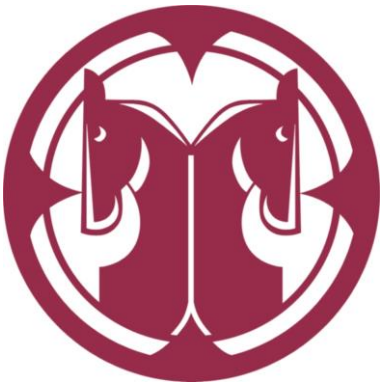
UNIWERSYTET WARMIŃSKO-MAZURSKI W OLSZTYNIE

WYDZIAŁ BIOINŻYNIERII ZWIERZĄT



mgr inż. Adam Marcin Lejk

BIOLOGICZNE I GOSPODARCZE UWARUNKOWANIA DYNAMIKI STADA TARŁOWEGO TROCI WĘDROWNEJ *SALMO TRUTTA* M. *TRUTTA* L. W SYSTEMIE RZEKI ŁEBY

Rozprawa doktorska wykonana
pod kierunkiem
dr hab. Piotra Gomułki, prof. UWM

Olsztyn, 2022

UNIVERSITY OF WARMIA AND MAZURY IN OLSZTYN

FACULTY OF ANIMAL BIOENGINEERING



Adam Marcin Lejk, M.Sc. B.Sc.

BIOLOGICAL AND MANAGEMENT DETERMINANTS OF SEA TROUT *SALMO TRUTTA* M. *TRUTTA* L. SPAWNING STOCK DYNAMICS IN THE ŁEBA RIVER BASIN

Doctoral dissertation conducted
under the direction
Piotr Gomułka, PhD., associate Professor

Olsztyn, 2022

Panu Profesorowi dr hab. Andrzejowi Martyniakowi
za cenne uwagi i wskazówki w czasie przygotowywania
niniejszej pracy składam serdeczne podziękowania.

Dziękuję Dyrekcji i pracownikom
Słowińskiego Parku Narodowego
za udzieloną pomoc podczas realizacji badań
oraz Pracownikom Zakładu Ryb Wędrownych
Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie,
w szczególności Panu dr inż. Grzegorzowi Radtke
za cenne wskazówki pomocne przy realizacji badań.
Szczególne Podziękowania kieruję do Państwa Lucyny
i Piotra Gabriel za okazaną życzliwość oraz umożliwienie
prowadzenia badań.
Dziękuję również Członkom Towarzystwa Przyjaciół Rzeki
Łeby za cenne wskazówki pomocne przy realizacji
terenowego etapu badań.

Rodzicom oraz Rodzeństwu za wsparcie, wiarę, pomoc i cierpliwość.

Dziękuję.

Badania zostały sfinansowane z:

1. **2013-2016** Grant Dyrektora Narodowego Centrum Nauki przyznany w ramach konkursu PRELUDIUM 4 na realizację projektu badawczego, pt. „Wpływ wybranych parametrów środowiskowych i biologicznych na dynamikę stada tarłowego troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w systemie rzeki Łeby". Umowa nr UMO-2012/07/N/NZ9/01321, (0802.0903).

2. **2010-2013** Temat statutowy UWM w Olsztynie „Doskonalenie metod hodowli i chowu ryb oraz wpływ czynników biologicznych i antropogenicznych na ichtiofaunę i gospodarkę rybacką" nr 0801.0802, pod kierunkiem dr hab. Małgorzaty Woźniak, prof. UWM.

3. **2011** Grant wydziałowy Wydziału Ochrony Środowiska i Rybactwa, Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie, pt. ,,Optymalizacja gospodarki zarybieniowej trocią wędrowną *Salmo trutta* m. *trutta* L. w dorzeczu rzeki Łeby na podstawie oceny efektów zarybień wylęgiem znakowanym alizaryną Red S", nr GW/2011/15, (0802.0880).

4. **2008-2010** Temat statutowy UWM w Olsztynie „Wpływ czynników biologicznych i antropogenicznych na ichtiofaunę i gospodarkę rybacką ze szczególnym uwzględnieniem obszarów chronionych" nr 0802.0801, pod kierunkiem prof. dr hab. Andrzeja Martyniaka.

Spis treści

1. Wstęp ... 9
1.1. Aktualna gospodarka trocią wędrowną w dorzeczu Łeby ... 21
2. Cel badań ... 30
3. Teren badań ... 31
4. Materiał i Metody ... 37
4.1 Materiał ... 37
4.1.1 Pobór materiału łuskowego oraz marginaliów ... 37
4.2 Metody ... 38
4.2.1 Charakterystyka stada tarłowego ... 38
4.2.2 Analiza wieku ryb oraz jego weryfikacja ... 38
4.2.3 Procedura znakowania immersyjnego larw troci wędrownej ... 43
4.2.4 Detekcja znaczków alizarynowych (ARS) ... 44
4.2.5 Procedura badań płodności absolutnej troci wędrownej ... 47
4.2.6 Charakterystyka stanowisk monitoringu narybku ... 49
4.2.7 Połowy narybku na monitorowanych stanowiskach ... 53
4.2.8 Monitoring temperatury wody ... 55
4.2.9 Inwentaryzacja gniazd tarłowych ... 56
4.2.10 Analiza statystyczna wyników ... 57
5. Wyniki ... 59
5.1 Charakterystyka stada tarłowego ... 59
5.1.1 Struktura wiekowa stada tarłowego ... 59
5.1.2 Wzrost troci ... 64
5.1.3 Charakter związku długość - masa ciała ... 75
5.1.4 Kondycja migrujących tarlaków ... 78
5.1.5 Charakterystyka wzrostu na podstawie makrostruktury łusek ... 78
5.1.6 Powtarzanie tarła ... 86
5.1.7 Udział ryb z zarybień smoltami w strukturze stada tarłowego ... 88
5.1.8 Udział ryb pochodzących z zarybień wylęgiem w stadzie tarłowym ... 90
5.1.9 Struktura płci stada tarłowego ... 94
5.1.10 Płodność samic troci ... 97
5.1.11 Dynamika kohort ... 107
5.2 Możliwości produkcji narybku na dostępnym obszarze ... 110
5.2.1 Wzrost ... 111

5.2.2 Charakter związku długość - masa ciała 118
5.2.3 Kondycja narybku 0+ 122
5.2.4 Zagęszczenie narybku 123
5.2.5 Biomasa narybku 125
5.2.6 Udział ryb znakowanych alizaryną red S 126
5.2.7 Interakcja między warunkami środowiskowymi a wzrostem narybku 127
5.3 Inwentaryzacja gniazd tarłowych 129
6. Dyskusja 132
7. Wnioski 156
8. Literatura 157
9. Streszczenie 181
10. Summary 185
11. Spis fotografii 189
12. Spis rysunków 190
13. Spis tabel 196

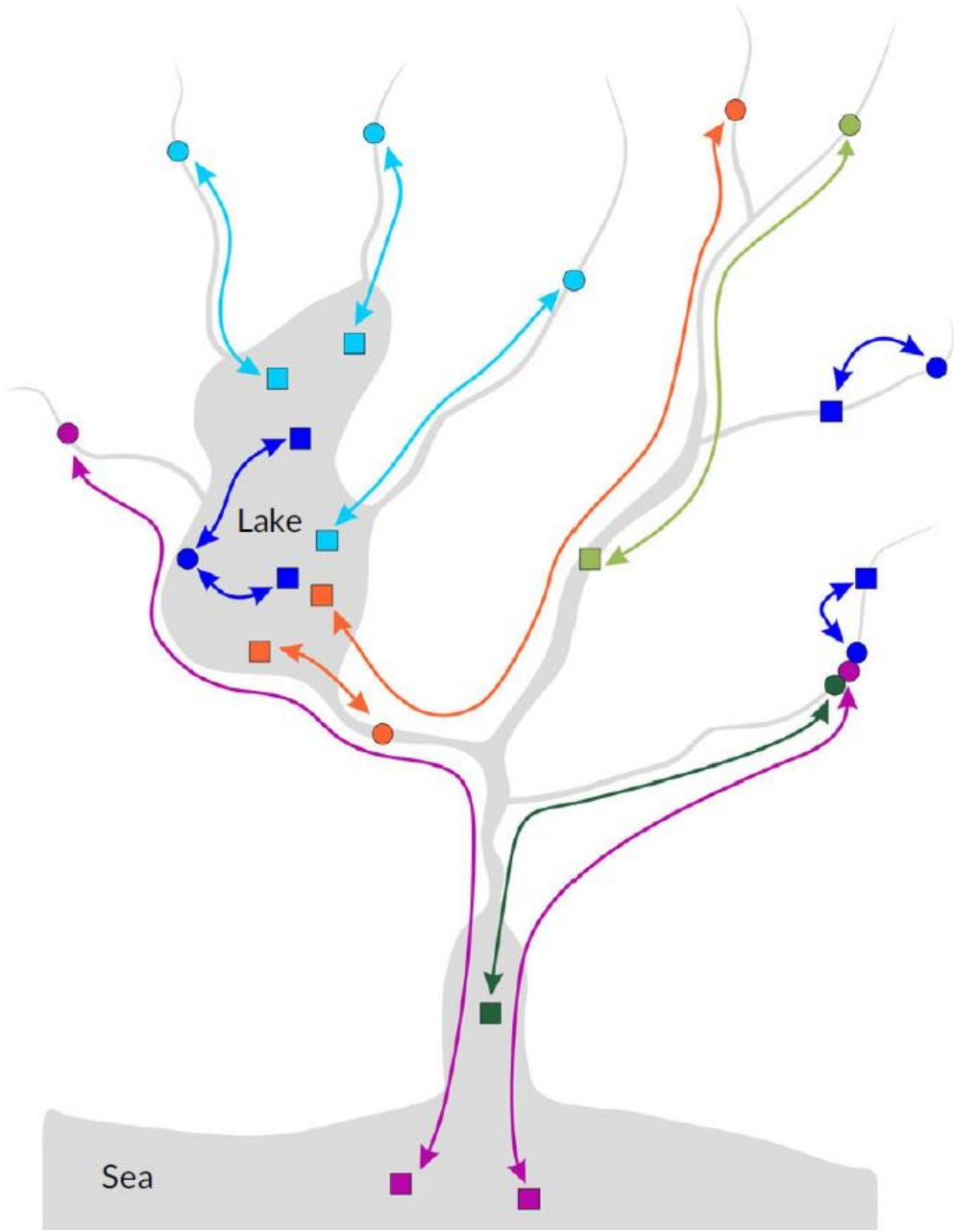
1. Wstęp

W polskich wodach śródlądowych stwierdzono trzy formy ekologiczne gatunku *Salmo trutta* L.: troć wędrowna *Salmo trutta* m. *trutta* L., troć jeziorowa *Salmo trutta* m. *lacustris* L. oraz pstrąg potokowy *Salmo trutta* m. *fario* L. (BARTEL, 1988a). Troć wędrowna należy do anadromicznych ryb łososiowatych, które w Polsce reprezentuje również łosoś atlantycki *Salmo salar* L. (BARTEL, 1993). Zewnętrzne podobieństwo do łososia spowodowało, że w Polsce do połowy XIX wieku anadromiczna forma *Salmo trutta* nie była rozróżniana i we wszelkich spisach widniała pod nazwą łosoś. Choć już ks. KLUK (1780) podjął się próby separacji obu gatunków, to dopiero nazwa „troć" opisana po raz pierwszy przez WAŁECKIEGO (1864) została przyjęta i powszechnie stosowana.

Plastyczność gatunku *Salmo trutta* spowodowała wykształcenie się wielu form ekologicznych, wykonujących dalsze bądź krótsze wędrówki między ekosystemami wód lotycznych, lenitycznych, bądź w ich obrębie oraz formy anadromicznej wędrującej do morza lub pośredniej, semi-anadromicznej odbywającej wędrówki do estuariów (FERGUSON I IN., 2019; Rys. 1). Różnorodność form, wykształciła silną zmienność wewnątrzgatunkową cechującą się różnym ubawieniem i pokrojem ciała (KOTTELAT I FREYHOF, 2007). Zdolność adaptacji do różnych siedlisk spowodowała, że naturalny zasięg występowania tego gatunku obejmuje całą Europę, północną część Afryki oraz zachodnią Azję (JONSSON I JONSSON, 2011; KLEMETSEN I IN., 2003). Od północy zakres występowania sięga Islandii oraz obejmuje północną Skandynawię i północnozachodnie obszary Rosji. Od strony południowej, zasięg naturalnego występowania ograniczony jest do gór Atlas na północy Afryki, zlewiska morza Aralskiego na południowym wschodzie po Ural na północnym wschodzie (ELLIOT, 1994; JONSSON I JONSSON, 2011; KLEMETSEN I IN., 2003) Ponadto, gatunek ten był przedmiotem co najmniej 24 udanych introdukcji poza obszar naturalnego występowania (ELLIOT, 1994). Począwszy od połowy XIX wieku, gatunek ten wprowadzono m.in. w USA, Kanadzie, Ameryce Północnej, Nowej Zelandii, Australii wschodniej Rosji oraz Japonii (JONSSON I JONSSON, 2011; KLEMETSEN I IN., 2003).

Wędrowna, anadromiczna forma troci, która odbywa wędrówki do morza, naturalnie zasiedla rzeki oraz wody morskie wschodniej części północnego Atlantyku. Występuje w rzekach uchodzących do Morza Białego i Zatoki Czoskiej, Islandii, Morza Irlandzkiego, kanału La Manche, Morza Północnego oraz Bałtyckiego. Ponadto, notowana

jest w kierunku południowym, do Zatoki Biskajskiej oraz północnej Portugalii. Nie obejmuje swym zasięgiem wód zachodniego wybrzeża Oceanu Atlantyckiego oraz Morza Śródziemnego, mimo iż notowana jest w zlewisku Morza Kaspijskiego, Czarnego oraz Aralskiego (ELLIOTT, 1994; JONSSON I JONSSON, 2011).



Rys. 1 Potencjalne strategie życiowe Salmo trutta w zlewni z obecnością jeziora ● miejsce tarła; □ stanowiska ryb dorosłych **(–)** jeziorowa- lub rzeczna- osiadła, (–) rzeka-dopływy, (–) jezioro-dopływy, (–) jeziorowa, **(–)** semi-anadromiczna, oraz (–) anadromiczna (FERGUSON I IN., 2019)

W zlewisku Morza Bałtyckiego wyróżnia się około tysiąca populacji troci, z których prawie połowa rozradza się naturalnie w rzekach (HELCOM, 2011). Według KAJA (1954),

występowanie troci wędrownej w polskich rzekach było powszechniejsze niż łososia. W rzekach pomorskich jej połowy stanowiły od 99,5 do 100%. Aktualnie, w Polsce zakwalifikowano 25 rzek, w których trocie wędrowne przystępują do naturalnego tarła (DĘBOWSKI, 2012; HELCOM, 2011). Troć odbywa wędrówki w licznych rzekach przymorskich, m.in. wstępuje do Regi, Parsęty, Wieprzy z Grabową, Słupi, Łupawy, Łeby, Redy oraz licznych mniejszych rzek uchodzących bezpośrednio do morza, takich jak Czerwona, Błotnica, Orzechówka, Piaśnica, Czarna Wda czy Zagórska Struga (RADTKE I IN., 2007, 2010). Spotykana jest również w Baudzie oraz Pasłęce uchodzących do Zalewu Wiślanego (DĘBOWSKI I IN., 2004; RADTKE I IN., 2011). Ponadto, troć wędrowna w swojej wędrówce Odrą, wstępuje do Iny, Warty, a następnie Notecią do Drawy z Płociczną oraz Gwdy (HELCOM, 2011). Obserwowana jest również w środkowych dopływach Odry, takich jak Kaczawa (BARTEL I IN., 2019a) oraz Bystrzyca (BARTEL I IN., 2019a; WAWER, 2015). Obserwowana jest również w Gowienicy oraz Wołczenicy (HELCOM, 2011; WIŚNIEWOLSKI I ENGEL, 2006). W dorzeczu Wisły, przed wybudowaniem stopnia wodnego we Włocławku w 1968 roku trocie wędrowne docierały na tarliska do górnych dopływów Wisły, takich jak Dunajec, San, Raba, Rudawa, Skawa, Wisłoka oraz Soła (KOŁDER, 1954, 1958; PAŁKA I BIENIARZ, 1983). Obecnie, tylko nieliczne osobniki kontynuują wędrówkę powyżej stopnia, których liczebność określana jest na poziomie kilkuset sztuk rocznie (DĘBOWSKI, 2016-2020) dopływając do podkarpackich dopływów Wisły oraz Tanwi (BARTEL I IN., 2019b). Aktualnie troć wędrowna wstępuje na tarło do dolnych dopływów Wisły, poniżej Włocławka, m.in. Brdy, Wdy, Wierzycy oraz Drwęcy (RADTKE I IN., 2016, 2019). Notowana była również w mniejszych ciekach uchodzących bezpośrednio do Wisły, tj. Tążyna, Zielona Struga, Mieni, Mątawa (RADTKE I IN., 2013, 2014).

Cykl życiowy anadromicznej formy troci podzielony jest na dwa etapy, obejmujące dwa odrębne środowiska bytowania. Swój początkowy, młodociany okres życia spędza w górnych partiach rzek i potoków natomiast dorosły etap życia spędza w wodzie morskiej, (ELLIOTT, 1994). Faza morska odbywa się pod znakiem migracji w poszukiwaniu odpowiednich żerowisk w zależności od podjętej strategii życiowej (Rys. 1). Udowodniono, że w trakcie morskich wędrówek, trocie, podobnie jak łososie wybierają obszary uwzględniając kompromis pomiędzy dostępnością pokarmu, a warunkami termicznymi optymalnymi do wzrostu (KRISTENSEN I IN., 2018, 2019; RIKARDSEN I IN., 2007). Obserwacje duńskich badaczy wykazały, że nawet około 47% post-smoltów nie podejmuje

dalekich wędrówek i pozostają w fiordach (DEL VILLAR-GUERRA I IN., 2014). Podobnie ryby mogą zachowywać się w przypadku rozległych estuariów. Przemierzony dystans jest uzależniony od stadium rozwojowego osobnika. W przypadku post-smoltów, w zależności od rejonu badań wykazano przemieszczanie się ryb z prędkością średnio 6,9 km d^{-1} (KRISTENSEN I IN. 2018) lub między 0,07 a 1,76 km h^{-1} (FINSTAD I IN., 2005), 0,12 m $^{s-1}$/0,43 km h^{-1} (ALDVÉN I IN., 2015). Badania KRISTENSEN i współpracowników (2019) nad morską migracją osobników potarłowych (*keltów*) wykazały, że przemieszczają się ze średnią prędkością 16 km d^{-1}. Podobne badania nad populacją troci ze szwedzkiej rzeki Himleån 0,17 m s^{-1}/0,61 km h^{-1}, co daje odpowiednio 14,6 km d^{-1} (ALDVÉN I IN., 2015).

Populacje troci z różnych rzek zlewiska Morza Bałtyckiego wykazują różnorodne strategie migracji. Eksperymenty ze znakowaniem ryb wykazały, że zdecydowana większość osobników migruje na krótkie odległości oraz, że wędrówki te mają miejsce głównie w wodach przybrzeżnych morza, podczas gdy inne osobniki podejmują dłuższe migracje (BARTEL I IN., 2001; DEGERMAN I IN., 2012; KALLIO-NYBERG I IN., 2002; THORSTAD I IN., 2016). Badania BARTLA i współpracowników (2010) wykazały, iż znaczny procent troci wędrownych z polskich rzek łowi się daleko od polskiego wybrzeża. Zjawisko to obserwuje się zwłaszcza w przypadku dużych osobników troci wędrownej (KLEMETSEN I IN., 2003). Przede wszystkim znakowanie wykazało, że południowy Bałtyk jest ważnym żerowiskiem dla populacji ryb łososiowatych z całego Morza Bałtyckiego (ICES, 2020) w związku z czym, postępujące zmiany kondycji środowiska morskiego mogą negatywnie wpływać na warunki troficzne i w konsekwencji na całe populacje (OJAVEER I IN., 2010).

Okres morski troci, przed osiągnięciem dojrzałości płciowej trwa od kilku miesięcy do pięciu lat, przy czym czynnikami decydującymi o rozpoczęcia migracji tarłowej są m.in. płeć osobników oraz wiek smoltyfikacji (ELLIOTT, 1994; JONSSON I JONSSON, 2011). Samice, w porównaniu z samcami spędzają średnio dłuższy okres w wodach morskich (BERG I JONSSON, 1989). Najczęściej po roku lub dwóch latach pobytu w morzu część osobników dojrzewa płciowo i rozpoczyna wędrówkę na tarło do macierzystej rzeki w której się urodziły bądź do której to zostały wpuszczone. Jest to możliwe w wyniku działania zjawiska „homing instinct". Dzięki niemu, każda rzeka posiada swoiste stado tych ryb, odznaczających się pewnymi różnicami genetycznymi i adaptacją do lokalnych warunków (JONSSON I JONSSON, 2011). Proces „zapamiętywania" rodzimej rzeki odbywa się na etapie transformacji narybku w stadium smolt (DITTMAN I QUINN, 1996; DITMAN I IN.,

1996). Przyjmuje się, że homing oparty jest na mechanizmie kodowania chemizmu (SCHOLZ I IN., 1976; WISBY I HASLER, 1954) i położenia geomagnetycznego (BRACIS I ANDERSON, 2012; PUTMAN I IN., 2013) rodzimej rzeki. W oparciu o utrwaloną informację dorosłe osobniki odnajdują ujście właściwej rzeki. Homing nie wykształca się u wszystkich osobników (KEEFER I CAUDILL, 2014; QUINN, 1993) i jest zależny od wielu czynników na różnych etapach życia, umożliwiając migrację genów między populacjami (KÄLLO I IN., 2022). Błądzenie dotyczy zarówno dzikich jak i hodowlanych osobników ryb łososiowatych, przy czym w przypadku ryb pochodzących z zarybień zjawisko to obserwowano nawet dwu-trzykrotnie częściej (JONSSON I IN., 1991, 2003). Badania nad homingiem troci wypuszczanych do rzek Pomorskich oraz Wisły wykazały wyraźne zróżnicowanie między populacjami. Spośród rzek przymorskich udział osobników powracających do macierzystej rzeki wyniósł od 0,0% (Łupawa) do 80,% (Łeba). W przypadku systemu Wisły, procent tarlaków złowionych w macierzystym dorzeczu wyniósł 98,6% (DĘBOWSKI I BARTEL, 1995).

Wędrówka tarłowa rozpoczyna się w czerwcu-lipcu, z nasileniem w okresie między październikiem a grudniem. Intensywność oraz okres migracji tarłowej jest ściśle powiązany z panującymi warunkami hydro- i meteorologicznymi (ELLIOTT, 1994; JONSSON I JONSSON, 2011). W realiach polskich rzek przymorskich ryby wstępują do rzek w dwóch głównych etapach. Pierwszy ciąg ma miejsce pod koniec czerwca i w lipcu, natomiast drugi, najintensywniejszy rozpoczyna się we wrześniu i w różnym nasileniu trwa do listopada. Ponadto, mniej wzmożoną migrację troci obserwuje się w ciągu całego roku (BERNAŚ, 2014; DĘBOWSKI I IN., 2008). Inaczej zachowywały się trocie z dorzecza Wisły, gdzie wyodrębniono dwie formy, tzw. troć letnią przystępującą do tarła w dopływach dolnej i środkowej Wisły oraz troć zimową odbywającą tarło w górnych partiach dorzecza. Obie formy różnił moment rozpoczęcia wędrówki tarłowej. Troć letnia migruje do rzeki latem lub wczesną jesienią i przystępuje do tarła jeszcze w tym samym roku. Troć rasy zimowej rozpoczyna migrację późną jesienią, spędza cały rok w rzece po czym przystępuje do tarła w okresie jesiennym (ŻARNECKI, 1963). Moment tarła *Salmo trutta* jest ściśle powiązany z temperaturą wody. Obejmuje okres od września do grudnia, z jego szczytem w listopadzie (ELLIOTT, 1994; JONSSON I JONSSON, 2011). Termin tarła przesuwa się wraz ze spadkiem szerokości geograficznej (GORTÁZAR I IN., 2007).

Podczas tarła samice troci składają ikrę na podłożu żwirowym, budując tak zwane gniazdo (ELLIOTT, 1994). Wybór odpowiedniego miejsca do złożenia ikry jest

determinowany obecnością żwiru o preferowanej granulacji, występowaniem ukryć oraz właściwym przepływem wody zapewniającym natlenienie ikry złożonej w gnieździe (CRISP I CARLING, 1989; NIKA I IN., 2011; OTTAWAY I IN., 1981; ZIMMER I POWER, 2006). Badania wykazały, iż wielkość gniazda jest ściśle skorelowana z długością samicy, która to gniazdo wykonała (CRISP I CARLING, 1989; RADTKE, 2008). Inwentaryzacja gniazd tarłowych ryb łososiowatych jest często stosowaną metodą oceny liczebności populacji ryb. Umiejętne, długoletnie obserwacje gniazd, pozwalają śledzić zmiany zachodzące w strukturze stada tarłowego (BELAND, 1996; AL- CHOKHACHY I IN., 2005; GORTÁZAR I IN., 2007; RIEMAN I MYERS, 1997). Przy założeniu, że jedna samica buduje jedno gniazdo (CRISP I CARLING, 1989; RADTKE, 2008), metoda ta pozwala na oszacowanie liczby samic, które przystąpiły w danym roku do naturalnego tarła. W sytuacji ograniczonego areału naturalnych tarlisk może dochodzić do nakładania się gniazd kilku samic lub rozkopywania już wcześniej uformowanych kopców, co utrudnia ich identyfikację i separację (GORTÁZAR I IN., 2012; RUBIN I IN., 2004). Znając parametry płodności samic w badanej populacji można oszacować maksymalną liczbę zdeponowanej ikry w gniazdach (ELLIOTT, 1995) i pośrednio oszacować poziom naturalnej rekrutacji (CHADWICK, 1982). Po odbytym tarle dorosłe trocie nie giną, lecz migrują z powrotem do morza, gdzie intensywnie żerują by ponownie móc przystąpić do tarła w kolejnych sezonach. Część osobników rozpoczyna wędrówkę powrotną zaraz po odbytym tarle, natomiast pozostałe zimują w środowisku rzecznym i spływają do morza dopiero wiosną (BENDALL I IN., 2005; ÖSTERGREN I RIVINOJA, 2008). Udział ryb w populacji powtarzających tarło może w wyjątkowych sytuacjach dochodzić do 60% (JONSSON I L'ABÉE-LUND, 1993). Śmiertelność potarłowa jest uzależniona od wielu czynników takich jak długość wędrówki i związany z tym wydatek energetyczny, kłusownictwo, presja rybacka oraz wędkarska, choroby tarlaków (JONSSON I JONSSON, 2011).

