote groups that did not differ statistically (the HDS Tukey post-hoc test).

Table III. The gonadosomatic - total length regression parameters and their standard error (SE) (log-transformed data) for weatherfish *M. fossilis* males (M) and females (F) collected in the Południowy canal (A), the River Ner (B) and the Nowy Rów canal (C).

Site	Sex	a	SE a	b	SE b	r ²	n	p
A	F	-10.1273	0.4820	4.9787	0.2272	0.9285	39	< 0.001
B	F	-10.2073	0.8405	5.0541	0.3868	0.8339	35	< 0.001
C	F	-11.0884	1.7372	5.3122	0.8056	0.5209	43	< 0.001
A	M	-5.4409	1.6416	2.4493	0.7866	0.2642	29	< 0.01
B	M	-6.2161	1.2249	2.8009	0.5757	0.4410	32	< 0.001
C	M	-6.5351	0.9114	2.8836	0.4229	0.5777	36	< 0.001

the study sites. For males, a regression of GSI on TL also showed a lack of difference in b among sites ($F_{2,93} = 0.140$, $p = 0.867$; $b_c = 2.382$ (0.349)), though there were differences in intercepts (a coefficients) ($F_{2,95} = 3.149$, $p = 0.044$). However, multiple comparison (post-hoc HDS Tukey test) failed to indicate which sites differed from each other. In this case, the null hypothesis was not rejected and the lack of a difference in the regression of GSI on TL was accepted.

W-TL relationship

The relationship between body weight and total length (Table IV) was isometric for females in the River Ner ($t_{33} = 0.095$, $p = 0.925$), but in both canals the relationship was positively allometric ($t_{37} = 7.177$, $p < 0.001$ in the Południowy and $t_{41} = 2.675$, $p < 0.011$ in the Nowy Rów). For males this relationship was positively allometric only in the Południowy canal

Table IV. Weight-length regression parameters and their standard error (SE) (log-transformed data) of weatherfish *M. fossilis* males and females collected in the Południowy canal (A), the River Ner (B) and the Nowy Rów canal (C).

Site	Sex	a	SE a	b	SE b	r ²	n	p
A	F	-6.0878	0.1905	3.3510	0.0489	0.9922	39	< 0.001
B	F	-5.4416	0.2164	2.9917	0.0878	0.9724	35	< 0.001
C	F	-5.9974	0.1339	3.2681	0.1002	0.9629	43	< 0.001
A	M	-6.1773	0.1320	3.3930	0.0632	0.9907	29	< 0.001
B	M	-5.0314	0.3415	2.8108	0.1605	0.9109	32	< 0.001
C	M	-4.5763	0.6232	2.6233	0.2891	0.7077	36	< 0.001

($t_{27} = 6.214$, $p < 0.001$), but in the River Ner and the Nowy Rów canal males showed isometric growth ($t_{30} = 1.179$, $p = 0.248$ and $t_{34} = 1.303$, $p = 0.201$, respectively). Weight-length relationships differed among all sampling sites, for both females ($F_{2,111} = 6.727$, $p = 0.002$) and males ($F_{2,91} = 5.532$, $p < 0.001$) (Table IV). Multiple comparisons (post-hoc HDS Tukey test) showed differences among all the study sites for both sexes.

W_G was significantly associated with TL (Table V). For females, the slope of the relationship (coefficients b) between TL and W_G did not differ among sites ($F_{2,109} = 0.283$, $p = 0.754$, $b_c = 8.182$ (0.287)) but among sites differences were found for the coefficient a ($F_{2,115} = 14.565$, $p < 0.001$). A post-hoc HDS Tukey test showed differences among all study sites. A similar situation was observed in the case of males, with no among sites differences in coefficient b ($F_{2,91} = 0.0714$, $p < 0.930$; $b_c = 8.182$ (0.287)), but significant differences for coefficient a ($F_{2,91} = 49.349$, $p < 0.001$). Post-hoc comparisons (HDS Tukey test) showed differences only between the drainage canals; i.e. the Południowy canal (A) and the Nowy Rów canal (C). Differences between the River Ner (B) and both drainage canals were not found.

Fecundity

Fecundity was estimated for 48 mature females from all sites (17 from the Południowy canal, 21 from the River Ner and 10 from the Nowy Rów canal). In females from the Południowy canal absolute fecundity (F_A) ranged from 2828 to 12,336 eggs (mean $\pm$ SD: 6153 ± 2812.8), relative fecundity (F_R) varied from 43 to 222 eggs/g of body weight (1184 ± 51.77). In females from the River Ner, F_A ranged from 355 to 5734 eggs (2859 ± 2065.0), F_R from 75 to 320 eggs (124 ± 54.68), while in females from the Nowy Rów canal F_A ranged from 459 to 23,776 eggs ($8438 \pm 10,116.2$), F_R from 39 to 423 eggs (148 ± 148.07).

Weatherfish absolute fecundity varied among sites ($F_{2,45} = 4.557$, $p = 0.016$), and a post-hoc HDS Tukey test showed differences between the Południowy canal and the River Ner ($p = 0.012$). Similarly, there were differences among sites in relative fecundity ($F_{2,45} = 4.869$, $p = 0.012$). A post-hoc Tukey's test showed differences between the Południowy canal and the River Ner ($p = 0.0415$), the Nowy Rów canal and the River Ner ($p = 0.030$). However, relative fecundity (F_R) did not differ between canals ($p = 0.834$).

Across all sites F_A increased significantly with fish length, though coefficients b and a did not differ among sites. The relationship between TL and F_A for all sites took the form: $F_A = 5.494 (0.633) \times \log TL - 8.816 (1.423)$, $r^2 = 0.621$, $p < 0.001$.

Oocyte size

Oocyte diameter of females from the Południowy canal ranged from 0.30 to 1.30 mm ($0.99 \text{ mm} \pm 0.63$), while their mean ($\pm$ SD) wet weight was 0.78 mg (± 0.331). For females from the River Ner oocyte diameter ranged from 0.54 to 1.64 mm (mean $1.16 \text{ mm} \pm 0.97$) and mean weight was 1.51 mg (± 0.893). For females from the Nowy Rów canal oocyte diameter ranged from 0.29 to 1.25 mm (mean $0.91 \text{ mm} \pm 0.97$) and mean weight was 1.11 mg (± 0.671). In all study sites, egg diameter histograms were polymodal and Bhattacharya's method revealed two distinctive size groups in each population. In the Południowy and the Nowy Rów canals a small fraction of small oocytes were observed (Figure 3). These small oocytes reached a size (mean $\pm$ SD) of 0.58 mm (± 0.081) and 0.59 mm (± 0.059) in Południowy and Nowy Rów canal and constituted 4.0 and 5.8% of the oocyte population, respectively. In the two canals, larger oocytes dominated in the gonads and measured: 1.00 mm (± 0.064) and 0.91 mm (± 0.098), respectively. Meanwhile, in the River Ner the number of small oocytes was similar to the number of larger oocytes, and differences in their size were less distinct (Figure 3). In the River Ner, the diameter of small oocytes average 0.89 mm (± 0.094) and the average size of the larger class of oocytes was 1.17 mm

Table V. Regression of gonad weight on total length (log-transformed data) of weatherfish *M. fossilis* males and females collected in the Południowy canal (A), the River Ner (B) and the Nowy Rów canal (C).

Site	Sex	a	SE a	b	SE b	r^2	n	p
A	F	-18.2151	0.5160	8.3298	0.2432	0.9694	39	< 0.001
B	F	-17.7287	0.9051	8.0843	0.4171	0.9192	35	< 0.001
C	F	-19.2592	1.6972	8.6624	0.7859	0.7477	43	< 0.001
A	M	-13.6182	1.6513	5.8423	0.7912	0.6688	29	< 0.001
B	M	-13.2475	1.2139	5.6117	0.5705	0.7633	32	< 0.001
C	M	-13.1114	1.0306	5.5068	0.4782	0.7960	36	< 0.001

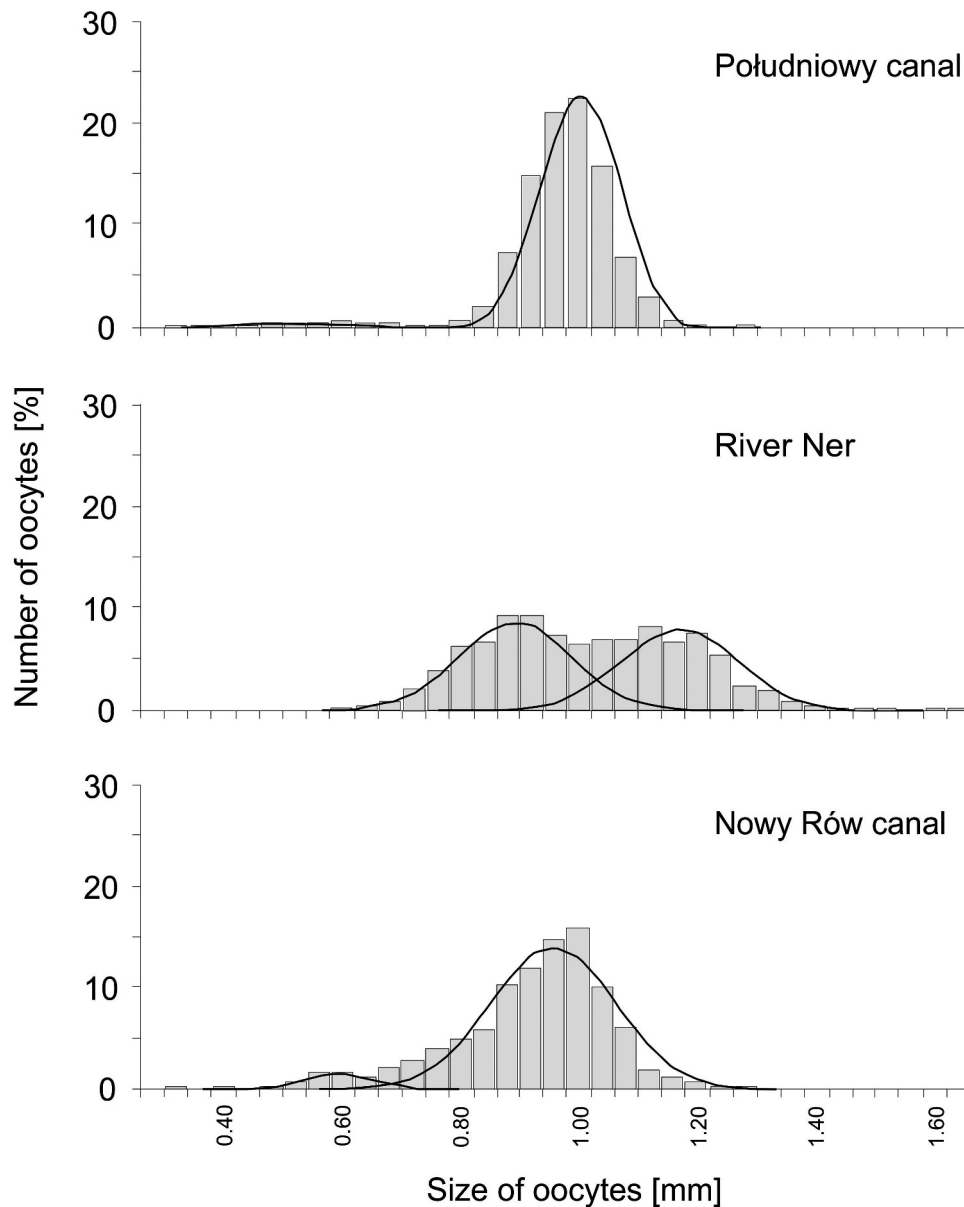


Figure 3. Size-frequency distribution of oocyte diameters for weatherfish, *Misgurnus fossilis*, from the Południowy canal, the River Ner and the Nowy Rów canal.

(± 0.097). In the River Ner, oocytes ready to spawn were larger than those at the corresponding stage from the canal sites ($F_{2,726} = 39.69$ $p < 0.0001$). A post-hoc Tukey's test revealed differences between the Południowy canal and the River Ner ($p < 0.001$), the Nowy Rów canal and the River Ner ($p < 0.001$) and with no difference between canals ($p = 0.998$).

Discussion

For the weatherfish populations the sex ratio did not differ from the 1:1 ratio, typical for this

species (Meyer & Hinrichs 2000; Pyrzanowski et al. 2020), though in wild populations different levels of ploidy may occur (Raicu & Taisescu 1972; Drozd et al. 2010). In the case of other cobitids, especially the genera *Cobitis* and *Sabanejewia*, the sex ratio is usually biased towards females due to polyploidy (Bohlen & Ritterbusch 2000). The mechanisms of sex determination and sex reversal in fish not only vary among species, but is also complex and still not well understood (Leet et al. 2011; Wootton & Smith 2015). Many factors in the aquatic environment may affect the

proportion of the sexes in wild fish populations because of the sensitivity of gonad tissue to hormonal treatments, especially in the early life stages (Smith & Wootton 2016).

In the case of weatherfish there are no data on the condition of individuals of this species. In our study, Fulton's condition coefficient varied significantly among sites but surprisingly not between sex. Fulton's and other coefficient are an attempt to realize from relation of body weight and length (Le Cren 1951; Bolger & Connolly 1989; Blackwell et al. 2000) but if the weight-length relationship is allometric ($b \neq 3$) Fulton's coefficient index is not applicable. As our result showed, only males in the River Ner and the Nowy Rów canal display isometric growth pattern. Similar like condition, the weight-length regression data are also scarce. As we know such regression was published only for Belgium and also proved positive allometric weight-length relation (Verreycken et al. 2011). Also relative body weight (Wr) suggested as the index of condition (Blackwell et al. 2000), can not be calculated due to small dataset. In such a situation slope of weight-length regression (Bolger & Connolly 1989) or residual analysis (Fechhelm et al. 1995) could be a measure of the condition for population. Being aware of these problems Fulton's factor was calculated because of its popularity in fish biology studies.

Gonadosomatic index (GSI), which relates gonad weight to body weight, is commonly used in fish ecology to quantify reproductive development in fish (Wootton 1998). Variation in the GSI fluctuation over time reflects not only gonad development but it is also a proxy to assess the energy allocation between reproduction and growth; i.e. as a surrogate of reproductive effort (Stearns 1992; Wootton 1998). Like other loaches, weatherfish showed common differences in GSI between the sexes, with female GSI over 10 times larger than that of males. Among cobitid loaches that are multiple spawners, female GSI usually varies between 18% and 26% immediately prior to reproduction (Mills & Eloranta 1985; Saat et al. 2003; Mousavi Sabet et al. 2011). The gonad weight of both sexes is usually significantly associated with fish size (Table V). Thus, the GSI suffers from the disadvantage of all such indices (e.g. conditions factors) and the index reflects the appropriate regression of gonad size on body length (Bolger & Connolly 1989; Wootton 1998). However, in our study variation in weatherfish GSI among sites showed a similar pattern to that seen for the regression between gonad weight and TL.

In both drainage canals, weatherfish had relatively higher absolute fecundity (on average of 6100 oocytes in the Południowy canal and 8400 in the Nowy Rów

canal), compared with the River Ner with an absolute fecundity of 2800 eggs per female. A study by Drozd et al. (2009) for weatherfish from a floodplain area in the Czech Republic, showed the total number of eggs per female ranged between 5800 and 7900, a figure comparable to the Południowy and Nowy Rów canals. Under natural conditions, the reproductive potential of weatherfish can be double this figure, as reported by Podubski and Štedronský (1954) for a population from southern Bohemia, Opalatenko (1974), Kouril et al. (1996) and Adamkova-Stibranyiova et al. (1999).

The absolute maximum fecundity might be determined in the process that controls spawning. In German fish farms, fecundity was artificially increased from 15,900 to 25,800 eggs (Geldhauser 1992). In case of related species, such as the oriental weatherfish (*Misgurnus anguillicaudatus*), females can produce up to 1800–15,500 eggs per batch (Berg 1949; Suzuki 1983). Clearly, the absolute fecundity of females may vary depending on size. A similar pattern was observed in case of relative fecundity. The highest value was recorded in the Południowy canal (189 eggs per g b. m.), second in the Nowy Rów canal (148 eggs per g b. m.) and lowest in the River Ner (124 eggs per g b. m.). Our results are comparable to those obtained by Drozd et al. (2009), where the stripped fecundity (number of eggs/g b. m.) averaged 121.6 eggs per female, as well as for Mazurkiewicz (2012), who reported a figure of 250 eggs per g b. m. In contrast, Podubski and Štedronský (1954), Opalatenko (1974), Geldhauser (1992) Kouril et al. (1996) and Adamkova-Stibranyiova et al. (1999) obtained values two or three times higher.

The diameter (without envelopes) of mature weatherfish eggs (in metaphase of the second meiotic division) ranges between 1.17 and 1.30 mm (Kostromarova 1991). After laying, the eggs swell to the diameter of 1.7–1.9 mm (Mazurkiewicz 2012). Oocyte diameter for female weatherfish from a floodplain area in the Czech Republic measured on average 1.42 mm with an average weight of 0.88 mg (Drozd et al. 2009). Slightly greater mass of wet eggs was reported by Kouril et al. (1996) with an average weight of one egg obtained during artificial propagation of about 1.07 mg and by Adamkova-Stibranyiova et al. (1999) of 1.00 mg. In the case of the related but smaller loaches, the oocyte diameter is slightly similar, i.e., for *M. anguillicaudatus* it ranges from 0.72 to 0.85 mm (Suzuki 1983; Zheng 1985), for *Misgurnus mizolepis* it measures on average 1.10 mm (Kim et al. 1987), for stone loach: 0.85 to 0.96 mm (Mills et al. 1983; Mills & Eloranta 1985; Saat et al. 2003) and for *Cobitis taenia* on average 1.14 mm (Bohlen 1998). In the present

study, the observed average size of unspawned oocytes from females from the Południowy canal (0.99 mm) and Nowy Rów canal (0.91 mm) were smaller than in the River Ner (1.16 mm). Consequently, the average weight of eggs in the River Ner (1.51 mg) was almost twice as high as in the Południowy and Nowy Rów canals (0.78 and 1.1 mg, respectively). The average egg diameter and weight may vary during one individual season and between populations (Drozd et al. 2009). Two groups of oocyte sizes were observed in the ovaries of females from both canals and river. In the canals large, mature oocytes were typical. The dominance of mature oocytes in the gonads may indicate that all eggs were to be released once during the spawning season, suggesting a lack of batch spawning. In contrast, in the River Ner both size classes of oocytes were equally numerous. This difference may indicate another physiological response (at the mating system level) as an investment in iteroparity (Warner 1998), potentially leading to higher lifetime reproductive success.

