

GRZEGORZ ZIĘBA*, MARTA LEŚNIAK, LIDIA MARSZAŁ, BARTOSZ JANIC,
DAGMARA BŁOŃSKA

**BASS SŁONECZNY (*LEPOMIS GIBBOSUS*) W DORZECZU DOLNEJ ODRY,
WYSTĘPOWANIE I REGULACJA LICZEBNOŚCI POPULACJI**

PUMPKINSEED (*LEPOMIS GIBBOSUS*) IN THE LOWER ODER RIVER
CATCHMENT, DISTRIBUTION AND REGULATION OF POPULATION SIZE

Katedra Ekologii i Zoologii Kręgowców, Uniwersytet Łódzki
ul. Banacha 12/16, 90-237 Łódź

ABSTRACT

The distribution of a non-native fish (NNF), pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*), in Poland, with emphasis on its recently discovered sites in the vicinity of the lower Oder River, is summarized. Isolated character of anthropogenic ponds inhabited by pumpkinseed (within the city of Szczecin) indicates human activity (e.g. intentional release) as the main factor responsible for the spread of NNF. Pumpkinseed population density in the Bukowy Pond reached 2986–3440 specimens/hectare in the year 2012 and subsequent selective electrofishing depletion over the spring-autumn 2014 did not affect the size structure of its population. Intensified electrofishing depletion (8 runs/24 hours) before the spawning season of 2014 (Brodowski Pond) appeared to be more efficient in affecting the population structure, probably due to the reduction of its spawning stock. The efforts directed towards the eradication of NNF species in Poland should include the usage of complex control methods, including species-specific removal and management of predatory fish species (e.g. pike *Esox lucius*). Furthermore, a ban on releasing NNF species into open waters should be respected.

Key words: non-native fish, distribution in Poland, electrofishing depletion, population management, pest eradication.

* Autor do korespondencji: fringill@biol.uni.lodz.pl

1. WSTĘP

Skład gatunkowy zespołów ryb i minogów jest pochodną kombinacji lokalnych czynników biotycznych i abiotycznych, jakie towarzyszą organizmom w czasie ich ontogenezy (Vannote i inni 1980). Zespoły te mogą jednak podlegać szeregowi czynników modyfikujących ich skład i strukturę, wśród których istotne znaczenie ma między innymi pojawianie się obcych gatunków. W przypadku słodkowodnej ichtiofauny w Polsce odnotowywano dotychczas co najmniej 37 taksonów, które mają obce pochodzenie. W większości przypadków ryby zostały introdukowane celowo i aż 19 taksonów skutecznie się zaaklimatyzowało (Grabowska i inni 2010, Witkowski i Grabowska 2012). Proces aklimatyzacji oraz tempo i kierunek rozprzestrzeniania się gatunków obcych są stosunkowo dobrze poznane jedynie w przypadku najnowszych kolonizatorów, między innymi babek, obecnych głównie w dorzeczu Wisły, zasiedlonej przez większość obecnych w Polsce obcych gatunków ryb (Grabowska i inni 2010). Gruszka (1999) ocenia jednak, że w zlewisku Bałtyku także estuarium rzeki Odry jest stosunkowo silnie narażone na zasiedlenie przez gatunki obce dla rodzimej fauny.

W przypadku bassa słonecznego (*Lepomis gibbosus*) północnoamerykańskiej ryby z rodziny Centrarchidae, obecnego w Europie od 1887 roku, pierwsze wzmianki o pojawieniu się w Polsce pochodzą z roku 1927 i dotyczą właśnie dorzecza Odry. Ryba zawleczona została z materiałem zarybieniowym karpia (*Cyprinus carpio*), sprowadzanym z południowej Europy (Węgry, dawna Jugosławia i Czechosłowacja; podsumowanie: Witkowski 1989). Początkowo napotymano niemal wyłącznie na pojedyncze osobniki (Pappenheim 1927, Hoffman 1928, Boettger 1934, Thienemann 1950), a dopiero później na większe zgrupowania zasiedlające izolowane stanowiska, które nie zawsze jednak wykazywały się dużą stabilnością. Ryby łowiono zarówno w samej Odrze (k. Krosna Odrzańskiego, Eisenhüttenstadt i Słubic), jak i jej dopływach (Nysa Łużycka k. Gubina, Warta k. Gorzowa), Zbiorniku Pilchowickim k. Jeleniej Góry (Bóbr), stawach karpiowych k. Milicza (Barycz) oraz jezioru Dziwnej k. Dziwnowa (Wiktor 1959, Balon 1964, Rembiszewski i Rolik 1975, Witkowski 1979, Brämick i inni 1998, Wolter i inni 1999). Wydaje się, że jak dotychczas, najlepsze warunki bytowania ryby znalazły dopiero wraz z wybudowaniem i oddaniem do eksploatacji w latach 1974–1977 Elektrowni Dolna Odra w Nowym Czarnowie k. Gryfina. Jej integralną częścią jest kanał zrzutowy, odprowadzający wodę pochłodniczą, który zasiedlony jest przez bardzo bogaty zespół ryb, w tym przez liczną i stabilną populację bassa słonecznego (Heese i Przybyszewski 1985, Piasecki i Falandysz 1994, Domagała i inni 2014). Mimo istniejącego potencjału populacyjnego do samoistnego rozprzestrzeniania się brak jest, jak dotychczas, publikowanych informacji o obecności bassa słonecznego w dopływach dolnej Odry.