Młode trocie lęgną się wiosną, w okresie od marca do maja. Czas inkubacji ikry jest ściśle uzależniony od temperatury wody w cieku i w niższych temperaturach przebiega dłużej (CRISP, 1988). Przez pewien okres larwy pozostają w gnieździe resorbując zawartość woreczka żółtkowego po czym wydostają się i zaczynają aktywnie poszukiwać pokarm (JONSSON I JONSSON, 2011). Obserwacje przeprowadzone przez RADTKE (2010) wykazały, iż okres między zapłodnieniem a wydostaniem się wylęgu *Salmo trutta* z gniazd wynosi około 370-556°D (147-162 dni), a sam proces wychodzenia z gniazda odbywa się zarówno w dzień jak i w nocy (RADTKE, 2013). Do pierwszej jesieni, młode trocie zasiedlają rejony

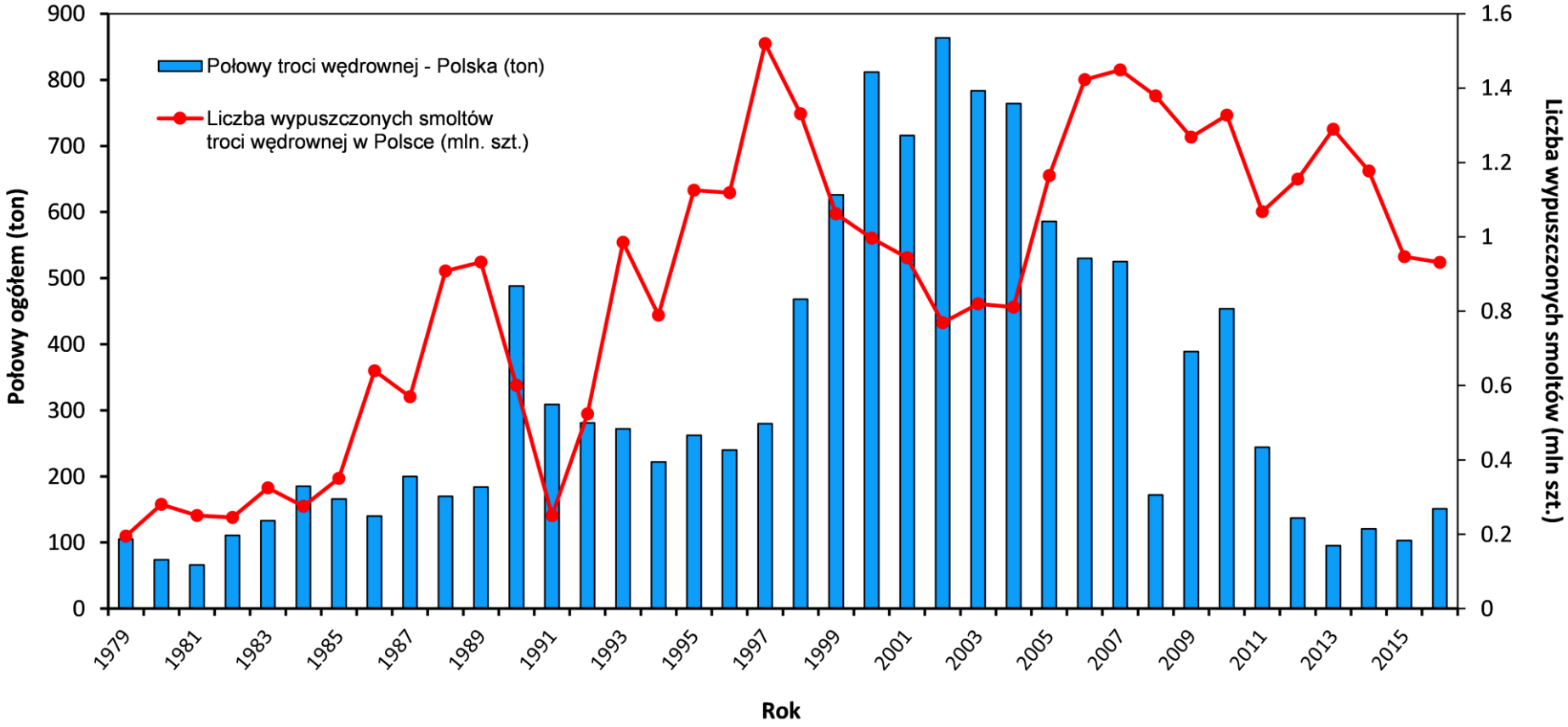
tarlisk lub miejsc wypuszczenia (ELLIOTT, 1986; JØRGENSEN I BERG, 1991a; LEJK I RADTKE, 2021), po czym wykazują wyraźną dyspersję (BAGLINIÉRE I IN., 1989; THORPE, 1974). W trakcie fazy słodkowodnej parametry fizyczne takie jak temperatura (OJANGUREN I IN., 2001), przepływ (ELLIOTT, 1994; JONSSON I JONSSON, 2011) oraz zróżnicowanie siedlisk, np. dostępność kryjówek (FINSTAD I IN., 2009), mają istotny wpływ na przebieg wzrostu ryb. Ponadto, mechanizmy zależne od zagęszczenia wpływają na wzrost i śmiertelność ryb łososiowatych we wczesnych etapach ich życia (LOBÓN-CERVIÁ, 2007; VØLLESTAD I IN., 2002). Zagęszczenie ryb jest bezpośrednio powiązane ze wzajemną konkurencją oraz dostępnością pokarmu. Początkowo, pokarm stanowi dryft oraz organizmy bentosowe, które w późniejszym okresie uzupełniane są o małe kręgowce oraz faunę lądową (ELLIOTT, 1994). Skład taksonomiczny pokarmu zmienia się wraz ze wzrostem narybku. Od początku odżywiania egzogennego w pokarmie dominują larwy *Chironomidae*, które w dalszym rozwoju uzupełniane są o przedstawicieli Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera, Coleoptera, Diptera oraz skorupiaki z rodziny *Gammaridae* (DEGERMAN I IN., 2000; DOMAGAŁA I IN., 2017; OSCOZ I IN., 2005; PILECKA-RAPACZ I IN., 2011).

Narybek troci spędza w środowisku rzecznym najczęściej od jednego roku do czterech lat, po czym przechodzi smoltyfikację, czyli proces fizjologicznego dostosowania organizmu do życia w środowisku morskim i spływa do morza. W skrajnych przypadkach, wiek spływu do morza dla *Salmo trutta* został określony na dziewięć lat (JONSSON I JONSSON, 2011). Zaobserwowano, że wiek smoltyfikacji wydłuża się wraz ze wzrostem szerokości geograficznej. Ponadto, smoltyfikacja jest ściśle powiązana z długością ciała narybku (JONSSON I L'ABÉE-LUND, 1993; ØKLAND I IN., 1993). W przypadku troci, migracja smoltów odbywa się od marca i może trwać do lipca, sierpnia. Okres głównej migracji skraca się wraz z szerokością geograficzną (JONSSON I JONSSON, 2011). Ponadto, zaobserwowano, że osobniki, które smoltyfikują na początku sezonu charakteryzowały się większą przeżywalnością do stadium ryby dorosłej (JENSEN I IN., 2022). Smolty troci wędrownej spływają do Morza Bałtyckiego głównie w kwietniu i maju (RASMUSSEN, 1986; RUTKOVSKA I IN., 2019; DEL VILLAR-GUERRA I IN., 2014, 2019). Trocie z polskich rzek smoltyfikują po okresie od jednego roku do trzech lat, przy czym trzyletnie smolty stanowią około 3-4% wszystkich ryb, a dominują smolty dwuletnie (CHEŁKOWSKI I CHEŁKOWSKA, 1982; CHEŁKOWSKI, 1995; PILECKA-RAPACZ, 2011).

Wędrowne ryby łososiowate są doskonałymi bioindykatorami zmian zachodzących w środowisku naturalnym. Pogarszający się stan środowiska wodnego w dużym stopniu

wpływa na stan populacji anadromicznych gatunków ryb łososiowatych. Złożoność ich cyklu życiowego, duża wrażliwość na niską koncentrację tlenu, wysoką temperaturę wody, zabudowę hydrotechniczną rzek powoduje, że liczebność populacji oraz zasięg ich występowania podlega ciągłym zmianom (BARTEL, 2002a; JONSSON I JONSSON, 2009; WIŚNIEWOLSKI, 2002). W ostatnich dziesięcioleciach zmiany antropogeniczne oraz zanieczyszczenie środowiska negatywnie wpłynęły na populacje troci wędrownej w Europie (JONSSON I JONSSON, 2011; NEVOUX I IN., 2019). Przełowienie, degradacja siedlisk poprzez zabudowę hydrotechniczną i regulację koryt rzecznych oraz zanieczyszczenie wody to główne czynniki negatywnie wpływające na populacje troci (HELCOM, 2011). Przypuszcza się, że postępujące zmiany klimatyczne w regionie atlantyckim silnie wpłyną na populacje troci wędrownej (JONSSON I JONSSON, 2009). Ponadto, w regionie Morza Bałtyckiego nadmierna eksploatacja zasobów, kłusownictwo oraz postępująca wrzodziejąca martwica skóry (UDN) obserwowana u tarlaków powodują wysoką śmiertelność dorosłych troci w okresie tarła i w efekcie końcowym negatywnie wpływają na stan wielu populacji troci (BARTEL I IN., 2009; GRUDNIEWSKA I IN., 2011; HELCOM, 2011; ICES, 2020).

Zarybianie wód rybami wyhodowanymi w ośrodkach hodowlanych jest zabiegiem powszechnie stosowanym i jest jednym z elementów tzw. zrównoważonej gospodarki rybacko-wędkarskiej. Zarybienia często są działaniem mającym na celu kompensację strat w środowisku wywołanych działalnością człowieka. Za sukces zarybienia rozumie się prawidłowy wzrost ryby, osiągnięcie przez nią dojrzałości płciowej, zasilenie stada rozrodczego oraz wydanie na świat nowego pokolenia (COWX, 1994). Zabiegi te prowadzone są zarówno w wodach śródlądowych jak i bezpośrednio w wodach przejściowych oraz w morzu (BLANKENSHIP I LEBER, 1995; HUUSKO I VEHANEN, 2011). Celem zarybień jest zarówno zwiększenie liczebności populacji naturalnie występujących jak również restytucja gatunków zagrożonych wyginięciem. Kontrowersje wokół wypuszczania ryb wyhodowanych w warunkach kontrolowanych i ich potencjalnego wpływu na stada ryb dziko żyjących są przedmiotem wielu dyskusji (APRAHAMIAN I IN, 2003; ARAKI I SCHMID, 2010). Kwestionowano zdolność ryb pochodzących z zarybień do adaptacji do lokalnych warunków środowiska (HUTCHINGS, 2004). Ponadto, stwierdzono zubożoną zmienność genetyczną oraz niską kondycję ryb hodowlanych (ARAKI I IN., 2008; ARAKI I SCHMID, 2010; JONSSON I JONSSON, 2006a).



Rys. 2 Liczba wypuszczonych smoltów troci wędrownej w wieku 1+ i 2+ oraz masa odłowionych troci w latach 1979-2016. Na łączną masę złowionych ryb składają się połowy komercyjne wykonane w strefie otwartej i przybrzeżnej Morza Bałtyckiego w granicach Polskich Obszarów Morskich oraz w rzekach. Dane za lata 1979-1981 uwzględniają również połowy pstrąga tęczowego (BARTEL I KARDELA, 2011; ICES, 2017).

Ze względu na duże znaczenie gospodarcze i przyrodnicze troci wędrownej, co roku dokonuje się zarybień polskich rzek smoltami (w wieku 1+ lub 2+), narybkiem letnim oraz larwami troci w ramach rządowego programu „Zarybianie polskich obszarów morskich" (BARTEL, 2003), nadzorowanego obecnie przez Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi RP. Jako organ doradczy ustanowiono Komisję Łososiową, która w 2000 roku została przekształcona w Zespół ds. Zarybiania (BARTEL, 2002b). Warunki i kryteria odbioru materiału zarybieniowego corocznie ustala właściwy Minister na wniosek Zespołu. Wysokość całkowitej kwoty przeznaczonej na realizację Programu przez Rząd RP oscyluje w wokół 5 mln PLN (BARTEL, 2012; BARTEL I IN., 2016). Obecnie największy nacisk kładzie się na zarybianie smoltami. Liczba wypuszczanych w Polsce smoltów troci wędrownej w ostatnich latach oscyluje w granicy 1 mln. szt., a w 2016 roku wyniosła 931 tys. szt. W XXI w. najwięcej smoltów troci wypuszczono w 2007 roku osiągając wartość 1 449 tys. szt. (ICES, 2017; Rys. 2).

Według HELCOM, populacja troci z rzeki Łeby została zakwalifikowana do kategorii „Mieszanych" (kategoria 5), świadcząca o intensywnym zarybianiu trocią i produkcji naturalnej na poziomie 0,1-10%. W konsekwencji rzeka Łeba została umieszczona na czerwonej liście rzek w których produkcja naturalna jest poniżej 50% potencjalnej naturalnej zdolności produkcji smoltów (HELCOM, 2011). Dane literaturowe donoszą o zarybieniach trocią dorzecza Łeby już w latach 50-tych XX w. (CHRZANOWSKI, 1957), choć nie wykluczone, że miały one miejsce już wcześniej. Mianowicie, TRYBOM (1909) podaje, dość ogólnikowo, iż w 1904 roku do rzek w Prowincji Pomorze wypuszczono 370 tys. szt. wylęgu łososia oraz 120 tys. szt. wylęgu troci. Ponadto, w tym samym dokumencie autor informuje, że w 1905 roku do Słupi, Wieprzy i Łeby wypuszczono łącznie 74 500 szt. wylęgu „łososia". Choć w swoim raporcie autor wyróżnia osobno troć i łososia, to wciąż można się zastanawiać nad precyzją określenia przynależności gatunkowej. W okresie powojennym, połowy tarlaków troci prowadzono w dorzeczu Łeby jak również posiłkowano się materiałem zarybieniowym z innych lokalizacji, np. troć wdzydzka w 1953 r. (CHRZANOWSKI, 1957). Lata 50-te XX w. charakteryzowały się intensywnymi zarybieniami rzek pomorskich trocią (DUSZYŃSKI I GORDZIEJCZYK, 1962). Dojrzałe osobniki łowiono w punktach pozyskiwania tarlaków w Lęborku oraz ujściu Pogorzelicy. W 1952 roku podjęto również próbę połowu tarlaków przy ujściu Łeby do jeziora Łebsko (CHRZANOWSKI, 1957; WALCZAK, 1954). Ilość pozyskiwanej ikry sięgała nawet 2 mln. szt. w sezonie

tarłowym (CHRZANOWSKI, 1959; DUSZYŃSKI I GORDZIEJCZYK, 1962). Materiał troci łebskiej wsiedlano również do innych dorzeczy, np. Welu i Gizeli - dorzecze Drwęcy (BARTEL I ZIELIŃSKI, 1984) czy Redy (BARTEL, 1988b). Początkowo zarybiano wyłącznie narybkiem letnim oraz jesiennym. W latach 1951-1956 wypuszczono go odpowiednio 1 129 tys. szt. oraz 107 tys. szt. (CHRZANOWSKI, 1957). W latach 70-tych i 80-tych zastąpiono w/w sortyment na rzecz larw oraz jednorocznych i dwuletnich smoltów. Łącznie w latach 1972-1987 wypuszczono do dorzecza Łeby 1 546 tys. szt. wylęgu oraz ponad 352 tys. szt. smoltów w wieku 1+ i 2+ (BARTEL I ZIELIŃSKI, 1976, 1977, 1978, 1979, 1981, 1982, 1984, 1985a, 1985b, 1986a, 1986b, 1987a, 1987b, 1989a, 1989b). Obecnie, rzekę Łebę zarybia się zarówno smoltami, narybkiem letnim jak i larwami troci wyhodowanymi z ikry pozyskanej wyłącznie od rodzimych tarlaków odłowionych z jeziora Łebsko, przez które przepływa rzeka Łeba. Szczegółowe dane przedstawiono w rozdziale 1.1. Ostatnie badania genetyczne wskazują, iż mimo masowych zarybień różnymi stadiami troci przeprowadzonych w latach 80-tych i 90-tych XX w., populacje z rzek pomorskich oraz dorzecza Wisły wciąż charakteryzują się dużym zróżnicowaniem genetycznym i swoistą odrębnością między dorzeczami (BERNAŚ I WĄS-BARCZ, 2020; WENNE I IN., 2016).

W celu oszacowania efektów prowadzonych zarybień rybami wędrownymi, bardzo często stosuje się znakowanie ryb. Ponadto, technika ta umożliwia poznanie ich behawioru i biologii, ze szczególnym uwzględnieniem tras migracji. W skrócie, znakowanie polega na umieszczeniu znaczka z informacją wewnątrz ciała lub na jego powierzchni (NIELSEN, 1992). Do znakowania ryb łososiowatych, w Polsce oraz krajach nadbałtyckich, najczęściej stosuje się znakowanie zewnętrzne, poprzez wszczepienie pod płetwę grzbietową ryby znaczka typu Carlin lub coraz powszechniejsze w ostatnich latach znaczki typu T-bar (Floy-tag) stosowane w Finlandii oraz Estonii (BERNAŚ I IN., 2006; ICES, 2020; SKÓRA I IN., 2007a; SKÓRA I IN., 2007b). Niewątpliwym minusem tej metody jest niski poziom zwrotów i uzależnienie uzyskania informacji od czynnika ludzkiego (NIELSEN, 1992). W celu odróżnienia osobników pochodzących z zarybień smoltami, od ryb z naturalnej rekrutacji lub z zarybień larwami, stosuje się znakowanie poprzez obcięcie płetwy tłuszczowej. Metoda ta jest często stosowana i pozwala na łatwe i szybkie poznakowanie dużej liczby ryb (HAMMER I BLANKENSHIP, 2001; PETERSSON I IN., 2014). Pierwszego masowego znakowania smoltów troci w Polsce dokonano w 2005 roku, w wyniku którego do rzeki Redy wypuszczono 30 tys. szt. ryb. Od 2006 roku rozpoczęto znakowanie tą metodą

smoltów troci wędrownej i łososia przeznaczonych na zarybienie rzeki Słupi, a w 2007 roku program znakowania rozszerzono o dorzecze Łeby oraz Łupawy (BERNAŚ, 2007). Zmiany legislacyjne zaistniałe w 2015 roku (Ustawa z dnia 15 stycznia 2015 o ochronie zwierząt wykorzystywanych do celów naukowych i edukacyjnych Dz.U. z 2015, poz. 26; Uchwała Nr 13/2016, Uchwała nr 14/2016 Krajowej Komisji Etycznej do Spraw Doświadczeń na Zwierzętach z dnia 17 czerwca 2016 r.) oraz zaostrzenie przepisów weterynaryjnych w Polsce wymusiło zaprzestanie kontynuowania znakowania smoltów troci i łososi poprzez obcięcie płetwy tłuszczowej (ICES, 2017). Spośród wszystkich rzek objętych programem, dorzecze Łeby zarybiane było najdłużej znakowanymi smoltami troci (lata 2007-2016). Metoda znakowania poprzez obcinanie płetwy tłuszczowej oraz pozostałe, tradycyjne metody ze względów anatomicznych są niestety nieprzydatne w przypadku znakowania embrionów i larw ryb (VAN DER WALT I FARAGHER, 2003), dlatego zasób informacji na temat przeżywalności tego rodzaju materiału zarybieniowego w polskich rzekach, co potwierdziłoby (lub nie), słuszność dalszego jego wprowadzania do wód, jest dość ograniczony. Ponadto, brakuje danych na temat udziału ryb pochodzących z zarybień młodocianymi formami troci wędrownej w procesie rekrutacji stada tarłowego, co jest kluczowe w końcowym sukcesie.

Do masowego znakowania embrionów i młodocianych stadiów ryb stosuje się następujące metody: wykorzystanie fluorochromów (DĄBROWSKI I TSUKAMOTO, 1986; UNFER I PINTER, 2013), posiadających zdolność do tworzenia związków kompleksowych z jonami wapnia, imersja w solach niektórych metali (np. chlorek strontu $SrCl_2$) (SCHRODER I IN., 1995, 1996), stosowanie szoków termicznych (LETCHER I TERRICK, 1998; VOLK I IN., 1994). Efektem każdego z tych zabiegów jest „znaczek" powstający w otolicie ryby. Substancja znakująca może być podana domięśniowo w iniekcji (BABALUK I CRAIG, 1990), z pokarmem (STAŃCZAK I IN, 2017) oraz drogą immersji (BAER I RÖSCH, 2008). Masowe znakowanie larw poprzez kąpiele w roztworach fluorochromów zostało opracowane w połowie lat 80-tych ubiegłego stulecia (HETTLER, 1984). Do najczęściej obecnie stosowanych substancji należą tetracyklina (NAGIĘĆ I IN., 1988), oksytetracyklina (BROOKS I IN., 1994; MORALES-NIN I IN., 2010), kompleks alizarynowy (BECKMAN I SCHULZ, 1996; BLOM I IN., 1994), kalceina (BECKER I IN. 2017; MOHLER, 2003) oraz alizaryna red S (ECKMANN I IN., 1998, BAER I RÖSCH, 2008). Właściwości fluorescencyjne fluorochromów umożliwiają identyfikację znaczka w otolicie, podczas obserwacji w świetle UV. Istotną cechą znaczków powstałych na skutek

eskpozycji na działanie fluorochromu jest ich długotrwała retencja dzięki czemu metoda ta może być stosowana w przypadku długożyjących gatunków ryb. W przypadku zastosowania alizaryny red S, uzyskano retencję znaczka u węgorza europejskiego *Anguilla anguilla* L. powyżej 10 lat (SIMON I WICKSTRÖM, 2020), natomiast u siei wędrownej *Coregonus lavaretus f. lavaretus* L. ponad pięć lat (MARTYNIAK I IN., 2013). Ponadto, substancje te zachowują swoje właściwości nawet przy długotrwałym przechowywaniu otolitów, dochodzącym do 40 lat (KRUMME I BINGEL, 2016).

Zarządzanie zasobami ryb wędrownych wymaga podejścia holistycznego, uwzględniającego wiele aspektów biologii danego gatunku. Do tej pory, pierwszych kroków w kompleksowym podejściu do zagadnienia oceny populacji wędrownych ryb łososiowatych na terenie Polski podjął się DĘBOWSKI ze współpracownikami (2008), przedstawiając projekt studium pilotażowego na rzece Słupi. Pozostałe, dostępne dane literaturowe ograniczają się do doświadczeń i badań środowiskowych przeprowadzonych poza Polską. W niniejszej pracy podjęto się próby przedstawienia obecnej kondycji stada tarłowego troci wędrownej z dorzecza Łeby w ujęciu środowiskowym i biologicznym, jak również prezentacji istotnych aspektów niezbędnych do zrównoważonego gospodarowania tą populacją.