Differences in reproductive traits of the weatherfish inhabiting the three watercourses presented in this study may have many reasons, but most probably is high level of pollution in aquatic ecosystems. The relatively large number of chemicals polluting the environment is the cause of numerous problems arising from their physiological side effects. The main elements are industrial chemicals, pharmaceuticals and endocrine-disrupting chemicals (EDCs), such as steroid compounds, including natural products, as well as their synthetic forms, which are widely used in the form of oral birth-control pills and in human disease therapy (Pojana et al. 2004; Wang et al. 2018). Despite their usual low concentrations in open waterbodies they have been classified as a potential environmental factor affecting the metabolic processes of living organisms (Vallejo-Rodríguez et al. 2018). EDCs increase the risk of disruption to the reproductive biology of vertebrates (Lange et al. 2012), directly impacting the fertility of fish and contributing to the decline of some fish species (Kim et al. 1997; Jobling et al. 2003, 2006; Mills & Chichester 2005; Lü et al. 2012). Common effects of oestrogen exposure include increased oestrogen and vitellogenin concentrations in plasma, reduced gonad development and disruption of gonad function. Steroid oestrogens also contribute to changes in the ratio of reproductive cell types, pathological changes in gonads, decreased sperm counts and, consequently, to a reduction in fertility. They might also cause changes to male secondary sex characteristics and potentially leading to the complete feminization of males (Leet et al. 2011; Huang et al. 2016; Hassell et al. 2016; Czarny et al. 2017), changes

in sexual behaviour (Dammann et al. 2011; Reyhanian et al. 2011) and ultimately contributing to local extinctions (Czarny et al. 2017). The study conducted by Kim et al. (1997) shows that in related species, such as the *M. mizolepis*, higher concentrations and/or longer exposure to oestrogen 17 β -oestradiol (E2) can alter the sex ratio of young individuals. In addition to significant classical feminizing effects, morphological changes within the ovaries and size and morphology of the pectoral fins, being the expression of sexual dimorphism in weatherfish, were also observed by Kim et al. (1997), which also contradicts our observations. The presence of oestrogens in the water, which as Mills et al. (2003) reported, not only affects gamete quality, but are also responsible for decreases in the amount of eggs and sperm produced by fish. Reduced fertility after exposure to oestrogens, particularly to 17 α -ethynylloestradiol (EE2) has also been observed by Voisin et al. (2016). Considering that the River Ner is associated with a large urban agglomeration, the level of pollution, including EDCs, is higher than in the case of the other two watercourses, which are located in rural, non-urbanized areas with a lower potential to generate pollution (Table I, Pyrzanowski, unpublished data). This assumption however, requires detailed study on the possible impact of endocrine-disrupting chemicals, especially oestrogenic steroids, on endangered weatherfish populations and contributing therefore to the better understanding of the impact of pollutant on fish life history traits in general.

Acknowledgements

Special thanks are extended to C. Smith from Nottingham Trent University (UK) for English correction and the useful suggestions on an earlier version of this manuscript. We are greatly indebted to S. Szklarek from European Regional Centre for Ecohydrology of the Polish Academy of Sciences for water sample analysis. We also thank two anonymous reviewers for valuable improvements to the manuscript. The weatherfish is protected in Poland, therefore all procedures were carried out under permission from the Local Ethics Committee (66/LB729/2014) and the Regional Directorate of Environmental Protection (WPN-II.6401.268.2014.KW2).

Additional information

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

References

- Adamkova-Stibranyiova I, Adamek Z, Sutovsky I. 1999. A comparative study on the induced spawning in female loach (*Misgurnus fossilis*) by means of single and double pituitary injection technique. Czech Journal of Animal Science 44:403–407.
- Bagenal TB. 1978. Aspect of fish fecundity. In: Gerking SD, editor. Ecology of freshwater fish production. Oxford, UK: Blackwell Scientific Publications. pp. 75–101.
- Berg LS. 1949. Freshwater fishes of the USSR and neighbouring countries. Moskva-Leningrad: Izdatel'stvo Akademii Nauk SSSR.
- Bhattacharya CG. 1967. A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. Biometrics 23:115–135. DOI: 10.2307/2528285.
- Blackwell BG, Brown ML, Willis DW. 2000. Relative weight (Wr) status and current use. Fisheries Assessment and Management Reviews in Fisheries Science 8:1–44. DOI: 10.1080/10641260091129161.
- Bohlen J. 1998. Differences in clutch size, egg size and larval pigmentation between *Cobitis taenia* and *C. bilineata* (Cobitidae). Italian Journal of Zoology 65(Suppl):219–221. DOI: 10.1080/11250009809386817.
- Bohlen J, Ritterbusch D. 2000. Which factors affect sex ratio of spined loach (genus *Cobitis*) in Lake Müggelsee? Environmental Biology of Fishes 59:347–352. DOI: 10.1023/A:1007695703991.
- Bohlen J, Šlechtová V, Doadrio I, Ráb P. 2007. Low mitochondrial divergence indicates a rapid expansion across Europe in the weather loach, *Misgurnus fossilis* (L.). Journal of Fish Biology 71:186–194. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2007.01547.x.
- Bolger T, Connolly PP. 1989. The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. Journal of Fish Biology 34:171–182. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1989.tb03300.x.
- Boroń A, Kotusz J, Przybylski M. 2002. Spined loach, golden spined loach, weatherfish, stone loach. Olsztyn: Wydawnictwo IRŚ.
- Czarny K, Szczukocki D, Krawczyk B, Zieliński M, Miękoś E, Gadzała-Kopciuch R. 2017. The impact of estrogens on aquatic organisms and methods for their determination. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 47 (11):909–963. DOI: 10.1080/10643389.2017.1334458.
- Dammann AA, Shappell NW, Bartell SE, Schoenfuss HL. 2011. Comparing biological effects and potencies of estrone and 17β-estradiol in mature fathead minnows, *Pimephales promelas*. Aquatic Toxicology 105:559–568. DOI: 10.1016/j.aquatox.2011.08.011.
- Drozd B, Flajšhans M, Ráb P. 2010. Sympatric occurrence of triploid, aneuploid and tetraploid weatherfish *Misgurnus fossilis* (Cypriniformes, Cobitidae). Journal of Fish Biology 77 (9):2163–2170. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2010.02794.x.
- Drozd B, Kouril J, Blaha M, Hamackova J. 2009. Effect of temperature on early life history in weatherfish, *Misgurnus fossilis* (L. 1758). Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 04. DOI: 10.1051/kmae/2009010.
- E.U. 1992. Council directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and wild fauna and flora. Official Journal of the European Union L206. Strasbourg, Germany. pp. 1–66. Available: <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:EN:PDF>
- Fechhelm RG, Griffiths WB, Wilson WJ, Gallaway BJ, Bryan JD. 1995. Intra- and interseasonal changes in the relative condition and proximate body composition of broad whitefish from the Prudhoe Bay Region of Alaska. Transactions of the American Fisheries Society 124:508–519. DOI: 10.1577/1548-8659(1995)124<0508:IAICIT>2.3.CO;2.
- Freyhof J, Brooks E. 2011. European red list of freshwater fishes. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Gayanilo FC Jr., Sparre P, Pauly D. 2005. FAO-ICLARM stock assessment tools II (FISAT II). Revised version. User's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 8. Rome: FAO.
- Geldhauser F. 1992. The controlled multiplication of the weatherfish (*Misgurnus fossilis* L.). Fischer & Teichwirt 43(1):2–6.
- Hartvich P, Lusk S, Rutkayová J. 2010. Threatened fishes of the world: *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758) (Cobitidae). Environmental Biology of Fishes 87:39–40. DOI: 10.1007/s10641-009-9564-6.
- Hassell K, Pettigrove V, Beresford N, Jobling S, Kumar A. 2016. No evidence of exposure to environmental estrogens in two feral fish species sampled from the Yarra River, Australia: A comparison with Northern Hemisphere studies. Ecotoxicology and Environmental Safety 131:104–117. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2016.05.004.
- Huang GY, Liu YS, Chen XW, Liang YQ, Liu SS, Yang YY, Hu LX, Shi WJ, Tian F, Zhao JL, Chen J, Ying GG. 2016. Feminization and masculinization of western mosquitofish (*Gambusia affinis*) observed in rivers impacted by municipal wastewaters. Scientific Reports. DOI: 10.1038/srep20884.
- Jakubowski M. 1958. The structure and vascularization of the skin of the pond-loach (*Misgurnus fossilis* L.). Acta Biologica Cracoviensia 1:113–127.
- Javahery S, Nekoubim H, Moradlu AH. 2012. Effect of anaesthesia with clove oil in fish (review). Fish Physiology and Biochemistry 38:1545–1552. DOI: 10.1007/s10695-012-9682-5.
- Jobling S, Casey D, Rodgers-Gray T, Oehlmann J, Schulte-Oehlmann U, Pawlowski S, Baunbeck T, Turner AP, Tyler CR. 2003. Comparative responses of molluscs and fish to environmental estrogens and an estrogenic effluent. Aquatic Toxicology 65:205–220. DOI: 10.1016/S0166-445X(03)00134-6.
- Jobling S, Williams R, Johnson A, Taylor A, Gross-Sorokin M, Nolan M, Tyler CR, Van Aerle R, Santos E, Brighty G. 2006. Predicted exposures to steroid estrogens in U.K. rivers correlate with widespread sexual disruption in wild fish populations. Environmental Health Perspectives 114 (1):32–39. DOI: 10.1289/ehp.8050.
- Kim DS, Nam YK, Jo J-Y. 1997. Effect of oestradiol-17β immersion treatments on sex reversal of mud loach, *Misgurnus mizolepis* (Günther). Aquaculture Research 28:941–946. DOI: 10.1111/j.1365-2109.1997.tb01019.x.
- Kim YU, Park YS, Kim DS. 1987. Development of eggs, larvae and juveniles of loaches, *Misgurnus mizolepis* Günther. Bulletin of the Korean Fisheries Society 20(1):16–23.
- Kostromarova AA. 1991. The loach – *Misgurnus fossilis*. In: Dettlaff TA, Vassetzky SG, editors. Animal species for developmental studies. New York and London: Consultants Bureau. pp. 125–144.
- Kostrzewa J. 1999. Chance for the River Ner. Aura 12:16–17.

- Kottelat M, Freyhof J. 2007. Handbook of European freshwater fishes. Switzerland and Berlin, Germany: Cornol.
- Kouril J, Hamackova J, Adamek Z, Sukop I, Vachta R. 1996. The artificial propagation and culture of young weatherfish (*Misgurnus fossilis* L.). In: Kirchhofer A, Hefti D, editors. Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Basel: Birkhäuser Verlag. pp. 305–310.
- Lange A, Katsu Y, Miyagawa S, Ogino Y, Urushitani H, Kobayashi T, Hirai T, Shears JA, Nagae M, Yamamoto J, Ohnishi Y, Oka T, Tatarazako N, Ohta Y, Tyler CR, Iguchi T. 2012. Comparative responsiveness to natural and synthetic estrogens of fish species commonly used in the laboratory and field monitoring. *Aquatic Toxicology* 109:250–258. DOI: [10.1016/j.aquatox.2011.09.004](https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.09.004).
- Le Cren ED. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *The Journal of Animal Ecology* 20:201–219. DOI: [10.2307/1540](https://doi.org/10.2307/1540).
- Leet JK, Gall HE, Sepúlveda MS. 2011. A review of studies on androgen and estrogen exposure in fish early life stages: Effects on gene and hormonal control of sexual differentiation. *Journal of Applied Toxicology* 31(5):379–398. DOI: [10.1002/jat.1682](https://doi.org/10.1002/jat.1682).
- Lü XF, Liu FY, Zhou XP, Zhou QF, Deng YL. 2012. Effects of cadmium, 17 β -estradiol and their interaction in the male Chinese loach (*Misgurnus anguillicaudatus*). *Chinese Science Bulletin* 57:858–863. DOI: [10.1007/s11434-011-4708-4](https://doi.org/10.1007/s11434-011-4708-4).
- Mazurkiewicz J. 2012. Weatherfish *Misgurnus fossilis* Linnaeus, 1758. In: Makomaska-Juchiewicz M, Baran P, editors. Monitoring of animal species. Methodological guide. Vol. 3. Warszawa: GIOŚ. pp. 264–275.
- Meyer L, Hinrichs D. 2000. Microhabitat preferences and movements of the weatherfish, *Misgurnus fossilis*, in a drainage channel. *Environmental Biology of Fishes* 58(3):297–306. DOI: [10.1023/A:1007681313916](https://doi.org/10.1023/A:1007681313916).
- Mills CA, Eloranta A. 1985. Reproductive strategies in the stone loach *Noemacheilus barbatulus*. *Oikos* 44(2):341–349. DOI: [10.2307/3544709](https://doi.org/10.2307/3544709).
- Mills CA, Welton JS, Rendle EL. 1983. The age growth and reproduction of the stone loach *Noemacheilus barbatulus* in a Dorset, England, UK chalk stream. *Freshwater Biology* 13:283–292. DOI: [10.1111/j.1365-2427.1983.tb00678.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1983.tb00678.x).
- Mills LJ, Chichester C. 2005. Review of evidence: Are endocrine-disrupting chemicals in the aquatic environment impacting fish populations? *Science of the Total Environment* 343:1–34. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2004.12.070](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.12.070).
- Mills LJ, Gutjahr-Gobell RE, Horowitz DB, Denslow ND, Chow MC, Zarogian GE. 2003. Relationship between reproductive success and male plasma vitellogenin concentrations in cunner, *Tautoglabrus adspersus*. *Environmental Health Perspectives* 111(1):93–100. DOI: [10.1289/ehp.5531](https://doi.org/10.1289/ehp.5531).
- Mosiej J, Komorowski H, Karczmarczyk A, Suska A. 2007. Effect of pollutants discharged from Łódź conurbation on quality of water in Ner and Warta rivers. *Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circumiectus* 6(2):19–30.
- Mousavi Sabet H, Kamali A, Soltani M, Bani A, Esmaili HR, Rostami H, Vatandoust S, Moradkhani Z. 2011. Age, reproduction, and fecundity of a population of *Cobitis* sp. (Actinopterygii: Cypriniformes: Cobitidae) from the Babolrud River in the southern Caspian Sea basin. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria* 41(2):117–122. DOI: [10.3750/AIP2011.41.2.07](https://doi.org/10.3750/AIP2011.41.2.07).
- Opalatenko LK. 1974. On the morphological characteristics (Cobitidae) Verchnevo Dniestr. *VestZool* 6:56–62.
- Pekarik L, Kosco J, Kosuthova L, Kosuth P. 2008. Coenological and habitat affinities of *Cobitis elongatoides*, *Sabanejewia balcanica* and *Misgurnus fossilis* in Slovakia. *Folia Zoologica* 57(1–2):172–180.
- Penczak T, Kruk A, Grabowska J, Śliwińska A, Koszaliński H, Zięba G, Tybulczuk S, Galicka W, Marszał L. 2010. Influence of gradual improvement in water quality on the regeneration of fish fauna in the Ner river. *Roczniki Naukowe PZW*. 23:97–117.
- Podubski V, Štedronský E. 1954. Contribution to the biology of the weatherfish (*Misgurnus fossilis* L.). *SB Csazv* 27:333–336.
- Pojana G, Bonfa A, Busetti F, Collarin A, Marcomini A. 2004. Estrogenic potential of the Venice, Italy, lagoon waters. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(8):1874–1880. DOI: [10.1897/03-222](https://doi.org/10.1897/03-222).
- Pyrzanowski K, Zięba G, Dukowska M, Smith C, Przybylski M. 2019. The role of detritivory as a feeding tactic in a harsh environment – A case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*). *Scientific Reports* 9(1). DOI: [10.1038/s41598-019-44911-y](https://doi.org/10.1038/s41598-019-44911-y).
- Pyrzanowski K, Zięba G, Przybylski M. 2015. Artificial drainage ditches as undervalued habitats of threatened fish species – A case of weatherfish *Misgurnus fossilis* in the Natura 2000 site 'Pradolina Bzury-Neru PLH100006'. *Chronmy Przyrode Ojczysta* 71:266–272.
- Pyrzanowski K, Zięba G, Przybylski M. 2020. Endangered weatherfish (*Misgurnus fossilis*) age and growth is affected by the size of the watercourses. *Journal of Vertebrate Biology* (Folia Zoologica) 69(1). DOI: [10.25225/jvb.19041](https://doi.org/10.25225/jvb.19041).
- Raicu P, Taisescu E. 1972. *Misgurnus fossilis*, a tetraploid fish species. *Journal of Heredity* 63:92–94. DOI: [10.1093/oxford-journals.jhered.a108240](https://doi.org/10.1093/oxford-journals.jhered.a108240).
- Reyhani N, Volkova K, Hallgren S, Bollner T, Olsson P-E, Olsén H, Hällström IP. 2011. 17 α -Ethinyl estradiol affects anxiety and shoaling behavior in adult male zebra fish (*Danio rerio*). *Aquatic Toxicology* 105(1–2):41–48. DOI: [10.1016/j.aquatox.2011.05.009](https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.05.009).
- Ricker WE. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 191:1–382.
- Saat T, Lauringson G, Lees J. 2003. Reproduction of the stone loach, *Barbatula barbatula* (L.) in Estonia. *Folia Biologica* 51:193–197.
- Smith C, Wootton JR. 2016. The remarkable reproductive diversity of teleost fishes. *Fish and Fisheries* 17:1208–1215. DOI: [10.1111/faf.12116](https://doi.org/10.1111/faf.12116).
- Stearns SC. 1992. The evolution of life histories. Oxford: Oxford University Press.
- Suzuki R. 1983. Multiple spawning of the cyprinid loach, *Misgurnus anguillicaudatus*. *Aquaculture* 31:233–243. DOI: [10.1016/0044-8486\(83\)90315-0](https://doi.org/10.1016/0044-8486(83)90315-0).
- Vallejo-Rodríguez R, Sánchez-Torres PB, López-López A, León-Becerril E, Murillo-Tovar M. 2018. Detection of steroids in tap and drinking water using an optimized analytical method by gas chromatography – Mass spectrometry. *Exposure and Health* 10:189–199. DOI: [10.1007/s12403-017-0254-x](https://doi.org/10.1007/s12403-017-0254-x).
- Verreycken H, Van Thuyne G, Belpaire C. 2011. Length-weight relationships of 40 freshwater fish species from two decades of monitoring in Flanders (Belgium). *Journal of Applied Ichthyology* 27:1416–1421. DOI: [10.1111/j.1439-0426.2011.01815.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01815.x).
- Voisin A-S, Fellous A, Earley RL, Silvestre F. 2016. Delayed impacts of developmental exposure to 17 α -ethinylestradiol in the self-fertilizing fish *Kryptolebias marmoratus*. *Aquatic Toxicology* 180:247–257. DOI: [10.1016/j.aquatox.2016.10.003](https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.10.003).
- Wang S, Zhu Z, He J, Yue X, Pan J, Wang Z. 2018. Steroidal and phenolic endocrine disrupting chemicals (EDCs) in surface water of Bahe River, China: Distribution, bioaccumulation, risk assessment and estrogenic effect on *Hemiculter leuciscus*.

- Environmental Pollution 243:103–114. DOI: [10.1016/j.envpol.2018.08.063](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.063).
- Warner RR. 1998. The role of extreme iteroparity and risk avoidance in the evolution of mating systems. *Journal of Fish Biology* 53(sA):82–93. DOI: [10.1111/j.1095-8649.1998.tb01019.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1998.tb01019.x).
- Wilson K, Hardy ICW. 2002. Statistical analysis of sex ratios: An introduction. In: Hardy ICW, editor. *Sex ratios: Concepts and research methods*. Cambridge: Cambridge University Press. pp. 48–92.
- Wootton RJ. 1998. *Ecology of teleost fishes*. London: Chapman and Hall.
- Wootton RJ, Elvira BB. 2000. Life-history evolution biology and conservation of fish: Introductory note. *Ecology of Freshwater Fish* 9:90–91. DOI: [10.1034/j.1600-0633.2000.90110.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2000.90110.x).
- Wootton RJ, Smith C. 2015. *Reproductive biology of teleost fishes*. Oxford: Wiley-Blackwell.
- Zar JH. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, NJ: Englewood Cliffs.
- Zheng WB. 1985. Observations on the embryonic and larval development of *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor). *Journal of Fisheries of China Shui Chan Xue Bao* 9(1):37–47.