Każdy pojawiający się składnik fauny czy flory zwykle nie pozostaje bez wpływu na rodzime gatunki. Cucherousset i Olden (2011) podsumowali wpływ obcych gatunków ryb na różnych poziomach organizacji biologicznej, zaczynając od genetycznego (np. możliwe hybrydyzacje), poprzez modyfikacje indywidualnych osobników (np. zmiana ich zachowań, morfologii), po poziom populacji (m.in. transmisja nowych patogenów, zmiany liczebności i rozmieszczenia), zespołów (np. wpływ na sieć troficzną, wymieranie gatunków) i ostatecznie całych ekosystemów (m. in. modyfikacja cykli biogeochemicznych, zmiany przepływu energii). Biorąc pod uwagę fakt, że inwazyjny w większości swojego introdukowanego zasięgu występowania, bass słoneczny uznawany jest za jeden z dziesięciu gatunków ryb, mogących mieć potencjalnie największy negatywny ekologiczny wpływ na lokalne zespoły organizmów (Casal 2006). Również w Polsce należy liczyć się z konsekwencjami jego obecności, choćby takimi, jak stwierdzonymi przez van Kleefa i innych (2008), czy García-Berthou i Moreno-Amich (2000), tj. redukcją liczebności aż 8 taksonów bezkręgowców, czy nasiloną konsumpcją ikry innych gatunków ryb.

W związku z powyższym celem pracy jest podsumowanie aktualnego rozmieszczenia introdukowanego bassa słonecznego w Polsce ze wskazaniem nowych stanowisk występowania oraz próba określenia skuteczności redukcji liczebności gatunku poprzez selektywny wyłów i określenie, czy metoda ta może posłużyć jako narzędzie do kontroli liczebności tego obcego gatunku.

2. TEREN BADAŃ

Ujściowy odcinek Odry w obrębie mezoregionu Dolina Dolnej Odry tworzy skomplikowany układ hydrograficzny. Koryto dzieli się na dwa równoległe ramiona: Odra Zachodnia i Odra Wschodnia, które połączone są siecią odnóg i kanałów leżących w zabagnionej dolinie (Kondracki 2011). Elektropołowy mające na celu ustalenie struktury zespołów ryb i udział w nich bassa słonecznego prowadzono w obrębie Regalicy (dolny odcinek Odry Wschodniej) od Nowego Czarnowa do Szczecina. Rzeka na tym odcinku ma od około 150 do 250 m szerokości, uregulowane, wyprostowane koryto z piaszczystym podłożem i brzegami przeważnie wzmocnionymi kamiennym druzgotem. Strefa ekotonowa jest mało zróżnicowana z nielicznymi drzewami i brzegami porośniętymi naczyniową roślinnością wynurzoną, głównie trzcina pospolitą (*Phragmites australis*). Rzeka wykazuje zbliżoną charakterystykę aż do administracyjnych granic Szczecina. W samym mieście kontrolowano dodatkowo izolowane, antropogeniczne zbiorniki, zlokalizowane zarówno w lewo-, jak i prawobrzeżnej części Szczecina (Zięba i inni 2014, Leśniak i inni 2015).

Do oceny skuteczności metody selektywnych wyłowów redukcyjnych (cykl miesięczny) wybrano nowo stwierdzone stanowisko występowania

gatunku – Staw Bukowy (N: 53°22'17.74", E: 14°39'41.74") – zalane wyrobisko gliny przy ul. Handlowej w prawobrzeżnej części Szczecina. Izolowany zbiornik o powierzchni 54 arów osiąga maksymalną głębokość dochodzącą do 15 m. Zanurzona roślinność naczyniowa w okresie wegetacyjnym tworzyła zwarty kożuch w strefie fotycznej zbiornika. Brzegi były miejscami silnie zacienione, z dobrze rozwiniętą strefą roślinności wynurzonej, głównie trzciny pospolitej, miejscami gwałtownie schodzące, strome (Białecki 1999, Zięba i inni 2014, Leśniak i inni 2015).

Kolejnym dotychczas nieopisanym, izolowanym miejscem występowania bassa słonecznego jest Staw Brodowski (N: 53°27'1.23", E: 14°33'55.13"), zlokalizowany przy ul. Stawowej, w lewobrzeżnej części miasta. Zbiornik o głębokości dochodzącej do 7 m i powierzchni 92 arów w trakcie prac inwentaryzacyjnych miał brzegi umocnione faszyną i częściowo wybetonowane. Brzegi w znacznej mierze były porośnięte, głównie trzcina pospolita. Obecne były liczne rośliny zanurzone. W latach 2014–2015 przeprowadzono prace, które skutkowały całkowitym wybetonowaniem strefy ekotonowej (gabiony), wraz z całkowitym usunięciem naczyniowej roślinności wynurzonej. Zbiornik wcześniej wykorzystano do oceny wpływu selektywnych wyłowów redukujących liczebność obcego gatunku, w cyklu dobowym.

3. MATERIAŁ I METODY

Informacje o występowaniu bassa słonecznego w Polsce pochodzą z publikowanych źródeł, jak również z badań własnych prowadzonych w latach 2012–2014. Obecne badania składu i struktury zespołów ryb prowadzone w ramach ustalania zasięgu występowania bassa słonecznego w dolnej Odrze wykonywane były z wykorzystaniem metody elektropołowu. Elektropołow prowadzony był zgodnie z Polską Normą PN-EN 14011: 2006: Jakość wody – pobieranie próbek ryb z zastosowaniem elektryczności, w zunifikowany sposób (Penczak 1967, Backiel i Penczak 1989). Stano-wiska kontrolowane były z wykorzystaniem atestowanego agregatu połowowego EFGI 650 (BSE Bretschneider Specialelektronik, Niemcy) o maksymalnej mocy na wyjściu 1200 W (prąd impulsowy). Ryby podejmowane były z wody przy pomocy jednego anodoczerpaka, wszystkie osobniki zostały oznaczone do gatunku, policzone, po czym niezwłocznie uwalniane w miejscach schwytania. Odłowy w zamkniętych zbiornikach obejmowały całą strefę przybrzeżną. Długość odławianych (z płynącej wzdłuż brzegu łodzi lub pontonu) fragmentów cieków oraz długość i szerokość strefy przybrzeżnej kontrolowanych zbiorników wód stojących mierzono za pomocą laserowego dalmierza. Na podstawie obliczanych rzeczywistych powierzchni odłowu i obserwowanych liczebności oszacowane zostało zagęszczenie osobników poszczególnych gatunków w obrębie kontrolowanych stanowisk.