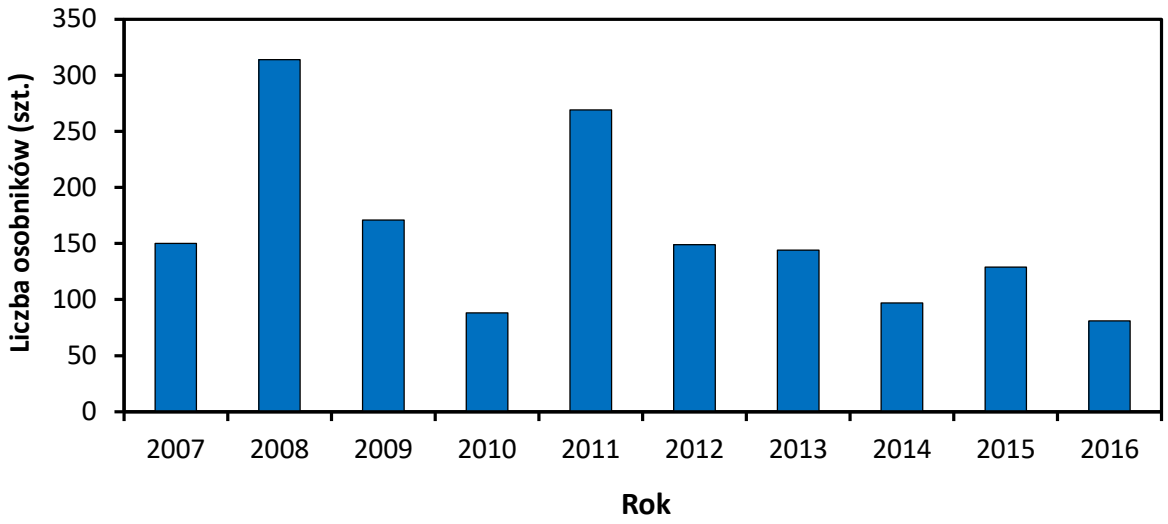
1.1. Aktualna gospodarka trocią wędrowną w dorzeczu Łeby

Dorzecze Łeby ze względu na swój rozległy obszar podzielone jest na kilka obwodów rybackich. Gospodarka rybacka w aktualnie dostępnej dla troci części dorzecza Łeby prowadzona jest przez kilka podmiotów, tzw. rybackich użytkowników wód uprawnionych do rybactwa na podstawie ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (Dz.U. z 2001, nr 115, poz. 1229 z późn. zm.) oraz ustawy z dnia 18 kwietnia 1985 r. o rybactwie śródlądowym (Dz.U. z 1985, nr 21, poz. 91, z późn. zm.). Górna cześć dorzecza Łeby, tj. od wypływu z jeziora Wielkie do ujścia rzeki Węgorza wraz z jeziorami Reskowo i Sianowskie administrowana jest przez Zarząd Okręgu Polskiego Związku Wędkarskiego w Gdańsku. Obszar dorzecza Łeby od ujścia rzeki Węgorza do granic Słowińskiego Parku Narodowego (SPN) wraz z jeziorem Lubowidzkim administrowany jest przez Zarząd Okręgu Polskiego Związku Wędkarskiego w Słupsku. Obszar jeziora Łebsko wraz z 6 km odcinkiem rzeki Łeby, 6 km odcinkiem rzeki Pustynki oraz „rzeką Stara Łeba" stanowi

obwód ochronny SPN. Odcinek Łeby poniżej jeziora Łebsko do granic morskich wód wewnętrznych zarządzany jest przez Spółkę Rybacką „Sandacz" z Łeby. Ponadto, fragment prawobrzeżnego dopływu rzeki Łeby - Chełst tj. od źródeł do jeziora Sarbsko administrowany jest przez Zarząd Okręgu Polskiego Związku Wędkarskiego w Gdańsku. jezioro Sarbsko wraz z dolnym fragmentem Chełstu zarządzany jest przez Gospodarstwo Jeziorowe „Sarbsk".

Obecnie, okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego w Gdańsku i Słupsku prowadzą wyłącznie gospodarkę wędkarską w dorzeczu Łeby. Pozostałe podmioty realizują mieszany model gospodarowania wodami, przyjmując typ tzw. gospodarki rybacko-wędkarskiej, z wyłączeniem Słowińskiego Parku Narodowego, który nie prowadzi typowych połowów komercyjnych, a wyłącznie odłowy w ramach realizowanych zadań ochronnych SPN, z dopuszczeniem możliwości wykonywania rybołówstwa rekreacyjnego.

Model gospodarowania trocią wędrowną w dorzeczu Łeby składa się z trzech komponentów: pozyskiwania tarlaków i produkcji materiału zarybieniowego, zarybień oraz połowów gospodarczych i rekreacyjnych. Pierwszy z nich dotyczy odłowów dojrzałych osobników troci od których pozyskiwane są produkty płciowe, które odpłatnie przekazywane są prywatnemu hodowcy (Gospodarstwo Rybackie Żelkówko) do dalszej inkubacji i produkcji materiału zarybieniowego (BARTEL, 2003). Liczba pozyskanych rocznie tarlaków powinna zagwarantować pobranie do 500 tys. ziaren ikry. Od 1997 r. tarlaki pozyskiwane są z jeziora Łebsko przez Spółkę Rybacką „Sandacz" z Łeby, pod nadzorem służb Słowińskiego Parku Narodowego. W tym celu wykorzystuje się przestawę żakową; aby umożliwić części troci kontynuowanie migracji w górę dorzecza w celu odbycia tarła w warunkach naturalnych, zachowuje się tzw. przejścia migracyjne o szerokości wynoszącej 150 m. Liczba dorosłych troci odławiana w latach 2007-2016 oscylowała w granicach 100-200 osobników rocznie (Rys. 3). Zadanie to realizowane jest przez Słowiński Park Narodowy za podstawie zarządzeń wydanych przez Ministra Środowiska ustanawiających plan zadań ochronnych dla SPN (ZARZĄDZENIE NR 87/2005, ZARZĄDZENIE NR 10/2009, ZARZĄDZENIE NR 31/2013). Ponadto, jesienne odłowy tarlaków prowadzone są na podstawie odstępstwa od zakazów na dokonywanie połowu ryb dla celów naukowo-badawczych oraz do celów zarybieniowych wydanego przez Marszałka Województwa Pomorskiego na mocy ustawy o rybactwie śródlądowym z dnia 18 kwietnia 1985 r. (Dz.U. z 2015 r. poz. 652, z późn. zm.).

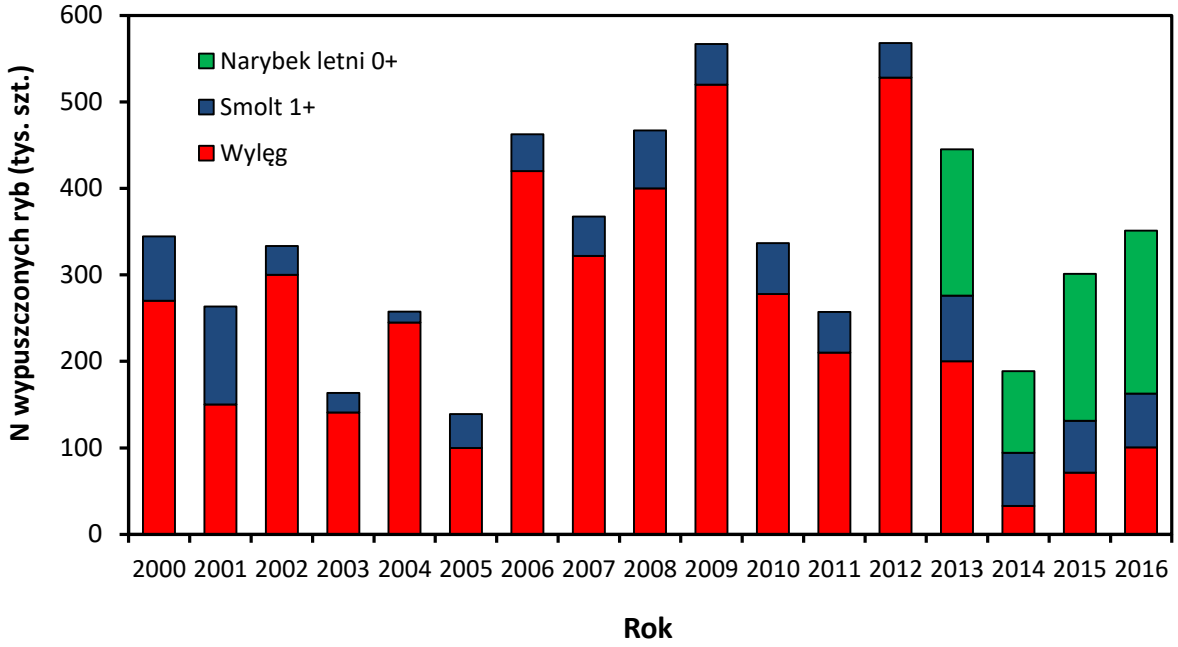


Rys. 3 Liczba tarlaków troci wędrownej pozyskanych w jeziorze Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (źródło: SPN).

Zarybienia trocią w dorzeczu Łeby w głównej mierze finansowane są z budżetu państwowego, w ramach realizacji rządowego Programu „Zarybianie Polskich Obszarów Morskich" nadzorowanego przez Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi RP (obecnie Ministerstwo Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej) oraz powołanego Zespołu ds. Zarybiania (BARTEL, 2003, 2012; BARTEL I IN., 2016). Ponadto, w zarybianiu trocią dorzecza Łeby partycypują użytkownicy rybaccy w ramach zobowiązań zapisanych w operatach rybackich. Działania zarybieniowe wynikające z obu źródeł są skoordynowane na poziomie Zespołu ds. Zarybiania.

Wśród sortymentów troci wypuszczanych do dorzecza Łeby dominują smolty w wieku 1+ oraz larwy o zaawansowanym stopniu resorpcji woreczka żółtkowego (około 2/3), nazywanych w nomenklaturze rybackiej „wylęgiem" bądź „wylęgiem pływającym". Docelowo, w ramach Programu „Zarybiania Polskich Obszarów Morskich" zakładano wypuszczanie corocznie około 78 tys. szt. smoltów oraz 400 tys. szt. wylęgu (BARTEL, 2003). Od 2013 r. zadecydowano o redukcji do 300 tysięcy liczbę wypuszczanego corocznie „wylęgu" troci jednocześnie wprowadzając nowy sortyment materiału zarybieniowego, tj. narybek letni 0+, którego przewiduje się corocznie wypuszczać około 50 tys. szt. (BARTEL, 2012; BARTEL I KARDELA, 2015). W latach 2000-2016 liczba wypuszczanych każdego roku smoltów troci wyniosła średnio 53 tys. sztuk i wahała się w granicach 12-113 tys. sztuk (Rys. 4). Łącznie w tym okresie do dorzecza Łeby wypuszczono do dorzecza Łeby 902 472 smolty troci. Zarybienia wylęgiem

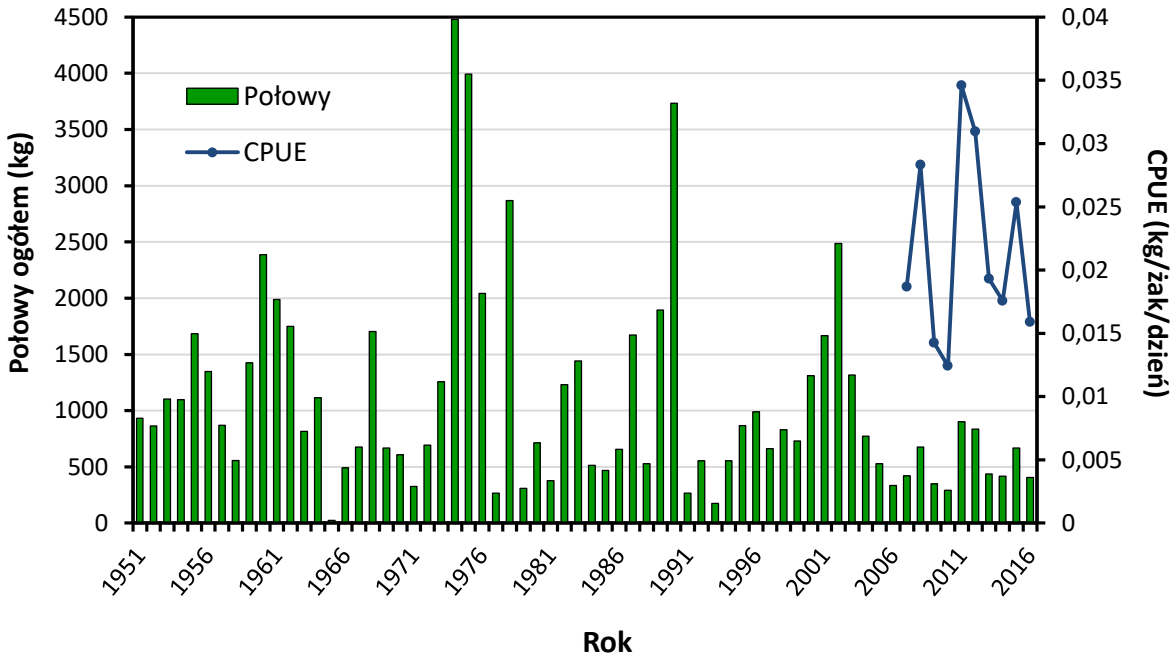
w latach 2000-2013 kształtowały się na poziomie 200-400 tys. szt. rocznie. Obecnie liczba wypuszczonego wylęgu nie przekracza 100 tys. (Rys. 4). Zarybienia narybkiem letnim troci aktualnie kształtują się na poziomie 50-70 tys. szt. rocznie (Rys. 4).



Rys. 4 Zarybienia dorzecza Łeby trocią wędrowną *Salmo trutta* m. *trutta* L. (tys. szt.) dokonane w ramach realizacji rządowego Programu „Zarybianie Polskich Obszarów Morskich" oraz przez użytkowników rybackich, w latach 2000-2016 (ICES, 2017; Spółka Rybacka Sandacz s.c.; Z.O. PZW w Słupsku).

Połowy troci wędrownej w dorzeczu Łeby realizowane są przez użytkowników rybackich poprzez eksploatację rybacką wód w oparciu o istniejące przepisy. Zgodnie z wymogami ustawy z dnia 18 kwietnia 1985 r. o rybactwie śródlądowym (Dz.U. z 1985, nr 21, poz. 91, z późn. zm.) uprawniony do rybactwa jest zobowiązany dokumentować działania związane z prowadzoną gospodarką rybacką w sposób rzetelny, systematyczny i zgodny ze stanem faktycznym. Dodatkowym, przewidzianym w modelu gospodarki trociowej w dorzeczu Łeby komponentem, są połowy rekreacyjne. Regulacje zamieszczone w Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 30 września 2003 r. w sprawie dokumentacji prowadzonej przez uprawnionego do rybactwa (Dz.U. z 2003 r., nr 180, poz. 1766), nakładają na rybackich użytkowników wód obowiązek wprowadzenia na użytkowanych przez siebie wodach obligatoryjnego rejestru ryb złowionych przez wędkarzy. Każda ryba zabrana z łowiska musi zostać wpisana do rejestru połowów wędkarskich.

Zapisy zawierające dane rybackie dotyczące wielkości gospodarczych połowów ryb łososiowatych w jeziorze Łebsko prowadzone są od 1951 roku (Rys. 5). Uwzględniają one zarówno połowy komercyjne jak i odłowy przewidzianych do rozrodu tarlaków troci. W drugiej połowie XX w. Jezioro Łebsko pozostawało w użytkowaniu rybackim Państwowego Gospodarstwa Rybackiego Łeba. Należy zaznaczyć, iż w latach 1951-1982, w księgach rybackich brakuje informacji dotyczących połowów troci, a jedynie figurują połowy łososia. W związku z tym, należy podejrzewać, iż ówcześni rybacy w celu zwiększenia atrakcyjności handlowej oferowanego produktu, prawdopodobnie intencjonalnie używali błędnej nazwy „łosoś" w odniesieniu do łowionych troci. Dane literaturowa wskazują na nieliczne występowanie łososia w dorzeczu Łeby (CHRZANOWSKI, 1957).



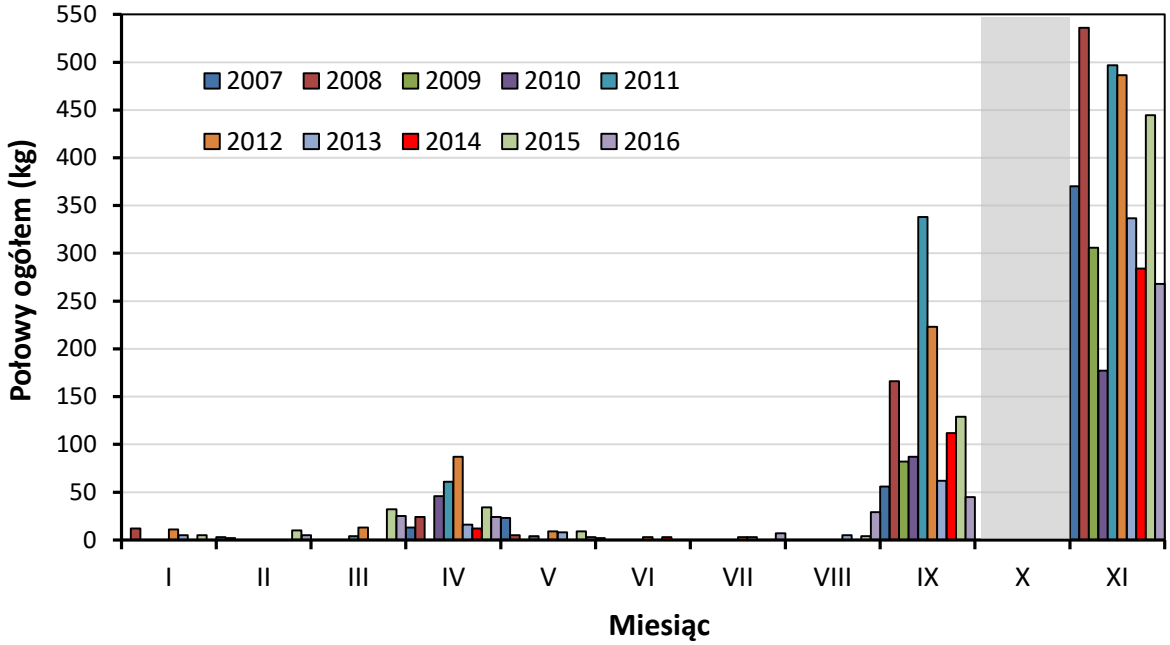
Rys. 5 Połowy (kg) ryb „łososiowatych" w Jeziorze Łebsko w latach 1951-2016 oraz wielkość połowów troci na jednostkę nakładu połowowego (CPUE) wyrażona w kilogramie troci na żak na dzień, w latach 2007-2016 (źródło: SPN).

Na mocy ustawy z dnia 16 października 1991 r. o ochronie przyrody (Dz.U. z 1991 r., nr 114, poz. 492), z dniem 13 listopada 1992 r. jezioro Łebsko przeszło pod zarząd Słowińskiego Parku Narodowego, a od 1997 r. SPN został użytkownikiem obwodu rybackiego obejmującego jezioro Łebsko. W obecnej chwili obwód rybacki został zniesiony, a połowy troci wędrownej w jeziorze Łebsko wykonywane są wyłącznie w ramach zadań ochronnych realizowanych przez Służby Słowińskiego Parku

Narodowego. Zadania te realizowane są przez dwie brygady rybackie stacjonujące w Łebie oraz Izbicy, funkcjonujące w ramach Spółki Rybackiej „Sandacz" z Łeby. Do połowu troci stosowane są głównie przestawy żakowe (poprowadzone prostopadle do linii brzegu; z północy na południe) rozlokowane na wysokości Rąbki oraz Półwyspu Gackiego, z jednoczesnym zachowaniem przejść migracyjnych o szerokości 150 m. Ponadto, sporadycznie troć staje się przyłowem podczas połowów wykonywanych za pomocą wontonów lub niewodów.

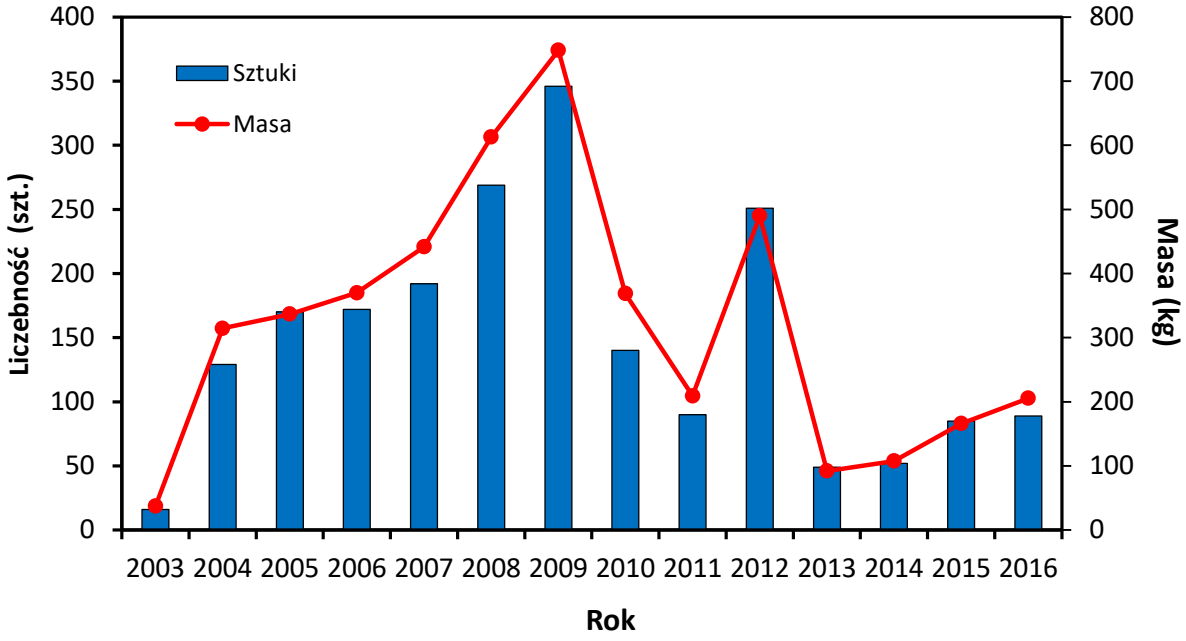
Na przestrzeni 66 lat wielkości połowów troci w jeziorze Łebsko podlegały zmianom (Rys. 5). Przyczyny tych fluktuacji mogą mieć podłoże biologiczne jak również czysto ekonomiczne, związane z aktualnie prowadzoną gospodarką „łososiową" oraz zmianami własnościowymi. W latach 1951-2016 połowy troci w jeziorze Łebsko wyniosły średnio 1070 kg rocznie (*Mediana* = 794 kg). Największe połowy zanotowano w latach 1974, 1975, 1978 oraz 1990, odpowiednio 4480 kg, 3992 kg, 2867 kg oraz 3734 kg. Od 1991 r. obserwuje się wyraźny spadek połowów troci. W latach 2007-2016 połowy troci kształtowały się na średnim poziomie 300-500 kg rocznie. Połowy troci wyrażone liczbą kilogramów ryb na dzień „pracy" żaka (CPUE - kg/żak/dzień) podlegały dynamicznym zmianom. Wielkość połowu w latach 2007-2016 mieściła się w zakresie 0,01-0,03 kg/żak/dzień i średnio w całym okresie wyniosła 0,02 kg/żak/dzień wynosiła (Rys. 5).

Sezon połowu troci w Jeziorze Łebsko trwa około 10 miesięcy; włączając okres połowu tarlaków (listopad). Długość sezonu połowowego uzależniona jest przede wszystkim od czasu utrzymywania się pokrywy lodowej na powierzchni jeziora Łebsko. Analiza danych połowowych w latach 2007-2016, pozwoliła wyodrębnić trzy główne okresy połowowe w roku (Rys. 6). Pierwszy z nich przypada w marcu i kwietniu, kiedy poławiane są ryby potarłowe (tzw. kelty), wędrujące do morza oraz młode trocie, które spędziły tylko jedną zimę w morzu. Początek drugiego okresu połowu troci ściśle uzależniony jest od warunków termicznych panujących w jeziorze Łebsko. W zależności od roku okres ten rozpoczyna się od połowy sierpnia i trwa do końca września (Rys. 6). W tym czasie łowione są dojrzałe osobniki, stanowiące początek ciągu tarłowego. Ze względu na trwający okres ochronny troci, nie prowadzi się połowów w miesiącu październiku. Trzeci okres połowów przypada na miesiąc listopad, kiedy pozyskiwane są tarlaki troci służące do przeprowadzenia sztucznego tarła.



Rys. 6 Połowy (kg) troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w Jeziorze Łebsko, w latach 2007-2016 z podziałem na poszczególne miesiące. Obszar wyróżniony szarym kolorem oznacza okres wyłączony z połowów troci. Połowy zrealizowane w listopadzie dotyczą wyłącznie tarlaków pozyskanych do przeprowadzenia sztucznego tarła (źródło: SPN).

Pierwsze informacje dotyczące wielkości połowów wędkarskich troci w dorzeczu Łeby pochodzą z 2003, w efekcie wprowadzenia w/w rozporządzenia (Dz.U. z 2003 r., nr 180, poz. 1766). Przedstawione dane dotyczą wyłącznie wielkości połowów rekreacyjnych sporządzonych na podstawie rejestrów przekazanych do Zarządów Okręgowych Polskiego Związku Wędkarskiego w Słupsku i Gdańsku. Liczba oraz masa zaraportowanych ryb zmieniała się wyraźnie na przestrzeni lat 2003-2016 (Rys. 7). W analizowanym okresie, liczba zaraportowanych osobników wyniosła od 16 szt. w 2003 r. do 346 szt. w 2009 r. Według przekazanych rejestrów, połowy wędkarskie troci w latach 2003-2016 wynosiły średnio 146 sztuk rocznie (*Mediana* = 134 sztuki). Średnia masa złowionych osobników wyniosła 2,2 kg. Łącznie w latach 2003-2016 zaraportowano złowienie 2050 sztuk troci o łącznej masie 4499,8 kg.