Pyrzanowski K., Zięba G., Dukowska M., Smith C., Przybylski M. 2019. **The role of detritivory as a feeding tactic in harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*)**. Scientific Reports 9:8467. doi:10.1038/s41598-019-44911

SCIENTIFIC REPORTS

OPEN

The role of detritivory as a feeding tactic in a harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*)

Kacper Pyrzanowski¹, Grzegorz Zięba¹, Małgorzata Dukowska¹, Carl Smith^{1,2,3} & Mirosław Przybylski¹

The weatherfish (*Misgurnus fossilis*) is a species that is tolerant of unfavourable environmental conditions and can survive low dissolved oxygen concentrations and high water temperatures. Although this species occurs across almost the whole of Europe, and is protected in many countries, relatively little is known regarding its ecology. To determine the diet of weatherfish, 120 individuals from an artificial drainage canal in central Poland were collected in two seasons (spring and late summer) with contrasting abiotic condition (oxygen concentration, water temperature and transparency). Analysis of gut fullness showed that weatherfish consumed a greater quantity of food in spring (0.92 ± 0.90) compared with summer (0.20 ± 0.26). Contrary to other cobitid taxa, weatherfish fed actively during daytime in both seasons. An estimate of the importance of each dietary component indicated that the most important food categories were chironomids, copepods, *Asellus aquaticus* and detritus. SIMPER analysis indicated that these four categories together constituted over 65.8% of cumulative dissimilarity in the diet between seasons. Additionally, trophic niche breadth differed significantly between seasons. The study demonstrated that the weatherfish is an opportunistic feeder, consuming large quantities of detritus despite possessing a gut morphology that is atypical of a detritivore. The quantity of detritus in the gut of weatherfish was positively associated with fish total length and varied seasonally, with a greater quantity of detritus in the diet in late summer. These results demonstrate the importance of detritus as a source of energy, particularly during periods of scarcity of alternative prey categories.

In the temperate zone, freshwater ecosystems are characterized by natural variation in environmental conditions resulting, *inter alia*, from climate seasonality^{1,2}. In shallow ponds, rivers or canals, naturally variability in environmental parameters can be extreme, sometimes with negative consequences for aquatic fauna and potentially causing population declines or extinction^{3,4}. In drainage canals, high water flow and high dissolved oxygen concentrations associated with elevated rainfall and snowmelt are usually observed in spring. In the summer, canals accumulate detritus and become overgrown with vegetation, decreasing dissolved oxygen concentrations⁵. Low oxygen concentrations also result from elevated water temperature, accompanied by an increase in water conductivity and decomposition of organic sediments on the substrate^{6,7}. Under these conditions there is often a decrease in macroinvertebrate biomass, mainly as a consequence of the loss of oxygen-sensitive taxa and thereby a scarcity of the food resources for fish^{8–10}. Drainage canals are often populated by macroinvertebrate and fish with special adaptations that permit them to survive the sometimes harsh environment^{11,12}. Under these conditions fish may switch from one food resource to other, comprising less preferred items, as a result of changes in food availability¹³.

One of the few European fish species that can tolerate conditions in drainage canals is the weatherfish, *Misgurnus fossilis* (L.), which is able to survive low oxygen tensions (hypoxia) due to its capacity for cutaneous

¹Department of Ecology and Vertebrate Zoology, University of Łódź, Łódź, Poland. ²Institute of Vertebrate Biology, Academy of Sciences of the Czech Republic, Brno, Czech Republic. ³School of Biology and Bell-Pettigrew Museum of Natural History, University of St Andrews, St Andrews, UK. Correspondence and requests for materials should be addressed to K.P. (email: kacper.pyrzanowski@biol.uni.lodz.pl)

respiration and ability to perform oxygen uptake via its gut¹⁴. *M. fossilis* is a small, benthic freshwater cobitid, native to almost all of Europe. It inhabits stagnant freshwaters, such as oxbow lakes and ponds, as well as slow-flowing rivers, canals and drainage ditches that are overgrown with dense vegetation¹⁵. This fish species usually occurs on a sandy substrate covered with a thick layer of mud and organic matter^{16,17}. The weatherfish is believed to be a nocturnal omnivore, feeding chiefly on insect larvae, small crustaceans and molluscs as well as on detritus¹⁵. Despite its unspecialized habitat and feeding requirements and adaptations to poor water quality, it has declined in many regions^{16,18}. As a consequence, the weatherfish was listed under Annex II of the EU Council Directive 92/43/EEC, representing a species of European Community concern¹⁹ and was subsequently included in numerous governmental Red Lists of endangered and protected fishes throughout Europe¹⁸, including Poland²⁰. In Europe, the weatherfish has been classified as a low concern species (LC)²¹, though its threat level might be considered to be higher due to its low genetic diversity²².

In light of the limited understanding of weatherfish life history, the aim of the present study was to assess its feeding activity and diet composition in two seasons characterized by contrasting environmental conditions. Thus, the study examined temporal variation in environmental conditions and food availability between two distinct periods to assess how these changes were reflected in the diet composition and feeding patterns of weatherfish. Three specific questions were addressed: (1) whether there is a diel feeding activity in weatherfish; (2) whether there is a seasonal pattern in diet composition, and (3) whether detritus makes a significant contribution to the diet, and whether this varies seasonally.

Materials and Methods

Study site. The study was conducted in the Południowy canal, situated on a tributary of the River Bzura (51° 13'14.86"N, 19°48'03.62"E). The canal is 6.5 km long, with an average slope of 0.41‰. The channel is approximately 3 m wide with an average depth of 0.3 m (upper section) to 0.8 m (outlet). The substrate was dominated by sand covered with a thick layer of organic matter. The entire length of the watercourse was overgrown with submerged and emergent vegetation. The banks were covered with reeds and sedges, which together with isolated trees along both banks gave partial shade to the channel. The canal is part of a drainage network of the Natura 2000 Bzura-Ner glacial valley (PLH100006). This area has recently been recognized as a site of high weatherfish abundance in Poland²³. Previous data show that weatherfish have been abundant in this water network^{24–26}.

Sample collection and processing. A total of 120 weatherfish (mean total length TL = 124 mm, range 87–205 mm), were collected in August 2014 and May 2015 (56 and 64 individuals, respectively) by electrofishing (EFGI 650, BSE Bretschneider Specialelektronik, Germany). Groups of 14–16 fish were collected at 6-h intervals over a 24-h period; at 06.00, 12.00, 18.00 and 00.00. After capture, fish were immediately euthanized with an overdose of clove oil²⁷ and preserved in 4% buffered formaldehyde. The weatherfish is protected in Poland, therefore all procedures were carried out under permission from the Local Ethics Committee (66/ŁB729/2014) and the Regional Directorate of Environmental Protection (WPN-II.6401.268.2014.KW2).

In the laboratory all specimens were measured for total length (TL) to the nearest 1 mm and weighed (W) to the nearest 10 mg. The alimentary tracts of each specimen were removed and measured (AtL) to the nearest 1 mm. Linear regression was used to model the relationship between length of alimentary tract and fish total length. Gut contents were weighed to the nearest 1 mg and stored in glycerine. Food items were subsequently identified to the lowest practical taxon; i.e. to order, family or species and/or genus where possible, under a stereomicroscope (Nikon SMZ1000, Japan) and counted. The total number and estimated weight of each prey type were recorded for each fish specimen.

The fullness coefficient (FC), calculated as the percentage of gut content wet weight and fish weight was used to investigate diel feeding activity of weatherfish. One-way analysis of variance (ANOVA I) with Bonferroni *post-hoc* test²⁸ were used to determine whether the gut fullness values were significantly different over a diel cycle.

Prey items were combined by taxon and quantified by the frequency of occurrence (%F) and percentage of biomass (%B)²⁹. For each food category the index of importance (IRI) was calculated³⁰ and its standardized value (%IRI)³¹ estimated as:

$$IRI_i = 100 \times HI_i \times HI_i^{-1}, \text{ where: } HI_i = \%F_i + \%B$$

$$\%IRI_i = 100 \text{ } IRI_i / \Sigma IRI_i$$

where IRI_i is the IRI value for each prey category of prey i and ΣIRI_i is the total IRI for all prey categories.

Differences in weatherfish diet between seasons were analysed using a one-way permutation analysis of similarity (ANOSIM, Bray-Curtis similarity coefficient)³². ANOSIM is analogous to an ANOVA procedure, with a non-parametric permutation applied to a rank similarity matrix of samples³². In this procedure, the R statistic provides an absolute measure of how groups are separated. Generally, R values lies between 0, when groups are indistinguishable, and +1, when all similarities within groups are less than the similarity between groups³³. The similarity percentage procedure (SIMPER)³² was used to identify which prey taxa were most likely responsible for the patterns detected by ANOSIM. SIMPER provided the average dissimilarities between the fish samples and identified the prey categories that made the greatest contributions to any dissimilarity. All multivariate techniques for analysing diet data were conducted using the PAST v3.15 software³⁴. Food niche width of weatherfish in different seasons was calculated as trophic diversity indices, Levin's (B) and Shannon-Wiener's (H'), and their standardized forms (evenness indices), B_e and J' , respectively defined as:

$$B = 1/\sum p_i^2; H' = -\sum p_i \ln p_i;$$

$$B_a = (B - 1)/(S - 1);$$

$$J' = H'/\ln S$$

where p_i is the biomass proportion of a given food category in the total biomass of all food categories, and S is the number of food categories. For all the indices, average values and their standard errors were obtained using the jack-knife technique³⁵.

The correlation between detritus abundance (%DA) in the gut of weatherfish and abundance of the other food categories abundance was examined by the Spearman rank correlation coefficient (rs).

The proportion (arcsin transformed) of detritus (DA_i) in the alimentary tract was modelled for individual weatherfish i as a function of fish total length (TL) and collection season ($season$) using a Gaussian GLM. The model was specified as:

$$DA_i \sim N(\mu_i, \sigma^2)$$

$$E(DA_i) = \mu_i \text{ and } var(DA_i) = \sigma^2$$

$$\mu_i = b_1 + b_2 \times TL_i \times b_3 \times season_i$$

Prior to analysis a data exploration was undertaken to examine the data for outliers in the response and explanatory variables and for zero inflation in the explanatory variable³⁶. The model was fitted using R (version 3.5.2)³⁷.

Results

The environmental conditions in the Południowy canal varied seasonally (Table 1). The physical and chemical parameters of the water; i.e. dissolved oxygen and saturation, temperature, conductivity and pH, differed between spring (May) and late summer (August) (Table 1). In particular, dissolved oxygen concentrations in May were over 12 mg l^{-1} , while they never exceeded 3 mg l^{-1} in August (Table 1). Moreover, this parameter showed a clear diel pattern of variation with the highest oxygen dissolved concentration observed during daylight hours (with a peak at 18.00) falling to less than 2 mg l^{-1} during the night (Fig. 1). There were also significant differences in the food base, which constitutes the potential prey of weatherfish (PERMANOVA; pseudo $F = 4.76$, $p < 0.001$). Weatherfish consumed more food in May, when the average gut fullness coefficient (FC) was 0.92 ± 0.90 (mean $\pm$ SD), compared with August (0.20 ± 0.26). In both seasons fish showed a significant diel pattern in feeding activity (May: $F_{3,60} = 3.33$, $p = 0.025$; August: $F_{3,52} = 2.84$, $p = 0.047$). In May the highest FC values were observed at noon and differed significantly from the values in the afternoon (i.e. 18.00). There was no difference in FC values at 06.00 and midnight (Bonferroni *post-hoc* test, $p < 0.05$) (Fig. 2). In contrast with the pattern in May, multiple comparisons of FC in August failed to show any significant diel pattern of feeding (Fig. 2). In August a high proportion of fish were found to have empty alimentary tracts; of the 120 weatherfish examined, 27 had an empty gut. Specimens with empty alimentary tracts were recorded primarily during daylight (14 fish), but also during darkness (7). In May, only 5 individuals with an empty gut were recorded and all at night. The proportion of fish with an empty gut was lower in May ($f_M = 0.078$) than August ($f_A = 0.375$) ($p = 0.033$).

The analysis of alimentary tract contents showed that in May, among 22 food categories, weatherfish fed primarily on chironomids, copepods, *Asellus aquaticus* and detritus, the latter contributing 10% of diet content with a frequency of occurrence over 39% (Table 2). Estimates of IRI values also indicated that detritus was the most important dietary component for weatherfish (Table 2). However, other constituents of the diet; such as ostracods, chydorids, beetle larvae, gastropods and plant material, were also consumed frequently (29%), but with lower abundance (from 3.4 to 5.0% in diet composition). The other 12 food categories identified in the diet can be considered as unimportant food resources (Table 2). In August the diet composition was much more restricted and chironomids and detritus were the main food sources for weatherfish. Although both these food categories showed relatively high IRI values, they were lower than in May (Table 2).

The diet composition and importance of food items differed markedly between seasons (ANOSIM: R-statistic = 0.41, $p < 0.001$). SIMPER analysis showed that dissimilarity in the diet composition of fish sampled in May and August were attributable to detritus, chironomid larvae, *A. aquaticus* and copepods (Table 2). These four categories together constituted over 65.8% of cumulative dissimilarity in weatherfish diet between seasons.

Seasonal differences in diet composition corresponded with niche breadths (Table 3). All indices differed significantly between seasons but, on average, Levin's (B) and Shannon-Wiener's (H') indices were 2–3 times larger in May than in August. Only their standardised forms; i.e. evenness indices (B_a and J') showed smaller, but still significant, seasonal differences.

The amount of detritus in the diet was not positively correlated with the abundance of other food categories (Table 4). Negative correlations were found in the quantity of different categories of benthic prey eaten; i.e. chironomid larvae and *A. aquaticus*, as well as typical planktonic groups; i.e. copepods and cladocerans (Table 4). These results imply that detritus was a source of food taken intentionally and independently from the other food items.

Trait	Month	Mean	Min	Max	SD	Mann – Whitney test	
						Z	p
Saturation (O ₂ %)	May	69.2	10.9	134.3	45.151	3.360	0.00078
	August	>0.1	>0.1	0.23	0.066		
Oxygen concentration (mgO ₂ l ⁻¹)	May	6.8	1.14	12.9	4.285	3.116	0.00183
	August	0.8	0.4	2.8	0.826		
Water temperature (°C)	May	15.5	13.8	17.2	1.196	-3.313	0.00092
	August	21.7	20.6	23.5	1.078		
Conductivity (mS cm ⁻¹)	May	1085.1	1066.0	1103.0	12.495	3.313	0.00092
	August	848.9	841.0	855.0	5.357		
pH	May	7.6	7.5	7.8	0.125	3.311	0.00093
	August	7.1	6.8	7.2	0.114		

Table 1. Habitat characteristics of the Południowy canal during two seasons (May and August).

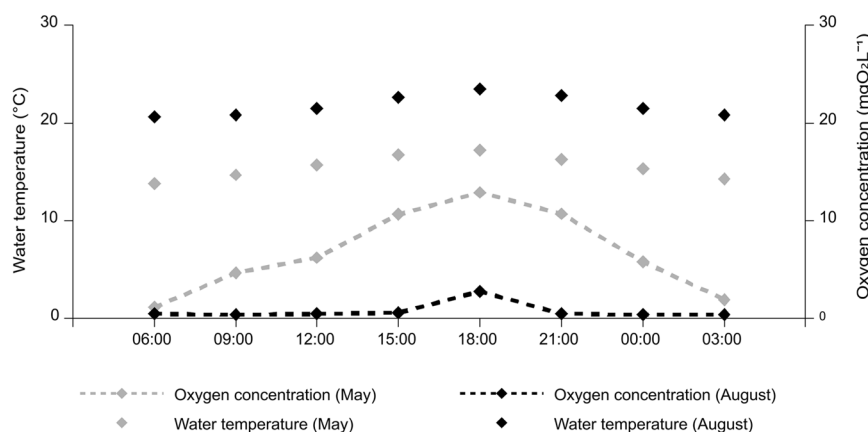


Figure 1. Oxygen concentration mg O₂ l⁻¹ and water temperature (°C) in two seasons (May and August) over a full diel cycle at time intervals between 06.00–03.00 in the Południowy canal.

The amount of detritus in the gut of weatherfish differed significantly between seasons ($t = 5.674$, $df = 56$, $p < 0.001$). In May the average proportion of detritus (arcsine transformed data) was lower than in August (13.70 ± 3.70 and 36.14 ± 6.01 , respectively). The amount of detritus consumed by weatherfish showed strong temporal dependency, varying with season, and also as a function of fish size, at least in May (Fig. 3). Notably, the GLM model showed a significant interaction between fish TL and season in the proportion of detritus consumed (Table 5). Thus, while there was a strong positive relationship between TL and detritus consumption in May, this was not the case in August (Fig. 3).

In weatherfish the relationship between alimentary tract length (AtL) and fish size (TL) was linear and took the form: $AtL = 0.499 (0.011) \times TL - 3.919 (1.345)$; $r_a^2 = 0.950$, $n = 120$, $p < 0.001$. A power relationship gave a slightly poorer fit to the data ($r_a^2 = 0.937$), but the estimated slope ($\pm s.e.$) (1.058 ± 0.025) indicated that the relationship was slightly positively allometric; i.e. $b > 1$ ($t = 2.318$, $df = 118$, $p = 0.022$). There was no difference in the slopes of the regression of alimentary tracts length on total length between seasons ($F_{1,118} = 2.404$; $p = 0.077$).

Discussion

Our results demonstrated a distinct diel pattern to weatherfish feeding activity. Among loach species, diel feeding activity has been demonstrated in stone loach (*Barbatula barbatula*)³⁸, spined loach (*Cobitis taenia*)³⁹ and golden loach (*Sabanejewia aurata*)⁴⁰. All species show nocturnal activity with a peak of feeding during the night. In contrast, weatherfish appear to feed actively throughout the day with the highest feeding activity during daylight hours. Under relatively benign oxygen conditions at the study site during May, the peak of fish feeding activity occurred during the period of the greatest light intensity and highest dissolved oxygen concentration. In August, weatherfish showed similar feeding activity throughout the day, but with a small increase in feeding activity during the night, coinciding with a decrease in water temperature. Fish diel activity can be plastic, changing with endogenous circadian mechanisms as well as environmental factors, such as light intensity, temperature or season⁴¹. Nocturnal feeding in stream fish is generally considered as predator avoidance behavior⁴². A reduction in feeding activity can be caused by a scarcity of food and the impact of unfavourable oxygen and temperature conditions, which are the main factors that affect feeding⁴³. In August, when the water surface at the study site was covered by dense vegetation, light penetration was limited and dissolved oxygen concentration reduced and a diel feeding pattern was not observed. Kostromarova⁴⁴ reported that the optimum temperature for the development of *M. fossilis* larvae is 18.0–21.5 °C, and a temperature above 24 °C is considered to be lethal during the embryonic

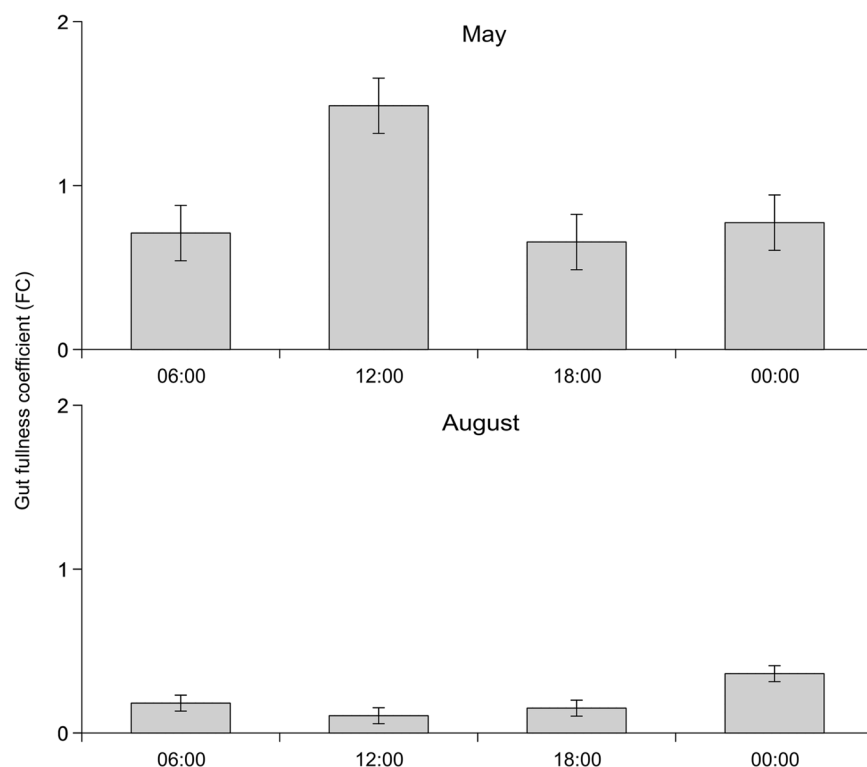


Figure 2. The fullness coefficient (FC) in weatherfish (*Misgurnus fossilis*) in two seasons (May and August) over a full diel cycle at time intervals between 06:00–00:00 in the Południowy canal. Error bars indicate standard error of the mean.

period⁴⁵. In August, we recorded a maximum water temperature exceeding 23.5 °C, which may influence fish activity including feeding behaviour.