Do oszacowania liczebności bassów w Stawie Bukowym zastosowano metodę Schnabela (Schnabel 1938, Bobek i Kozłowski 1987), która polega na określeniu całkowitej liczby schwytych zwierząt w oparciu o wyniki wyłówów następczych znakowanych organizmów z podziałem na wcześniej znakowane i schwyte po raz pierwszy. Liczebność obliczono według wzoru:

$$\hat{N} = \frac{\sum(n_i \cdot M_i)}{\sum R_i}$$

gdzie:

n_i – liczba zwierząt schwytych w kolejnych, i -tych odłowach,

M_i – liczba zwierząt oznakowanych przed i -tym terminem,

R_i – liczba zwierząt oznakowanych, schwytych powtórnie.

Błąd standardowy dla oceny liczebności metodą Schnabela obliczono według wzoru:

$$SE = \frac{1}{\sqrt{\frac{1}{\hat{N} - M_k} + \frac{k-1}{\hat{N}} - \sum \left(\frac{1}{\hat{N} - n_i} \right)}}$$

gdzie:

k – liczba odłowów,

M_k – suma liczby zwierząt oznakowanych przed i -tymi terminami.

Liczebność populacji wyrażono w postaci:

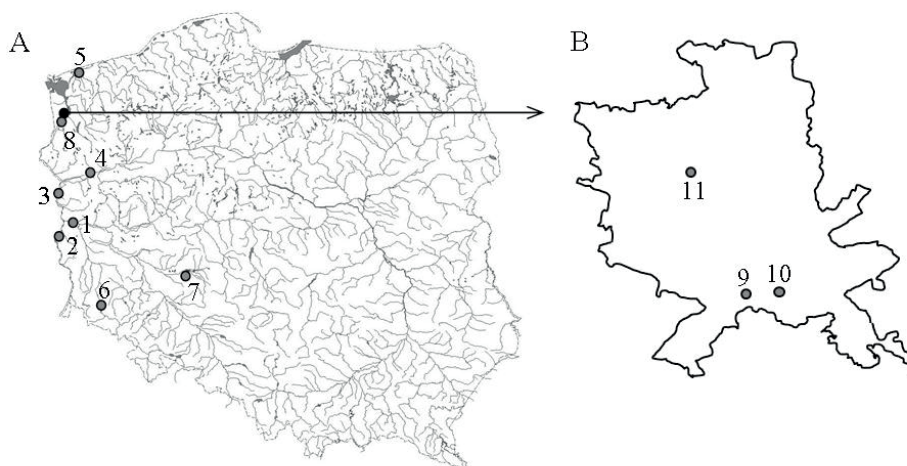
$$N = \hat{N} \pm 1,96 SE$$

Elektropułowy w Stawie Bukowym w celu oszacowania liczebności przeprowadzono w czterech terminach badań: maj, czerwiec, sierpień i październik 2012 r. Selektywne wyłowy redukcyjne w obrębie Stawu Bukowego prowadzone były w cyklu miesięcznym w okresie kwiecień–wrzesień 2014 r.

Wyłowy ze Stawu Brodowskiego, obejmujące ośmiokrotne pobranie prób z 40 metrowego odcinka strefy brzegowej stawu miały miejsce 6–7 lipca 2013 r. Kontrole liczebności populacji bassa słonecznego prowadzono kolejno w dniach: 30 lipca 2013 r. oraz 24 kwietnia i 28 sierpnia 2014 r.

4. WYNIKI

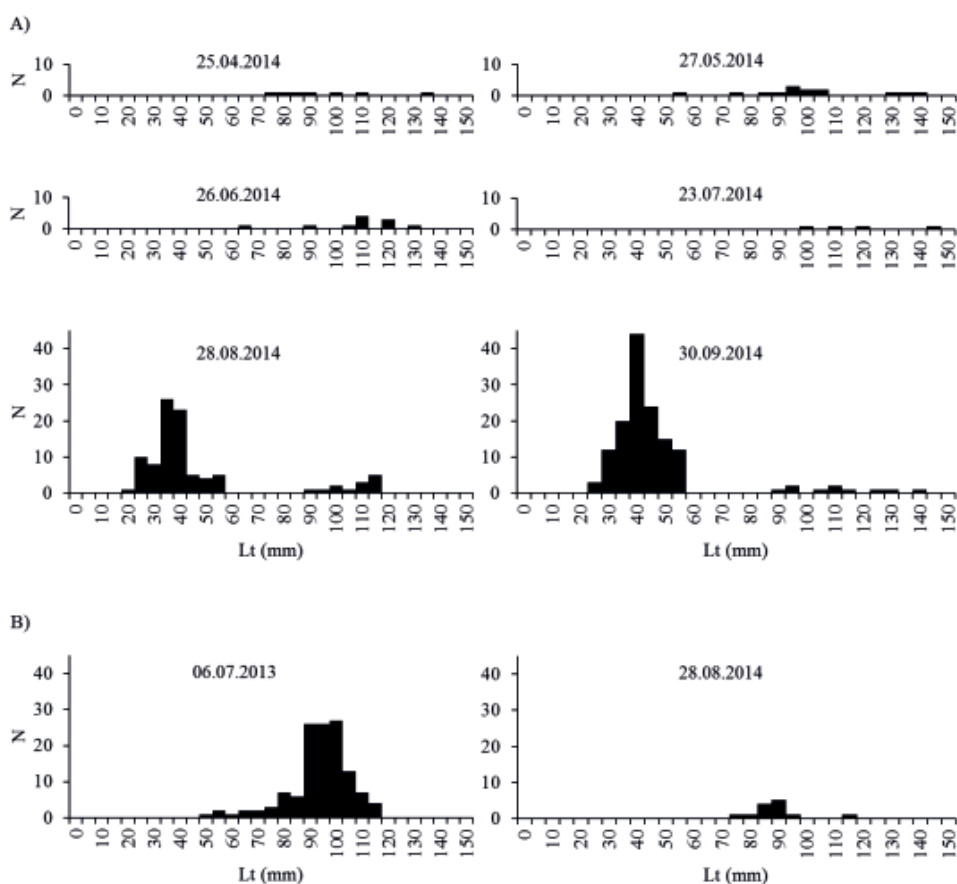
Nowe stwierdzone stanowiska występowania bassa słonecznego zlokalizowane są w dorzeczu dolnej Odry i znajdują się w niedalekiej odległości (ok. 30 km) od obecnie najliczniej zasiedlanej lokalizacji gatunku, tj. kanału zrzutowego wód pochłodniczych Zespołu Elektrowni Dolna Odra w Nowym Czarnowie (Rys. 1). Nie opisywane wcześniej izolowane zbiorniki są pochodzenia antropogenicznego, a skład ich zespołów ryb jest wynikiem celowych działań zarybieniowych, nie mających sformalizowanego charakteru.