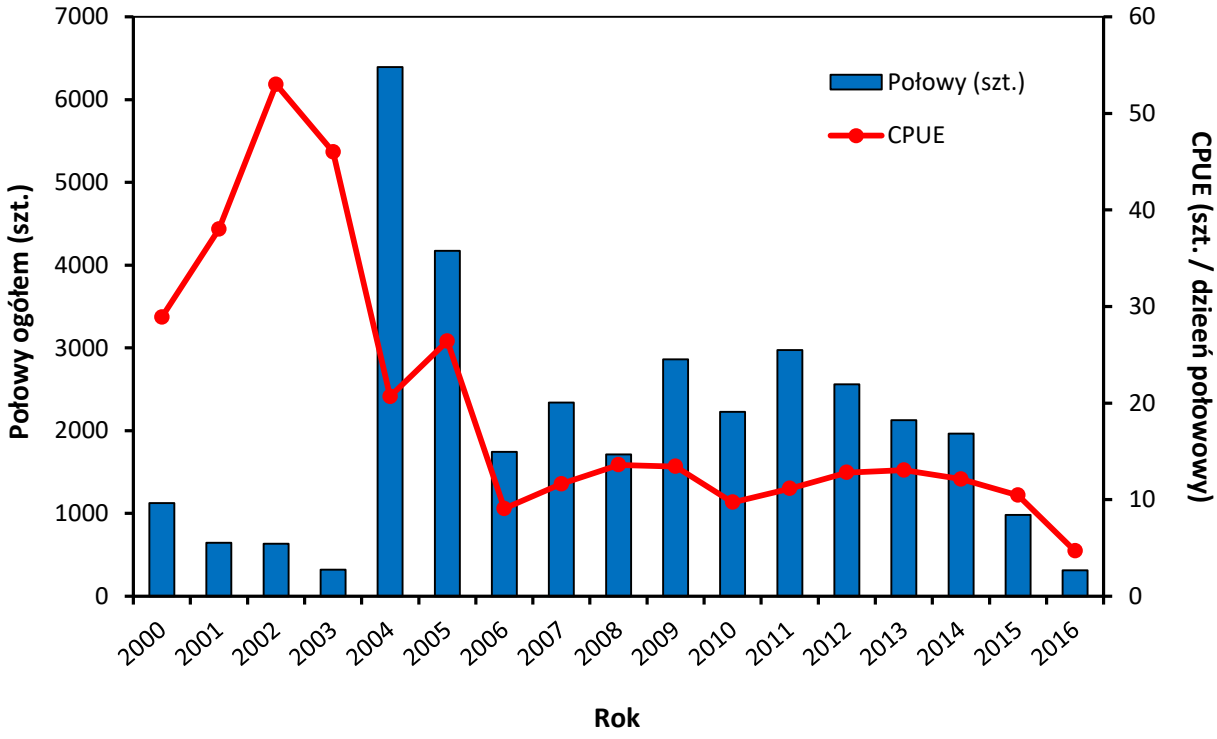


Rys. 7 Zaraportowane połowy wędkarskie troci wędrownej wyrażone masą (kg) oraz liczbą (szt.) złowionych osobników, zrealizowane w dorzeczu Łeby, w latach 2003-2016 (źródło: Z.O. PZW w Słupsku, Z.O. PZW w Gdańsku).

Pomimo braku informacji o nakładzie połowowym, który w przypadku wędkarstwa można przełożyć na liczbę dni ukierunkowanych na poszukiwanie konkretnego gatunku ryb, przedstawione dane mogą pośrednio odzwierciedlać liczebność ryb w rzece. Osobnym zagadnieniem jest rzetelność prowadzonych rejestrów, która niestety często jest kwestionowana. Należy podkreślić, że raportowane są wyłącznie ryby zabrane z łowiska. Rejestracja nie uwzględnia ryb złowionych i wypuszczonych z powrotem do wody. W związku z tym, można domniemywać, że zaprezentowane dane (Rys. 7) są niedoszacowane. Stopień niedoszacowania może zależeć od wielu czynników, w rezultacie czego jest trudny do określenia.

Analizując połowy troci wędrownej w dorzeczu Łeby należy również uwzględnić eksploatację rybacką prowadzoną w strefie przybrzeżnej morza Bałtyckiego. Biorąc pod uwagę charakter migracji troci w morzu, tj. odbywanie przede wszystkim krótkich wędrówek w strefie przybrzeżnej morza, w obrębie ujść rzek czy estuariów oraz brak tendencji do podejmowania dalekich migracji w morzu (JONSSON I JONSSON, 2011), można przyjąć, że presja rybacka w rejonie ujścia rzeki Łeby bezpośrednio wpływa na liczebność populacji troci z rzeki Łeby, a wielkość morskich połowów komercyjnych może odzwierciedlać jej stan.

Według danych zaraportowanych przez rybaków do Centrum Monitorowania Rybołówstwa w Gdyni, w obszarze morza Bałtyckiego objętym kwadratami rybackimi w pobliżu ujścia Łeby: M5, M6, M7, N5, N6, N7, O5, O6, O7 (GPS długość: od 017°00'E do 017°59'E, szerokość: od 54°30'N do 54°59'N), w latach 2000-2016 złowiono łącznie 35100 szt. troci. Największe połowy raportowano w latach 2004-2005 kiedy złowiono odpowiednio 6391 i 4173 szt. troci (Rys. 8). W latach 2006-2014 wielkości połowów troci były rokrocznie zbliżone do siebie i mieściły się w zakresie 1714-2974 szt., ze średnią wartością 2279 szt. troci rocznie (*Mediana* = 2227 sztuk). Najniższe połowy troci obserwowano w latach 2000-2003, kiedy wielkości połowów mieściły się w zakresie 322-1127 sztuk (*Mediana* = 641 sztuk) oraz w 2015 i 2016 roku, odpowiednio 982 i 314 sztuk troci. W konfrontacji z wielkością poniesionego nakładu połowowego, najwyższe wydajności (CPUE; liczba sztuk na dzień połowowy) osiągnięto w latach 2004 i 2005, odpowiednio 53 i 46 szt. troci na dzień połowowy. Od 2006 roku obserwuje się wydajności oscylujące w zakresie 9-14 szt. (*Mediana* = 12 sztuk), z wyjątkiem 2016 r. kiedy wydajność połowowa wyraźnie spadła do 5 sztuk (Rys. 8).



Rys. 8 Komercyjne połowy troci wędrownej (szt.) oraz CPUE (szt./dzień połowowy) w przybrzeżnej strefie Morza Bałtyckiego w okolicach ujścia rzeki Łeby, w obszarze objętych kwadratami rybackimi: M5, M6, M7, N5, N6, N7, O5, O6, O7, w latach 2000-2016 (źródło: Centrum Monitorowania Rybołówstwa w Gdyni).

2. Cel badań

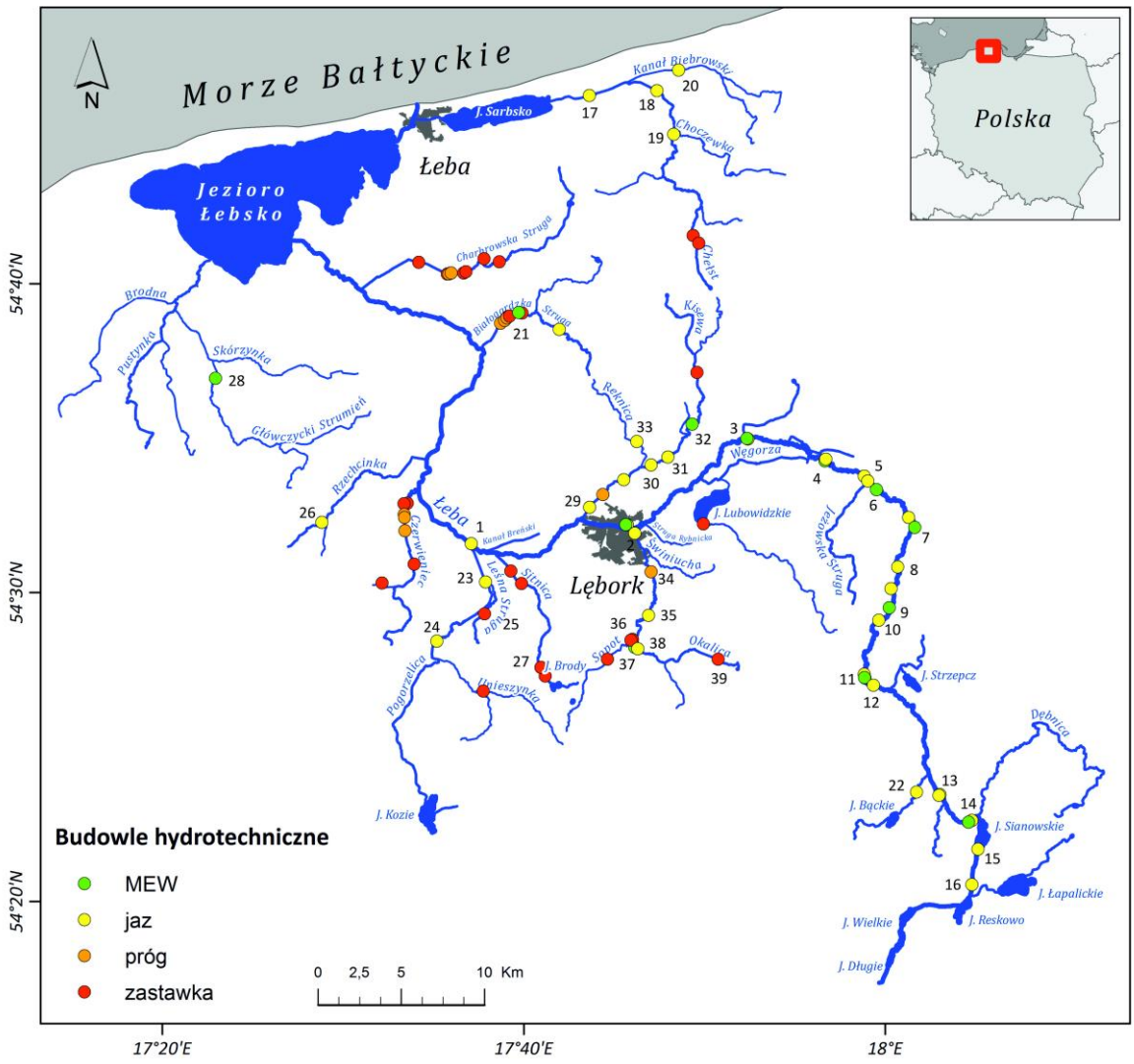
Głównymi celem naukowym niniejszej pracy było uzyskanie wiedzy umożliwiającej przeprowadzenie biologicznej charakterystyki stada tarłowego troci wędrownej występującej w obrębie systemu rzeki Łeby i określenie jego stanu w kontekście aktualnie prowadzonej gospodarki. W ramach niniejszej pracy wyróżniono zatem następujące cele szczegółowe:

- Biologiczna charakterystyka stada tarłowego troci wędrownej z dorzecza Łeby;
- Identyfikacja osobników pochodzących z zarybień smoltami, zarybień larwami oraz z naturalnego tarła;
- Analiza tempa wzrostu troci wędrownej w zależności od źródła pochodzenia;
- Ocena efektów zarybień smoltami, wylęgiem oraz efektów naturalnego tarła troci;
- Ocena przydatności środkowej części dorzecza Łeby do podchowu narybku troci pochodzącej z zarybień znakowanymi larwami;
- Identyfikacja czynników limitujących liczebność populacji troci wędrownej z dorzecza Łeby;

3. Teren badań

Łeba jest przymorską rzeką uchodzącą bezpośrednio do morza Bałtyckiego w miejscowości Łeba (54°45'N; 17°33'E). Obszar źródliskowy rzeki znajduje się na wysokości 170 m n.p.m, w okolicach miejscowości Borzestowo koło Kartuz. Długość rzeki wynosi 126,7 km, przy powierzchni dorzecza 1767,66 km^2 (CZARNECKA, 2005). Średni roczny przepływ w środkowym (profil Lębork) biegu rzeki wynosi 5,75 m^3s^{-1}, natomiast w dolnym (profil Cecenowo) 11,7 m^3s^{-1} (IMGW, 2003). Spadek zwierciadła wody w górnym biegu waha się w granicach 2-3‰, natomiast w momencie wpłynięcia rzeki w szeroką dolinę poniżej Lęborka gwałtownie zmniejsza się i średnio w nurcie wynosi 1,13‰ (CYBERSKI, 1984). Średni spadek zwierciadła wody na całej długości rzeki wynosi około 1,45‰ (CHEŁKOWSKI, 1965). Teren zlewni rzeki Łeby w jej źródłowym fragmencie leży w obrębie mezoregionu Pojezierza Kaszubskiego, środkowy bieg w mezoregionie Pradoliny Łeby i Redy, natomiast w przyujściowej partii w mezoregionie Wybrzeża Słowińskiego (KONDRACKI, 2011). Administracyjnie, dorzecze Łeby znajduje się w granicach województwa pomorskiego (Rys. 9). W górnej części dorzecza Łeba przepływa kolejno przez cztery jeziora: Długie (49,5 ha, gł. maks. 12m), Wielkie (34,7 ha, gł. maks. 18,1 m), Reskowo (53,6 ha, gł. maks. 9,5 m) oraz Sianowo (75,0 ha, gł. maks. 13,6 m). Pod koniec swojego biegu Łeba przepływa przez przybrzeżne Jezioro Łebsko, które jest trzecim pod względem wielkości powierzchni jeziorem w Polsce (7 140 ha, gł. maks. 6,3 m, gł. śr. 1,6 m) (JAŃCZAK, 1997). Największymi dopływami rzeki Łeby są: Okalica (L; dł. 20,3 km), Kisewska Struga (P; dł. 21,2 km), Pogorzelica (L; dł. 24,1 km) oraz uchodząca bezpośrednio do jeziora Łebsko, Pustynka (L; 16,1 km). Poniżej wypływu z jeziora Łebsko, tuż przed ujściem do morza, Łeba przyjmuje prawobrzeżny dopływ Chełst (dł. 33,8 km) (CZARNECKA, 2005).

Zapoczątkowane w XVIII w. projekty przebudowy systemu hydrograficznego północnego skłonu Pomorza nie ominęły dorzecza Łeby. Charakter rzeki na wielu jej odcinkach został silnie przekształcony przez człowieka. Podjęte już w XVIII i XIX wieku na szeroką skalę prace regulacyjne i melioracyjne w dolinie Łeby obejmujące pogłębianie koryta rzecznego, likwidację zakoli oraz drenaż terenów przyległych do rzeki, doprowadziły do skrócenia jej biegu i przyspieszonego spływ wody (KOŃCZAK, 1981).



Rys. 9 Mapa dorzecza Łeby wraz z zaznaczonymi budowlami hydrotechnicznymi. Opracowano na podstawie Atlasu Podziału Hydrograficznego Polski (CZARNECKA, 2005; źródło: RZGW Gdańsk, SAMORZĄD WOJ. POM. 2004, materiały własne). Numeracja przegród hydrotechnicznych zgodna z Tabelą 1.

Rzeka Łeba w swym górnym biegu przepływa przez rynnową dolinę o szerokości około 250-300 m, w otoczeniu łąk i pól uprawnych. Na wysokości Miłoszewa, szerokość zmeliorowanej doliny wynosi ponad 1 km (IMGW, 1983). Poniżej miejscowości Osiek szerokość doliny znacznie się zmniejsza, rosną wartości spadku podłużnego, w związku z czym nurt rzeki wyraźnie przyśpiesza, odsłaniając partie żwirowe i kamienne w obrębie koryta rzecznego. W okolicach Bożego Pola Wielkiego, rzeka Łeba wkracza w dobrze rozwiniętą, niewielką pradolinę pobrzeża zwaną Pradoliną Łeby–Redy, leżącą na granicy Wysoczyzny Żarnowieckiej i Pojezierza Kaszubskiego (AUGUSTOWSKI, 1965). Otoczenie rzeki na przeważającej długości górnego i środkowego odcinka stanowią lasy, bądź

zadrzewienie przybrzeżne; na dnie zalegają żwir i kamienie. Taki charakter rzeka zachowuje jeszcze poniżej wsi Łęczyce. Tuż przed Lęborkiem rzeka płynie już uregulowanym korytem, poszerza się i pogłębia, a na jej dnie przeważa piasek. Otoczenie rzeki zmienia się - lasy ustępują miejsca łąkom i pastwiskom. W dolnym biegu, poniżej Lęborka, Łeba płynie uregulowaną, torfową doliną o szerokości 4-5 km (IMGW, 1983). Taki charakter rzeki nie ulega zmianie aż do jeziora Łebsko. Po wypłynięciu z jeziora Łebsko rzeka przybiera postać kanału i po trzech kilometrach biegu uchodzi do morza Bałtyckiego.

Przymorski obszar dorzecza Łeby częściowo pokrywa się z unikatową Niziną Gardnieńsko-Łebską, która jest największą niziną na polskim wybrzeżu środkowym z dobrze rozwiniętym wybrzeżem barierowo-lagunowym, na którym występują współcześnie aktywne piaszczyste wydmy (ROTNICKI, 1995).

Obszar dorzecza Łeby objęty jest formami ochrony o randze krajowej i międzynarodowej. Górny fragment dorzecza wchodzi w obszar Kaszubskiego Parku Krajobrazowego oraz stanowi specjalny obszar ochrony siedlisk Natura 2000 „Dolina Górnej Łeby". W dolnym biegu rzeka Łeba wraz z jeziorem Łebsko wchodzą w kompleks Słowińskiego Parku Narodowego (SPN), włączonego do międzynarodowej sieci obszarów chronionych takich jak: Natura 2000, HELCOM BSPA, Światowy Rezerwat Biosfery UNESCO oraz obszar wodno-błotny Ramsar. Ponadto, teren dorzecza Łeby objęty jest trzema Obszarami Chronionego Krajobrazu (OChK), tj. OChK Pradoliny Redy-Łeby, OChK Doliny Łeby, OChK Fragment Pradoliny Łeby i Wzgórza Morenowe na Południe od Lęborka.

W dorzeczu Łeby stwierdzono obecność 20 gatunków ryb oraz trzech gatunków minogów: minoga strumieniowego *Lampetra planeri* (Bloch, 1784) (DĘBOWSKI I IN., 2002), minoga rzecznego *Lampetra fluviatilis* L. i minoga morskiego *Petromyzon marinus* L. (SOBOCKI, 2001). Troć *Salmo trutta* jest najczęściej spotykanym gatunkiem w całym dorzeczu, zarówno jej forma wędrowna jak i stacjonarna. Ponadto, z gatunków litofilnych odnotowano obecność lipienia *Thymallus thymallus* L., pstrąga tęczowego *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) oraz pojedyncze osobniki głowacza pręgopłetwego *Cottus poecilopus* Heckel, 1837. W dolnej partii dorzecza dominują gatunki ryb karpiowatych (DĘBOWSKI I IN., 2002). Dodatkowo, w przyujściowym odcinku rzeki Łeby oraz w jeziorze Łebsko okresowo pojawiają się morskie gatunki ryb takie jak: dorsz *Gadus morhua* L.,

śledź *Clupea harengus* L., belona *Belone belone* L., stornia *Platichthys flesus* L., gładzica *Pleuronectes platessa* L. oraz skarp *Psetta maxima* L. (SOBOCKI, 2001). W okresie jesienno-zimowym z morza wędrują rzeką Łebą na tarło do jeziora Łebsko sieje wędrowne *Coregonus lavaretus* f. *lavaretus* (HEESE I IN., 1999). Ponadto, historyczne dane literaturowe mogą wskazywać na występowanie w dorzeczu Łeby łososia *Salmo salar* L., bolenia *Aspius aspius* L. (BORNE, 1882) oraz brzany *Barbus barbus* L. (SELIGO, 1902).

Podobnie jak duża część rzek pomorskich, również rzeka Łeba oraz jej dopływy została przegrodzona licznymi budowlami hydrotechnicznymi (Rys. 9; Tabela 1), które utrudniają lub całkowicie uniemożliwiają wędrówkę ryb w obrębie dorzecza (LEJK I MARTYNIAK, 2011). W efekcie działalności człowieka powstało ponad 86 przegród, o różnej wysokości piętrzenia, kategorii i przeznaczeniu. Pomimo uwzględnienia dorzecza Łeby w Programie Udrażniania Rzek Województwa Pomorskiego (SAMORZĄD WOJ. POM., 2004), po ponad dekadzie sytuacja nie uległa znacznej poprawie. Wybudowanie i oddanie do użytkowania przepławek przy jazie w Chocielewku w 2001 r. oraz w Lęborku w 2012 r. (Fot. 1) umożliwiło migrację ryb w obrębie środkowej części dorzecza. Granicą występowania ryb anadromicznych w rzece Łebie jest, znajdujący się w km 68+860, jaz młyński w miejscowości Łęczyce (N 54˚35'27.8", E 17˚51'49.8"), który aktualnie piętrzy wodę na potrzeby małej elektrowni wodnej (Rys. 9; Tabela 1). Obecnie dostępny dla migracji ichtiofauny odcinek rzeki Łeby stanowi 54,3% jej całkowitej długości. Problem zabudowy poprzecznej cieków w systemie rzeki Łeby jest jednym z ważniejszych czynników limitujących liczebność anadromicznych ryb łososiowatych w obrębie dorzecza. Po udrożnieniu barażu w Lęborku udostępniono trociom około 1 ha tarlisk i około 10 ha terenów odrostowych dla narybku. Potencjalna powierzchnia tarlisk powyżej Łęczyc szacowana jest na około 2,5 ha, natomiast powierzchnia terenów odrostowych dla narybku sięga 17 ha. Ponadto, udostępnienie dopływów górnej Łeby zapewnia dodatkowe 0,5 ha tarlisk i około 5 ha terenów odrostowych (WIŚNIEWOLSKI I ENGEL, 2006).

Tabela 1 Lista kluczowych przegród hydrotechnicznych zinwentaryzowanych w dorzeczu Łeby, o wysokości piętrzenia powyżej 0,5m. Numery w tabeli zgodne z Rys. 9. Opracowano na podstawie Mapy Podziału Hydrograficznego Polski (źródło: RZGW Gdańsk, SAMORZĄD WOJ. POM. 2004, materiały własne).

L.p.	Rzeka	Miejscowość	km rzeki	Wysokość (m)	Typ obiektu	Przepławka
1	Łeba	Chocielewko	47+200	-	jaz	Jest
2	Łeba	Lębork	57+720	1,65	Jaz+MEW*	Jest
3	Łeba	Łęczyce	68+860	-	Jaz+MEW*	Brak
4	Łeba	Wielistowo	76+100	-	MEW*	Brak
5	Łeba	Bożepole Wielkie	80+160	1,26	Jaz	Brak
6	Łeba	Bożepole Małe	81+000	-	MEW*	Brak
7	Łeba	Paraszyno	85+600	2,20	MEW*	Brak
8	Łeba	Porzecze	88+580	2,10	Jaz	Brak
9	Łeba	Łówcz	91+500	6,0	MEW*	Brak
10	Łeba	Łówcz	93+930	1,0	jaz	Jest
11	Łeba	Tłuczewo	98+170	1,30	MEW*	Brak
12	Łeba	Tłuczewo	98+950	1,5	Jaz	Brak
13	Łeba	Strysza Buda	108+900	3,30	Jaz	Brak
14	Łeba	Cieszonko	112+000	1,50	Jaz+MEW*	Brak
15	Łeba	Młyn Dolny	114+750	2,40	Jaz	Brak
16	Łeba	Kożyczkowo	117+000	3,59	jaz	Brak
17	Chełst	Ulinia	10+850	1,40	Jaz	Brak
18	Chełst	Sasino	15+200	1,55	Jaz	Brak
19	Chełst	Ciekocino	18+500	0,90	Jaz	Brak
20	Kanał Biebrowski	Biebrowo	3+300	1,30	Jaz	Brak
21	Białogardzka Struga	Białogarda	3+300	0,80	Jaz+MEW*	Brak
22	Mirachowska Struga	Mirachowo	1+645	1,80	Jaz	Brak
23	Pogorzelica	Pogorzelice	2+100	2,00	jaz	Brak
24	Pogorzelica	Nowina	8+200	1,5	jaz	Jest
25	Leśna Struga	Pogorzelice	3+270	0,90	zastawka	Brak
26	Rzechcinka	Rzechcino	10+002	-	jaz	Brak
27	Sitnica	Krępkowice	8+900	3,0	zastawka	Brak
28	Główczycka Struga	Główczyce	5+120	3,30	Jaz+MEW	brak
29	Kisewa	Nowa Wieś	0+900	1,50	jaz	Brak
30	Kisewa	Kębłowo	5+900	1,80	jaz	Brak
31	Kisewa	Kębłowo	7+000	1,50	jaz	Brak
32	Kisewa	Kisewo	10+200	1,30	MEW*	Brak
33	Reknica	Wilkowo	2+010	-	jaz	Brak
34	Okalica	Lębork-Drętowo	3+800	1,00	próg	Brak
35	Okalica	Rybki	7+600	1,80	jaz	Brak
36	Okalica	Osowo Lęborskie	9+635	0,80	zastawka	Brak
37	Okalica	Osowo Lęborskie	10+350	1,60	MEW*	Brak
38	Okalica	Osowo Lęborskie	10+450	1,54	jaz	Brak
39	Okalica	Okalice	17+100	1,00	zastawka	Brak

*MEW - Mała Elektrownia Wodna



Fot. 1 Przepławka dla ryb w formie kaskadowego bystrotoku wybudowana w 2012 r. przy jazie młyńskim w Lęborku (km 57+720); fot: A.M. Lejk.

Ocenę jakości wód w dorzeczu Łeby dokonuje się każdego roku na dwóch stanowiskach zlokalizowanych w górnym (Cieszenie) i dolnym (Cecenowo) fragmencie biegu rzeki (WIOS, 2017). W 2016 roku ogólny stan jakości wód w rzece Łebie zarówno w górnym jak i dolnym jej biegu zakwalifikowano jako zły. Stan chemiczny wód dla górnego i dolnego stanowiska określono odpowiednio jako „poniżej dobrego" i „dobry". Stan ekologiczny dla obu stanowisk określono jako umiarkowany (WIOŚ, 2017). Według BURCHARDT (2005), za zły stan jakości wód rzeki Łeby odpowiadają przede wszystkim ścieki dopływające z aglomeracji miejskiej Lęborka oraz zanieczyszczone dopływy. Do głównych źródeł zanieczyszczeń w dorzeczu zalicza się ścieki bytowo-gospodarcze, technologiczne oraz ścieki poprodukcyjne z ferm i ośrodków hodowli ryb. Powodują one wzrost koncentracji fosforanów, azotu ogólnego oraz materii organicznej (BURCHARDT, 2005). Uregulowanie gospodarki wodno-ściekowej w dorzeczu Łeby powinno być kluczowym zadaniem administratorów terenów położonych w bezpośrednim sąsiedztwie dorzecza. Poprawa jakości wód w sposób istotny wpłynęłaby na poprawę warunków bytowania dla ryb w dorzeczu Łeby oraz spowolniłaby proces eutrofizacji jeziora Łebsko (BURCHARDT, 2005; SOBOCKI, 2002).