Published data on the diet and feeding pattern of weatherfish are scarce. In general, as a bottom-dwelling fish with small eyes and mouth, *M. fossilis* feed mainly on small benthic invertebrate as well as larvae of dipterans, crustaceans or molluscs, selecting prey by tactile and chemical cues using oral barbels^{46,47}. At the study site, weatherfish fed on a large spectrum of food categories, though the diet was dominated by larvae of macroinvertebrates (Chironomidae, Coleoptera, Ephemeroptera), zooplankton and detritus. The diet composition was similar to related species, such as the oriental weatherfish (*Misgurnus anguillicaudatus*), which also feeds mainly on small benthic invertebrates, such as mayflies, caddisflies, chironomid larvae⁴⁸, small amount of detritus and plant debris^{49,50}, as well as on zooplankton⁵¹. Frable⁵² also showed that oriental weatherfish are primarily omnivores and feed on benthic invertebrates (insect larvae, snails, worms, ostracods, cladocerans), fish eggs, algae and detritus.

The large diversity of prey we recorded in the diet in May showed that weatherfish can be viewed as a typical opportunistic feeder, using the most readily available food sources. Thus, insect larvae associated with aquatic vegetation (Ephemeroptera, Coleoptera) were found in the diet as well as a significant amount of zooplankton (Copepoda and Cladocera, primarily Chydoridae). Plant items in the diet mostly comprised duckweed (*Lemna* sp.) and seeds, while animals of terrestrial origin were also recorded (classified in the category ‘others’). Plant material in the diet may be ingested accidentally with other food items, and potentially also when gulping air at the water surface¹⁴. The broad feeding niche exhibited by weatherfish may result from a lack of competitors. At the study site and in published studies, weatherfish usually occur alone or with other fish species present only occasionally^{16,23}.

The diet of the weatherfish was also shown to vary seasonally. Differences in feeding conditions between May and August were mirrored by the proportion of fish with empty guts. In total, 22.5% of weatherfish had empty guts and specimens with empty alimentary tracts were observed primarily in August. In May, when better conditions for feeding occurred, the fullness coefficient was higher and the diet composition in terms of the amount of food, number and diversity of prey was significantly different from that recorded in late summer. This difference in gut fullness between seasons may reflect a decline in feeding rate in late summer, a more rapid rate of processing of food items by the gut at elevated temperatures, or both. In August, detritus and chironomids, especially *Chironomus* sp.; a taxon known to be resistant to low dissolved oxygen conditions⁵³, were the main food categories. Moreover, detritus was the primary food item contributing to the dissimilarity in diet composition between seasons. Diet switching from higher- to lower-energy sources as food availability declines is a common strategy used by omnivorous fish to withstand harsh periods^{54,55}. In unfavourable environmental conditions, with restricted food resources, high water temperature and low dissolved oxygen concentration, like that seen in August, detritus was the main food resources for the full size spectrum of individuals. In May, however, detritivory was size-dependent, with only the largest individuals consuming detritus.

Food category	May			August			Dissimilarity		
	A%	F%	IRI%	A%	F%	IRI%	Average	Contribution %	Cumulative %
detritus	10.10	39.00	8.75	36.60	33.00	23.04	16.33	23.14	23.14
Chironomidae	20.00	51.00	12.25	29.20	31.00	25.17	11.28	15.99	39.13
Copepoda	24.20	55.00	13.78	0.07	20.00	8.08	10.84	15.36	54.49
<i>Asellus aquaticus</i>	18.10	52.00	11.85	6.43	16.00	8.00	8.28	11.73	66.22
Ephemeroptera	0.36	6.00	1.14	6.92	12.00	7.21	3.52	4.99	71.21
Coleoptera (larvae)	5.05	40.00	7.75	2.88	6.00	2.88	3.26	4.62	75.83
others	3.34	26.00	4.74	4.07	11.00	5.14	3.17	4.50	80.33
Oligochaeta	4.47	8.00	2.67	0.00	0.00	0.00	2.24	3.17	83.50
Chydoridae	3.67	47.00	8.78	0.07	3.00	1.10	1.82	2.58	86.08
Gastropoda	3.55	37.00	7.02	0.00	0.00	0.00	1.78	2.52	88.59
Ostracoda	3.46	51.00	9.46	0.51	13.00	4.90	1.63	2.31	90.91
Coleoptera (imago)	0.05	1.00	0.19	3.13	5.00	3.62	1.58	2.24	93.15
plants	1.47	29.00	5.24	1.29	5.00	2.10	1.20	1.17	94.86
Trichoptera	0.41	8.00	1.43	1.49	3.00	1.45	0.91	1.30	96.16
Zygoptera	0.06	1.00	0.18	1.75	3.00	1.43	0.90	1.28	97.43
Diptera others	0.74	3.00	0.60	0.79	3.00	1.19	0.74	1.05	98.49
Hirudinea	0.56	2.00	0.72	0.00	0.00	0.00	0.28	0.40	98.88
<i>Podura aquatica</i>	>0.01	1.00	0.17	0.54	4.00	1.53	0.27	0.38	99.27
Heteroptera	0.15	4.00	0.72	0.34	2.00	0.89	0.24	0.34	99.60
Cladocera different than Chydoridae	0.21	4.00	0.80	0.22	4.00	1.51	0.21	0.29	99.90
Hydracarina	0.05	10.00	1.75	0.10	2.00	0.74	0.07	0.10	100.00

Table 2. Diet composition of the weatherfish (*Misgurnus fossilis*) expressed as relative abundance (A%), frequency of occurrence (F%) of food categories and their relative importance index (IRI%) in two seasons and the dissimilarity in diets between seasons.

Index	May		August		Mann – Whitney test	
	Mean	SD	Mean	SD	z	p
Levins B	6.91	0.41	3.99	0.44	23.37	0.00001
Levins B _a	0.29	0.02	0.17	0.02	13.46	0.00037
Shannon-Wiener H'	1.89	0.02	0.50	0.02	217.28	0.00001
Pielou J'	0.61	0.01	0.52	0.01	100.10	0.00001

Table 3. Food niche indices of weatherfish (*Misgurnus fossilis*) and their differences in two seasons.

Detritus may occur in the diet of weatherfish as an unintentional by-product of substrate feeding⁵⁶ or from the digestion of detritivorous prey (e.g. Chironomidae larvae). However, the marked increase in the amount of detritus in the diet observed in August implies its importance as a food item at this time (Table 2). Detritus may represent a critical source of nutrients and biogenous elements, such as nitrogen and carbon⁵⁷. A study conducted by Urquhart and Koetsier⁵⁶ on the oriental weatherfish showed that the main component of the diet was macroinvertebrates, and in particular chironomid larvae, which is typical of benthic freshwater fish. Our results indicate that detritus is not only an important food category for weatherfish, but in the absence of other available prey may be the main component of its diet. Detritivory is a common feeding tactic mainly among tropical fish^{58,59}. In European fishes, a diet of detritus is relatively rare and few species are recognised as detritivorous, examples include European bitterling (*Rhodeus amarus*)⁶⁰ and ide (*Leuciscus idus*)⁶¹. Other fish can switch to detritus temporarily when preferred foods are not available⁵⁹. Detritivorous fishes show specific anatomical and/or physiological adaptations for the collection and digestion of detritus⁶². One of the important adaptations is the length of alimentary tract and fish that are able to utilize detritus tend to have an extremely long and coiled intestine, often more than five times the length of the fish^{60,63,64} and a long intestine and absence of a well-defined stomach is a characteristic of cyprinids and other bottom-feeding fishes that consume large quantities of detritus⁶⁵. Notably, plasticity in the length of the digestive tracts of species that experience temporal or spatial differences in food quality is recognised^{66–68}. Unusually, although weatherfish do not have a distinct stomach, their intestine is short and straight and can be divided into two parts: the anterior which is glandular and morphologically suited to digestion and the posterior, which has the form of a straight tube. Both parts are separated by spiral zone which compacts the undigested material to keep the gut wall free to facilitate gas exchange. The short gastrointestinal tract may reflect the fact that weatherfish are primarily carnivorous, feeding on macroinvertebrates⁶⁹. Thus, weatherfish detritivory may represent a suboptimal and temporary feeding tactic that represents an adaptive response to unfavourable conditions⁶⁴ that is not reflected by morphological adaptations to the alimentary tract.

Food category	May	August	Both
Chironomidae	0.273*	−0.449*	0.100
Copepoda	−0.215	−0.551*	−0.529*
<i>Asellus aquaticus</i>	−0.051	−0.416*	−0.383*
Ephemeroptera	0.003	−0.519*	−0.008
Coleoptera (larvae)	−0.434*	−0.086	−0.445*
others	−0.312*	−0.037	0.197
Oligochaeta	−0.182		−0.265*
Chydoridae	−0.354*	−0.368*	−0.596*
Gastropoda	−0.159		−0.422*
Ostracoda	0.222	−0.086	−0.217*
Coleoptera (imago)	0.126	−0.419*	0.015
plants	0.223	−0.322	−0.148
Trichoptera	−0.036	−0.128	−0.079
Zygoptera	−0.153	−0.007	0.064
Diptera others	0.112	−0.003	0.088
Hirudinea	−0.018		−0.092
<i>Podura aquatica</i>	−0.153	−0.025	0.063
Heteroptera	−0.007	−0.206	−0.060
Cladocera	−0.098	−0.504*	−0.187
Hydracarina	0.020	−0.346*	−0.187

Table 4. Spearman's rank correlation coefficients for the proportions of detritus with other food categories in the diet of weatherfish (*Misgurnus fossilis*). * $p < 0.05$.

Model parameter	Estimate	SE	p
Intercept _(May)	−26.65	8.70	<0.001
Total length	3.07	0.64	<0.001
Time _(August)	57.56	14.67	<0.001
Total length $\times$ Time _(August)	−2.63	1.16	0.026

Table 5. Summary of Gaussian GLM model of the proportion (%) of detritus in the diet of weatherfish (*Misgurnus fossilis*) as a function of total length (mm) in two seasons (May and August).

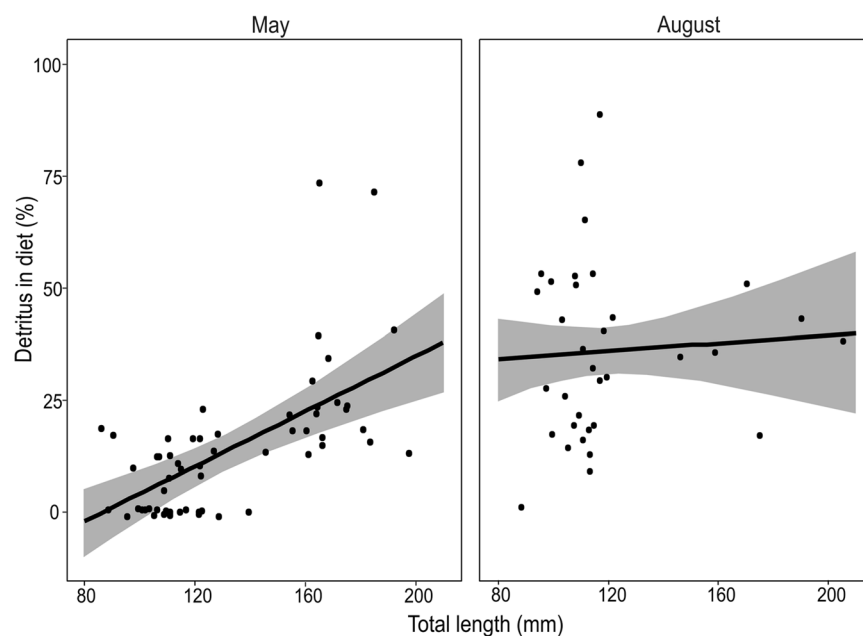


Figure 3. Mean fitted probability (solid line) and 95% confidence intervals (shaded area) of the proportion (%) of detritus in the diet of weatherfish (*Misgurnus fossilis*) against fish total length (mm) in two seasons (May and August).

Conclusion

The wide range of prey utilised by weatherfish, reflecting the temporal dynamics of available food resources in a highly altered habitat, indicate an opportunistic feeding strategy. This mode of feeding may contribute to the success of the highly endangered weatherfish at the study site, which was otherwise almost fishless. It is notable that in the presence of competitors and predators this species is never abundant. The capacity of weatherfish to establish and maintain robust populations in ostensibly sub-optimal habitats for fish, may reflect its ability to utilise abundant but low-quality food items, such as detritus.

References

- Combes, S. Protecting Freshwater Ecosystems in the Face of Global Climate Change in *BUYING TIME: A User's Manual for Building Resistance and Resilience to Climate Change* (eds Hansen, L. J., Biringir, J. H. & Holfman, J. R.) 203–242 (WWF, 2003).
- Harrod, C. Climate change and freshwater fisheries in *Freshwater Fisheries Ecology* (ed. Craig, J. E.) 641–694 (John Wiley & Sons, 2015).
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C. & Walker, B. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* **413**, 591–596 (2001).
- Poff, N. L., Brinson, M. M. & Day, J. W. Jr. *Aquatic ecosystems & Global climate change: Potential impacts on Inland Freshwater and Coastal Wetland Ecosystems in the United States*. (Arlington, VA, Pew Center on Global Climate Change, 2002).
- Allan, J. D. *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. (Chapman & Hall, 1995).
- Rahel, F. J. & Olden, J. D. Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conserv. Biol.* **22**, 521–533 (2008).
- Bond, N. R., Lake, P. S. & Arthington, A. H. The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. *Hydrobiologia* **600**, 3–16 (2008).
- Cowx, I. G., Young, W. O. & Hellowell, M. The influence of drought on the fish and invertebrate populations of an upland stream in Wales. *Freshwat. Biol.* **14**, 165–177 (1984).
- Bond, N. R. & Lake, P. S. Ecological restoration and large-scale ecological disturbance: The effects of drought on the response by fish to a habitat restoration experiment. *Restor. Ecol.* **13**, 39–48 (2005).
- Lind, P. R., Robson, B. J. & Mitchell, B. D. The influence of reduced flow during a drought on patterns of variation in macroinvertebrate assemblages across a spatial hierarchy in two lowland rivers. *Freshwat. Biol.* **5**, 2282–2295 (2006).
- Colvin, R., Giannico, G. R., Li, J., Boyer, K. L. & Gerth, W. J. Fish Use of Intermittent Watercourses Draining Agricultural Lands in the Upper Willamette River Valley, Oregon. *Trans. Am. Fish. Soc.* **138**(6), 1302–1313 (2009).
- Simon, T. N. & Travis, J. The contribution of man-made ditches to the regional stream biodiversity of the new river watershed in the Florida panhandle. *Hydrobiologia* **661**, 163–177 (2011).
- MacArthur, R. H. & Pianka, E. R. On the optimal use of a patchy environment. *Am. Nat.* **100**, 603–609 (1966).
- Jakubowski, M. The structure and vascularization of the skin of the pond-loach (*Misgurnus fossilis* L.). *Acta Biol. Cracov.* **1**, 113–127 (1958).
- Kottelat, M. & Freyhof, J. *Handbook of European Freshwater Fishes*. (Publications Kottelat, 2007).
- Meyer, L. & Hinrichs, D. Microhabitat preferences and movements of the weatherfish, *Misgurnus fossilis*, in a drainage channel. *Environ. Biol. Fish.* **58**, 297–306 (2000).
- Pekárik, L., Koščo, J., Košuthová, L. & Košuth, P. Coenological and habitat affinities of *Cobitis elongatoides*, *Sabanejewia balcanica* and *Misgurnus fossilis* in Slovakia. *Folia Zool.* **57**(1–2), 172–180 (2008).
- Hartvich, P., Lusk, S. & Rutkayová, J. Threatened fishes of the world: *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758) (Cobitidae). *Environ. Biol. Fish.* **87**, 39–40 (2010).
- E.U. Council directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and wild fauna and flora. Official Journal of the European Union L206, 1–66, Strasbourg, Germany. <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:EN:PDF> (1992).
- Witkowski, A., Kotusz, J. & Przybylski, M. The degree of threat to the freshwater ichthyofauna of Poland: Red list of fishes and lampreys - situation in 2009. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* **65**, 33–52 (In Polish with English summary) (2009).
- Freyhof, J. & Brooks, E. *European Red List of Freshwater Fishes*. (Publications Office of the European Union, 2011).
- Bohlen, J., Šlechtová, V., Doarido, I. & Ráb, P. Low mitochondrial divergence indicates a rapid expansion across Europe in the weather loach, *Misgurnus fossilis* (L.). *J. Fish Biol.* **71**, 186–194 (2007).
- Pyrzanowski, K., Zięba, G. & Przybylski, M. Artificial drainage ditches as undervalued habitats of threatened fish species – a case of weatherfish *Misgurnus fossilis* in the Natura 2000 site 'Pradolina Bzury-Neru PLH100006'. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* **71**(4), 266–272 (In Polish with English summary) (2015).
- Penczak, T. The ichthyofauna of the rivers of the Lodz Upland and adjacent areas. Part Ia. The hydrography and fishes of the Bzura River and its tributaries. *Acta Hydrobiol.* **10**(4), 471–479 (In Polish) (1968).
- Rembiszewski, J. M. & Rolik, H. Kraglouse i ryby – *Cyclostomata et Pisces. Katalog Fauny Polski*. (In Polish) (PWN, 1975).
- Zięba, G. *Fish community structure of the Bzura River system in relation to environmental factors*. Ph D Thesis (In Polish) (University of Łódź, 2006).
- Javahery, S., Nekoubim, H. & Moradlu, A. H. Effect of anaesthesia with clove oil in fish (review). *Fish Physiol. Biochem.* **38**, 1545–1552 (2012).
- Zar, J. H. *Biostatistical Analysis*. (Englewood Cliffs, Prentice Hall, 1984).
- Hyslop, E. J. Stomach content analysis – a review of methods and their application. *J. Fish Biol.* **17**, 411–429 (1980).
- Grey, A. E., Mulligan, T. J. & Hannah, R. W. Food habits, occurrence, and population structure of bat ray, *Myliobatis californica*, in Humboldt Bay, California. *Environ. Biol. Fish.* **49**, 227–238 (1997).
- Cortés, E. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **54**, 726–738 (1997).
- Clarke, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* **18**, 117–143 (1993).
- Clarke, K. R. & Warwick, R. M. A framework for studying changes in community structure. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation* (Plymouth Marine Laboratory, 1994).
- Hammer, R., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. *Palaeontol. Electron.* **4**(1) Preprint at, http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf (2001).
- Krebs, C. J. *Ecological Methodology* (Benjamin/Cummings, 1999).
- Ieno, E. N. & Zuur, A. F. A beginner's guide to data exploration and visualisation with R 160–161 (Highland Statistics Ltd, 2015).
- R Development Core Team R: A language and environment for statistical computing. (R Foundation for Statistical Computing, 2018).
- Frankiewicz, P. The daily feeding pattern of stone loach, *Noemacheilus barbatulus* (L.) in the upland Lubrzanka river, Poland. *Pol. Arch. Hydrobiol.* **41**(3), 269–278 (1994).
- Marszał, L., Grzybkowska, M., Przybylski, M. & Valladolid, M. Feeding activity of spined loach *Cobitis* sp. In Lake Lucień, Poland. *Folia Biol.* **51**, 158–165 (2003).
- Marszał, L., Grzybkowska, M., Kostrzewa, J. & Kruk, A. Food resource partitioning between spined loach (*Cobitis taenia* L.) and golden loach [*Sabanejewia aurata* (Fil.)] in a lowland stream. *Roczniki Naukowe PZW* **11**, 5–18 (In Polish with English summary) (1998).
- Reebs, S. G. Plasticity of diel and circadian activity rhythms in fishes. *Rev. Fish Biol. Fisher.* **12**, 349–371 (2002).