Rys. 1. Rozmieszczenie stanowisk występowania bassa słonecznego (*Lepomis gibbosus*) w Polsce (za Witkowskim 1979), uzupełnione o obecne stanowiska z terenu Szczecina; A) 1 – Odra koło Krosna Odrzańskiego (Pappenheim 1927); 2 – Nysa Łużycka koło Gubina (Hoffman 1928); 3 – Odra koło Słubic (Boettger 1934); 4 – Warta koło Gorzowa Wlkp. (Thienemann 1950); 5 – Jezioro Dziwnej koło Dziwnowa (Wiktor 1959); 6 – Zbiornik Pilichowicki na Bobrze koło Jeleniej Góry (Balon 1964); 7 – Staw „Andrzej” i „Grabownica” koło Milicza (Witkowski 1979); 8 – kanał zrzutowy Zespołu Elektrociepłowni Dolna Odra, koło Gryfina (Heese, Przybyszewski 1985); B) 9 – Jezioro Szmaragdowe, Szczecin (Raczyński, Śmietana 1999); 10 – Staw Bukowy, Szczecin (nowe stanowisko), 11 – Staw Brodowski, Szczecin (nowe stanowisko).

Fig. 1. Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) distribution in Poland (after Witkowski 1979), complemented by the present sites in the area of the city of Szczecin; A) 1 – Oder River near Krosno Odrzańskie town (Pappenheim 1927); 2 – Nysa Łużycka River near Gubin town (Hoffman 1928); 3 – Oder River near Słubice town (Boettger 1934); 4 – Warta River near Gorzów Wlkp. town (Thienemann 1950); 5 – Dziwnej Lake near Dziwnów town (Wiktor 1959); 6 – Pilichowicki dam reservoir on the Bóbr River near Jelenia Góra town (Balon 1964); 7 – ‘Andrzej’ and ‘Grabownica’ ponds near Milicz town (Witkowski 1979); 8 – outflow channel of the ‘Dolna Odra’ Power Plant, near Gryfino town (Heese, Przybyszewski 1985); B) 9 – Szmaragdowe Lake, city of Szczecin (Raczyński, Śmietana 1999); 10 – Bukowy Pond, city of Szczecin (new site), 11 – Brodowski Pond, city of Szczecin (new site).

Szacunkowa liczebność bassa słonecznego na etapie rozpoznania stanu populacji w Stawie Bukowym (rok 2012) wynosiła $N=1735\pm 123$ osobników. Zagęszczenie populacji oscylowało w granicach od 2986 do 3440 osobników/ha. Liczba sukcesywnie usuwanych osobników w roku 2014 wynosiła jednorazowo od 4 do 140, przy czym w okresie od kwietnia do lipca odławiano jedynie osobniki dorosłe (Rys. 2A).



Rys. 2. Diagramy frekwencji długości ciała bassa słonecznego (*Lepomis gibbosus*) Lt (mm) w: A) Stawie Bukowym w okresie wyłowów redukcyjnych (kwiecień–wrzesień 2014 r.); B) Stawie Brodowski (dane łączne z ośmiokrotnego elektropołowu redukcyjnego oraz z sierpnia 2014 r.).

Fig. 2. Length-frequency distributions TL (mm) for pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in: A) the Bukowy Pond, during electrofishing removal (April–September 2014); B) the Brodowski Pond (eight runs electrofishing depletion, data combined; and August 2014).

Ze Stawu Brodowskiego w lipcu 2013 r. pozyskano 127 osobników bassa słonecznego, w tym jedynie dwa osobniki niedojrzałe płciowo. Nie stwierdzono obecności narybku (Rys. 2B). Kontrole prowadzone w lipcu 2013 r. i kwietniu 2014 r. nie wykazały obecności gatunku w całej strefie przybrzeżnej zbiornika. W połowie sierpnia 2014 r. w całej strefie przybrzeżnej zbiornika ponownie napotkano jedynie na 13 dorosłych osobników (Rys. 2B).

5. DYSKUSJA

Obecny areał występowania bassa słonecznego w Polsce jest ściśle ograniczony do zlewni Odry, gdzie ta stosunkowo ciepłolubna ryba znalazła dogodne warunki bytowania, głównie w podgrzanych wodach w okolicy elektrociepłowni koło Gryfina (Głowaciński 2011). Z nieciągłego historycznego zasięgu rozmieszczenia (podsumowanie: Witkowski 1989) można przypuszczać, że przypadkowe introdukcje w rejonie środkowej Odry mogły mieć miejsce kilkakrotnie. Komercyjne łowiska, stawy hodowlane, czy izolowane zbiorniki gdzie najczęściej odnotowywano pojawianie się bassa słonecznego, mogą jednak stanowić poważne, wręcz stałe źródło kolonizatorów, nawet jeśli w przemieszczaniu ryb nie bierze udziału człowiek, ponieważ dzieje się to samoistnie, choćby w następstwie niekontrolowanych ucieczek w trakcie wysokich stanów wody (Fobert i inni 2013). Stosunkowo mało zróżnicowane siedliskowo komercyjne łowiska, czy stawy hodowlane, sprzyjają ustanawianiu nowych lokalnych populacji gatunków obcych. Jak przewidują Drake i Lodge (2004) dopiero wzrost zróżnicowania siedlisk zwiększa prawdopodobieństwo wyginięcia, lub skutecznie obniża możliwość osiedlenia się nowo przybyłych taksonów. Sukces introdukcji zależy dodatkowo od liczby wsiedlanych osobników oraz częstości tych epizodów, przy czym bez odpowiednio dużej liczby kolonizatorów, czy powtarzalności procesu szansa aklimatyzacji pozostaje niewielka (Kolar i Lodge 2001). Związane jest to z efektem Allego, gdzie w przypadku organizmów rozmnażających się płciowo niskie zagęszczenie może, poprzez trudności w znalezieniu partnera, doprowadzić do ograniczenia rozrodczości, a w konsekwencji do wyginięcia populacji (McCarthy 1997). Jak przypuszcza Witkowski (1979) w przypadku stawów w Miliczu pojedyncze wsiedlenie bassa słonecznego (najprawdopodobniej wraz z materiałem zarybieniowym karpia z Węgier), nie zagwarantowało skutecznej introdukcji bassa słonecznego, nie odławianego w latach kolejnych, po pierwszej obserwacji. W przypadku zamkniętych zbiorników (zamkniętych populacji), gdzie introdukcja jest jednorazowym zdarzeniem, w przeciwieństwie do populacji otwartych, narażonych na nawracające epizody pojawiania się obcych gatunków, szansa zadomowienia zwykle też jest niższa (Brown i Kodric-Brown 1977). W przypadku bassa słonecznego, który obecnie uznawany jest we Francji za jedno z największych zagrożeń