4. Materiał i Metody

4.1 Materiał

Badania przeprowadzono w latach 2007-2016. Materiał badawczy stanowiły dorosłe osobniki troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. pozyskane z jeziora Łebsko pod nadzorem Służb Słowińskiego Parku Narodowego w ramach realizacji zadań ochronnych SPN przez Spółkę Rybacką „Sandacz" z Łeby, tj. w okresie wczesnojesiennym (sierpień-wrzesień) w latach 2012-2016, oraz tarlaki troci odłowione w ramach kampanii tarłowych (listopad) w latach 2007-2016. Ryby poławiane były za pomocą rybackich narzędzi pułapkowych (żaków) w formie przestawy oraz sporadycznie niewodu. Tarlaki każdorazowo były odławiane narzędziami pułapkowymi, następnie transportowane przyżyciowo w dreblach i w dalszej kolejności przetrzymywane w sadzach, aż do osiągnięcia gotowości do tarła.

Dodatkowo w składzie analizowanego materiału uwzględniono larwalne oraz narybkowe stadia rozwojowe troci pochodzące z przeprowadzonych procedur znakowania, zarybiania oraz wykonanych kontrolnych elektropołowów na monitorowanych stanowiskach.

Na wszystkie procedury zastosowane w doświadczeniach uzyskano zgodę Lokalnej Komisji Etycznej ds. Doświadczeń na Zwierzętach w Olsztynie w zakresie wniosku 16/2010/N w latach 2010-2012 (Uchwała Nr 16/2010 z dnia 27.01.2010r.) oraz wniosku 72/2012N, w latach 2013-2016 (Uchwała Nr 74/2012 z dnia 28.11.2012r.).

4.1.1 Pobór materiału łuskowego oraz marginaliów

Łuski (od 15 do 20 sztuk od osobnika) do badań zostały pobrane z lewej strony ciała ryby, z uprzednio oczyszczonego ze śluzu i zanieczyszczeń obszaru pomiędzy płetwą grzbietową i płetwą tłuszczową, powyżej trzeciego rzędu łusek, nad linią naboczną (SHEARER, 1992; ELLIOTT I CHAMBERS, 1996). Łącznie pobrano materiał łuskowy od 1603 dorosłych osobników oraz 395 osobników narybkowych form troci. Badane osobniki mierzono z dokładnością do ± 0,1 cm i ważono (M*c*) z dokładnością do ± 0,1 g oraz określano ich płeć i notowano obecność lub brak płetwy tłuszczowej. Jako miarę długości ciała przyjęto długość ogonową *longitudo caudalis* (*l.caud.*). Dodatkowo od 259

dorosłych osobników pobrano twarde promienie płetwy grzbietowej w celu weryfikacji odczytów wieku dokonanych na podstawie łusek.

4.2 Metody

4.2.1 Charakterystyka stada tarłowego

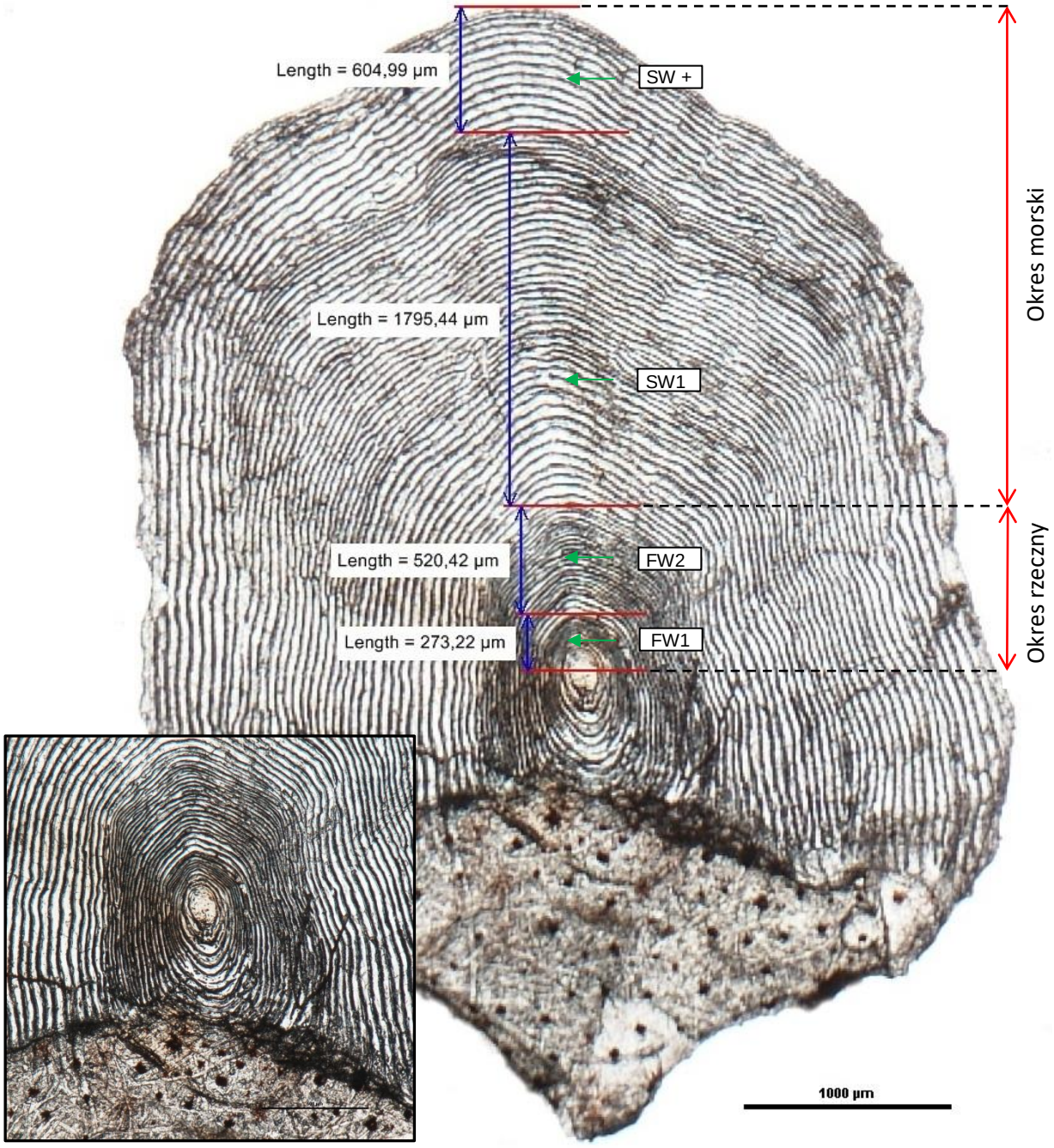
Charakterystykę stada tarłowego troci wędrownej z systemu rzeki Łeby dokonano w oparciu analizę podstawowych parametrów biologicznych dojrzałych płciowo osobników, odłowionych w jeziorze Łebsko, w trakcie ich wędrówki tarłowej, w dwóch okresach ciągu tarłowego, wczesnojesiennego, tj. sierpień-wrzesień (lata 2012-2016; n = 204) oraz późnojesiennego, tj. listopad (lata 2007-2016; n = 1399). Próba pozyskana w okresie wczesnojesiennym w 2012 roku (n = 47) obejmuje wyłącznie osobniki „dzikie", tj. nieznakowane przez obcięcie płetwy tłuszczowej. Próba ta zostanie uwzględniona wyłącznie w wybranych analizach porównawczych.

Dokonując analizy uwzględniono takie parametry jak rozkłady długości i masy, tempo wzrostu, kondycja, struktura wiekowa, struktura płci, płodność samic oraz badanie zależności w oparciu o strukturę łusek. Osobniki z obciętą płetwą tłuszczową, pochodzące z zarybień smoltami w dalszej części pracy będą klasyfikowane jako hodowlane. Osobniki posiadające płetwę tłuszczową klasyfikowane będą jako ryby dzikie. Dodatkowo, wyniki uzupełniono informacją dotyczącą udziału ryb znakowanych w próbie, pochodzących z zarybień wylęgiem. Powszechnie przyjmuje się, że ryby uwolnione do środowiska naturalnego w stadium larwy, dorastające w rzece i następnie smoltyfikujące, są osobnikami dzikimi (CHEŁKOWSKI, 1990a; DĘBOWSKI I RADTKE, 1994).

Kondycję badanych dorosłych osobników oraz charakterystykę związku długość-masa ciała wykonano w oparciu o metodykę opisaną w rozdziale 4.2.7.

4.2.2 Analiza wieku ryb oraz jego weryfikacja

Wiek badanych ryb został określony w oparciu o dokładną analizę obrazu łuski z uwzględnieniem kryteriów oceny opisanych przez SYCHA (1967a) i NABIAŁKA (1994). Badano materiał łuskowy pochodzący zarówno od ryb dorosłych (Rys. 10), jak również od narybku pochodzącego z hodowli (Rys. 11) oraz ze środowiska naturalnego (Rys. 12).



Rys. 10 Schemat dokonywania analizy wieku oraz pomiarów przyrostów rocznych na przykładzie obrazu łuski samicy troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w wieku 2.1+ (*l.caud.* 57,8cm, M=1895g), z wykorzystaniem programu komputerowego NIS-Elements BR 3.1 (Nikon Corporation, Japan); FW - przyrost słodkowodny, SW - przyrost morski, SW + - morski przyrost krawędziowy w roku złowienia.

Odczytany wiek troci został opisany symbolami A.B+, zgodnie z przyjętą nomenklaturą, stosowaną w przypadku ryb dwuśrodowiskowych, gdzie: symbol „A" oznacza liczbę pierścieni rocznych uformowanych na łusce podczas rzecznego okresu życia ryby; symbol „B" oznacza liczbę pierścieni rocznych uformowanych na łusce podczas

morskiego okresu życia; symbolem „+” oznaczona jest strefa przyrostu pomiędzy ostatnim pierścieniem rocznym założonym podczas pobytu w morzu, a krawędzią łuski (ELLIOTT I CHAMBERS, 1996; SYCH, 1967a,b; SHEARER, 1992). Dodatkowo, analiza obrazu łuski umożliwiła identyfikację, tzw. znaków tarłowych, czyli krawędziowych ubytków w łuskach powstałych na skutek resorpcji w trakcie wcześniejszej wędrówki tarłowej (BACKIEL I SYCH, 1958).



Rys. 11 Fotografie łusek hodowlanego narybku troci wędrownej odłowionego w marcu po przeżyciu pierwszej zimy w basenach hodowlanych Gospodarstwa Rybackiego w Żelkówku; fot: A.M. Lejk.



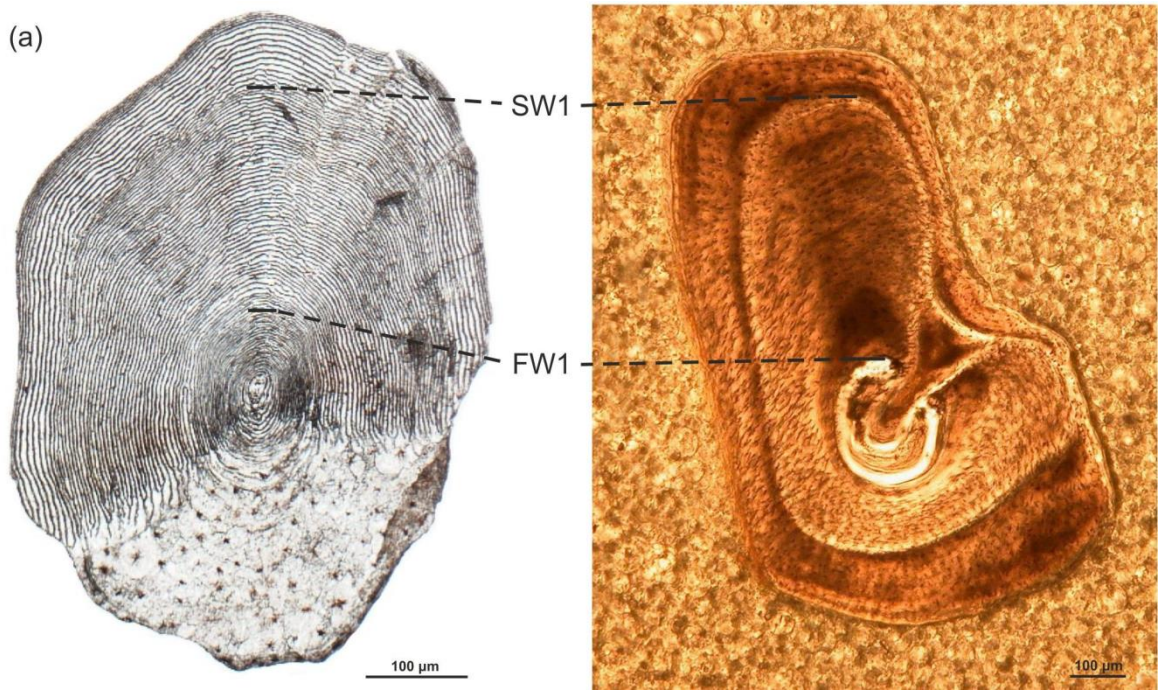


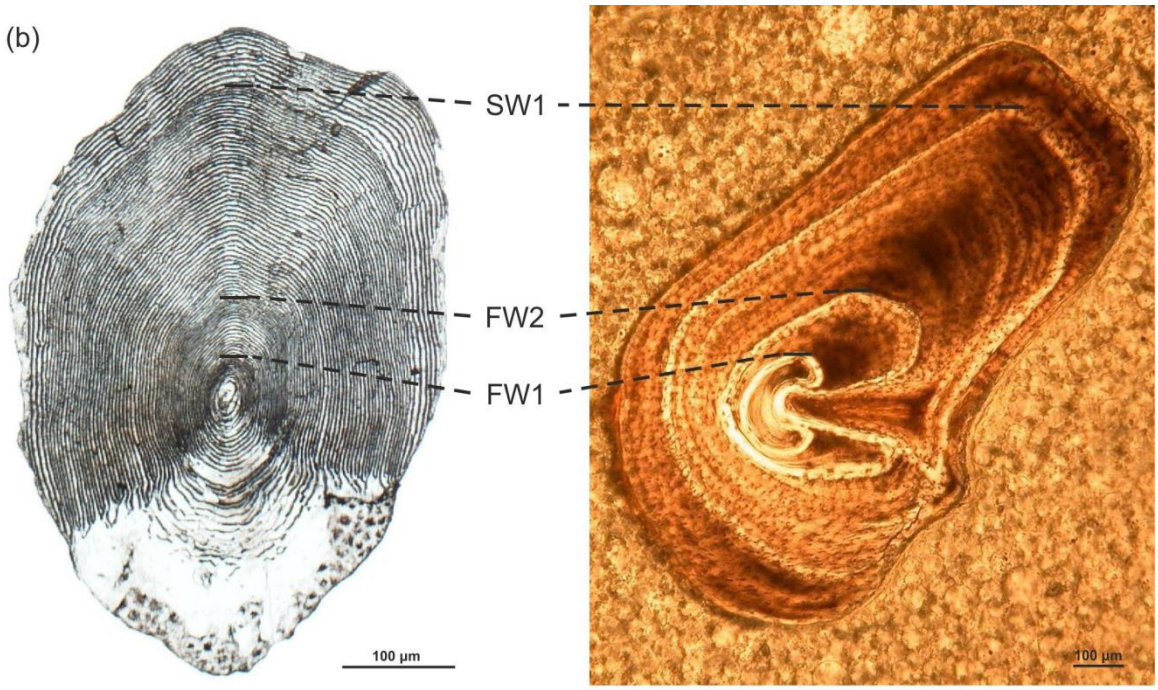
Rys. 12 Fotografie łusek narybku troci wędrownej odłowionego jesienią w dopływach rzeki Łeby, w wieku odpowiednio (a-b) 0+ oraz (c-d) 1+; fot: A.M. Lejk.

Obecność znaków tarłowych na łuskach ryb wskazywała na wielokrotne przystępowania danych osobników do tarła. Sporządzone preparaty z łusek były obserwowane pod lupą Nikon AZ *100M* (Nikon Corporation, Japonia), przy 20 i 80 krotnym powiększeniu obrazu.

Pomiary przyrostów rocznych na łuskach r_n (± 0,01 µm) wykonywano z wykorzystaniem programu NIS-Elements BR 3.1 (Nikon Corporation, Japonia). Pionową oś pomiaru, prowadzącą od centrum do krawędzi łuski wyznaczono po stronie dogłowowej (Rys. 12). Pomiary przyrostów dokonywano osobno dla fazy rzecznej (FW) jak i morskiej (SW). Ze względu na trudności w precyzyjnym wyznaczeniu momentu zmiany środowiska ze słodkowodnego na słonowodne, przyrost morski w roku smoltyfikacji uwzględnia również okres wzrostu słodkowodnego po ostatnim zimowaniu w rzece. Analiza liczby sklerytów w poszczególnych przyrostach rocznych na łuskach została przeprowadzona w oparciu o metodę opisaną przez SHEARER (1992). Uwzględniano wyłącznie te skleryty, które znalazły się w obszarze kąta 5° wyznaczonego po obu stronach określonej osi pomiaru.

Dla uwiarygodnienia słuszności zastosowanej metody łuski przeglądano trzykrotnie z zastosowaniem 3 miesięcznych interwałów. Dodatkowo wiek odczytany z łusek ryb został poddany weryfikacji (BEAMISH I MCFARLANE, 1983). W tym celu od losowo przebadanych 259 dorosłych osobników (18,4% próby) zostały pobrane twarde promienie płetwy grzbietowej. Promienie po uprzednim wygotowaniu i oczyszczeniu z tkanki mięśniowej (PANFILI, 2002), zostały odpowiednio spreparowane poprzez zalanie w dwuskładnikowej żywicy akrylowej VariDur 20 (Buehler, USA), a następnie pocięte na skrawki o grubości 0,55 mm. Do cięcia wykorzystano piłę wolnoobrotową IsoMet (Buehler, USA) z zadaną prędkością cięcia 180 obr./min. Uzyskane skrawki utrwalono na szkiełkach podstawowych za pomocą kleju Entellan® (Merck KGaA, Niemcy). Wszystkie sporządzone preparaty były obserwowane pod lupą Nikon AZ *100M* (Nikon Corporation, Japonia), przy 40 krotnym powiększeniu obrazu (Rys. 13).





Rys. 13. Graficzne przedstawienie zastosowanej metody walidacji wieku troci wędrownej na podstawie obrazu łuski oraz przekroju poprzecznego twardego promienia płetwy grzbietowej. Preparaty obserwowane w świetle przechodzącym pod lupą Lupa Nikon AZ 100M (łuska - pow. 20x, promień pow. 40x): (a) samica w wieku 1.1+ (*l.caud.* 58,9 cm, M*c* =2380 g); (b) samica w wieku 2.1+ (*l.caud.* = 60,6 cm, M*c* = 2717 g). Objaśnienia symboli: FW - przyrost słodkowodny; SW - przyrost morski.

4.2.3 Procedura znakowania immersyjnego larw troci wędrownej

Znakowanie larw troci wędrownej wykonano w Gospodarstwie Rybackim Gabriel w Żelkówku k. Słupska (województwo pomorskie). W celu wbudowania się barwnika w strukturę otolitu, larwy zostały poddane trzygodzinnej immersji w roztworze alizaryny red S, $C_{14}H_7NaO_7S$ (ACROS Organics^{TM}, Belgia), o stężeniu 200 mg dm^{-3}. Stężenie alizaryny ustalono na podstawie wyników wstępnych testów, jako dające wyraźne znaczki, i nie wywołujące toksyczności u znakowanych larw troci. Zabieg znakowania został przeprowadzony etapami, w okresie od stycznia do lutego 2010-2013 roku.

Larwy troci, po upływie 10-14 dni od momentu wyklucia zostały przeniesione z aparatów wylęgarniczych do betonowych lub metalowych podchowalników o powierzchni odpowiednio 4,0 m^2 i 1,5 m^2 w których to przeprowadzono masowe znakowanie. Silnie stężony roztwór alizaryny red S każdorazowo sporządzano w osobnych pojemnikach, a następnie równomiernie rozprowadzano na całej powierzchni basenów w odpowiednich proporcjach. Przed dodaniem roztworu znakującego blokowano dopływ

wody do basenów oraz obniżano poziom zalewu do głębokości 15 cm. Podczas całego procesu znakowania właściwy roztwór znakujący był intensywnie napowietrzany. Dodatkowo, za pomocą wielofunkcyjnego urządzenia pomiarowego Hach HQ 40d (HACH Corporation, USA), monitorowano takie parametry roztworu jak: temperatura (°C), saturacja (%), natlenienie (mg O_2 dm^{-3}) oraz pH, z zachowaniem 30 minutowych interwałów pomiędzy pomiarami.

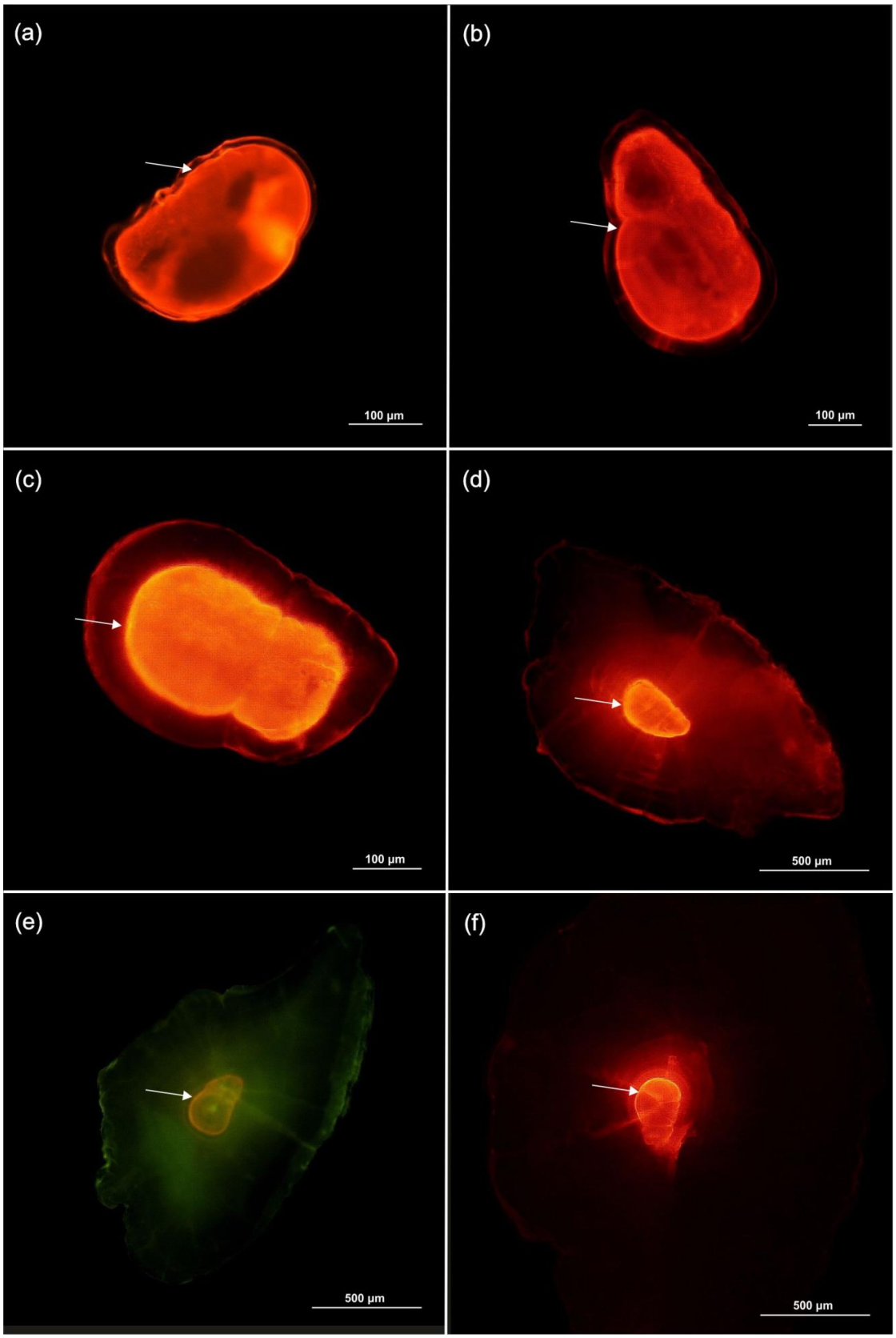
Przed znakowaniem każdorazowo pobierano losową próbę 50 larw poddawanych znakowaniu, dla których wykonano pomiary długości l.t., (długość całkowita - *longitudo totalis*) (± 0,01 cm) oraz masy ciała Mc (± 0,001 g).

Każdorazowo, masowe znakowanie było poprzedzone wykonaniem próby testowej z zastosowaniem planowanego stężenia roztworu alizaryny red S. W tym celu umieszczano około 50 osobników/larw troci w plastykowych pojemnikach, w których poddano trzygodzinnej immersji w roztworze znakującym. Celem tej procedury była ocena ryzyka powstania ewentualnych strat podczas masowego znakowania, poprzez wcześniejsze zaobserwowanie i wyeliminowanie ewentualnych niepożądanych zjawisk, tzw. kłaczkowania czyli powstawania trwałej zawiesiny w roztworze znakującym mogącej powodować uduszenie się larw.