42. Railsback, S. F., Harvey, B. C., Hayse, J. W. & LaGory, K. E. Tests of theory for diel variation in salmonid feeding activity and habitat use. *Ecology* **86**, 947–959 (2005).
43. Wootton, R. J. *Ecology of Teleost Fishes* (Kluwer Academic Publishers, 1998).
44. Kostromarova, A. A. *The loach - Misgurnus fossilis in Animal Species for Developmental Studies* (eds Dettlaff, T. A. & Vassetzky, S. G.) 125–144 (Consultants Bureau, 1991).
45. Drozd, B., Kouřil, J., Bláha, M. & Hamacková, J. Effect of temperature on early life history in weatherfish, *Misgurnus fossilis* (L. 1758). *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.*, <https://doi.org/10.1051/kmae:2009010> (2009).
46. Boroń, A., Kotusz, J. & Przybylski, M. *Koza, koza złotawa, piskorz, śliz* (In Polish) (Wydawnictwo IRŚ, 2002).
47. Mazurkiewicz, J. Piskorz *Misgurnus fossilis* Linnaeus, 1758 in *Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny*. Vol. 3 (eds Małomska-Juchiewicz, M. & Baran, P.) 264–275 (In Polish) (GIOŚ, 2012).
48. Kanto, O. *et al.* Species diversity and abundance of freshwater fishes in irrigation ditches around rice fields. *Environ. Biol. Fish.* **66**, 107–121 (2003).
49. Burchmore, J., Faragher, R. & Thorncraft, G. Occurrences of the introduced oriental weather loach (*Misgurnus anguillicaudatus*) in the Wingecarribee River, New South Wales in *Australian Society for Fish Biology Workshop: Introduced and translocated fishes and their ecological effects* (ed. Pollard, D. A.) 38–46 (Australian Government Publishing Services, 1990).
50. Tabor, R. A., Warner, E. & Hager, S. An oriental weatherfish (*Misgurnus anguillicaudatus*) population established in Washington state. *Northwest Sci.* **75**, 72–76 (2001).
51. Kubota, Z. Ecology of the Japanese loach, *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor). *J. Shimoneseki Univ. Fish.* **11**, 141–338 (1961).
52. Frable, B. Oriental Weatherfish, *Misgurnus anguillicaudatus* (Candor, 1824). Invasive Species Profile, FISH 423. Preprint at, http://depts.washington.edu/oldenlab/wordpress/wp-content/uploads/2013/03/Misgurnus-anguillicaudatus_Frable.pdf (2008).
53. Ali, A. Nuisance, economic impact and possibilities for control in *The Chironomidae. Biology and ecology of non-biting midge* (eds Armitage, P. D., Cranston, P. S. & Pinder, L. C. V.) 339–364 (Chapman and Hall, 1995).
54. Balcombe, S. R., Bunn, S. E., McKenzie-Smith, F. J. & Davies, P. M. Variability of fish diets between dry and flood periods in an arid zone floodplain river. *J. Fish Biol.* **67**, 1552–1567 (2005).
55. Alexandre, C. S., Sales, S., Ferreira, M. T. & Almeida, P. R. Food resources and cyprinid diet in permanent and temporary Mediterranean rivers with natural and regulated flow. *Ecol. Freshwat. Fish* **24**, 629–645 (2015).
56. Urquhart, A. N. & Koetsier, P. Diet of a cryptic but widespread invader, the oriental weatherfish (*Misgurnus anguillicaudatus*) in Idaho, USA. *West. N. Am. Naturalist* **74**(1), 92–98 (2014).
57. Helfman, G. S., Collette, B. B., Facey, D. E. & Bowen, B. W. *The diversity of fishes: biology, evolution, and ecology*. 2nd edn (Blackwell, 2009).
58. Lowe-McConnell, R. H. *Fish communities in tropical freshwaters*. (Longman, 1975).
59. Bowen, S. H. Detritivory in neotropical fish communities. *Environ. Biol. Fishes* **9**, 137–144 (1983).
60. Przybylski, M. The diel feeding pattern of bitterling, *Rhodeus sericeus amarus* (Bloch) in the Wieprzna-Krzna Canal, Poland. *Pol. Arch. Hydrobiol.* **43**, 203–212 (1996).
61. Lammens, E. H. R. R. & Hoogenboezem W. Diets and feeding behaviour in *Cyprinid fishes* (eds Winfield, I. J. & Nelson, J. S.) 353–376 (Springer, 1991).
62. Gerking, S. D. *Feeding Ecology of Fish*. (Academic Press, 1994).
63. Odum, W. E. Utilization of the direct grazing abollant detritus food chains by the striped mullet *Mugil cephalus* in *Marine Food Chains* (ed. Steele, J. H.) 222–240 (Oliver and Boyd, 1970).
64. Lobón-Cerviá, J. & Rincón, P. A. Trophic ecology of red roach (*Rutilus arcasii*) in a seasonal stream; an example of detritivory as a feeding tactic. *Freshwat. Biol.* **32**, 123–132 (1994).
65. Verigina, I. A. Basic adaptations of the digestive system in bony fishes as a function of diet. *J. Ichthyol.* **30**, 897–907 (1990).
66. Magnan, P. & Stevens, E. D. Pyloric caecal morphology of brook charr, *Salvelinus fontinalis*, in relation to diet. *Environ. Biol. Fish.* **36**, 205–210 (1993).
67. Piersma, T. & Lindström, Å. Rapid reversible changes in organ size as a component of adaptive behaviour. *Trends Ecol. Evol.* **12**, 134–138 (1997).
68. Olsson, J., Quevedo, M., Colson, C. & Svanbäck, R. Gut length plasticity in perch: into the bowels of resource polymorphisms. *Biol. J. Linn. Soc.* **90**(3), 517–523 (2007).
69. Gonçalves, A. F., Castro, L. F. C., Pereira-Wilson, C., Coimbra, J. & Wilson, J. M. Is there a compromise between nutrient uptake and gas exchange in the gut of *Misgurnus anguillicaudatus*, an intestinal air-breathing fish. *Comp. Biochem. Physiol.* **D2**, 345–355 (2007).

Acknowledgements

This study was supported by the University of Łódź, Grant No. B1711000001529.02 (grants for young scientists).

Author Contributions

The study was conceived by K.P. Specimens were collected and processed by K.P., G.Z., M.D. Data were analysed by K.P., M.P. and C.S. The initial draft of the manuscript was prepared by K.P., with co-author contributions and revisions.

Additional Information

Competing Interests: The authors declare no competing interests.

Publisher's note: Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Open Access This article is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License, which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons license, and indicate if changes were made. The images or other third party material in this article are included in the article's Creative Commons license, unless indicated otherwise in a credit line to the material. If material is not included in the article's Creative Commons license and your intended use is not permitted by statutory regulation or exceeds the permitted use, you will need to obtain permission directly from the copyright holder. To view a copy of this license, visit <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.

© The Author(s) 2019

Pyrzanowski K., Zięba G., Leszczyńska J., Adamczuk M., Dukowska M., Przybylski M.
2021. **Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish**
Misgurnus fossilis. Ecology and Evolution. doi: 10.1002/ece3.7340

ORIGINAL RESEARCH

Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish *Misgurnus fossilis*

Kacper Pyrzanowski¹  | Grzegorz Zięba¹ | Joanna Leszczyńska¹ |
Małgorzata Adamczuk² | Małgorzata Dukowska¹ | Mirosław Przybylski¹

¹Department of Ecology and Vertebrate Zoology, Faculty of Biology and Environmental Protection, University of Lodz, Lodz, Poland

²Department of Hydrobiology and Protection of Ecosystems, Faculty of Environmental Biology, University of Life Sciences in Lublin, Lublin, Poland

Correspondence

Kacper Pyrzanowski, Department of Ecology and Vertebrate Zoology, Faculty of Biology and Environmental Protection, University of Lodz, 12/16 Banacha Street, 90-237 Lodz, Poland.

Email: kacper.pyrzanowski@biol.uni.lodz.pl

Abstract

This study represents a description of the diet composition of one of the largest European cobitids, the weatherfish *Misgurnus fossilis*. Specimens were collected in a drainage canal, representing a typical habitat for weatherfish, and with gut content analysis conducted with regard to individual total length and maturity stage. Overall, the weatherfish diet mainly consisted of Copepoda, Cladocera, Ostracoda, Oligochaeta, *Asellus aquaticus*, Chironomidae and Coleoptera larvae, Gastropoda, and detritus. To evaluate size-related patterns of resource use, fish were assigned to two size classes, defined according to size at first maturation. ANOSIM analyses revealed major ontogenetic shifts in feeding strategy, which were related to size and maturity, with a significant ontogenetic shift in feeding pattern, marked by differences in the proportions of the main taxonomic groups of prey consumed. Copepoda and Cladocera dominated in the diet of small and immature individuals, while large weatherfish primarily fed on detritus. Similarly, cluster analysis of diet classified into these food types showed distinct two groups comprising juvenile and mature fish. The weatherfish is a food opportunist using all available resources, but spatially showed a change in feeding sites. Smaller and sexually immature individuals more often use prey caught in the water column and among macrophytes, while larger (sexually mature) individuals occupying the bottom, much more often use detritus as a food base.

KEYWORDS

diet preference, habitat use, ontogenetic niche shift

1 | INTRODUCTION

The weatherfish *Misgurnus fossilis* (Fig. 1) is a benthic cobitid widely distributed in Eurasian lowland reaches of slow-flowing rivers, canals, drainage ditches, oxbows, unmanaged lakes, and ponds (Meyer and Hinrichs 2000; Kottelat and Freyhof 2007; Pekarik et al. 2008). This species tolerates a relatively wide spectra of environmental

conditions, but typical habitats are waterbodies with a thick organic substrate and dense macrophytes. Weatherfish can tolerate unfavorable environmental conditions, such as low dissolved oxygen concentrations (Jakubowski 1958; Drozd et al. 2009), high water temperatures, and a scarcity of prey (Pyrzanowski et al. 2019). Weatherfish can survive in waterbodies with relatively high levels of pollution (Pyrzanowski et al. 2021 *in press*) and unstable habitats

This is an open access article under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits use, distribution and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

© 2021 The Authors. *Ecology and Evolution* published by John Wiley & Sons Ltd.

exposed to short-term droughts (Pyrzanowski et al. 2020a), a consequence of their ability to burrow into soft mud during dry periods (Boroń et al. 2002). In recent decades, populations of weatherfish have declined in response to habitat deterioration (Belle et al. 2017). Although locally abundant, across Europe weatherfish are rare and threatened, though currently classified as species of low concern (LC) (Freyhof and Brook 2011). *M. fossilis* is listed in the European Fauna-Flora-Habitat and Natura 2000 directives (Annex II of the Council Directive 92/43/EEC), representing species of European Community interest (E.U. 1992).

As a benthic species, with small eyes and mouth, *M. fossilis* feed primarily on aquatic insects, particularly the larvae of Chironomidae,

Coleoptera, Ephemeroptera, as well as on Crustacea, Mollusca, and zooplankton (Boroń et al. 2002; Pyrzanowski et al. 2019). In unfavorable environmental conditions, with restricted food resources, detritus can contribute a major component of the diet (Pyrzanowski et al. 2019). A primary requirement for the effective protection of threatened species is an understanding of their life history (Kirchhofer et al. 1996). In the case of weatherfish, these data are still largely lacking. There are few published studies on the biology of *M. fossilis*, with limited focus on threats and protection (Hartvich et al. 2010; Freyhof and Brooks 2011; Schreiber et al. 2018a), habitat preferences (Meyer and Hinrichs 2000; Pyrzanowski et al. 2015), reproduction (Geldhauser 1992; Adamkova-Stibranyiova et al. 1999; Drozd et al. 2009; Schreiber et al. 2017a; Pyrzanowski et al. 2021 *in press*), growth (Pyrzanowski et al. 2020b), and morphology (Kotusz 1996). Recently, several studies have been published suggesting the usefulness of weatherfish as a new species for studies of the toxicity of aquatic ecosystems (Schreiber et al. 2017b, 2018b). Despite some general reports on the food and feeding habits of weatherfish, detailed information is scarce with results restricted to descriptions of diet composition but typically without an analysis of feeding strategy or feeding niche. The aim of the current study was to investigate the weatherfish foraging strategy under favorable conditions; when food resources were abundant, with no oxygen deficit, and at a temperature when fish were able to accumulate reserves for growth and reproduction. An additional aim was to identify whether food resources might be partitioning between juvenile and mature individuals.



FIGURE 1 Weatherfish (*Misgurnus fossilis*). Photograph taken by Grzegorz Zięba

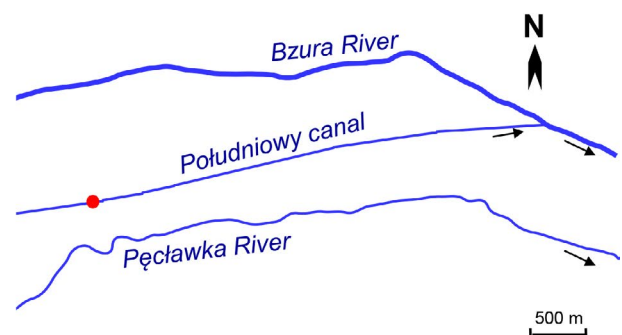
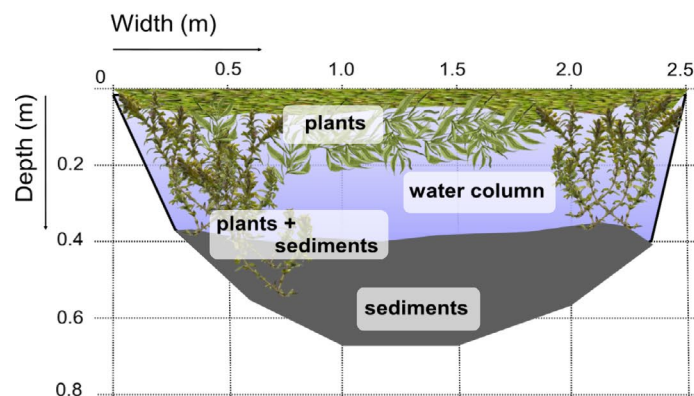


FIGURE 2 Study area

2 | MATERIALS AND METHODS

The study was carried out in the Południowy canal (52°13'14.86" N; 19°48'03.62" E), a tributary of the River Bzura with a total length of 6.5 km and an average slope of 0.41‰. The canal is a part of a drainage network of the Natura 2000 Bzura-Ner glacial valley (PLH100006). The catchment is typically agricultural and dominated by grazing meadows. The average width of the canal is about 2.5–3.0 m, and the average depth varies from 0.3 m to 0.8 m. The substrate consists of sand covered with organic sediments and is overgrown with submerged and emergent vegetation (Fig. 2). The Południowy canal is an example of a site in which the occurrence and abundance of weatherfish has been recognized as high (Pyrzanowski et al. 2015). The fish assemblage of the investigated stretch of the Południowy canal comprised a total of only 5 species, with weatherfish the dominant species and a low abundance of undersized specimens of pike (*Esox lucius*), crucian carp (*Carassius carassius*), roach (*Rutilus rutilus*), and tench (*Tinca tinca*).

A total of 64 weatherfish, ranging from 8.7 to 20.5 cm in total length (TL), were collected in May 2015 using pulsed backpack electrofishing equipment (EFGI 650, BSE Bretschneider Spezialelektronik, Chemnitz, Germany). Captured fish were killed using clove oil and preserved in 10% formaldehyde (Javahery 2012). As weatherfish are a protected species in Poland, fish collection was conducted under permission from the Local Ethics Committee (66/ŁB729/2014) and the Regional Directorate of Environmental Protection (WPN-II.6401.268.2014.KW2).

Each specimen was measured for total length (TL) to the nearest 0.1 cm and weighed (W) to the nearest 0.01 g. Each fish was dissected to remove the alimentary tract and permit visual examination of the gonads for sex determination. Gut contents were weighed to the nearest 1 mg and stored in glycerine. Among the fish examined, only 5 specimens were found with an empty gut and were consequently excluded from the dataset. Food items were subsequently identified to the lowest practical taxon; that is, to order, family or species and/or genus where possible, under a stereomicroscope (Nikon SMZ1000) and counted (volumetric method) (Hyslop 1980). The total number and estimated weight of each food item were recorded for each fish.

To assess ontogenetic changes in fish diet composition, weatherfish were separated into juvenile and mature fish on the basis of visual gonad examination. These two groups represent size classes; that is, small—juveniles (TL ≤ 12.0 cm) and large—mature (TL > 12.0 cm), corresponding with size at first maturation. It was assumed that the smaller juvenile class corresponded with ages of 2+ and 3+, and the larger mature class of specimens at an age from 3+ to 5+ (Pyrzanowski et al. 2020b). Since sampling was conducted in May during the reproductive season, young-of-the-year individuals were not included in the sample.

Prey items were combined by taxon and quantified by the frequency of occurrence (%FO_i) and percentage of biomass (%W_i) (Hyslop 1980). Estimates were made of the gut fullness coefficient (FC), defined as the proportion (in %) of gut content weight to fish

weight. The importance of each category within the diet was also estimated using the Index of Relative Importance (IRI) (Pinkas et al. 1971) and its standardized value (%IRI; Cortés 1997), estimated as follows:

$$IRI_i = \%FO_i (\%W_i + \%N_i)$$

or

$IRI = \%FO_i \times \%W_i$ as $\%N_i$ is not estimated for food items in our study

and

$$\%IRI_i = 100IRI_i / \sum IRI_i$$

To compare the overall diet composition according to fish size classes, a one-way permutation analysis of similarity (ANOSIM, Bray-Curtis similarity coefficient) was used. ANOSIM is analogous to an ANOVA procedure, with a non-parametric permutation applied to a rank similarity matrix of samples. In this procedure, the R statistic provides an absolute measure of how groups are separated (Clarke 1993). Generally, R values range between 0 and 1+, indicating no and complete separation between groups, respectively (Clarke and Warwick 1994). The significance level of the R statistics was calculated using a procedure including 9999 permutations of the dataset.

The similarity percentage procedure (SIMPER) was used to identify which food categories were most likely responsible for the patterns detected by ANOSIM. SIMPER provided the average dissimilarities between the fish size classes and identified which prey categories made the greatest contribution to any dissimilarities between size classes (Clarke and Warwick 1994).

Dietary niche of weatherfish size class was characterized as trophic diversity indices: food category richness (S), Simpson's index of dominance (D), Levin's (B), Shannon-Wiener's (H'), and their standardized forms (evenness indices), Ba and J', as food niche width. All these indices were defined as follows:

S – the number of food categories

$$D = \sum p_i^2$$

$$B = 1 / \sum p_i^2$$

$$H' = -\sum p_i \log_{10} p_i$$

$$Ba = (B - 1) / (S - 1)$$

$$J' = H' / \log_{10} S$$

where p_i is the biomass proportion of a given food category in the total biomass of all food categories.

To compare diversity indices in two fish size classes, a bootstrap procedure was used. All these analyses were conducted using the PAST v3.15 software (Hammer et al. 2001).