dla rodzimej ichtiofauny, jego obecny status osiągnięty został dopiero po kilku nieudanych epizodach introdukcji (Roule 1931).

Popularność Stawu Bukowego wśród lokalnych wędkarzy, związana z lokalizacją zbiornika w pobliżu skrzyżowania uczęszczanych dróg, spowodowała zapewne, że po pierwszej introdukcji bassa słonecznego w latach 70. XX wieku (informacja ustna), zbiornik ten zarybiany był jeszcze wielokrotnie, w tym obcym bassem słonecznym pochodzącym z dolnej Odry. O licznych zarybieniach świadczy także obecność (w izolowanym zbiorniku) gatunków reofilnych, jak np. miętusa (*Lota lota*), węgorza (*Anguilla anguilla*), czy klenia (*Leuciscus cephalus*) oraz 3 obcych gatunków ryb (oprócz bassa słonecznego, karasia srebrzystego *Carassius gibelio* i złotej rybki *Carassius auratus*), a także żółwia czerwonolicego (*Trachemys scripta elegans*) i raka amerykańskiego (*Orconectes limosus*) (Zięba i inni 2014). Na widoczną w przypadku Stawu Bukowego ścisłą zależność łatwości dostępu do zbiorników, związaną m.in. z odległością od dróg, i liczbą nielegalnie introdukowanych gatunków obcych wskazywali już Copp i inni (2005), badając zbiorniki w dużym parku leśnym w sąsiedztwie Londynu (Anglia). W świetle oszacowanej liczebności bassa słonecznego w Stawie Bukowym można przypuszczać, że znalazł on tutaj dogodne warunki życia i z sukcesem przystępuje do rozrodu (Rys. 2A). Najprawdopodobniej populacja bassa słonecznego w Stawie Brodowskim osiągnęła napotkany w trakcie badań status również dzięki nielegalnym, powtarzającym się zarybieniom. Kolorowe ubarwienie ryby i jej wyjątkowe na tle rodzimych gatunków ryb zachowania tarłowe, musiały prawdopodobnie skutkować próbami hodowli w warunkach domowych i chęcią posiadania tak odmiennej ryby również w swoim najbliższym sąsiedztwie.

W przypadku obcych gatunków ryb, które potencjalnie mogą wywierać negatywny wpływ na rodzime zespoły ryb, największym ograniczeniem jest brak specyficznych gatunkowo technik usuwania (wrybiana) (Scalera i Zaghi 2004). Podjęta w przypadku bassa słonecznego próba selektywnego wyłowa przez wędkarzy w 10 zbiornikach na południu Francji (Evangelista i inni 2015) skutkowałą zmniejszeniem maksymalnego ciężaru osobniczego, bez istotnych zmian długości ciała osobników w populacjach, w miarę wzrostu presji wędkarskiej. Odpowiedź ze strony populacji wyrażała się również zmniejszeniem długości ciała osobników w drugim roku życia oraz spadkiem tempa wzrostu. W konsekwencji zaobserwowano zmiany prowadzące do osiągnięcia dojrzałości płciowej przez mniejsze osobniki i powolniejszy wzrost (Evangelista i inni 2015). Zależność wzrostu i wieku osiągnięcia dojrzałości płciowej w przypadku bassa słonecznego uznana została za predyktor potencjalnej inwazyjności (Copp i Fox 2007; Cucherousset i inni 2009). Wydaje się, że rozwiązaniem może być wprowadzanie rodzimych gatunków ryb drapieżnych, głównie szczupaka (*Esox lucius*). Van Kleef i Jongejans (2014) zauważyli bowiem, że

śmiertelność bassa słonecznego spowodowana aktywnością drapieżników może determinować stopień jego inwazyjności. Może to zapobiegać dominacji bassa słonecznego w zbiornikach, wpływającej na zmniejszenie lokalnej bioróżnorodności ryb, lecz należy pamiętać, że wprowadzie szczupak już przy długości ciała około 4–8 cm zaczyna żerować na innych rybach (Paat 1988), to jednak jego dieta nie ogranicza się jedynie do bassa słonecznego.

Mimo szeregu działań związanych z badaniem tempa rozprzestrzeniania się obcych gatunków, a przede wszystkim skali ich oddziaływania na rodzime ekosystemy, niewiele jest przykładów dokumentujących skuteczność starań mających na celu całkowite usunięcie obcych ryb po ich zadomowieniu się. Wydaje się, jak dotąd, że jedynie całkowite osuszanie akwenów, lub/i stosowanie rotenonu może przynieść oczekiwany efekt, o jakim piszą np. Copp i inni (2007) w przypadku czebaczka amurskiego (*Pseudorasbora parva*).