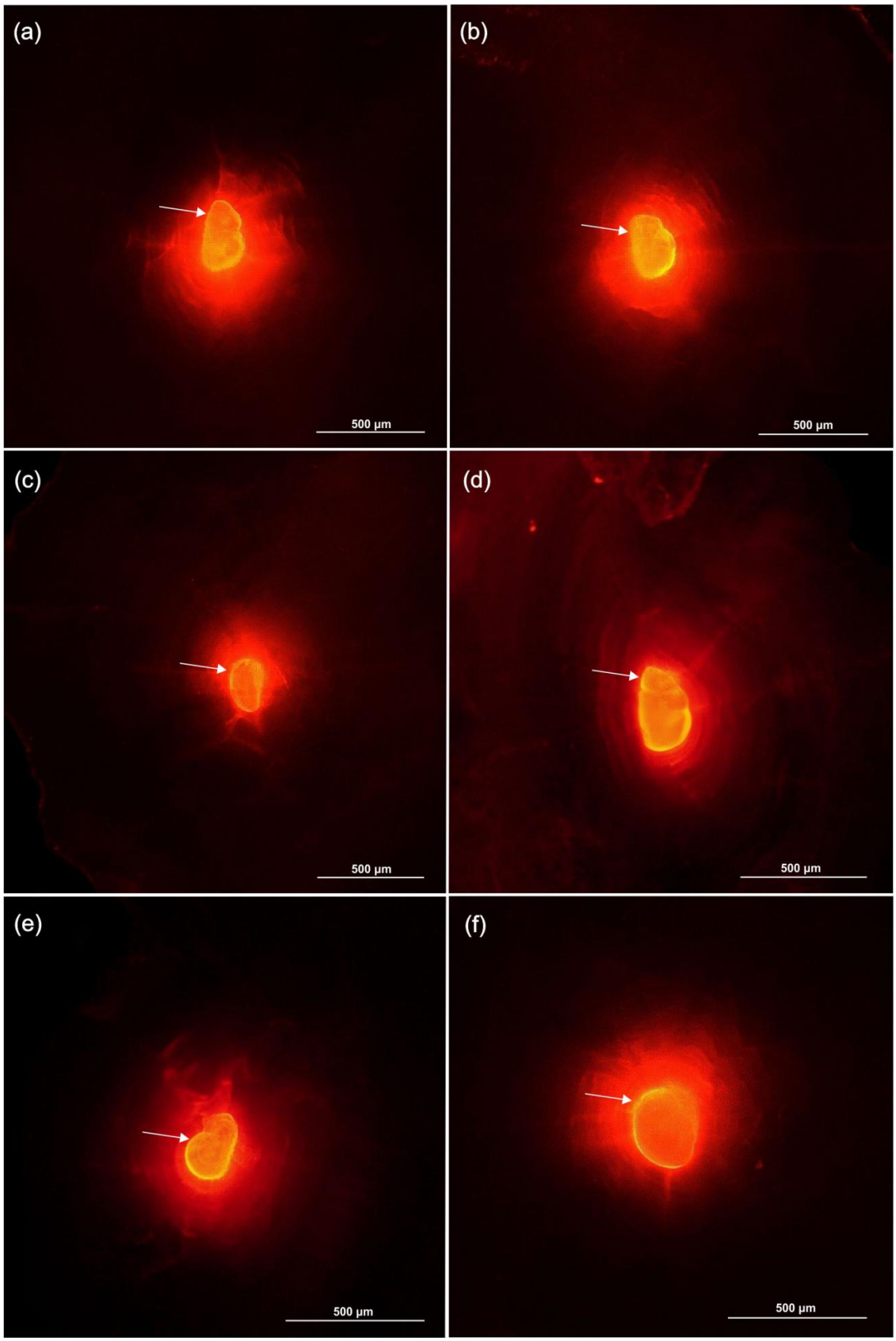
Po przeprowadzonym znakowaniu przez okres 60 dni podchowywano próbę larw w warunkach akwariowych w celu monitorowania retencji znaczka alizarynowego w otolitach troci. Co 10 dni począwszy od dnia znakowania pobierano próbę 10 osobników od których wypreparowano otolity. Ryby przeznaczone na zarybienie były przetrzymywane w gospodarstwie rybackim do momentu wypuszczenia.

4.2.4 Detekcja znaczków alizarynowych (ARS)

Identyfikacja ryb, pochodzących z zarybień znakowanymi larwami troci wędrownej polegała na stwierdzeniu obecności znaczka fluorescencyjnego powstałego w otolitach w wyniku immersyjnego znakowania w roztworze alizaryny red S. W tym celu od badanych ryb każdorazowo pobrano i wypreparowano po 2 otolity (strzałki *sagittae*). Następnie każdy otolit został dokładnie wyczyszczony i utrwalony na szkiełku podstawowym za pomocą kleju do szybkiego sporządzania preparatów mikroskopowych Entellan® (Merck KGaA, Niemcy). Otolity były umieszczane na szkiełku podstawowych w pozycji horyzontalnej, bruzdą słuchową (*sulcus acusticus*) skierowaną do góry.



Fot. 2a-f. Znaczki fluorescencyjne powstałe w otolitach (strzałki) troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w wyniku znakowania immersyjnego w roztworze alizaryny red S o stężeniu 200 mg dm^{-3}, obserwowane pod mikroskopem epifluorescencyjnym Nikon Eclipse 90*i* (Nikon Corp., Japonia), przy 100x powiększeniu, po okresie: (a) 10 dni; (b) 30 dni; (c) 60 dni; (d, e) 8 m-cy; (f) 20 m-cy od przeprowadzonego znakowania. Fotografie a-d, f - zastosowany filtr G-2A (EX 510-560 nm, DM 575 nm, BA 590 nm); e - zastosowany filtr B-2A (EX 450-490 nm, DM 505 nm, BA 520 nm); fot: A.M. Lejk



Fot. 3a-f. Znaczki fluorescencyjne powstałe w otolitach (strzałki) troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w wyniku znakowania immersyjnego w roztworze alizaryny red S o stężeniu 200mg dm^{-3}, obserwowane pod mikroskopem epifluorescencyjnym Nikon Eclipse 90*i* (Nikon Corp., Japonia), przy 40x powiększeniu, po okresie: (a-c) 32 m-ce; d-f) 44 m-ce od przeprowadzonego znakowania. Fotografie a-f zastosowany filtr G-2A (EX 510-560nm, DM 575nm, BA 590nm); fot: A.M. Lejk

W dalszej kolejności otolity zostały ręcznie, precyzyjnie oszlifowane i wygładzone drobnoziarnistym papierem ściernym (o ziarnistości odpowiednio 600, 1200 i 2000) w celu zwiększenia przepuszczalności światła i jednocześnie zmniejszenia efektów refleksyjnych. Proces szlifowania kontynuowano do momentu pojawienie się centrum otolitu w świetle preparatu.

Preparaty z otolitów przeglądano pod mikroskopem epifluorescencyjnym Nikon Eclipse 90*i* (Nikon Corporation, Japonia), wyposażonym w system oświetlenia fluorescencyjnego PRIOR Lumen 200, przy 40 i 100 krotnym powiększeniu obrazu, w zakresie widzialności światła G (zestaw filtrów G-2A, EX 510-560 nm, DM 575 nm, BA 590 nm). Znaczki alizarynowe były wyraźnie widoczne zarówno w otolitach narybku (Fot. 2), jak również osobników dorosłych (Fot. 3).

4.2.5 Procedura badań płodności absolutnej troci wędrownej

Całkowita liczba jaj w jajnikach została określona metodą wagową (BRYLIŃSKA I BRYLIŃSKI, 1972). Wybór tej metody wynikał z faktu, iż jajniki ryb łososiowatych, klasyfikowane są do tzw. grupowo synchronicznych, w których dojrzewanie poszczególnych komórek jajowych zachodzi równomiernie (BIENIARZ I EPLER, 1991). Do obliczenia płodności absolutnej F_a (osobniczej) były brane pod uwagę wszystkie oocyty o średnicy powyżej 0,2 mm zakładając, iż te o mniejszej średnicy stanowią tzw. zapas na przyszły sezon rozrodczy. Względną płodność osobniczą F_w, czyli liczbę jaj przypadającą na jednostkę masy ciała samicy, wyliczono w oparciu o indywidualną masę całkowitą M*c* (g) badanych osobników.

Dojrzałe płciowo samice troci (n = 50) pozyskano w latach 2011-2015. Przed przystąpieniem do analiz ryby poddano eutanazji stosując ponadnormatywne stężenie - 300 mg dm^{-3} - anestetyku MS-222 ($C_9H_{11}NO_2$ x CH_4O_3S) (ACROS Organics^{TM}, Belgia). Po ustaniu odruchów życiowych ryby zostały przewiezione w warunkach chłodniczych (temp. 4°C) do laboratorium Katedry Biologii i Hodowli, Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie, gdzie została wykonana właściwa analiza. Badane osobniki mierzono *l.caud.* (± 0,1 cm), ważono M*c* (± 0,1 g), notowano obecność lub brak płetwy tłuszczowej oraz pobrano materiał biologiczny do analizy wieku. Następnie dokonano resekcji całych gonad, które ważono (M*g*) z dokładnością do ± 1 mg za pomocą wagi elektronicznej MEDICAT 160M (Medicat Ltd., Szwajcaria) celem określenia indywidualnej

masy somatycznej samic M*s* (g), rozumianej jako masa osobnika bez gonad. Ponadto, określono wartości indeksu gonado-somatycznego GSI (%) u poszczególnych samic obliczanego na podstawie formuły (CRIM I GLEBE, 1990):

$$GSI = \frac{Mg}{Mc} * 100\%$$

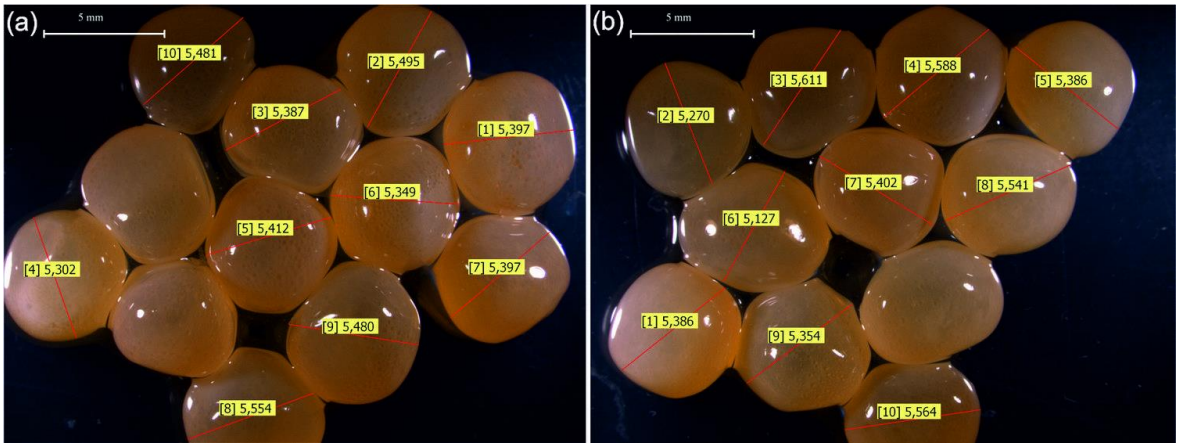
gdzie:

GSI – wartość indeksu gonado-somatycznego (%),

M*g* – masa gonad (g),

M*c* – masa ciała ryb (g).

W kolejnym etapie pobrano próbki oocytów z części środkowej jajnika, które również ważono z dokładnością do ± 1 mg i utrwalono w 3,6% roztworze formaliny buforowanej (29,5 mM $NaHPO_4 \times H_2O$ i 460 mM $Na_2HPO_4 \times 2\ H_2O$). Po kilku dniach określono liczbę ziaren ikry w pobranych podpróbach (fragmentach gonad), a czynność tą powtórzono trzykrotnie. Otrzymane wyniki uśredniono i przeliczono na masę ikry w całej gonadzie, określając tym samym wartość indywidualnej płodności absolutnej (F_a). Średnią masę ziaren ikry M_{ooc} (mg) określono w oparciu o liczbę ziaren ikry w pobranych podpróbach przeliczoną na masę podpróby. Średnicę oocytów (n = 10) pobranych od poszczególnych samic (n = 40) mierzono z dokładnością do ± 1 µm (Fot. 4), za pomocą mikroskopu stereoskopowego LEICA MZ 16A sprzężonego z komputerem, z wykorzystaniem programu do analizy obrazu LEICA QWin Pro (LEICA Microsystems Ltd., Szwajcaria) i następnie otrzymane wartości uśredniano dla każdej samicy (D_{ooc}, mm).



Fot. 4a-b. Fotograficzna prezentacja sposobu wykonywania pomiarów oocytów troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. obserwowane pod mikroskopem LEICA MZ 16A (LEICA Microsystems Ltd., Szwajcaria).

Korelacje pomiędzy płodnością absolutną (F_a) a różnymi parametrami wzrostu wyliczono w oparciu o charakterystykę związku wyrażonego równaniem funkcji wykładniczej (BAGENAL, 1978):

$$F_a = a * x^b$$

gdzie:

F_a – płodność absolutna, (szt.),

x – długość ryby, *l.caud.* (cm), masa ryby, M*c* (g),

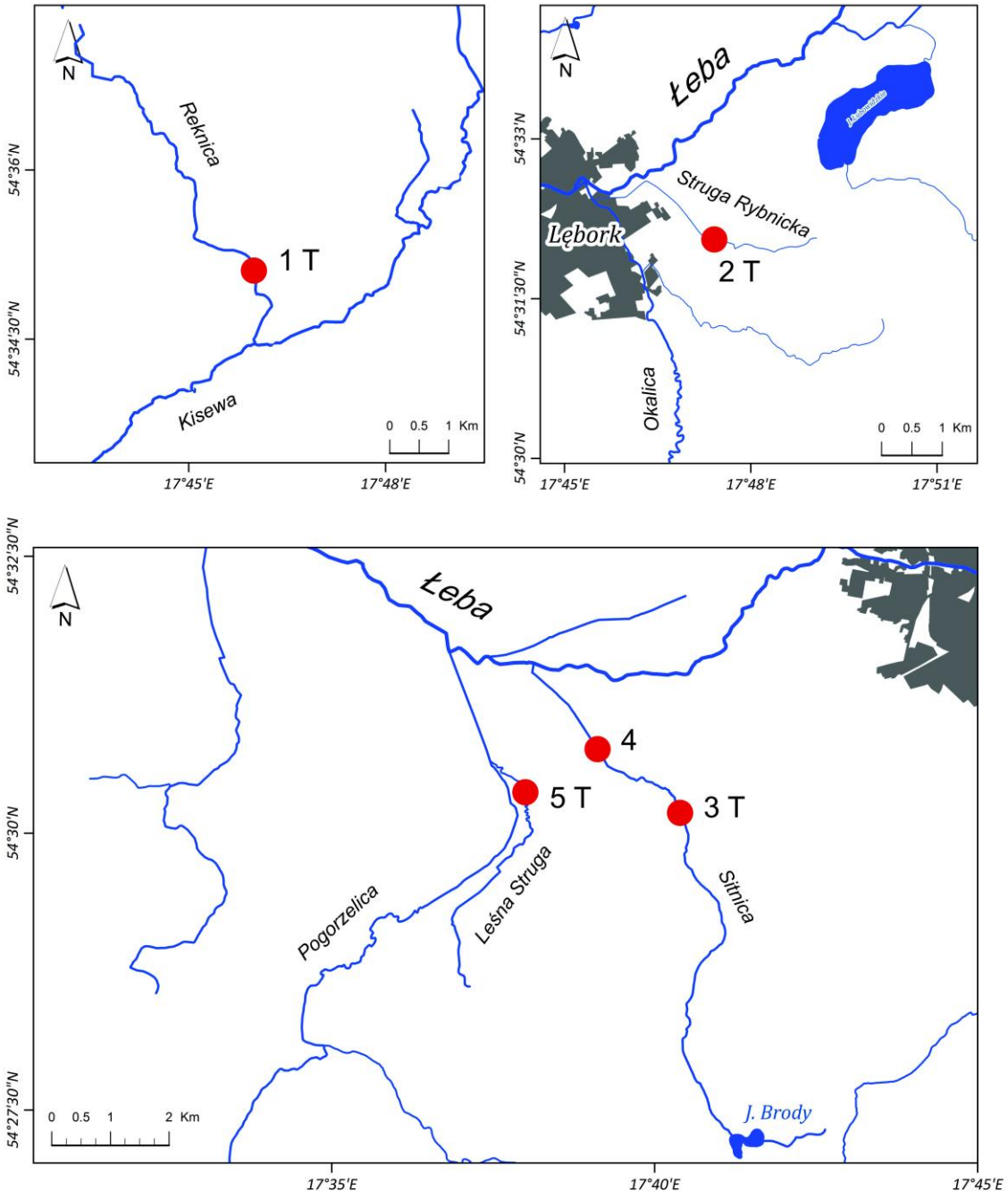
a, *b* – współczynniki, których wartość oblicza się na podstawie danych empirycznych.

Wartości parametrów *a* i *b* obliczono metodą najmniejszych kwadratów wraz z 95% przedziałem ufności (CI), dokonując transformacji logarytmicznej do równania prostej:

$$\log F_a = \log a + b * \log x$$

4.2.6 Charakterystyka stanowisk monitoringu narybku

Obserwacjami objęto cztery zlokalizowane w środkowym fragmencie dorzecza dopływy rzeki Łeby: Sitnica (L, dł. 11,86 km), Leśna Struga (L, dł. 4,47 km), Reknica (P, dł. 7,59 km) oraz Struga Rybnicka (P, dł. 4,63 km), (CZARNECKA, 2005; Rys. 14). Jeden ciek jest dopływem II rzędowym (Sitnica), natomiast pozostałe trzy są dopływami III rzędu (Leśna Struga - poprzez Pogorzelicę; Reknica - poprzez Kisewę; Struga Rybnicka - poprzez Okalicę). W obrębie każdego wytypowanego cieku wyznaczono po jednym odcinku rzeki o długości 50 m. Wyjątkiem jest ciek Sitnica w obrębie którego wyznaczono dwa odcinki o długości 50 m, oddalone od siebie o około 2 km i różniące się warunkami hydro-morfologicznymi. W każdym przypadku wytypowano sekcję potoku reprezentującą uśrednione, tj. panujące w przewadze w cieku oraz w jego otoczeniu warunki hydro-morfologiczne.



Rys. 14 Lokalizacja stanowisk monitoringowych wytypowanych w dorzeczu Łeby. Numeracja stanowisk zgodna z Tabelą 2; T - zainstalowany automatyczny rejestrator temperatury wody.

Monitorowane stanowiska zostały dokładnie scharakteryzowane poprzez dokonanie następujących pomiarów: głębokość cieku oraz szerokość cieku na początku, w połowie jego długości i na końcu stanowiska, które to następnie uśredniono dla każdego monitorowanego fragmentu cieku wraz z wartościami minimalnymi, maksymalnymi. W oparciu o dokonane pomiary wyliczono przybliżone powierzchnie

monitorowanych stanowisk (Tabela 2). Położenie stanowisk względem poziomu morza (m n.p.m.) określono przy pomocy urządzenia GPSMAP® 62st (Garmin® Ltd., USA). Pomiary wymienionych parametrów uzupełniono opisem każdego stanowiska (Tabela 2). Do tego celu zastosowano 3-stopniową, rosnącą skalę oceny opisaną przez DĘBOWSKIEGO (1996) wraz z późniejszymi modyfikacjami (DĘBOWSKI I IN., 2002, 2003). Uwzględniono charakter biegu rzeki (1 - rzeka prosta, 2 - pojedyncze zakręty, 3 - rzeka meandrująca; r - koryto uregulowane), obecność kryjówek (1 - dno pozbawione ukryć, 2 pojedyncze ukrycia, 3 - liczne ukrycia, np. gałęzie, kępy roślinności, podmycia, korzenie w nurcie) oraz zacienienie (1 - mniej niż 10% brzegów rzeki porośnięte drzewami/krzewami, 2 - między 10 a 50% brzegów rzeki porośnięte, 3 - ponad 50% brzegów porośnięte). Obecność bystrzy wyrażono w procentach zajmowanej powierzchni odcinka cieku. Ponadto, scharakteryzowano bezpośrednie otoczenie cieku w obrębie badanych stanowisk. Udział poszczególnych frakcji granulometrycznych w substracie dna cieków określono metodą ekspercką, w oparciu o Klasyfikację Uziarnienia Gleb i Utworów Mineralnych opublikowaną przez POLSKIE TOWARZYSTWO GLEBOZNAWCZE (2008). Rzędowość cieków określono w oparciu o klasyfikację klasyczną zamieszczoną w Atlasie Podziału Hydrograficznego Polski (CZARNECKA, 2005).

W latach 2010-2013, w obrębie wyznaczonych stanowisk monitoringowych (Tabela 3), zarybiono wylęgiem troci wędrownej wytypowane dopływy rzeki Łeby. Przed wypuszczeniem wszystkie ryby znakowano alizaryną red S. Akcje zarybieniowe przeprowadzono czterokrotnie na stanowiskach zlokalizowanych na Sitnicy i Reknicy, natomiast w przypadku stanowisk wyznaczonych na Strudze Rybnickiej i Leśnej Strudze zarybień dokonano trzykrotnie (z wyłączeniem 2010 roku). Liczba corocznie wypuszczanych w obrębie każdego stanowiska ryb wahała się w zakresie 20-40 tys. sztuk (Tabela 3). Data zarybienia była wyznaczona w oparciu o aktualnie panujące warunki hydrologiczne w dedykowanych ciekach oraz stadium rozwojowe narybku podchowanego w Gospodarstwie Rybackim w Żelkówku. Każdorazowo ryby transportowano w polietylenowych workach z wodą z dodanym tlenem. Materiał zarybieniowy rozprowadzano równomiernie na odcinku strumienia o długości 100-200 m, przyjmując środek stanowiska badawczego jako punkt odniesienia w prowadzonej kampanii.

Tabela 2. Charakterystyka stanowisk monitoringowych zlokalizowanych w dorzeczu Łeby. Długość każdego stanowiska wynosiła 50m. Objaśniania symboli: i) 1 - rzeka prosta, 2 - pojedyncze zakręty, 3 - rzeka meandrująca, r - koryto uregulowane; ii) 1 - dno pozbawione ukryć, 2 pojedyncze ukrycia, 3 - liczne ukrycia, np. gałęzie, kępy roślinności, podmycia, korzenie w nurcie; iii) 1 - mniej niż 10% brzegów rzeki porośnięte drzewami/krzewami, 2 - między 10 a 50% brzegów rzeki porośnięte, 3 - ponad 50% brzegów porośnięte; iiii) fo - las, t - drzewa i/lub krzewy nadbrzeżne, m - łąka, pa - pastwiska, f - pola uprawne. Substrat: k - kamienie (75mm <d≤ 200mm), ż - żwir (2mm <d≤ 75mm), p - piasek (0,05mm <d≤ 2,0mm), m - muł (d< 0,05mm).

Nr (ref. Rys. 14)	Stanowisko	Koordynaty*	Wysokość n.p.m (m)	Rzędowość cieku**	Bieg[i]	Ukrycia [ii]	Zacienienie[iii]	Bystrza (%)	Otoczenie[iiii]	Substrat	Powierzchnia stanowiska (m^2)	Śr. szerokość (min-maks.) (m)	Śr. głębokość (min-maks.) (m)
1	Reknica	54°35'04.6"N 17°46'01.6"E	26,2	III	2, r	3	3	30	m, t	ż>p>m>k	143	2,87 (1,90-3,70)	0,38 (0,21-0,70)
2	Struga Rybnicka	54°32'03.2"N 17°47'18.4"E	21,7	III	1, r	2	1	10	m, pa	p>ż>m>>k	155	3,10 (2,00-5,00)	0,55 (0,29-0,75)
3	Sitnica 1	54°30'07.3"N 17°40'24.1"E	25,8	II	2	3	3	20	fo, t	p>m>ż	120	2,40 (1,40-3,80)	0,20 (0,05-0,64)
4	Sitnica 2	54°30'39.1"N 17°39'18.9"E	17,1	II	1, r	2	1	0	pa, f, t	p>>m	92	1,83 (1,60-2,20)	0,25 (0,15-0,40)
5	Leśna Struga	54°30'34.1"N 17°37'46.8"E	14,8	III	2, r	3	2	10	f, t, m	p>m	183	3,67 (2,50-4,10)	0,45 (0,20-0,73)

**Współrzędne geograficzne oznaczają punkt wyznaczony w środkowym fragmencie monitorowanego odcinka rzeki;*

*** Rzędowość cieków określono na podstawie Atlasu Podziału Hydrograficznego Polski (CZARNECKA, 2005);*

Tabela 3 Liczba wylęgu troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. (szt.) poznakowanego alizaryną red S, wypuszczona w poszczególnych stanowiskach monitoringowych w dorzeczu Łeby, w latach 2010-2013. Numeracja stanowisk zgodna z Tabelą 2.

Nr stan.	Stanowisko	Rok			
		2010	2011	2012	2013
	Data zarybienia	29 marzec	24 kwiecień	19 marzec	12 kwiecień
1	Reknica	40 000	20 000	40 000	30 000
2	Struga Rybnicka	-	30 000	40 000	40 000
3	Sitnica 1	60 000	40 000	40 000	40 000
4	Sitnica 2	40 000	40 000	40 000	20 000
5	Leśna Struga	-	40 000	40 000	40 000

4.2.7 Połowy narybku na monitorowanych stanowiskach

W dniach od 10-20 września 2010-2013 roku, przeprowadzono połowy kontrolne narybku troci na stanowiskach rozmieszczonych na wcześniej wytypowanych ciekach w dorzeczu Łeby, tj. Leśnej Strudze, Sitnicy, Strudze Rybnickiej oraz Reknicy, zarybionych wiosną znakowanym wylęgiem troci wędrownej (rozdz. 4.2.6). Ryby pozyskano wykorzystując najmniej inwazyjną metodę - elektropołowy z wykorzystaniem prądu stałego, generowanego przez atestowany zestaw połowowy składający się ze spalinowego agregatu prądotwórczego, zaopatrzonego w przystawkę prostownikową. Zastosowanie tego urządzenia do pobierania prób ryb jest zgodne z Normą „Jakość wody - Pobieranie próbek ryb z zastosowaniem elektryczności" (PN-EN 14011: 2006). Próbkowanie polegało na trzykrotnym obłowieniu odcinka strumienia o długości 50 metrów. Połowy przeprowadzono brodząc pod prąd wody (BOHLIN I IN., 1989). Ryby klasyfikowano osobno dla każdego połowu.