TABLE 1 Diet composition of the juvenile and mature weatherfish expressed as food category percentage of biomass %W (mean, Standard Deviation and Coefficient of Variation), frequency of occurrence (%FO), and relative importance index (%IRI). The food categories were assigned to a habitat type, that is, BE—benthic, EP – epiphytic, EP/BE—epiphytic/benthic, PL—planktonic and DE—detritus.

food categories	habitat type	juveniles					mature				
		%W			%FO	%IRI	%W			%FO	%IRI
		mean	SD	CV			mean	SD	CV		
Detritus	DE	4.00	5.93	148.22	54.55	2.71	20.77	23.35	112.41	100.00	24.65
Copepoda	PL	29.22	16.61	56.85	87.88	42.45	17.86	11.62	65.10	100.00	22.27
Cladocera—Chydoridae	PL	5.70	6.38	112.00	84.85	9.04	1.09	1.99	181.90	73.08	0.57
Cladocera—others	PL	0.03	0.11	404.25	6.06	0.00	0.44	2.13	487.17	7.69	0.10
Ostracoda	BE	3.29	3.57	108.66	81.82	4.90	3.69	3.48	94.17	92.31	3.40
Oligochaeta	BE	3.18	17.39	546.56	12.12	0.06	6.12	18.11	296.12	15.38	2.48
Trichoptera	EP	0.21	0.64	300.99	15.15	0.06	0.66	2.73	413.33	11.54	0.03
<i>Asellus aquaticus</i>	EP/BE	19.33	21.33	110.33	84.85	16.30	16.54	12.68	76.62	92.31	21.65
Ephemeroptera	EP	0.47	1.37	293.36	12.12	0.16	0.23	0.84	357.83	7.69	0.03
Zygoptera	EP	0.10	0.60	574.46	3.03	0.00	-	-	-	-	-
Coleoptera (larvae)	EP	6.37	8.57	134.54	72.73	6.82	2.99	3.96	132.48	57.69	2.24
Coleoptera (imagines)	EP	-	-	-	-	-	0.12	0.62	509.90	3.85	0.01
Gastropoda	EP	4.52	6.72	148.80	69.70	4.89	2.33	4.06	174.24	53.85	1.55
Hirudinea	EP/BE	0.03	0.15	574.46	3.03	0.00	1.25	6.35	509.90	3.85	0.18
<i>Podura aquatica</i>	PL	0.00	0.03	574.46	3.03	0.00	-	-	-	-	-
Diptera—not Chironomidae	BE	1.14	6.00	530.00	6.06	0.06	0.23	1.18	509.90	3.85	0.01
Heteroptera	EP	0.00	0.22	400.45	6.06	0.01	0.28	1.05	382.04	7.69	0.01
Hydrachnellae	EP	0.05	0.14	272.16	18.18	0.03	0.04	0.10	248.39	15.38	0.01
others	PL	5.25	17.37	330.60	51.52	1.52	0.56	1.50	270.22	26.92	0.21
Chironomidae—Prodiamesinae	BE	0.09	0.33	352.59	9.09	0.02	-	-	-	-	-
Chironomidae—Tanytopodinae	EP/BE	1.89	3.08	162.64	51.52	1.62	11.97	9.77	81.63	84.62	11.81
Chironomidae—Orthoclaadiinae	EP	6.40	7.86	122.90	69.70	6.15	2.58	2.48	96.14	80.77	2.56
Chironomidae—Chironomini	BE	4.87	6.00	124.25	72.73	4.83	9.14	6.16	67.33	88.46	9.33
Chironomidae—Tanytarsini	EP/BE	2.73	4.72	172.70	69.70	2.18	0.82	1.22	148.79	53.85	0.50
Chironomidae—pupa	PL	0.24	0.99	408.68	6.06	0.01	0.29	1.07	369.53	11.54	0.02
Detritus	DE	4.13	5.98	144.96	56.25	2.33	20.77	23.35	112.41	100.00	18.81
Benthic	BE	29.20	25.32	86.74	100.00	23.43	27.42	18.92	68.99	100.00	34.02
Epiphytic	EP	21.69	13.60	62.87	87.50	22.25	10.21	8.23	80.66	88.46	8.15
Epiphytic/Benthic	EP/BE	6.04	7.14	118.21	68.75	4.93	21.32	14.49	67.94	92.31	19.66
Planktonic	PL	38.87	19.32	49.70	90.63	47.04	20.23	14.02	69.32	100.00	19.35
others	-	0.07	0.28	389.49	12.50	0.00	0.05	0.16	338.48	11.54	0.01

To estimate diet overlap, the Schoener α index and the Horn Ro index were used. These indices were defined as:

$$\alpha = 1 - 0.5 \sum |p_{ix} - p_{iy}|$$

$$Ro = [\sum (p_{ix} + p_{iy}) \log(p_{ix} + p_{iy}) - \sum p_{ix} \log p_{ix} - \sum p_{iy} \log p_{iy}] / 2 \log 2$$

where p_{ix} and p_{iy} are the proportions of the i th food resource used by the x th and y th class of specimens. The Schoener α is the most commonly used niche overlap measure but the Horn Ro is considered the best measure of dietary overlap (the lowest bias as sample size increases) when food items are expressed as abundance instead of individual numbers (Smith and Zaret 1982). Each index alone may be

insufficient to identify a relationship between niche overlap and competition, representing resource partitioning (Krebs 1999); thus, both estimates for dietary overlap were used together. Both estimated indices vary between 0, indicating no overlap, and +1, when diets are identical (Wallace 1981). For all indices, average values and their standard errors were obtained using the jackknife technique (Krebs 1999).

Based on our experience and previous studies, weatherfish food items were grouped into 5 broad categories based on prey habitat; that is, benthic invertebrates (BE), epiphytic prey (EP), epiphytic/benthic prey (EP/BE), water column (planktonic prey - PL), and detritus (DE), as a separate food types (Table 1). All individuals were clustered (Hierarchical Cluster Analysis, Euclidean distance, Ward's method based on the minimum variance criterion) to separate juvenile and mature fish into clusters that are discrete and homogenous with respect to the environmental groups of each food type. The appropriate number of clusters was distinguished by splitting the dendrogram to maximize the heterogeneity of the resulting clusters.

To identify differences in the feeding habits of juvenile and mature weatherfish, Discriminant Function Analysis (hereafter DFA) following canonical variate analysis (CVA) was performed on the suite of food types above. This analysis allowed identification of those categories that most contributed to group separation. The abundances of food types were arcsine transformed to meet DFA assumptions. DFA was subsequently performed on variables that differed significantly among fish groups and differentiation of fish groups was determined with Wilks' λ , F, and P statistics.

3 | RESULTS

A total of 64 weatherfish were caught and their length-frequency distribution showed clear two size classes (Fig. 3), representing small juvenile specimens and larger, mature fish of both sexes. The smaller fish were 11.4 ± 0.71 cm (mean $\pm$ sd) TL, whereas mature individuals were 17.3 ± 1.0 cm TL. Although juvenile fish consumed a smaller amount of food (73.98 ± 67.04 mg) than mature fish (142.65 ± 100.62 mg) ($t_{42} = 2.99$, $p > 0.005$), both groups did not differ in the fullness coefficient (FC) which related gut content weight to fish weight (1.14 ± 1.11 , 0.72 ± 0.70 for juvenile and mature fish, respectively; $t_{26} = 1.67$, $p = 0.101$). In the alimentary tracts of dissected fish, 25 major food categories were identified. Weatherfish fed primarily on Copepoda, Cladocera (in particular *Chydorus sphaericus*), Ostracoda, Chironomidae (represented by 4 subfamilies) and Coleoptera larvae, Oligochaeta, Gastropoda, *Asellus aquaticus*, and detritus (Table 1). The other food categories identified in the diet can be considered as trivial based on their amount and frequency in the diet (Table 1). Variation in the amount of each food category was high in both groups of fish, with the coefficient of variation (CV) exceeding 100% (Table 1).

IRI values also indicated that Copepoda (42.45% IRI) was the most important dietary component for the small size class of weatherfish (Table 1). However, other components of the diet: such as *A. aquaticus*, Chydoridae, Ostracoda, Coleoptera larvae, Chironomini, Orthocladinae, Gastropoda, and Tanytarsini, were also consumed with comparable frequency (from 69.70 to 84.85% in diet composition). In the case of mature individuals, the most important dietary component was detritus (24.65% IRI), followed by Copepoda

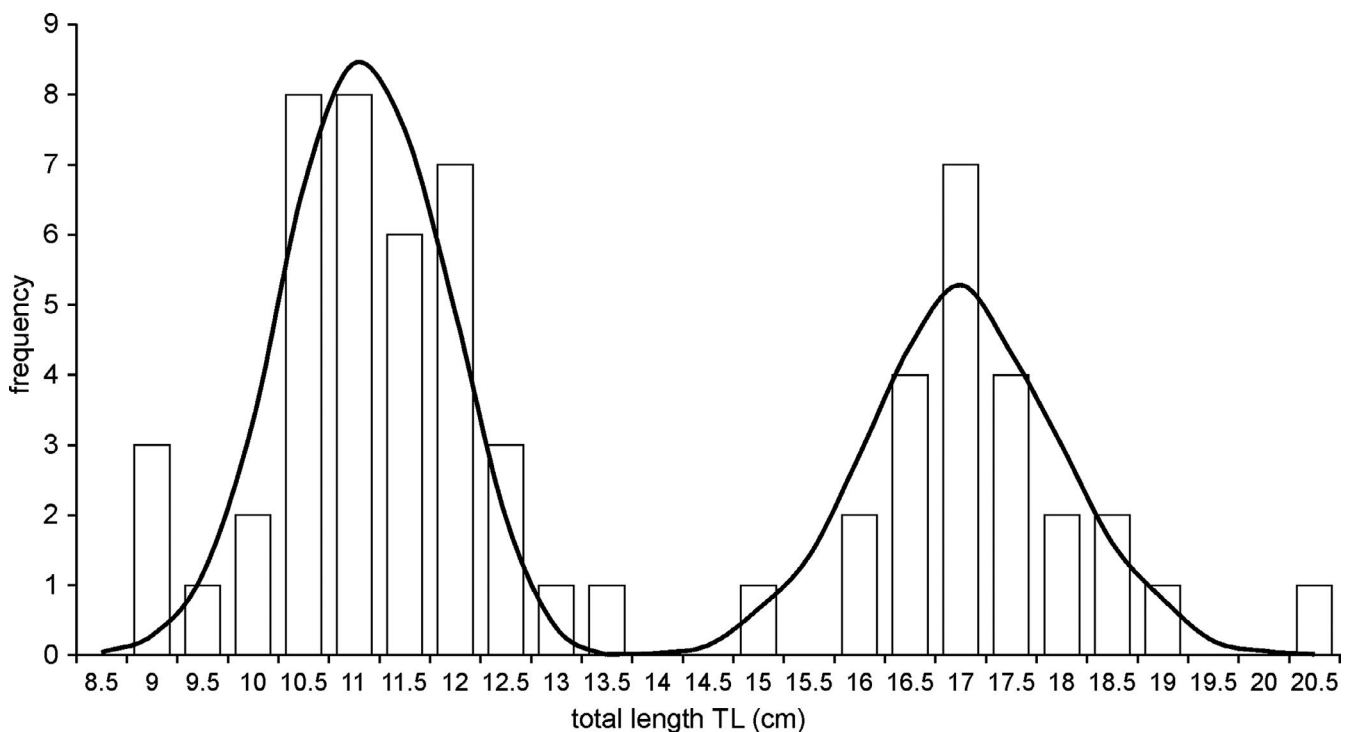


FIGURE 3 Length-frequency distribution of weatherfish in the Południowy canal

TABLE 2 Dissimilarity in diet between juvenile and mature weatherfish

food categories	Dissimilarity			Age classes	
	Average	Contribution%	Cumulative %	juvenile	mature
Copepoda	9.63	15.73	15.73	30.10	17.90
Detritus	9.23	15.06	30.79	4.00	20.80
<i>Asellus aquaticus</i>	8.52	13.91	44.69	19.00	16.50
Chironomidae—Tanypodinae	5.48	8.95	53.64	1.89	12.00
Oligochaeta	4.44	7.25	60.89	3.18	6.12
Chironomidae—Chironomini	3.72	6.08	66.90	5.03	9.14
Coleoptera (larvae)	3.11	5.08	72.04	6.37	2.99
Chironomidae—Orthocladinae	2.95	4.82	76.86	6.40	2.58
Cladocera—Chydoridae	2.81	4.59	81.45	5.98	1.09
others	2.68	4.38	85.82	5.22	0.56
Gastropoda	2.50	4.09	89.91	4.46	2.33
Ostracoda	1.89	3.08	92.99	3.23	3.69
Chironomidae—Tanytarsini	1.39	2.27	95.26	2.89	0.82

TABLE 3 Food niche width of juvenile and mature weatherfish. Average values and their standard errors were calculated according to jackknife method. S*—number of food categories expressed as mode and range. Significant difference (permutation p) is indicated in bold

	juveniles		mature		Perm p
	average	se	average	se	
S*	15	2-23	18	3-18	Not tested
D	0.17	0.04	0.11	0.03	0.016
B	4.91	0.36	5.33	0.45	0.407
H'	2.38	0.24	2.52	0.14	0.383
Ba	0.35	0.02	0.36	0.03	0.928
J'	0.64	0.01	0.69	0.03	0.340

(22.27% IRI), *A. aquaticus* (21.65% IRI), and Chironomidae larvae: Tanypodinae, Chironomini (11.81% and 9.33% IRI, respectively).

The diet composition and importance of food items differed markedly between size classes (ANOSIM: R statistic = 0.22, $p < 0.001$). SIMPER analysis showed that dissimilarity in the diet composition of different size classes was due to Copepoda, detritus, *A. aquaticus*, and Tanypodinae (Table 2). These four categories together constituted over 53.64% of cumulative dissimilarity in weatherfish diet between size classes.

Both fish size classes consumed a wide spectrum of prey groups but there was no significant difference in food niche width between juveniles and mature fish (Table 3). However, differences in Simpson's dominance index showed that in mature fish food items were distributed more equally than in juveniles. As a result of similar niche width, diet overlap between size groups was also high (over 0.5) for both indices (Schoener $\alpha = 0.54 \pm 0.029$ and Horn $R_o = 0.75 \pm 0.063$).

Assignment of food items into 5 broad types: that is, benthic, epiphytic, epiphytic/benthic, planktonic, and detritus, revealed differences in diet composition of the fish size classes. For juveniles, the most important dietary component were prey items associated with the water column (38.87%), benthic (29.20%), and epiphytic (21.69%). In contrast, for mature fish the most important diet components were benthic (27.42%), benthic/epiphytic (21.32%), and detritus (20.77%) (Table 1). Cluster analysis of food types confirmed the distinction of the two groups comprising juvenile and mature individuals (Fig. 4). Only a few individuals were classified incorrectly; that is, 7 juveniles were included in the cluster for mature fish, and 5 mature fish clustering with juveniles (Fig. 4).

Further differences in feeding habits were confirmed by discriminate analysis (Wilks' $\lambda = 0.46$, $F_{5,52} = 12.10$, $p < 0.001$) and to explain these, only one discriminate function was necessary. An overall classification was correct in 87.93% of specimens. Correct classification of both fish groups was in a similar proportion; that is, juvenile fish were correctly classified in 87.5% of cases and mature fish in 88.5%. Wilks' λ revealed that among the 5 food types, only detritus and epiphytic/benthic prey were included in a discriminant model with a similar correlation with the discriminant axis (Table 4). For mature fish, detritus was one of the most frequently consumed food types and the amount of this food type (as average %) was 5 times more abundant than for juveniles (4.13 ± 5.98 and 20.77 ± 23.35 , juvenile and mature specimens, respectively). Similar differences were also noted for epiphytic/benthic prey (6.04 ± 7.14 and 21.32 ± 14.49 , juvenile and mature specimens, respectively). Because smaller and larger weatherfish showed a difference in the frequency of occurrence of these two types of food, the IRI for detritus was 8 times more important for mature fish (%IRI = 18.81) than for juveniles (%IRI = 2.33), while the importance of epiphytic/benthic prey was %IRI = 19.66 for mature and %IRI = 4.93 for juvenile weatherfish.

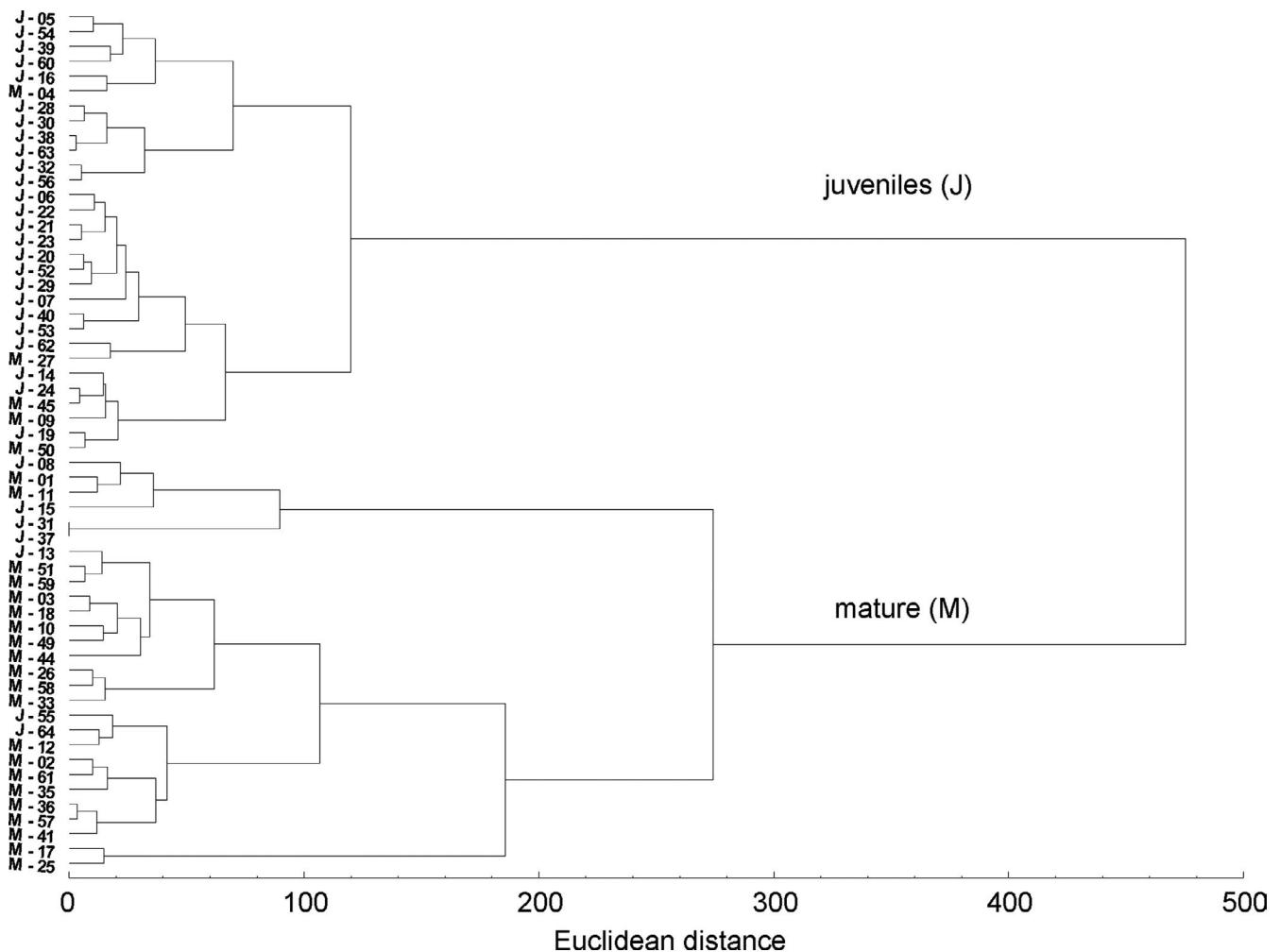


FIGURE 4 Cluster analysis (Ward method, Euclidean distance) for 64 specimens of juvenile and mature weatherfish based on the amount of food types according to prey habitat use and detritus

TABLE 4 Correlations of food types with canonical axes 1 from discriminant function analysis and their contribution to discrimination among juvenile and mature weatherfish. Amount food types expressed as percentage was arcsine transformed. Significant differences are indicated in bold

food type	Axis 1	Wilks' λ	F _{1,52}	p
Detritus	-0.64	0.51	5.45	0.023
Benthic	0.05	0.47	0.48	0.490
Epiphytic	0.39	0.46	0.12	0.733
Epiphytic/Benthic	-0.65	0.62	18.36	0.000
Planktonic	0.41	0.462	0.00	0.943
Eigenvalue	1.16			

4 | DISCUSSION

The aim of the present study was to define weatherfish diet composition, feeding habits, and possible ontogenetic niche shift in a typical habitat for the species from a region where the fish is still relatively abundant. Weatherfish proved to be opportunistic feeders, using

the most readily available food resources. At the study site, weatherfish fed on a wide spectrum of food categories, though the diet was dominated by zooplankton (Copepoda), *A. aquaticus*, the larvae of macroinvertebrates (Chironomidae), and detritus. Food items of animal origin constituted almost 90% of the total weight of the gut contents. Our results demonstrate that under favorable conditions diet composition was much more broader than noted in the previous studies (Boroń et al. 2002; Pyrzanowski et al. 2019), although the main prey groups; that is, invertebrate larvae, zooplankton, and detritus, matched previous observations (Boroń et al. 2002; Pyrzanowski et al. 2019). However, none of these studies reported the possible ontogenetic shift in diet. The few studies on ontogenetic shifts in the feeding patterns of *Misgurnus* species were conducted for the oriental weatherfish (*Misgurnus anguillicaudatus*), which is closely related to *M. fossilis*. Like weatherfish, *M. anguillicaudatus* was originally defined as a typical detritus feeder (Watanabe and Hidaka 1983), but later study demonstrated that it feeds mainly on small benthic invertebrates (Tabor et al. 2001; Kanto et al. 2003; Urquhart and Koetsier 2014). In its native range, smaller individuals feed mainly on zooplankton (Kubota 1961) and small benthic invertebrates, such

as Ephemeroptera, Trichoptera and Chironomidae larvae (Katano et al. 2003). Larger individuals (at approximately 10–13 cm TL) tend to undergo an ontogenetic diet shift, switching to a herbivorous diet based on organic debris (Kubota 1961).