W przypadku opisywanego Stawu Bukowego, naturalnego głębokiego zbiornika śródmiejskiego, tak radykalne metody nie mogą być jednak zastosowane. Selektywne wyłowy redukcyjne, prowadzone w miesięcznych odstępach, nie miały istotnego wpływu na ograniczenie liczebności bassa słonecznego z uwagi na znikomy odsetek odławianych osobników (Rys. 2A). Wydaje się zatem, że jedyną możliwością kontroli liczebności tej ryby pozostają działania skumulowane. Celem usunięcia lub przynajmniej istotnej redukcji liczebności bassa słonecznego w izolowanych zbiornikach wskazane byłoby skoncentrowanie presji wędkarskiej nie tylko na osobnikach dojrzałych, osiągających największe rozmiary ciała, ale również, jeśli to jest możliwe, na osobnikach młodocianych, celem uniknięcia kompensacyjnego dostosowywania się populacji w zakresie parametrów *life history*, tj. wzrostu, płodności i wieku osiągnięcia dojrzałości płciowej. Bezwzględnie należy przestrzegać obowiązujących przepisów prawa zakazujących uwalniania z powrotem do wody schwytanych wcześniej osobników, jak i zasilania lokalnych populacji rybami zawleczonymi z innych miejsc. Dodatkowo, konieczne wydaje się ograniczenie presji wędkarskiej na rodzime gatunki ryb drapieżnych, w tym głównie szczupaka. Jedynie wielokierunkowe działania mogą przyczynić się do ograniczenia liczebności zamkniętych populacji bassa słonecznego, jednak wobec dużego potencjału inwazyjnego ryby nie gwarantują sukcesu.

Działania zastosowane w przypadku eradykacji bassa słonecznego ze Stawu Brodowskiego, polegające na maksymalizowaniu wysiłku w krótszym przedziale czasu (osiem elektropołowów w ciągu jednej doby) przyniosły zdecydowanie lepszy efekt. W założeniu elektropołowy prowadzone były przed rozpoczęciem tarła, co przejawiało się brakiem osobników młodocianych w odłowach, a równocześnie skutkowało prawdopodobnie silnym osłabieniem stada tarłowego (Rys. 2B). Brak stwierdzenia gatunku podczas kolejnych kontroli może potwierdzać tę

hipotezę. Kolejne stwierdzenie miało miejsce dopiero po upływie roku, w sierpniu 2014 r., i dotyczyło jedynie niewielkiej liczby osobników. W stawie zastosowano działania konserwacyjne, wynikające z obywatelskiej inicjatywy i mające uczynić zbiornik i jego najbliższe otoczenie bardziej przyjaznym dla lokalnej społeczności. Polegają one na istotnym obniżeniu poziomu wody (w trakcie wykonywania prac) na okres zimy 2014/2015 i połączone są z likwidacją sprzyjającej rybom strefy ekotonowej (zastąpienie jej umocnionymi pomostami). Można mieć nadzieję, że działania te spowodowały dalsze osłabienie lokalnej populacji bassa słonecznego.

W wodach Międzyrzecza Neja (2011) określił (w czterostopniowej skali) częstość występowania bassa słonecznego, jako „rzadki”, co oznacza, że w połowach badawczych gatunek spotykany był wyłącznie jako pojedyncze osobniki. Ryba odnotowywana była także w połowach gospodarczych. Ogółem w przedziale lat 1952–2002 złowiono 1174 kg bassa słonecznego, średnio 23 kg rocznie (maks. 753 kg, min. 0 kg), co stanowiło tym samym 0,02% udziału w całkowitych połowach. Jednak jak podaje Neja (2011) bassy słoneczne w połowach gospodarczych obecne były jedynie w czterech latach z podawanego zakresu czasowego. Trzebiatowski (1999) uważa, że poza refugiami w postaci kanału odprowadzającego podgrzaną wodę, w dolnej Odrze ryba ta wraz z czebaczką amurską pojawiała się sporadycznie, a zbyt niska temperatura wody w zimie i zjawiska lodowe nie są dobrze tolerowane przez oba gatunki, co pozostaje w zgodzie z informacjami podawanymi przez Coppa i Foxa (2007), którzy twierdzą, że ekspansja bassa słonecznego limitowana jest temperaturą wody.

W chwili obecnej, punktowe rozmieszczenie bassa słonecznego w Polsce (Rys. 1) świadczy o dominującej roli człowieka w poszerzaniu areału występowania tego gatunku i jego niewielkim potencjale do samorozprzestrzeniania się. Zagrożeniem, którego nie można jednak ignorować, jest inwazyjny potencjał ryby, dla której impulsem do inwazji może być już niewielka zmiana lokalnych warunków termicznych. Badania eksperymentalne (Zięba i inni 2010, 2015) wskazują, że zmiana temperatury o 2–3°C może istotnie wpłynąć zarówno na zachowania ryb dojrzałych, jak i przeżywalność narybku. W konsekwencji przewidywanych, również dla Polski, zmian klimatu (NCBR 2013), punktem, z którego niewątpliwie może zacząć się inwazja będzie wskazywany przez Domagałę i innych (2014) ciepły kanał Dolnej Odry, w którym bassy słoneczne już obecnie wykazują duży potencjał rozrodczy.

PODZIĘKOWANIA

Autorzy składają podziękowania Okręgowi PZW w Szczecinie, Rybackiej Spółdzielni Regalica w Gryfinie, Dyrekcji Zespołu Parków Krajobrazowych Województwa Zachodniopomorskiego oraz Zakładowi Usług Komunalnych w Szczecinie za wyrażenie zgody na prowadzone prace. Za pomoc

w badaniach terenowych dziękujemy dr hab. Małgorzacie Dukowskiej i mgr Piotrowi Adamiakowi. Za korektę tekstów anglojęzycznych pragniemy podziękować dr. hab. Łukaszowi Głowackiemu. Projekt został sfinansowany ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych na podstawie decyzji numer DEC-2011/01/D/NZ8/01807.