Wszystkie odłowione ryby zostały uśpione w roztworze anestetyku MS-222 ($C_9H_{11}NO_2$ x CH_4O_3S) (ACROS Organics^{TM}, Belgia), w stężeniu 70 mg dm^{-3}, następnie policzone i zmierzone *l.caud.* (± 0,1 cm). Dodatkowo, z każdego stanowiska zabezpieczono próbę od 10 do 40 osobników narybku 0+, 1+ oraz 2+ które poddano anestezji w roztworze preparatu MS-222 ($C_9H_{11}NO_2$ x CH_4O_3S) (ACROS Organics^{TM}, Belgia) o stężeniu 300 mg dm^{-3}. Po ustaniu czynności życiowych ryby zostały zamrożone i przetransportowane do laboratorium Katedry Biologii i Hodowli Ryb, Uniwersytetu

Warmińsko-Mazurskiego w Olsztynie, gdzie została przeprowadzona ich szczegółowa analiza. Badane osobniki mierzono *l.caud.* (± 0,1 cm), ważono M*c* (± 0,1 g), pobrano łuski celem analizy wieku oraz otolity (strzałki) celem identyfikacji znaczków alizarynowych (ARS). Pozostała cześć odłowionego narybku została wypuszczona z powrotem do środowiska.

Rozdział narybku na poszczególne grupy wiekowe dokonano na podstawie histogramów długości ryb oraz bezpośrednich odczytów wieku z łusek. W celu oszacowania liczebności narybku na każdym ze stanowisk zastosowano metodę MWL (*Maximum Weighted Likelihood*; CARLE I STRUB, 1978). Zagęszczenie narybku 0+ (D_0) i 1+ (D_1) na badanych stanowiskach obliczono na jednostkę powierzchni (100 m^2). Charakter związku pomiędzy długością i masą ciała (L-WR) narybku troci w wieku 0+ odłowionego na stanowiskach, w poszczególnych latach wyrażono równaniem (BAGENAL I TESCH, 1978):

$$W = a * L^b$$

gdzie:

W – masa ciała ryby, M*c* (g),

L – długość ryby, *l.caud.* (cm),

a, *b* – współczynniki, których wartość oblicza się na podstawie danych empirycznych.

Wartości parametrów *a* i *b* obliczono metodą najmniejszych kwadratów wraz z 95% przedziałem ufności (CI), traktując logarytmiczną postać związku długość-masa (L-W), jako równanie prostej (FROESE, 2006):

$$\log W = \log a + b * \log L$$

Ponadto, wyliczono parametry równania regresji liniowej dla związku pomiędzy długością i masą ciała (L-WR) narybku troci, uwzględniając wszystkie osobniki poddane analizie szczegółowej, obejmując grupy wieku 0+, 1+ oraz 2+.

Kondycję badanego narybku troci w wieku 0+ wyrażono za pomocą współczynnika kondycji *K* Fultona, korzystając ze wzoru (BAGENAL I TESCH, 1978; RICKER, 1975):

$$K = \frac{W * 100}{L^b}$$

gdzie:

W – masa ciała ryby, M*c* (g),

L – długość ryby, *l.caud.* (cm),

b = 3.

Całkowitą biomasę (kg ha^{-1}) narybku troci *Salmo trutta* L. odłowionego na stanowiskach (B_T), w poszczególnych latach oszacowano w oparciu o charakterystykę związku pomiędzy długością i masą ciała (L-WR), z uwzględnieniem osobników reprezentujących wszystkie roczniki zidentyfikowane na danym stanowisku, w danym roku (0+ (B_0), 1+ (B_1), 2+ (B_2)). Za całkowitą liczbę ryb na stanowisku przyjęto wartości oszacowane za pomocą metody MWL. Średnie wartości długości ryb dla każdego rocznika, dla danego stanowiska, w danym roku posłużyły do wyliczenia biomasy ryb fizycznie nieodłowionych.

4.2.8 Monitoring temperatury wody

Na potrzeby monitoringu temperatury wody na stanowiskach badawczych zlokalizowanych w dopływach rzeki Łeby, tj. Reknicy, Strudze Rybnickiej, Sitnicy, Leśnej Strudze zainstalowano cztery automatyczne rejestratory temperatury HOBO 8K Pendant® UA-001-08 (ONSET Computer Corporation, USA) (Rys. 14), pracujące w zakresie pomiarowym -20….+70°C. Monitoring przeprowadzono w okresie od 1 stycznia do 31 grudnia 2014 roku. Temperatura wody była rejestrowana w każdym punkcie pomiarowym dwukrotnie w ciągu doby, z zachowaniem 12 godzinnych interwałów, tj. o godzinie 05:00 i 17:00 (Chu i in., 2009). Zebrane dane opisane odpowiednio jako minimalna (Tmin, °C) i maksymalna (Tmax, °C) temperatura w ciągu doby posłużyły do wyliczenia średniej arytmetycznej temperatury wody (Tśr, °C) w ciągu doby (Radtke, 2013).

Średnie, dobowe wartości temperatury wody w rzece Łebie w okresie od 1 stycznia 2010 roku do 31 grudnia 2014 roku zostały udostępnione przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - Państwowy Instytut Badawczy, który prowadzi automatyczne pomiary na stacji zlokalizowanej w miejscowości Lębork. Zarejestrowane temperatury wody w roku kalendarzowym 2014 posłużyły do wyliczenia równania regresji liniowej dla każdego z badanych cieków (Tabela 4). W dalszym etapie na podstawie uzyskanych równań wstecznie dokonano rekonstrukcji temperatury wody w monitorowanych ciekach w latach 2010-2013, nadając wartościom temperatury wody w rzece Łebie rangę predyktora.

Tabela 4 Parametry równań regresji liniowych wyliczonych na podstawie średnich dobowych wartości temperatur wody w rzece Łebie oraz w monitorowanych ciekach, zarejestrowanych w roku kalendarzowym 2014.

Stanowisko	*a*	95% CI *a*	*b*	95% CI *b*	R^2	*P*
Reknica	1,8727	1,6654-2,0800	0,7292	0,7095-0,7488	0,9363	< **0,001**
Sitnica	0,0608	-0,1960-0,3176	0,9160	0,8916-0,9403	0,9379	< **0,001**
Struga Rybnicka	1,1534	0,9213-1,3854	0,8560	0,8340-0,8779	0,9417	< **0,001**
Leśna Struga	1,7446	1,4899-1,9992	0,7887	0,7646-0,8129	0,9193	< **0,001**

Do dalszych analiz wykorzystano najwyższą średnią 7-dniową temperaturę wody w miesiącu lipcu (MaxTśr7, °C) (WEHRLY I IN., 2003; WELSH I IN., 2001), zarejestrowaną w poszczególnych latach, dla poszczególnych stanowisk oraz sumaryczną liczbę stopniodni (D°) uwzględniając okres od dnia zarybienia do dnia elektropołowu.

4.2.9 Inwentaryzacja gniazd tarłowych

Liczenie gniazd troci zostało przeprowadzone w terminie od 20 do 30 grudnia, po zakończonym tarle troci, w latach 2007-2016. Wcześniejsze obserwacje potwierdziły słuszność dokonywania inwentaryzacji w tym terminie, co gwarantuje dokładne policzenie wszystkich gniazd. W tym celu, na podstawie wcześniejszych (LEJK I MARTYNIAK, 2011) oraz aktualnych badań, wytypowano rzekę Łebę oraz jej dziewięć dopływów II rzędu (tj. Okalica, Pogorzelica, Sitnica, Czerwieniec, Białogardzka Struga, Charbrowska Struga,

Kanał Breński, Kisewska Struga, Węgorza) oraz trzy dopływy III rzędu (Leśna Struga, Struga Rybnicka, Reknica). Obserwacjami objęto wszystkie tarliska zlokalizowane w badanych ciekach. Ze względu na niesprzyjające warunki hydrologiczne w dorzeczu (wysokie stany wody oraz zmętnienie), w sezonie tarłowym 2016/2017 gniazda zinwentaryzowano wyłącznie na czterech ciekach, tj. Reknicy, Sitnicy, Leśnej Strudze oraz Strudze Rybnickiej.

Ewidencja gniazd została przeprowadzona na podstawie identyfikacji wzrokowej z użyciem okularów polaryzacyjnych podczas obchodu z brzegu oraz brodzenia w wodzie. Gniazda klasyfikowano pod względem wielkości średnicy kopca (DĘBOWSKI I IN., 1999, 2008): od 0,5-1 m jako „małe", od 1-2 m jako „średnie" oraz powyżej 2 m jako gniazda „duże". Gniazda o średnicy poniżej 0,5 m traktowane były *a priori* jako gniazda wykonane przez pstrągi potokowe i nie były uwzględniane. Pomiary kopców wykonywano przy pomocy łaty pomiarowej. Warunkami niezbędnymi do przeprowadzenia inwentaryzacji były niski poziom wody oraz jej względna klarowność. Do badań zaliczano tylko te gniazda, które posiadały wyraźny kształt kopca, odznaczającego się na tle ciemnego dna cieku. Dodatkowo, kopiec musiał być poprzedzony dołkiem wykopanym przez samicę podczas budowy gniazda (OTTAWAY I IN., 1981; CRISP I CARLING, 1989; DĘBOWSKI I IN, 1999).

4.2.10 Analiza statystyczna wyników

Uzyskane wyniki przedstawiono jako średnią ± odchylenie standardowe od średniej. Dodatkowo, w niektórych przypadkach stosowano współczynnik zmienności CV. Każdorazowo analizę statystyczną poprzedzono przeprowadzeniem testu Grubbs'a (GRUBBS, 1969; STEFANSKY, 1972) w celu wykrycia wartości odstających. W kolejnym etapie weryfikowano normalność rozkładu analizowanych zmiennych testem W Shapiro-Wilk'a ($P < 0,05$). Następnie testem Leven'a ($P < 0,05$) weryfikowano jednorodność wariancji analizowanych zmiennych zależnych w grupach. Dla wartości spełniających założenia testu normalności rozkładu i jednorodności wariancji stosowano test t Studenta'a dla dwóch grup oraz jednokierunkową analizę wariancji (ANOVA) w przypadku występowania trzech i więcej grup porównawczych. W przypadku stwierdzenia różnic istotnych statystycznie, w dalszym postępowaniu stosowano test *post hoc* HSD Tukey'a.

W sytuacji stwierdzenia braku normalności rozkładu analizowanych zmiennych stosowano testy nieparametryczny *U* Mann'a-Whitney'a dla dwóch grup badawczych lub

test Kruskal'a-Wallis'a oraz test Dunn'a do porównań wielokrotnych dla średnich rang, w przypadku występowania trzech i więcej grup porównawczych. W szczególnych przypadkach (m.in. proporcje płci, struktury wiekowej tarlaków, udziału ryb hodowlanych (znakowanych) i dzikich, proporcji gniazd tarłowych) stosowano test zgodności Chi^2 (χ^2) z korektą Yates'a. Ponadto, w odniesieniu do wartości wyrażonych w procentach stosowano test różnic między dwoma wskaźnikami struktury, zwany w dalszej części pracy testem *u* (JAKUBOWSKI I IN., 2011). W odniesieniu do niektórych danych zastosowano transformację logarytmiczną w celu przeprowadzenia standaryzacji danych.

Korelację rang Spearman'a zastosowano w odniesieniu do zmienności liczebności gniazd tarłowych troci zinwentaryzowanych w dorzeczu Łeby, między latami badań. Analiza korelacji liniowej posłużyła do wyznaczenia zależności między parametrami wzrostu badanych osobników. Ponadto, analiza korelacji została zastosowana w celu wyznaczenia zależności pomiędzy płodnością absolutną, a wybranymi cechami osobniczymi (długością ciała, masą oraz wiekiem ryb) wszystkich badanych samic. Analizę regresji wielokrotnej wykorzystano przy badaniu wpływu czynników środowiskowych na wzrost narybku troci. Wyznaczone współczynniki korelacji r Pearson'a posłużyły jako podstawowa miara siły zależności między badanymi cechami w populacji.

Porównanie parametrów równań regresji liniowych (a - wyraz wolny; b - współczynnik kierunkowy) przeprowadzono w oparciu o analizę kowariancji (ANCOVA, $P < 0,05$) (ZAR, 2014). Testem t Student'a porównywano czy wyliczone wartości parametru *b* różnią się istotnie statystycznie od stałej wartości równej 3, wskazując na wzrost izo- bądź allometryczny (BAGENAL I TESCH, 1978).

Wszystkie analizy statystyczne opisane w pracy, zostały wykonane korzystając z programu STATISTICA 13.0 (Stat Soft, Inc., USA). Przyjęto poziom istotności $\alpha = 0,05$ ($P < 0,05$). W tekście pracy wyniki analizy statystycznej raportowano wskazując zastosowany rodzaj testu oraz zyskany poziom prawdopodobieństwa.

5. Wyniki

5.1 Charakterystyka stada tarłowego

5.1.1 Struktura wiekowa stada tarłowego

Wiek smoltyfikacji osobników troci pochodzących z naturalnego tarła lub z zarybień młodszymi stadiami rozwojowymi dorzecza Łeby (n = 501) przypada na okres 1 roku do 3 lat, przy czym ~72% osobników rozpoczyna wędrówkę ku morzu po pierwszej zimie spędzonej w rzece (Tabela 5). Trocie, które smoltyfikowały po trzech latach stanowiły 0,2% badanej próby. Pozostała część ryb spływała po dwóch latach pobytu w rzece (~27%). W poszczególnych latach, w okresie 2007-2016, udział osobników wahał się od 36,4-89,3% oraz od 10,7-63,6%, odpowiednio w grupie wieku 1.B+ oraz 2.B+.

W odniesieniu do tarlaków pochodzących z zarybień hodowlanymi smoltami (n = 1055), oszacowano, że 98,9% spłynęło do morza w wieku 1+. Jedynie 1,1% osobników pozostawało w rzece jeszcze jedną zimę po zarybieniu (Tabela 5). Udział osobników w grupie wieku 1.B+ wahał się w omawianym okresie od 97,0-100%.

Tabela 5 Skumulowany rozkład (%) grup wieku okresu rzecznego troci odłowionych z jeziora Łebsko, w latach 2007-2016 (n = 1556), z uwzględnieniem płci oraz pochodzenia ryb.

Wiek rzeczny	Ogółem	Dzikie ogółem	Dzikie		Hodowlane ogółem	Hodowlane	
			♀♀	♂♂		♀♀	♂♂
1.B+	90,2	72,1	67,7	83,8	98,9	99,0	98,5
2.B+	9,7	27,7	32,1	16,2	1,1	1,0	1,5
3.B+	0,1	0,2	0,3	0	0	0	0
n	1556	501	365	136	1055	859	196

Płeć osobników miała wpływ na wiek smoltyfikacji wśród troci pochodzących z naturalnego tarła lub z zarybień młodszymi stadiami rozwojowymi dorzecza Łeby (test χ^2, $P < 0,001$; Tabela 5). Samice znacznie częściej spływały do morza po dwóch latach pobytu w rzece (32,1%), gdy wśród samców jedynie 16,2% osobników smoltyfikowało w wieku 2+. Podobnej zależności nie stwierdzono w przypadku hodowlanych osobników (test χ^2, $P > 0,05$), gdzie zarówno samice jak i samce w znakomitej większości wpływały do morza w wieku 1+ (Tabela 5).

Nie zanotowano istotnych różnic pomiędzy okresem wczesnojesiennym a listopadem, w proporcjach udziału grup wiekowych 1.B+ oraz 2.B+, dla lat 2013-2016 (test χ^2, $P > 0,05$; Tabela 6). W omawianym okresie nie zaobserwowano osobników w grupie wieku 3.B+, w żadnym z okresów (test χ^2, $P > 0,05$). Analiza porównawcza wykazała istotne różnice w proporcji grup wiekowych 1.B+ oraz 2.B+, wśród osobników dzikich między okresami (test χ^2, $P < 0,05$; Tabela 6). W grupie ryb hodowlanych nie stwierdzono różnic (test χ^2, $P > 0,05$), między okresem wczesnojesiennym a listopadem (Tabela 6).

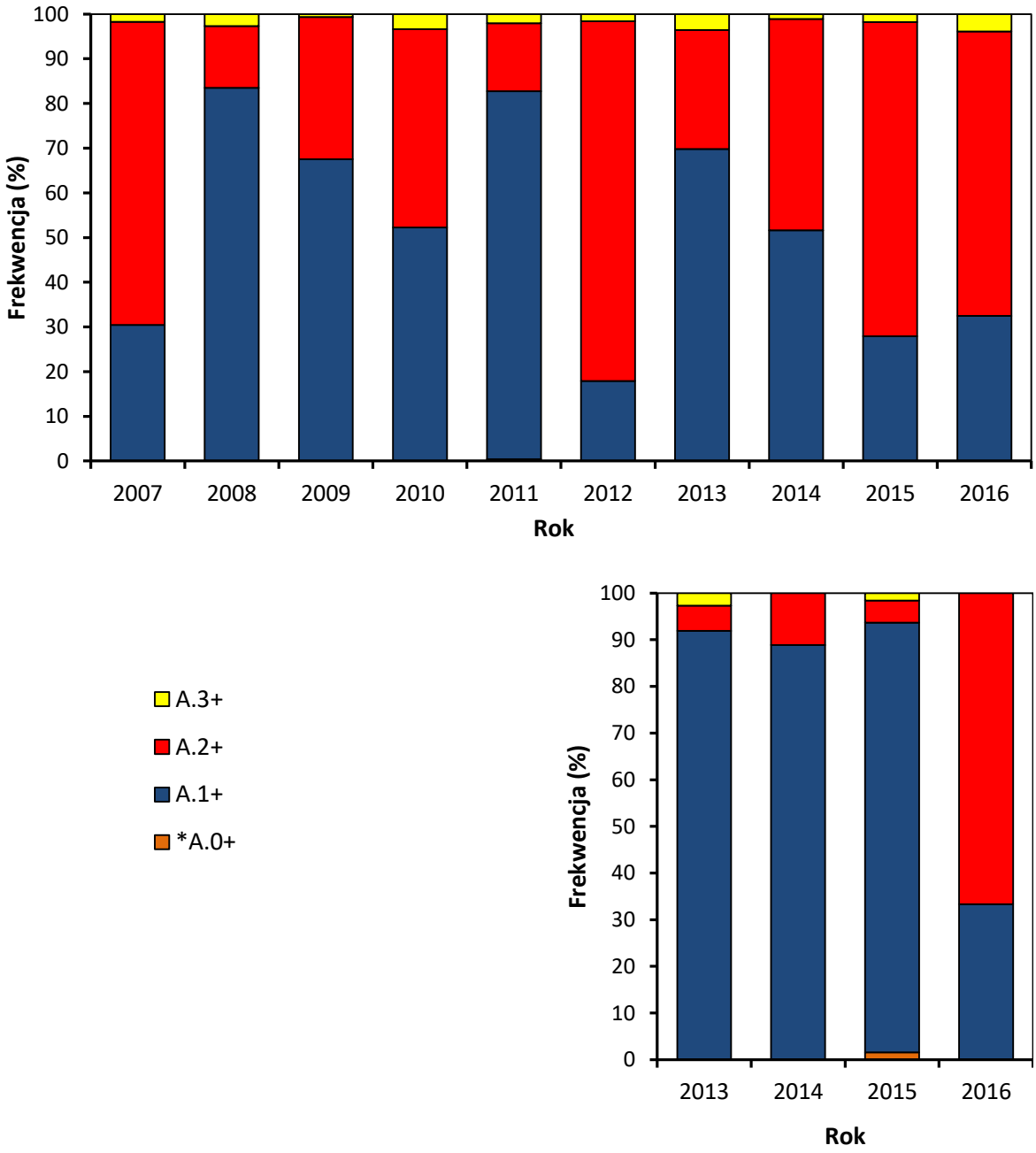
Tabela 6 Rozkład (%) grup wieku okresu rzecznego troci (n = 575) odłowionych z jeziora Łebsko w okresie wczesnojesiennym (VIII-IX) oraz w listopadzie, w latach 2013-2016, z uwzględnieniem płci oraz pochodzenia ryb.

Wiek rzeczny	Ogółem	Dzikie ogółem	Dzikie		Hodowlane ogółem	Hodowlane	
			♀♀	♂♂		♀♀	♂♂
VIII-IX							
1.B+	89,2	86,4	75,5	94,2	97,4	91,7	100
2.B+	10,8	13,6	24,5	5,8	2,6	8,3	0
3.B+	0	0	0	0	0	0	0
XI							
1.B+	93,1	65,3	61,5	73,9	99,1	99,6	97,1
2.B+	6,9	34,7	38,5	26,1	0,9	0,4	2,9
3.B+	0	0	0	0	0	0	0

Osobniki troci poddane analizie struktury wiekowej (n = 1556) spędziły w morzu od pół roku (A.0+) do 3 lat (A.3+). Ze względu na to, iż zidentyfikowano tylko dwa osobniki, które spędziły w środowisku morskim mniej niż jeden rok (A.0+), wyłączono tą grupę wiekową z dalszych analiz, ze względu na małą reprezentatywność (0,1% próby). Trocie które spędziły w morzu jeden pełny rok (A.1+) stanowiły 62,0% wszystkich badanych osobników. Osobniki w grupie wieku A.2+ i A.3+ stanowiły odpowiednio 35,8% i 2,1% próby. Na przestrzeni dziesięciu lat obserwacji osobników wstępujących do rzeki w listopadzie, oraz czterech lat w okresie wczesnojesiennym, roczne fluktuacje występowały jedynie w obrębie grup A.1+ oraz A.2+ (Rys. 15a,b).

Udział grup wiekowych A.1+ i A.2+ w okresie wczesnojesiennym (2013-2016) był względnie stały (test χ^2, $P > 0,05$), za wyjątkiem roku 2016, kiedy zanotowano istotnie wyższy udział ryb w wieku A.2+ (test χ^2, $P < 0,05$). Skumulowany udział osobników w grupie wieku A.1+ oraz A.2+ wyniósł odpowiednio 89,8% oraz 8,3% różniąc się istotnie

od siebie (test *u*, *P* < 0,001). W poszczególnych latach liczba osobników w grupie wieku A.1+ wahała się od 33,3% w roku 2016 do 92,1% w roku 2015 (Rys. 15b).



**jeden osobnik w wieku A.0+ był samcem troci zarejestrowany w XI 2011 roku, stanowiący 0,4% próby.*
**jeden osobnik w wieku A.0+ był samicą troci zarejestrowany w IX 2015 roku, stanowiący 1,6% próby*

Rys. 15. Udział (%) poszczególnych grup wiekowych wśród osobników troci wędrownej: (a) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych prowadzonych w listopadzie, w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (n = 1399) oraz (b) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w VIII-IX, w latach 2013-2016 (n = 157), w ramach realizacji zadań ochronnych SPN.

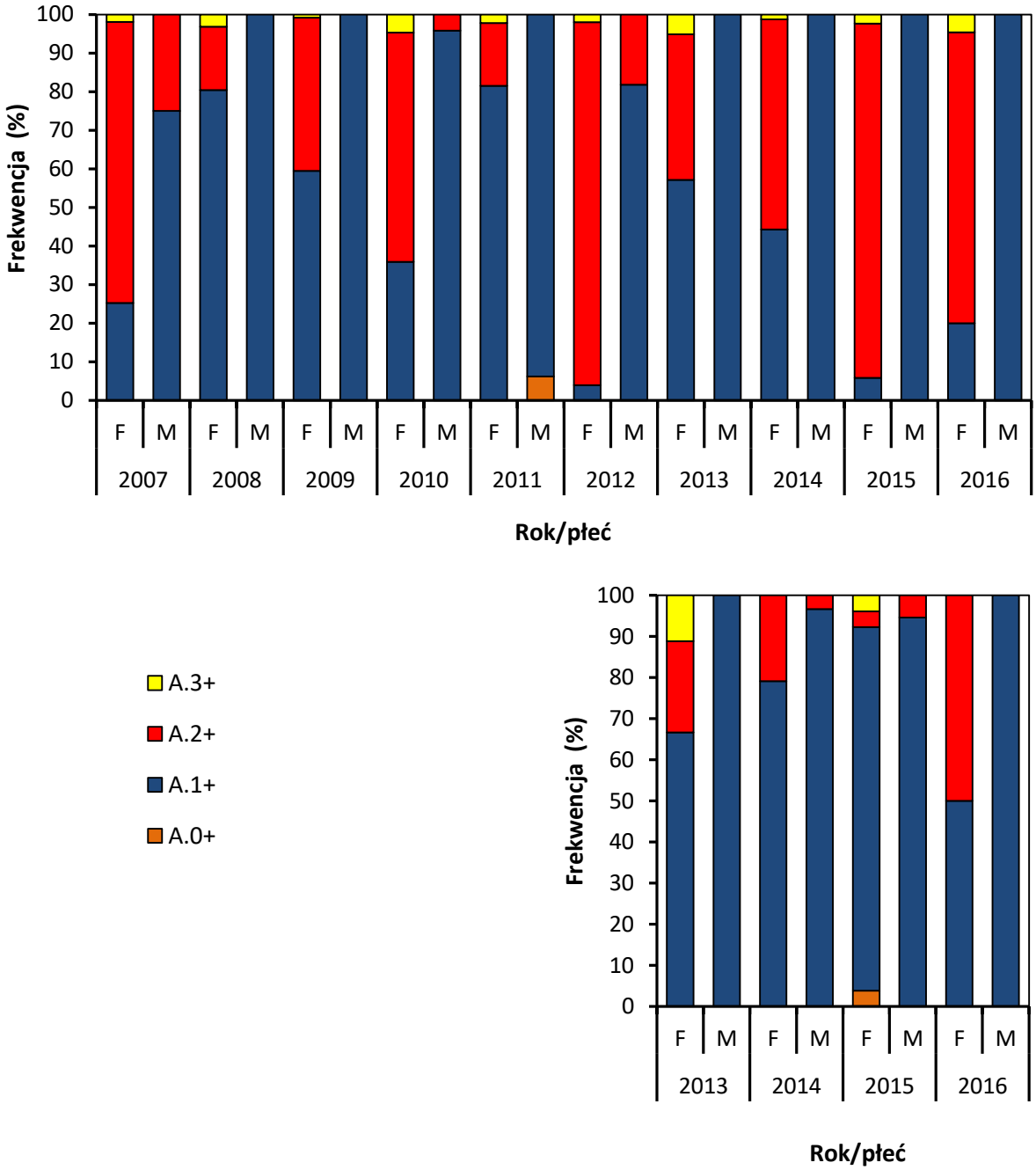
Różnice w proporcji grup wiekowych A.1+ oraz A.2+ wśród osobników troci pozyskanych w listopadzie, w latach 2007-2016 w większości porównań między latami okazały się istotne (test χ^2, $P < 0,05$; Tabela 7). Brak istotności stwierdzono w przypadku ośmiu z 45 zestawień (test χ^2, $P > 0,05$; Tabela 7). Skumulowany udział osobników w grupie wieku A.1+ oraz A.2+ wyniósł odpowiednio 58,8% oraz 38,9% różniąc się istotnie od siebie (test *u*, $P < 0,001$). W poszczególnych latach liczba osobników w grupie wieku A.1+ wahała się od 17,9% w roku 2012 do 83,5% w roku 2008 (Rys. 15a). Wśród osobników w wieku A.2+ udział ten wahał się od 13,8% w 2008 roku do 80,5% w roku 2012 (Rys. 15a).