Changes in habitat preferences and switching to a different food type during ontogenesis is common in many fish species. Changes in the diet are associated with changes in body size and habitat occupancy, probably arising from an inability to optimally use the resources of previously occupied habitats. Ontogenetic shifts in prey preference are also associated with increased energetic requirements associated with a larger body size. Furthermore, large individuals often show a more diversified diet, indicating a capacity to exploit a broader range of prey (Werner and Gilliam 1984; Labropoulou et al. 1997). In many fish species, an increase in size is associated with a concomitant change in diet preference, with a commonly observed transition from small food items, such as phytoplankton or zooplankton, to much larger prey, such as macroinvertebrates (Nunn et al. 2007). A dietary shift could also be explained as behavioral response to maturation (Labropoulou et al. 1997). Our results demonstrated that the diet composition of the two size classes reflected possible ontogenetic changes in prey preference. All analyses indicated differences between small (TL ≤ 12 cm) and large (TL > 12 cm) weatherfish, which may coincide with sexual maturity (Pyrzanowski et al. 2020b).

Classification of prey to their appropriate ecological groups (benthos, epiphyton and zooplankton) indicated that smaller weatherfish (identified as juveniles) foraged mostly from the water column and plants, while larger individuals (age 3+ and older) fed with similar frequency from the substrate. The presence of zooplankton, in particular Copepoda, was particularly conspicuous in the small size class and constituted the most numerous and most important component of the diet of juveniles. Although copepods move rapidly and are relatively difficult to catch they are a natural prey of virtually all fish larvae (McKinnon et al. 2003). Another representative of the zooplankton, which has been found to contribute significantly to the diets of small fish, was the common *C. sphaericus* (Chydoridae, Cladocera), which is relatively small and tolerant of extreme environmental conditions (Belyaeva and Deneke, 2007). *C. sphaericus* was also an important part of the diet of large weatherfish, but was less frequent. Due to their limited motor skills, Cladocera prefer lentic habitats, typically inhabiting submerged plants and macroalgae of the littoral zone (Adamczuk 2014). The presence of Copepoda and Chydoridae in the diet of small weatherfish indicates that they feed mainly among vegetation and in the water column. Smaller individuals also tend to consume infrequently encountered food items from the water column that were of terrestrial origin.

An important component of the diet for both weatherfish size groups was *A. aquaticus*, the most common freshwater Isopoda in European waterbodies. Due to its eurybiotic lifestyle, it occurs in a large variety of habitats (Sworobowicz et al. 2015). The species is highly tolerant of organic pollution and has been used as an indicator of water quality (Whitehurst 1991). It is a species associated

with the substrate, particularly with decomposing plant material on which it feeds (Sworobowicz et al. 2015). At the study site, *A. aquaticus* probably occurs both on the canal substrate, but also on plants, which in summer at the peak of growing season may fill the entire watercourse. Given its likely ubiquity, it is unsurprising that *A. aquaticus* was consumed to a comparable degree by both small and large weatherfish, foraging in different zones of the study site.

Among the chironomids, two general forms of larvae: pelophilous and phytophilous are distinguished. The first group includes taxa inhabiting bottom sediments, while the second is associated with macrophytes (Armitage et al. 1995). Our research shows that large fish fed mainly on relatively large benthic forms: *Chironomus*, which are opportunistic tube dwelling deposit feeders (De Haas et al. 2006), and predatory Tanypodinae (*Psectrotanypus*, *Procladius*), which are usually free swimming (Vallenduuk and Pilot 2013). In contrast, smaller weatherfish consumed mainly *Cricotopus*, *Corynoneura* (Orthocladiinae), and *Paratanytarsus* (Tanytarsini), typically inhabiting macrophytes (Verdonshot and Lengkeek 2009; Čerba et al. 2010).

Detritus and organic debris can be an important source of nutrients and organic dietary components, such as carbon and nitrogen (Urquhart and Koetsier 2014), but as a primary food source is typically lower in energy and protein relative to invertebrate prey (Bowen et al. 1995). In this study, mature specimens were much more likely to consume detritus than juveniles, with detritus comprising up to about 20% of the diet of mature weatherfish. Assuming that the substrate is the preferred habitat of mature weatherfish (Meyer and Hinrichs 2000; Boroń et al. 2002; Kottelat and Freyhof 2007; Pekarík et al. 2008), detritus may occur in the diet of larger individuals as a core component of the diet, and also as an unintentional side effect of within-substrate feeding on invertebrate prey (Urquhart and Koetsier 2014). For smaller weatherfish, which tend to occupy submerged plants, possibly as a result of competition from larger individuals, access to detritus as a food source may be more limited. Alternatively, smaller individuals may actively seek more energetically valuable animal components in their diet. Notably, in unfavorable environmental conditions, at elevated temperatures and low dissolved oxygen concentrations, detritus comprises the primary food resources for the full size spectrum of weatherfish (Pyrzanowski et al. 2019). A similar relationship, indicating an ontogenetic shift in diet, can be seen in the case of *M. anguillicaudatus* in which large fish tended to be detritivorous (Kubota 1961).

Though we recorded differences in the feeding pattern of juvenile and mature weatherfish, considerable diet overlap was noted. Both Schoener's and Horn's index excide the value 0.6, which is usually considered significant (Wallace 1981). Differences between these indices could result from unjustified assumptions. Given that the proportion of food items was calculated based on weight, Horn's measurement is more appropriate than Schoener's (Krebs 1999). Occasionally R values derived from ANOSIM are used to assess diet overlap in animal food resource utilization (Creque and Czesny 2012). In these cases, R values of 0.25 are considered to represent substantial overlap, values 0.26–0.5

moderate overlap, and values >0.5 little to no overlap in prey use (Creque and Czesny 2012). In our study $R = 0.22$, potentially indicating important food niche overlap between fish size groups. However, the overlap measures do not necessarily indicate competition between juveniles and mature fish, especially when food resources are abundant. Differences in dietary composition between juveniles and mature weatherfish revealed by DFA, as well as cluster analysis (Fig. 4), result from microhabitat use than food resources partitioning.

In conclusion, a detailed analysis of the diet of weatherfish in a canal system indicated that this species in an opportunistic feeder and showed a change in feeding site affinity with size, from a diet derived from the water column in juveniles to one associated with the substrate in mature adults. It was also shown that the resolution of prey identification, and assigning prey to specific habitats, is critical for understanding the allocation of food resources. A switch between a benthic and pelagic (zooplanktonic) diet is usually related to the feeding efficiency for particular prey types and occurs during ontogeny (Lammens and Hoogenboezem 1991). In the case of weatherfish, differences in feeding mode; that is, benthic foraging by mature specimens and pelagic/epiphytic by juveniles may arise from intraspecific competition for resources.

ACKNOWLEDGEMENTS

Special thanks to C. Smith from the Department of Ecology and Vertebrate Zoology, University of Lodz for English correction of this manuscript.

CONFLICT OF INTEREST

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

AUTHOR CONTRIBUTION

Kacper Pyrzanowski: Conceptualization (lead); Formal analysis (equal); Investigation (equal); Methodology (equal); Visualization (lead); Writing-original draft (lead). **Grzegorz Zięba:** Conceptualization (supporting); Investigation (equal). **Joanna Leszczyńska:** Investigation (equal); Visualization (supporting). **Małgorzata Adamczuk:** Investigation (equal). **Małgorzata Dukowska:** Investigation (equal); Methodology (supporting). **Miroslaw Przybylski:** Conceptualization (supporting); Formal analysis (equal); Investigation (equal); Methodology (equal); Supervision (lead).

ETHICAL APPROVAL

The weatherfish is protected in Poland, therefore, all procedures were carried out under permission from the Local Ethics Committee (66/ŁB729/2014) and the Regional Directorate of Environmental Protection (WPN-II.6401.268.2014.KW2).

DATA AVAILABILITY STATEMENT

All data from manuscript are accessible in the Dryad digital repository (<https://doi.org/10.5061/dryad.bvq83bk80>)

ORCID

Kacper Pyrzanowski  <https://orcid.org/0000-0002-0684-7750>

REFERENCES

- Adamczuk, M. (2014). Niche separation by littoral-benthic Chydoridae (Cladocera, Crustacea) in a deep lake – potential drivers of their distribution and role in littoral-pelagic coupling. *Journal of Limnology*, 73, 490–501.
- Adamkova-Stibranyiova, I., Adamek, Z., & Sutovsky, I. (1999). A comparative study on the induced spawning in female loach (*Misgurnus fossilis*) by means of single and double pituitary injection technique. *Czech Journal of Animal Science*, 44, 403–407.
- Armitage, P. D., Cranston, P. S., & Pinder, L. C. V. (1995). *The Chironomidae: the biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall.
- Belle, C. C., Stoeckle, B. C., Cerwenka, A. F., Kuehn, R., Mueller, M., Pander, J., & Geist, J. (2017). Genetic species identification in weatherfish and first molecular confirmation of Oriental Weatherfish *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor, 1842) in Central Europe. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 418, 31. <https://doi.org/10.1051/kmae/2017025>
- Belyaeva, M., & Deneke, R. (2007). Colonization of acidic mining lakes: *Chydorus sphaericus* and other Cladocera within a dynamic horizontal pH gradient (pH 3–7) in Lake Senftenberger See (Germany). *Hydrobiologia*, 594, 97–108.
- Boroń, A., Kotusz, J., & Przybylski, M. (2002). *Koza, koza złotawa, piskorz, śliz*. Wydawnictwo IRŚ.
- Bowen, S. H., Lutz, E. V., & Ahlgren, M. O. (1995). Dietary protein and energy as determinants of food quality: trophic strategies compared. *Ecology*, 76, 899–907.
- Čerba, D., Mihaljević, Z., & Vidaković, J. (2010). Colonisation of temporary macrophyte substratum by midges (Chironomidae: Diptera). *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 46, 181–190.
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117–143.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1994). *A framework for studying changes in community structure. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER-E.
- Cortés, E. (1997). A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54, 726–738.
- Creque, S. M., & Czesny, S. J. (2012). Diet overlap of non-native alewife with native yellow perch and spottail shiner in nearshore waters of southwestern Lake Michigan, 2000–2007. *Ecology of Freshwater Fish*, 21, 207–221.
- De Haas, E. M., Wagner, C. O. E. N., Koelmans, A. A., Kraak, M. H., & Admiraal, W. I. M. (2006). Habitat selection by chironomid larvae: fast growth requires fast food. *Journal of Animal Ecology*, 75, 148–155.
- Drozd B., Kouril J., Blaha M., Hamackova J. 2009. Effect of temperature on early life history in weatherfish, *Misgurnus fossilis* (L. 1758). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. <https://doi.org/10.1051/kmae/2009010>
- E.U. (1992). Council directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and wild fauna and flora. Official Journal of the European Union L206, pp. 1–66, Strasbourg, Germany Available at <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:EN:PDF>
- Freyhof, J., & Brooks, E. (2011). *European Red List of Freshwater Fishes*. Publications Office of the European Union.
- Geldhauser, F. (1992). The controlled multiplication of the weatherfish (*Misgurnus fossilis* L.). *Fischer & Teichwirt*, 43(1), 2–6.
- Hammer, R., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. *Palaeontologia*

- Electronica*, 4(1) Preprint at http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf (2001).
- Hartvich, P., Lusk, S., & Rutkayová, J. (2010). Threatened fishes of the world: *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758) (Cobitidae). *Environmental Biology of Fishes*, 87, 39–40.
- Hyslop, E. J. (1980). Stomach content analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17, 411–429.
- Jakubowski, M. (1958). The structure and vascularization of the skin of the pond-loach (*Misgurnus fossilis* L.). *Acta Biologica Cracoviensis*, 1, 113–127.
- Javahery, S., Nekoubim, H., & Moradlu, A. H. (2012). Effect of anaesthesia with clove oil in fish (review). *Fish Physiology and Biochemistry*, 38, 1545–1552.
- Katano, O., Hosoya, K., Iguchi, K., Yamaguchi, M., & Aonuma, Y. (2003). Species diversity and abundance of freshwater fishes in irrigation ditches around rice fields. *Environmental Biology of Fishes*, 66, 107–121.
- Kirchhofer, A., Hefti, D., & Bless, R. (1996). *Conservation of endangered freshwater fish in Europe*. Birkhäuser Verlag.
- Kottelat, M., & Freyhof, J. (2007). *Handbook of European Freshwater Fishes*. Cornol.
- Kotusz, J. (1996). Morphological characteristics of the mud loach *Misgurnus fossilis* (L.) (Pisces: Cobitidae) from the Mid Odra and Vistula River Basins. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, <https://doi.org/10.3750/AIP1995.25.2.01>
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology*, 2nd edition. Benjamin Cummings.
- Kubota, Z. (1961). Ecology of the Japanese loach, *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor). *J. Shimoneseki Univ. Fish.*, 11, 141–338.
- Labropoulou, M., Machias, A., Tsimenides, N., & Eleftheriou, A. (1997). Feeding habits and ontogenetic diet shift of the striped red mullet, *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758. *Fisheries Research*, 31(3), 257–267.
- Lammens, E. H. R. R., & Hoogenboezem, W. (1991). Diets and feeding behavior. In I. J. Winfield & J. S. Nelson (eds.), *Cyprinid Fishes: Systematics, Biology and Exploitation*. Chapman and Hall, 353–376.
- McKinnon, A. D., Duggan, S., Nichols, P. D., Rimmer, M. A., Semmens, G., & Robino, B. (2003). The potential of tropical paracalanid copepods as live feeds in aquaculture. *Aquaculture*, 223(1–4), 89–106.
- Meyer, L., & Hinrichs, D. (2000). Microhabitat preferences and movements of the weatherfish, *Misgurnus fossilis* in a drainage channel. *Environmental Biology of Fishes*, 58, 297–306.
- Nunn, A. D., Harvey, J. P., & Cowx, I. G. (2007). The food and feeding relationships of larval and 0+ year juvenile fishes in lowland rivers and connected waterbodies. I. Ontogenetic shifts and interspecific diet similarity. *Journal of Fish Biology*, 70, 726–742.
- Pekarik, L., Kosco, J., Kosuthova, L., & Kosuth, P. (2008). Coenological and habitat affinities of *Cobitis elongatoides*, *Sabanejewia balcanica* and *Misgurnus fossilis* in Slovakia. *Folia Zoologica*, 57(1–2), 172–180.
- Pinkas, L., Oliphant, M. S., & Iverson, L. R. (1971). Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters. *Fish Bul*, 152, 1–105.
- Pyrzanowski, K., Rejnusz, A., Zięba, G., & Przybylski, M. (2020a). Natural reconstruction of the weatherfish (*Misgurnus fossilis*) population in the 'Pradolina Bzury-Neru' after the drought of 2015. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody*, 39(2), 37–53.
- Pyrzanowski, K., Zięba, G., Chwatko, G., & Przybylski, M. (2021). Does habitat otherness affect weatherfish *Misgurnus fossilis* reproductive traits? *The European Zoological Journal*, In press.
- Pyrzanowski, K., Zięba, G., Dukowska, M., Smith, C., & Przybylski, M. (2019). The role of detritivory as a feeding tactic in a harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*). *Scientific Reports* <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44911-y>
- Pyrzanowski, K., Zięba, G., & Przybylski, M. (2015). Artificial drainage ditches as undervalued habitats of threatened fish species – a case of weatherfish *Misgurnus fossilis* in the Natura 2000 site 'Pradolina Bzury-Neru PLH100006'. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 71(4), 266–272.
- Pyrzanowski, K., Zięba, G., & Przybylski, M. (2020b). Endangered weatherfish (*Misgurnus fossilis*) age and growth is affected by the size of the watercourses. *Journal of Vertebrate Biology (Folia Zoologica)*, 69(1), <https://doi.org/10.25225/jvb.19041>
- Schreiber, B., Fischer, J., Schiwiy, S., Hollert, H., & Schulz, R. (2017). Towards more ecological relevance in sediment toxicity testing with fish: evaluation of multiple bioassays with embryos of the benthic weatherfish (*Misgurnus fossilis*). *Science of The Total Environment*, 619–620, 391–400.
- Schreiber, B., Korte, E., Schmidt, T., & Schulz, R. (2018a). Reintroduction and stock enhancement of European weatherfish (*Misgurnus fossilis* L.) in Rhineland-Palatinate and Hesse, Germany. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 419(43), <https://doi.org/10.1051/kmae/2018031>
- Schreiber, B., Monka, J., Drozd, B., Hundt, M., Weiss, M., Oswald, T., Gergs, R., & Schulz, R. (2017a). Thermal requirements for growth, survival and aerobic performance of weatherfish larvae *Misgurnus fossilis*. *Journal of Fish Biology*, 90, 1597–1608.
- Schreiber, B., Petrenz, M., Monka, J., Drozd, B., Hollert, H., & Schulz, R. (2017b). Weatherfish (*Misgurnus fossilis*) as a new species for toxicity testing? *Aquatic Toxicology*, 183, 46–53.
- Smith, E. P., & Zaret, T. M. (1982). Bias in estimating niche overlap. *Ecology*, 63, 1248–1253.
- Sworobowicz, L., Grabowski, M., Mamos, T., Burzynski, A., Kilikowska, A., Sell, J., & Wysocka, A. (2015). Revisiting the phylogeography of *Asellus aquaticus* in Europe: insights into cryptic diversity and spatio-temporal diversification. *Freshwater Biology*, 60, 1824–1840.
- Tabor, R. A., Warner, E., & Hager, S. (2001). An oriental weatherfish (*Misgurnus anguillicaudatus*) population established in Washington state. *Northwest Scientific*, 75, 72–76.
- Urquhart, A. N., & Koetsier, P. (2014). Diet of a cryptic but widespread invader, the oriental weatherfish (*Misgurnus anguillicaudatus*) in Idaho, USA. *Western North American Naturalist*, 74(1), 92–98.
- Vallenduuk H.J., Pillot H.K.M. 2013. General Aspects of the Systematics, Biology and Ecology of the Tanypodinae. In *Chironomidae Larvae, Vol. 1: Tanypodinae* (pp. 70–73). KNNV Publishing.
- Verdonschot, P. F. M., & Lengkeek, W. (2009). Habitat preferences of selected indicators (No. 92). Alterra.
- Wallace R. K. Jr. (1981). An assessment of diet-overlap indexes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110(1), 72–76.
- Watanabe, K., & Hidaka, T. (1983). Feeding Behaviour of the Japanese Loach, *Misgurnus anguillicaudatus* (Cobitidae). *Journal of Ethology*, 1, 86–90.
- Werner, E., & Gilliam, J. (1984). The Ontogenetic Niche and Species Interactions in Size-Structured Populations. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 15, 393–425.
- Whitehurst, I. T. (1991). The Gammarus – Asellus ratio as an index of organic pollution. *Water Research*, 25, 333–339.