6. SUMMARY

The distribution of a non-native fish (NNF) named pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) is limited in Poland to the Oder River catchment. Although this species currently does not pose a threat to native fauna, potentially, as a consequence of e.g. climate fluctuation, it may become invasive. The aim of the study was to 1) summarize the current distribution of pumpkinseed, 2) describe newly discovered sites, and 3) determine the effectiveness of methods leading to the reduction of population size, through species-specific selective electrofishing depletion. The newly discovered sites are situated in the city of Szczecin, and are isolated, man-made, post-excavation, unmanaged ponds (Fig. 1). In the Bukowy Pond, in 2012 pumpkinseed density reached 3440 specimens/hectare. In order to eradicate the NNF, attempts were undertaken, which included monthly (April–September 2014) electrofishing depletion. Despite the decrease in the number of individuals, the size structure of the population was not altered, and the population retained the ability to reproduce successfully (Fig. 2A). In the Brodowski Pond, multiple (8) catches conducted over short period of time (24h), just before the spawning period, altered the size structure and decreased the reproduction ability of pumpkinseed population (Fig. 2B). In Poland, the most effective technique of NNF species eradication would be a complex approach, including species-specific removal and management of predatory fish species (e.g. pike *Esox lucius*). Furthermore, the law concerning the release of NNF species into open waters should be respected.

7. LITERATURA

- Backiel T., Penczak T. 1989. The fish and fisheries in the Vistula River and its tributary, the Pilica River. ss. 488–503 (W: Proceedings of the International Large River Symposium. Red. D.P. Dodge). Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106.
- Balon E. 1964. Spis i ekologiczna charakterystyka krągłoustych i ryb Polski. Pol. Arch. Hydrobiol., Warszawa, 12, 234–249.
- Białecki T. 1999. Encyklopedia Szczecina. T. 1. Uniwersytet Szczeciński, Szczecin. ss. 712.

- Bobek B., Kozłowski J. 1987. Ocena zagęszczenia zwierząt. ss. 275 (W: Ćwiczenia z ekologii Red. A. Górecki, J. Kozłowski, M. Gębczyński). Kraków-Białystok.
- Boettger C.R. 1934. Der nordamerikanische Flusskrebs *Cambarus affinis* Say in Deutschland. SB. Ges. Naturf. Fr., Berlin, 1934, 149–157.
- Brämick U., Rothe U., Schuhr H., Tautenhahn M., Thiel U., Wolter C., Zahn S. 1998. Fische in Brandenburg. Verbreitung und Beschreibung der märkischen Fischfauna. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg & Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow (Hrsg.), Potsdam.
- Brown J.H., Kodric-Brown A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology*, 58, 2, 445–449.
- Casal C.M.V. 2006. Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biol. Invasions*, 8, 3–11, doi: 10.1007/s10530-005-0231-3.
- Copp G.H., Fox M.G. 2007. Growth and life history traits of introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) in Europe, and the relevance to invasiveness potential. ss. 289–306 (W: Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and Threats. Red. F. Gherardi). *Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology*, Volume 2. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- Copp G.H., Wesley K.J., Vilizzi L. 2005. Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): the human vector. *J. Appl. Ichthyol.*, 21, 263–274.
- Copp G.H., Wesley K.J., Verreycken H., Russell I.C. 2007. When an ‘invasive’ fish species fails to invade! Example of the topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. *Aquat. Invasions*, 2, 107–112.
- Cucherousset J., Copp G.H., Fox M.G., Sterud E., Van Kleef H.H., Verreycken H., Záhorská E. 2009. Life-history traits and potential invasiveness of introduced pumpkinseed *Lepomis gibbosus* populations in northwestern Europe. *Biol. Invasions*, 11, 2171–2180.
- Cucherousset J., Olden J.D. 2011. Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries*, 36, 5, 215–230.
- Domagała J., Kirczuk L., Dziewulska K., Pilecka-Rapacz M. 2014. Annual development of gonads of pumpkinseed, *Lepomis gibbosus* (Actinopterygii: Perciformes: Centrarchidae) from a heated-water discharge canal of a power plant in the lower stretch of the Oder River, Poland, *Acta Ichthyol. Piscat.*, 44, 2, 131–143.
- Drake J.M., Lodge D.M. 2004. Effects of environmental variation on extinction and establishment. *Ecol. Lett.*, 7, 26–30.
- Evangelista Ch., Britton R.J., Cucherousset J. 2015. Impacts of invasive fish removal through angling on population characteristics and juvenile growth rate. *Ecol. Evol.*, 5(11), 2193–2202, doi: 10.1002/ece3.1471.
- Fobert E., Zięba G., Vilizzi L., Godard M.J., Fox M.G., Stakénas S., Copp G.H. 2013. Predicting non-native fish dispersal under conditions of climate change: case study in England of dispersal and establishment of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in a floodplain pond. *Ecol. Freshw. Fish.*, 22, 106–116.
- García-Berthou E., Moreno-Amich R. 2000. Food of introduced pumpkinseed sunfish: ontogenetic diet shift and seasonal variation. *J. Fish Biol.*, 57, 29–40.
- Głowaciński Z. 2011. Gatunki obce w faunie Polski. IOP PAN, Kraków.