How to cite this article: Pyrzanowski K, Zięba G, Leszczyńska J, Adamczuk M, Dukowska M, Przybylski M. Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish *Misgurnus fossilis*. *Ecol Evol*. 2021;00:1–10. <https://doi.org/10.1002/ece3.7340>

II. Dorobek naukowy

Artykuły w czasopismach z listy MNiSW (według listy opublikowanej w lutym 2021 roku):

Pyrzanowski K., Zięba G., Leszczyńska J., Adamczuk M., Dukowska M., Przybylski M. 2021. Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish *Misgurnus fossilis*. Ecology and Evolution. doi: 10.1002/ece3.7340

IF₂₀₂₀ = 2,392 punkty MNiSW = 100

Pyrzanowski K., Zięba G., Chwatko G., Przybylski M. 2021. Does habitat otherness affect weatherfish *Misgurnus fossilis* reproductive traits? European Zoological Journal 88(1): 328–339. doi:10.1080/24750263.2021.1887379

IF₂₀₂₀ = 1,656 punkty MNiSW = 140

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2020. Endangered weatherfish (*Misgurnus fossilis*) age and growth is affected by the size of the watercourses. Journal of Vertebrate Biology (Folia Zoologica.), 69(1): 19041. doi: 10.25225/jvb.19041

IF₂₀₂₀ = 0,594 punkty MNiSW = 20

Pyrzanowski K., Zięba G., Dukowska M., Smith C., Przybylski M. 2019. The role of detritivory as a feeding tactic in harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*). Scientific Reports 9:8467. doi.org:10.1038/s41598-019-44911-y

IF₂₀₂₀ = 3,998 punkty MNiSW = 140

Pingot D., **Pyrzanowski K.,** Michałowicz J., Bukowska B. 2013. Toksyczność akrylamidu i jego metabolitu – glicydamidu. Medycyna Pracy, 64(2): 259–271.

IF₂₀₂₀ = 0,768 punkty MNiSW = 40

Artykuły w czasopismach spoza listy MNiSW (5 pkt.):

Pyrzanowski K., Rejnisz A., Przybylski M., Zięba G. 2020. Naturalna odbudowa populacji piskorza (*Misgurnus fossilis*) w Pradolinie Bzury-Neru po suszy z 2015 roku. Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody. 39(2): 37–253.

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2015. Sztuczne urządzenia wodne jako przyrodniczo niedoceniane siedliska występowania zagrożonych gatunków ryb – przykład piskorza *Misgurnus fossilis* na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006. Chrońmy Przyrodę Ojczystą 71(4): 266–272.

Pyrzanowski K., Michałowicz J., Pingot D., Bukowska B. 2013. Charakterystyka metod biologicznych, chemicznych i fizycznych ograniczających obecność akrylamidu w żywności. Bromatologia i chemia toksykologiczna, 46: 216–224.

Prace w recenzowanych materiałach konferencyjnych:

Pyrzanowski K., Dukowska M., Michałowicz J., Grzybkowska M., Szczerkowska-Majchrzak E., Leszczyńska J., Lik J. 2015. Metale ciężkie w osadach dennych nizinnej rzeki Mrogi [W:] Bory Tucholskie i inne obszary leśne. Ochrona i biomonitoring. Gwoździński K. (red.), Wydawnictwo UŁ, Łódź, 128–139.

Opublikowane komunikaty zjazdowe:

Pyrzanowski K., Leszczyńska J., Zięba G., Dukowska M., Smith C., Przybylski M. 2019. Diel feeding activity, diet and trophic niche of weatherfish *Misgurnus fossilis*. Materiały konferencyjne ABIC 7, Aquatic Biodiversity International Conference 2019, Sibiu, Romania, 25th-28th September, ss. 42

Leszczyńska J., **Pyrzanowski K.**, Grzybkowska M. GŁOWACKI Ł. 2019. Chironomid communities of Polish lowland rivers: structure, species richness and their environmental determinants. Materiały konferencyjne ABIC 7, Aquatic Biodiversity International Conference 2019, Sibiu, Romania, 25th-28th September, ss. 12

Pyrzanowski K., Rejnisz A., Zięba G., Przybylski M. 2017. Restytucja piskorza w antropogenicznych siedliskach po krótkotrwałej suszy. Materiały konferencyjne i Krajowej Konferencji Naukowo-technicznej „Funkcjonowanie i ochrona wód płynących” PotamON 2017, Szczecin, 27-29 września, ss. 90

Leszczyńska J., **Pyrzanowski K.**, Grzybkowska M. 2017. Siedliska nizinnej rzeki Moszczenicy i ich bentofauna. Materiały konferencyjne XXIV Ogólnopolskich Warsztatów Bentologicznych „Bentos w sieci troficznej” Łukęcin, 24-27 maja, ss. 40

Leszczyńska J., **Pyrzanowski K.**, Szczerkowska-Majchrzak E. 2017. Sezonowa dynamika dryfu w nizinnej rzece w okresie powrotu do wysokiej częstotliwości przepływu po renaturyzacji. Materiały konferencyjne XXIV Ogólnopolskich Warsztatów Bentologicznych „Bentos w sieci troficznej” Łukęcin, 24-27 maja, ss. 41

Pyrzanowski K., Leszczyńska J., Zięba G., Dukowska M. 2017. Makrobezkręgowce bentosowe kanału melioracyjnego stanowiące bazę pokarmową dla piskorza *Misgurnus fossilis*. Materiały konferencyjne XXIV Ogólnopolskich Warsztatów Bentologicznych „Bentos w sieci troficznej” Łukęcin, 24-27 maja, ss. 46

Leszczyńska J., **Pyrzanowski K.**, Dukowska M., Grzybkowska M., Michałowicz J., Szczerkowska-Majchrzak E. Lik J., 2016. Bioakumulacja wybranych metali w różnych stadiach *Prodiamesa olivacea* (Chironomidae, Diptera) z nizinnej rzeki Mrogi. Materiały konferencyjne XXIII Ogólnopolskich Warsztatów Bentologicznych „Rzeki polihumusowe” Janów Lubelski, 19-21 maja, ss. 33-34

Pyrzanowski K., Leszczyńska J., Dukowska M., Grzybkowska M., Michałowicz J., Szczerkowska-Majchrzak E., Lik J., 2016. Wynoszenie metali ze środowiska wodnego przez muchówki Chironomidae na przykładzie rzeki Bzury. Materiały konferencyjne XXIII Ogólnopolskich Warsztatów Bentologicznych „Rzeki polihumusowe” Janów Lubelski, 19-21 maja, ss. 40

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2015. Effects of environmental conditions on the life history of weatherfish (*Misgurnus fossilis*). Materiały konferencyjne Polish Evolutionary Conference PEC, Poznań, 24-26 wrzesień, ss.70

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2015. Płodność piskorza *Misgurnus fossilis* na obszarze Natura 2000 pradolina Bzury-Neru. Materiały konferencyjne XXI Zjazdu Polskiego Towarzystwa Zoologicznego „Zwierzęta w zmniejszającym się świecie, Zielona Góra, 11-13 września, ss. 68

Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2015. Znaczenie sztucznych urządzeń wodnych dla populacji piskorza (*Misgurnus fossilis*) z obszaru Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru. Materiały konferencyjne XXI Zjazdu Polskiego Towarzystwa Zoologicznego „Zwierzęta w zmniejszającym się świecie, Zielona Góra, 11-13 września, ss. 68

Dukowska M., **Pyrzanowski K.**, Michałowicz J., Grzybkowska M., Szczerkowska-Majchrzak E., Lik J., Leszczyńska J. 2014. Kumulacja wybranych metali w osadach rzeki Mrogi. Materiały konferencyjne IX Konferencji „Bory Tucholskie – Ochrona Biosfery”, Charzykowy, 29-30 września, ss. 10

Dukowska M., Grzybkowska M., Szczerkowska-Majchrzak E., Lik J., Leszczyńska J., **Pyrzanowski K.** 2014. Bioakumulacja metali w wybranych bezkręgowcach bentosowych. Materiały konferencyjne XXI Ogólnopolskich Warsztatów Bentologicznych „Wody przejściowe” Elbląg – Szczutowo, 08-10 maja, ss. 50-51

Udział w projektach badawczych:

Wykonawca (doktorant, stypendysta) w latach 2019-2020 w grantie NCN Opus 12 (**UMO-2016/23/B/ST10/00762**) pt.: Odporność zbiorowisk mchów *Sphagnum*: reakcja na holocenijskie zmiany klimatu i wpływ na tempo akumulacji węgla w ombrotroficznych górskich torfowiskach w Centralnej Europie.

Kierownik projektu: **dr hab. M. Gałka, prof. UŁ**

Wykonawca w latach 2015-2017 w grantie Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Łodzi (**867/BN/D/2015**) pt: Monitoring ichtiofauny zlewni rzeki Pilicy (szósta dekada badań) - nasilenie i kierunki długoterminowych (1963-2017) zmian metapopulacji i metazespołów ryb w wyniku antropopresji i napływu gatunków obcych.

Kierownik projektu: **dr hab. Ł. Głowacki**

III. Oświadczenia współautorów

Łódź, 14.03.2021

Mirosław Przybylski
Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Łódzki
ul. Banacha 12/16
90-237 Łódź

OŚWIADCZENIE O WSPÓŁAUTORSTWIE PUBLIKACJI

Oświadczam, że jestem współautorem następujących publikacji wchodzących w skład rozprawy doktorskiej:

- Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2015. **Sztuczne urządzenia wodne jako przyrodniczo niedoceniane siedliska występowania zagrożonych gatunków ryb – przykład piskorza *Misgurnus fossilis* na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006**. Chrońmy Przyrodę Ojczyzną 71(4): 266–272.

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **15%**

- Pyrzanowski K., Zięba G., Dukowska M., Smith C., Przybylski M. 2019. **The role of detritivory as a feeding tactic in harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*)**. Scientific Reports 9: 8467. doi:10.1038/s41598-019-44911-y

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w opracowaniu koncepcji pracy, analizie danych i przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **15%**

- Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2020. **Endangered weatherfish (*Misgurnus fossilis*) age and growth is affected by the size of the watercourses**. Journal of Vertebrate Biology (Folia Zoologica.) 69(1): 19041. doi:10.25225/jvb.19041

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w opracowaniu koncepcji pracy, analizie danych i przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **30%**

- Pyrzanowski K., Rejnisz A., Przybylski M., Zięba G. 2020. **Naturalna odbudowa populacji piskorza (*Misgurnus fossilis*) w Pradolinie Bzury-Neru po suszy z 2015 roku**. Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 39(2): 37–53.

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w opracowaniu i analizie danych oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **10%**

- Pyrzanowski K., Zięba G., Chwatko G., Przybylski M. 2021. **Does habitat otherness affect weatherfish *Misgurnus fossilis* reproductive traits?** European Zoological Journal 88(1): 328–339. doi:10.1080/24750263.2021.1887379

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w opracowaniu koncepcji pracy, analizie danych i przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **20%**

- Pyrzanowski K., Zięba G., Leszczyńska J., Adamczuk M., Dukowska M., Przybylski M. 2021. **Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish *Misgurnus fossilis*.** Ecology and Evolution. doi: 10.1002/ece3.7340

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w opracowaniu koncepcji pracy, analizie danych i przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **20%**



prof. dr hab. Mirosław Przybylski

Łódź, 14.03.2021

Grzegorz Zięba
Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Łódzki
ul. Banacha 12/16
90-237 Łódź

OŚWIADCZENIE O WSPÓŁAUTORSTWIE PUBLIKACJI

Oświadczam, że jestem współautorem następujących publikacji wchodzących w skład rozprawy doktorskiej:

- Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2015. **Sztuczne urządzenia wodne jako przyrodniczo niedoceniane siedliska występowania zagrożonych gatunków ryb – przykład piskorza *Misgurnus fossilis* na obszarze Natura 2000 Pradolina Bzury-Neru PLH100006.** Chrońmy Przyrodę Ojczystą 71(4): 266–272.

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w pracach terenowych, opracowaniu danych i przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **15%**

- Pyrzanowski K., Zięba G., Dukowska M., Smith C., Przybylski M. 2019. **The role of detritivory as a feeding tactic in harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*).** Scientific Reports 9: 8467. doi:10.1038/s41598-019-44911-y

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w pracach terenowych i przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **10%**

- Pyrzanowski K., Zięba G., Przybylski M. 2020. **Endangered weatherfish (*Misgurnus fossilis*) age and growth is affected by the size of the watercourses.** Journal of Vertebrate Biology (Folia Zoologica.) 69(1): 19041. doi:10.25225/jvb.19041

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w pracach terenowych, laboratoryjnych, opracowaniu i analizie zebranego materiału i przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **10%**

- Pyrzanowski K., Rejnisz A., Przybylski M., Zięba G. 2020. **Naturalna odbudowa populacji piskorza (*Misgurnus fossilis*) w Pradolinie Bzury-Neru po suszy z 2015 roku.** Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 39(2): 37–53.

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w pracach terenowych, opracowaniu i analizie zebranego materiału, opracowaniu danych i przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **10%**

- Pyrzanowski K., Zięba G., Chwatko G., Przybylski M. 2021. **Does habitat otherness affect weatherfish *Misgurnus fossilis* reproductive traits?** European Zoological Journal 88(1): 328–339. Doi:10.1080/24750263.2021.1887379

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w pracach terenowych i przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **10%**

- Pyrzanowski K., Zięba G., Leszczyńska J., Adamczuk M., Dukowska M., Przybylski M. 2021. **Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish *Misgurnus fossilis*.** Ecology and Evolution. doi: 10.1002/ece3.7340

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w pracach terenowych i przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **5%**

Grzegorz Zięba

Łódź, 14.03.2021

Małgorzata Dukowska
Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Łódzki
ul. Banacha 12/16
90-237 Łódź

OŚWIADCZENIE O WSPÓŁAUTORSTWIE PUBLIKACJI

Oświadczam, że jestem współautorem następujących publikacji wchodzących w skład rozprawy doktorskiej:

- Pyrzanowski K., Zięba G., Dukowska M., Smith C., Przybylski M. 2019. **The role of detritivory as a feeding tactic in harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*)**. Scientific Reports 9: 8467. doi:10.1038/s41598-019-44911-y

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w pracach laboratoryjnych, opracowaniu i analizie zebranego materiału oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **10%**

- Pyrzanowski K., Zięba G., Leszczyńska J., Adamczuk M., Dukowska M., Przybylski M. 2021. **Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish *Misgurnus fossilis***. Ecology and Evolution. doi: 10.1002/ece3.7340

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w pracach laboratoryjnych, opracowaniu i analizie zebranego materiału oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **5%**.



Łódź, 12.03.2021

Carl Smith
Department of Ecology and Vertebrate Zoology
Faculty of Biology and Environmental Protection
University of Łódź
12/16 Banacha Street
90-237 Łódź

STATEMENT ABOUT THE PART-AUTHORITY OF THE PUBLICATION

I declare that I am a co-author of the article included in doctoral dissertation:

- Pyrzanowski K., Zięba G., Dukowska M, Smith C., Przybylski M. 2019. **The role of detritivory as a feeding tactic in harsh environment – a case study of weatherfish (*Misgurnus fossilis*)**. Scientific Reports 9: 8467. doi:10.1038/s41598-019-44911-y

I estimate my participation in the work, which consisted of data processing and preparation of the text of the manuscript, at **15%**

Carl Smith

Łódź, 14.03.2021

Joanna Leszczyńska
Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Łódzki
ul. Banacha 12/16
90-237 Łódź

OŚWIADCZENIE O WSPÓŁAUTORSTWIE PUBLIKACJI

Oświadczam, że jestem współautorem publikacji wchodzącej w skład rozprawy doktorskiej:

- Pyrzanowski K., Zięba G., Leszczyńska J., Adamczuk M., Dukowska M., Przybylski M.
Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish *Misgurnus fossilis*. Ecology and Evolution. doi: 10.1002/ece3.7340

Mój wkład do pracy, który polegał na pracach udziale w laboratoryjnych, opracowaniu i analizie zebranego materiału oraz przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **10%**

joanna leszczyńska

Łódź, 12.03.2021

Aneta Rejnisz
Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Łódzki
ul. Banacha 12/16
90-237 Łódź

OŚWIADCZENIE O WSPÓŁAUTORSTWIE PUBLIKACJI

Oświadczam, że jestem współautorem artykułu wchodzących w skład rozprawy doktorskiej:

- Pyrzanowski K., Rejnisz A., Przybylski M., Zięba G. 2020. **Naturalna odbudowa populacji piskorza (*Misgurnus fossilis*) w Pradolinie Bzury-Neru po suszy z 2015 roku.** Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 39(2): 37–53

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w pracach terenowych, opracowaniu danych i przygotowaniu tekstu manuskryptu oceniam na **10%**

Aneta Rejnisz

Łódź, 12.03.2021

Grażyna Chwatko
Katedra Chemii Środowiska
Wydział Chemii
Uniwersytet Łódzki
ul. Pomorska 163
90-236 Łódź

OŚWIADCZENIE O WSPÓŁAUTORSTWIE PUBLIKACJI

Oświadczam, że jestem współautorem publikacji wchodzącej w skład rozprawy doktorskiej:

- Pyrzanowski K., Zięba G., Chwatko G., Przybylski M. 2021. **Does habitat otherness affect weatherfish *Misgurnus fossilis* reproductive traits?** European Zoological Journal 88(1): 328–339. doi:10.1080/24750263.2021.1887379

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w pracach laboratoryjnych, opracowaniu i analizie części zebranego materiału oceniam na **10%**

Grażyna Chwatko

Łódź, 14.03.2021

Małgorzata Adamczuk
Katedra Hydrobiologii i Ochrony Ekosystemów
Wydział Biologii Środowiskowej
Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie
ul. Dobrzańskiego 37
20-262 Lublin

OŚWIADCZENIE O WSPÓŁAUTORSTWIE PUBLIKACJI

Oświadczam, że jestem współautorem publikacji wchodzącej w skład rozprawy doktorskiej:

- Pyrzanowski K., Zięba G., Leszczyńska J., Adamczuk M., Dukowska M., Przybylski M.
2021. **Food resource partitioning between juvenile and mature weatherfish *Misgurnus fossilis***. Ecology and Evolution. doi: 10.1002/ece3.7340

Mój wkład do pracy, który polegał na udziale w opracowaniu i analizie części zebranego materiału, oceniam na **10%**

M. Adamczuk