- Grabowska J., Kotusz J., Witkowski A. 2010. Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. *Folia Zool.*, 59(1), 73–85.
- Gruszka P. 1999. The River Odra estuary as a gateway for alien species immigration to the Baltic Sea basin. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 27, 5, 374–382.
- Heese T., Przybyszewski C. 1985. Bass słoneczny, *Lepomis gibbosus* (L., 1758) (*Pisces, Centrarchidae*) w wodach dolnej Odry. *Przegl. Zool.*, 29, 515–519.
- Hoffman R. 1928. Sonnenfische (*Eupomotis gibbosus* L.) in den Nebenflüssen der Oder. *Wochenschr. Aquar. Terrark.*, Braunschweig, 25, 439.
- Kolar C.S., Lodge D.M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecol. Evol.*, 16, 199–204.
- Kondracki J. 2011. *Geografia regionalna Polski*. PWN, Warszawa.
- Leśniak M., Zięba G., Jankowski K., Marszał L., Janic B. 2015. Ichtyofauna antropogenicznych zbiorników wodnych Szczecina. ss. 37–48 (W: Bory Tucholskie i inne obszary leśne; ochrona, monitoring, edukacja. Red. K. Gwoździński). Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- McCarthy M.A. 1997. The Allee effect, finding mates and theoretical models. *Ecol. Model.*, 103, 99–102.
- NCBR. 2013. Strategiczny program badań naukowych i prac rozwojowych „Środowisko naturalne, rolnictwo i leśnictwo” BIOSTRATEG, NCBR Listopad 2013, ss. 30.
- Neja Z. 2011. Charakterystyka ichtyofauny i rybactwa w wodach Międzyodrza. Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Szczecin, ss. 198.
- Paat A.J.P. 1988. Synopsis of the biological data on the Northern pike, *Esox lucius* Linnaeus, 1758. *FAO Fish. Synop.* 30, Rev. 2.
- Pappenheim P. 1927. *Eupomotis gibbosus* (L.) in der Oder bei Crossen. *SB. Ges. Naturf. Fr.*, Berlin, 1926, 62–63.
- Penczak T. 1967. Biologiczne i techniczne podstawy połowu ryb stałym prądem elektrycznym. *Przegl. Zool.*, 11, 114–131.
- Piasecki W., Falandysz M. 1994. Preliminary survey on parasite fauna of pumpkinseed sunfish. *Acta Ichthyol. Piscat.*, 24, 1, 87–100.
- Raczyński M., Śmietana P. 1999. Bass słoneczny w naszych wodach. *Mag. Przem. Rybn.*, 2, 77–78.
- Rembiszewski J.M., Rolik H. 1975. Kragłouste i ryby. *Katalog Fauny Polski*, 38. PWN, Warszawa, ss. 249.
- Roule L. 1931. *Les Poissons et le monde Vivant des Eaux*. Tome VIII. Les poissons des eaux douces. Librairie Delagrave, Paris, ss. 47–172.
- Scalera R., Zaghi D. 2004. Alien species and nature conservation in the EU: The role of the LIFE program. European Commission, Office for Official Publications of the European Communities, ss. 56.
- Schnabel Z.E. 1938. The estimation of total fish populations of a lake. *Am. Math. Monthly*, 45, 348–352.
- Thienemann A. 1950. *Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas: Versuch einer historischen Tiergeographie der europäischen Binnengewässer*. Stuttgart, ss. 249.
- Trzebiatowski R. 1999. Occurrence, catches and protection policies of ichthyofauna in Lower Oder Valley Landscape Park waters in relation to environmental

- conditions in 1982–1996, a review. ss. 387–406 (W: Das Untere Odertal – Auswirkungen der periodischen Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten. Red. W. Dohle, R. Bornkamm, G. Weigmann). Stuttgart, Schweizerbart, Limnologie aktuell, 9.
- van Kleef H., van der Velde G., Leuven R.S.G.W, Esselink H. 2008. Pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*) invasions facilitated by introductions and nature management strongly reduce macroinvertebrate abundance in isolated water bodies. *Biol. Invasions*, 10, 1481–1490.
- van Kleef H.H., Jongejans E. 2014. Identifying drivers of pumpkinseed invasiveness using population models. *Aquat. Invasions*, 9(3), 315–326.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 130–137.
- Wiktor J. 1959. Dwa gatunki ryb dotychczas nieznane w naszych wodach. *Przyroda Polski Zachodniej*, 3, 266–268.
- Witkowski A. 1979. Nowe stanowisko bassy słonecznej, *Lepomis gibbosus* (L.) (Osteichthyes: Centrarchidae) w dorzeczu Baryczy. *Fragm. Faunistica*, 25, 15–19.
- Witkowski A. 1989. Introdukowane ryby w polskich wodach i ich wpływ na środowisko. *Przeł. Zool.*, 33, 583–598.
- Witkowski A., Grabowska J. 2012. The non-indigenous freshwater fishes of Poland: Threats for native ichthyofauna and consequence for fishery: A review. *Acta Ichthyol. Piscat.*, 42(2), 77–87.
- Wolter C., Bischoff A., Tautenhahn M., Vilcinskas A. 1999. Die Fischfauna des Unteren Odertales: Arteninventar, Abundanzen, Bestandsentwicklung und fischökologische Bedeutung der Polderflächen. ss. 369–386 (W: Das Untere Odertal – Auswirkungen der periodischen Überschwemmungen auf Biozönosen und Arten. Red. W. Dohle, R. Bornkamm, G. Weigmann). Stuttgart, Schweizerbart, Limnologie aktuell, 9.
- Zięba G., Fox M.G., Copp G.H. 2010. The effect of elevated temperature on spawning of introduced pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in Europe. *J. Fish Biol.*, 77, 1850–1855.
- Zięba G., Fox M.G., Copp G.H. 2015. How will climate change affect the recruitment of non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in the U.K.? *PLoS ONE* 10(8), e0135482, doi:10.1371/journal.pone.0135482.
- Zięba G., Rachalewska D., Janic B., Marszał L. 2014. Ichtyofauna wyrobiska pokopalnianego – Staw Bukowy w Szczecinie. ss. 391–395 (W: Zagrożenia jakości wód powierzchniowych i metody działań ochronnych. Red. G. Mazurkiewicz-Boroń, B. Marczevska). Wydawnictwo KUL, Lublin.

Deklaracja autorów o udziale w przygotowaniu publikacji:

Wszyscy współautorzy niniejszej publikacji przyczynili się, choć w różnym stopniu, do: A – przygotowania projektu badań i programu pracy, B – zbierania danych i prowadzenia badań; C – przeprowadzenia analizy statystycznej; D – interpretacji wyników; E – opracowania manuskryptu; F – wyszukiwania literatury. Sumaryczny udział poszczególnych współautorów wynosił: GZ – 60%, ML – 20%, LM – 10%, BJ – 5%, DB – 5%. Pomiedzy żadnymi współautorami nie istnieje konflikt interesów. Praca nie posiada autorów nieujawnionych.