Tabela 7 Wartości testu $\chi^2_{df\ 1}$ (Chi^2) porównania proporcji udziału grupy wiekowej A.1+ oraz A.2+ wśród osobników odłowionych w listopadzie, w latach 2007-2016. Powyżej przekątnej wartości Chi^2, poniżej wartości prawdopodobieństwa. Wartości istotne statystycznie pogrubiono ($P < 0,05$).

Rok	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
2007		107,34	33,94	9,81	96,55	4,52	40,61	8,53	0,07	0,06
2008	**0,0000**		17,13	35,35	0,10	159,85	9,51	40,54	113,95	78,15
2009	**0,0000**	**0,0000**		3,91	13,45	64,98	0,46	5,30	37,98	22,26
2010	**0,0017**	**0,0000**	0,0480		30,14	27,55	6,88	0,01	12,10	5,82
2011	**0,0000**	0,7484	**0,0002**	**0,0000**		146,25	6,99	34,80	102,81	69,68
2012	**0,0335**	**0,0000**	**0,0000**	**0,0000**	**0,0000**		72,90	25,65	2,85	5,29
2013	**0,0000**	**0,0020**	0,4988	**0,0087**	**0,0082**	**0,0000**		8,68	44,82	27,73
2014	**0,0035**	**0,0000**	**0,0214**	0,9207	**0,0000**	**0,0000**	**0,0032**		10,72	4,88
2015	0,7903	**0,0000**	**0,0000**	**0,0005**	**0,0000**	0,0914	**0,0000**	**0,0011**		0,37
2016	0,8085	**0,0000**	**0,0000**	**0,0158**	**0,0000**	**0,0215**	**0,0000**	**0,0271**	0,5443	

Analiza porównawcza struktury wiekowej między skumulowanymi osobnikami wstępującymi do rzeki w okresie wczesnojesiennym, a wstępującymi w listopadzie w latach 2013-2016, wykazała silne zróżnicowanie między udziałem (%) grup wieku A.1+ oraz A.2+ (test *u*, $P < 0,01$). Między analizowanymi okresami wartości te wyniosły 89,8% i 47,8% oraz 8,3% i 49,5%, odpowiednio dla grup wieku A.1+ oraz A.2+. Dla pozostałych grup wieku różnice okazały się nieistotne statystycznie ($P > 0,05$). Zaobserwowane różnice stwierdzono również porównując udział grup A.1+ oraz A.2+ w obrębie porównywanych lat (2013-2016), między dwoma analizowanymi okresami (test χ^2, $P < 0,05$), z wyłączeniem roku 2016, gdzie wykazane różnice okazały się nieistotne statystycznie (test χ^2, $P > 0,05$). Dysproporcje wynikają z większego udziału samców w początkowej fazie ciągu tarłowego, wśród których dominują osobniki młodsze.

Płeć istotnie wpływała na wiek morski badanych osobników (test χ^2, $P < 0{,}001$; Rys. 16). Wśród samców dominowały osobniki w grupie wieku A.1+ niezależnie od okresu ciągu tarłowego (test *u*, $P < 0{,}05$). Stanowiły 95,8% oraz 96,2% wszystkich pozyskanych osobników, odpowiednio dla okresu wczesnojesiennego i późnojesiennego.



Rys. 16 Udział (%) osobników troci wędrownej w poszczególnych grupach wiekowych z uwzględnieniem płci (F - samice, M - samce): (a) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych prowadzonych w listopadzie, w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (n = 1399) oraz (b) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w VIII-IX, w latach 2013-2016 (n = 157), w ramach realizacji zadań ochronnych SPN.

W przypadku samic istotne różnice stwierdzono wyłącznie w przypadku okresu wczesnojesiennego, gdzie ryby w grupie wieku A.1+ stanowiły 80,3% próby (test *u*, $P < 0,05$) w porównaniu do pozostałych grup wieku. Brak istotnych różnic w udziale grup A.1+ oraz A.2+ wśród samic stwierdzono w przypadku próby późnojesiennej, gdzie osobniki obu grup wiekowych stanowiły odpowiednio 51,2% oraz 46,1% (test u, $P > 0,05$).

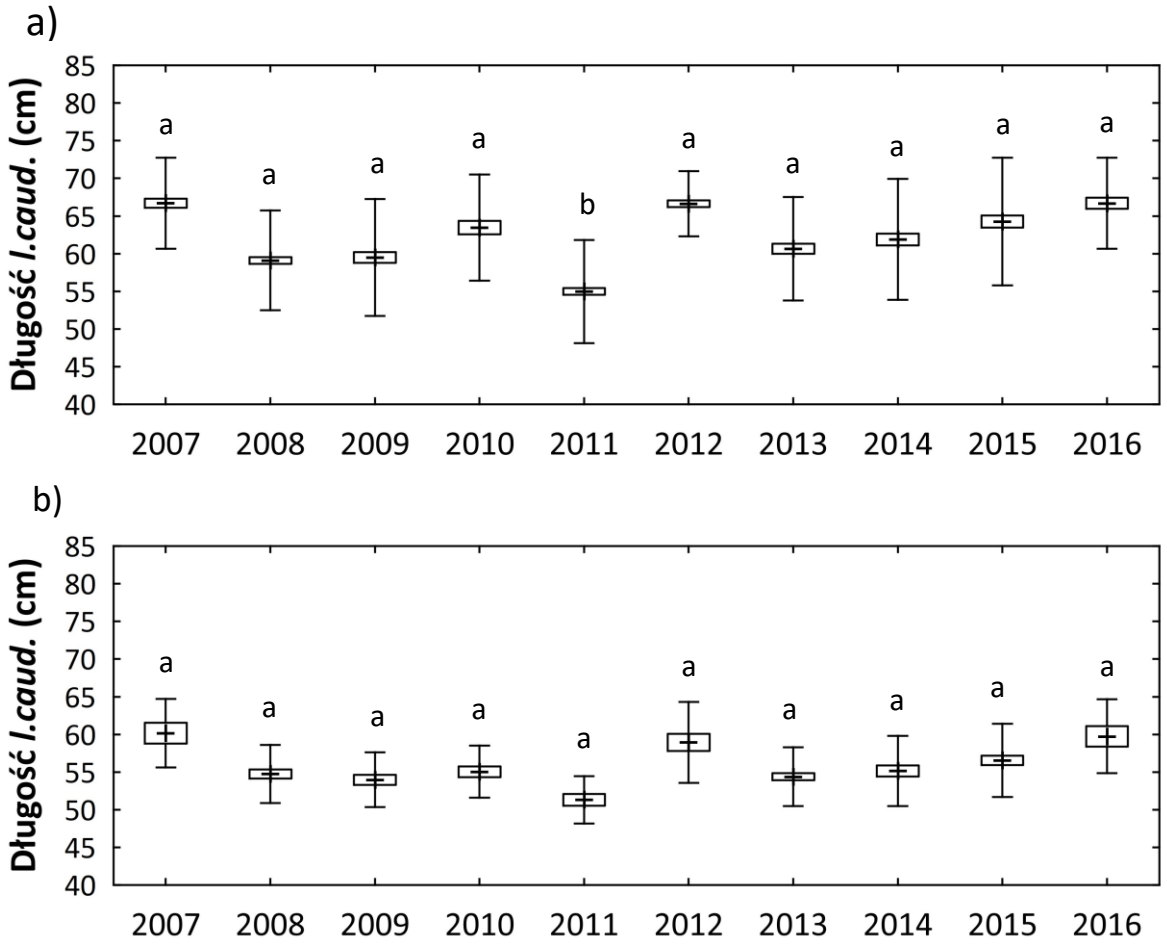
Stwierdzono nieznaczne różnice między udziałem grup wiekowych A.1+ oraz A.2+ wśród samic i samców pozyskanych w okresie wczesnojesiennym, w latach 2013-2016 (test χ^2, $P < 0,05$; Rys. 16b). Dominowały osobniki w grupie wieku A.1+, stanowiąc średnio 71,1% (50,0-88,5) oraz 97,8% (94,6-100), odpowiednio dla samic oraz samców troci. Wśród ryb w grupie wieku A.2+ średni udział samic wyniósł 24,2% (3,8-50,0), natomiast samców 2,2% (0-5,4).

Wśród samic i samców pozyskanych w okresie późnojesiennym, w latach 2007-2016 wykazano silnie istotne różnice w udziale grup wiekowych A.1+ oraz A.2+ (test χ^2, $P < 0,001$). Wśród samic przeważały osobniki w grupie wieku A.2+, średnio 55,8% (16,3-91,8). W grupie samców dominowały ryby w wieku A.1+ stanowiąc średnio 94,6% (75,0-100) (Rys. 16a).

W grupie wiekowej A.3+, zidentyfikowano wyłącznie samice zarówno w początkowej fazie jak i pod koniec ciągu tarłowego (Rys. 16a,b). Osobniki które rozpoczęły wędrówkę tarłową bez zimowania w środowisku morskim (n = 2) zdiagnozowano zarówno w grupie samic i samców (po jednym osobniku).

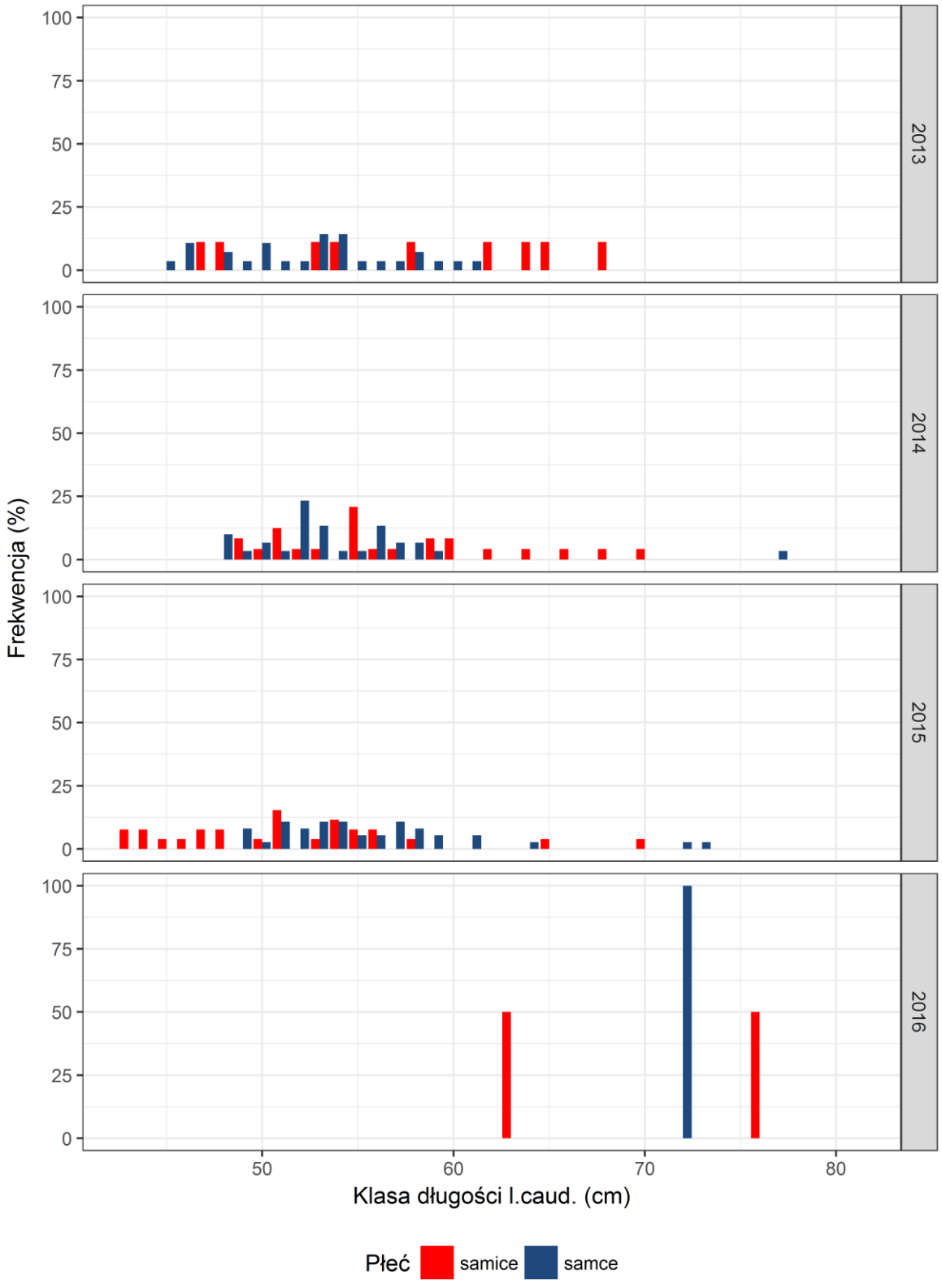
5.1.2 Wzrost troci

Dynamika wzrostu osobników troci została wyrażona poprzez analizę długości oraz masy ciała w poszczególnych grupach wieku i płci, badanie zależności w oparciu o strukturę łusek. Na przestrzeni dziesięciu lat obserwacji średnia długość troci różniła się istotnie między latami (ANOVA, $P < 0,001$) i mieściła się w zakresie 54,9 cm w roku 2011 do 66,7 cm w roku 2007. Stwierdzono istotne różnice między długością ciała samic i samców (ANOVA, $P < 0,001$). Skumulowana, średnia długość samic troci w latach 2007-2016 wyniosła 61,1 ±7,97 cm (43,5-81,5), natomiast samców 55,5 ±4,65 cm (46,0-77,2 cm). Wielkość ciała samic w 2011 roku była istotnie mniejsza od pozostałych lat badań (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,001$; Rys. 17a). Natomiast, podobnej zależności nie zidentyfikowano w przypadku samców, które były w mniejszym stopniu zróżnicowane między latami (Rys. 17b).



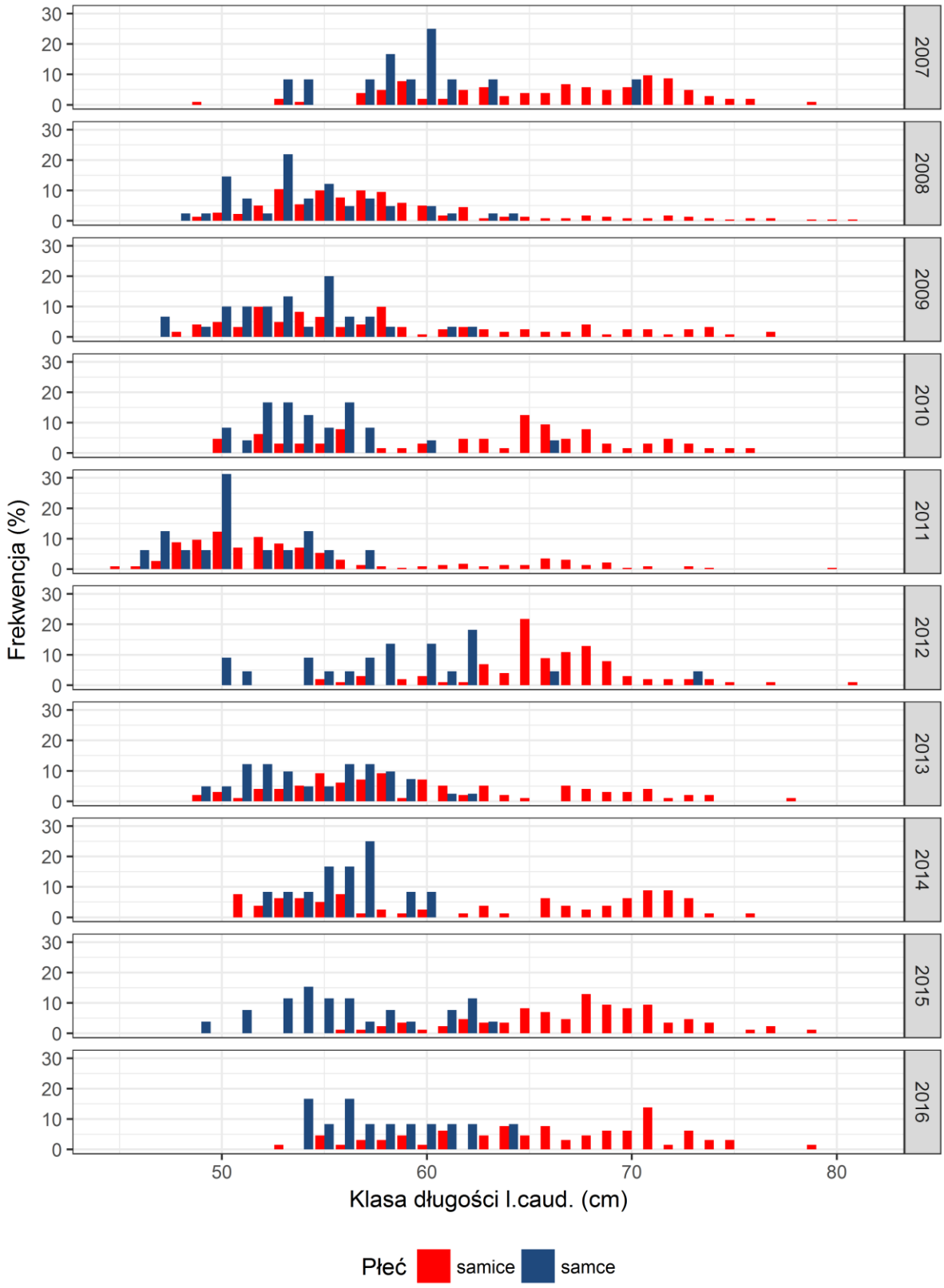
Rys. 17 Długości (*l.caud*., cm) badanych: (a) samic oraz (b) samców troci wędrownej pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 1556); (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają błąd standardowy od średniej (*SE*); wąsy oznaczają odchylenie standardowe od średniej (*SD*). Wartości oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,05$).

W okresie prowadzonych obserwacji frekwencja poszczególnych klas długości ryb znacznie fluktuowała. Wyraźne różnice zaznaczały się zarówno wśród osobników pozyskanych w okresie wczesnojesiennym (2013-2016; Rys. 18), jak i późnojesiennym (2007-2016; Rys. 19). Analiza porównawcza długości ciała między dwoma okresami, w latach 2013-2016, wykazała istotne różnice wśród samców dla wartości skumulowanych (ANOVA, $P < 0,01$). Szczegółowe różnice dotyczyły wyłącznie 2016 roku (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P > 0,05$). Taka sama analiza wykonana dla samic również wykazała istotne zróżnicowanie tego parametru (ANOVA, $P < 0,001$), przy czym zaobserwowane różnice dotyczyły 2014 oraz 2015 roku (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P > 0,01$). Samice troci z okresu późnojesiennego charakteryzowały się większą średnią długością ciała, w porównaniu do samic pozyskanych w początkowym okresie ciągu tarłowego (2014: 57,3 ±5,91 cm vs. 63,3 ±8,02 cm; 2015: 52,2 ±6,28 cm vs. 68,0 ±4,75 cm).



Rys. 18 Udział (%) samic i samców troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w poszczególnych klasach długości *l.caud.* (cm), odłowionych z jeziora Łebsko w ramach realizacji zadań ochronnych SPN w VIII-IX, w latach 2013-2016* (n = 157).

**W 2016 roku próba liczyła 4 osobniki*.



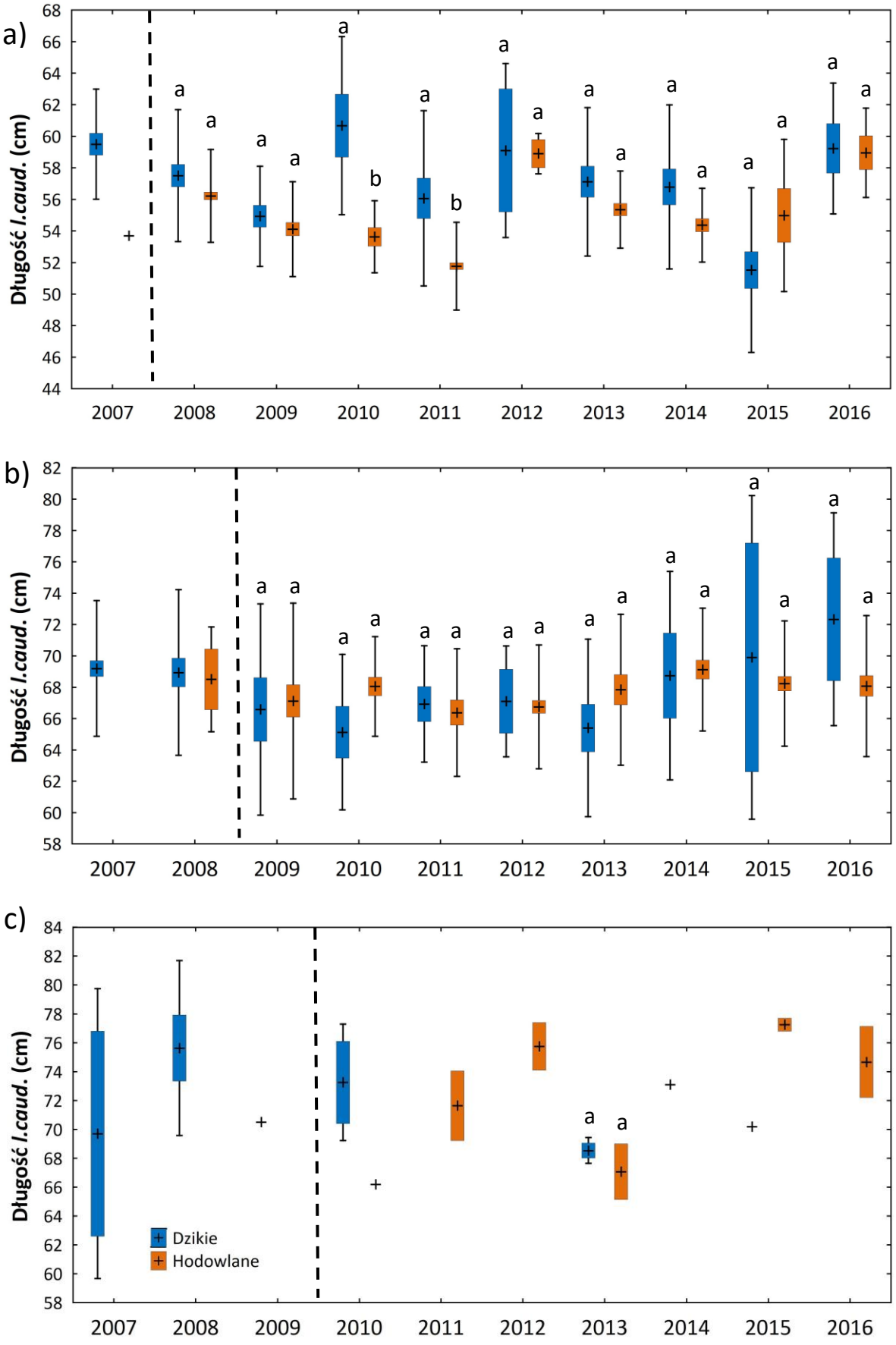
Rys. 19 Udział (%) samic i samców troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w poszczególnych klasach długości *l.caud.* (cm), odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (n = 1399).

W przypadku samic, stwierdzono silnie istotną różnicę w długości ryb pomiędzy dzikimi i hodowlanymi osobnikami (ANOVA, $P < 0,001$). Różnice między grupami wystąpiły w odniesieniu do prób z 2008 oraz 2011 roku (test post hoc HSD Tukey'a, $P < 0,001$). W tych latach, osobniki pochodzące z zarybień smoltami charakteryzowały się istotnie mniejszą długością ciała w porównaniu do ryb dzikich. Takiego zróżnicowania nie zaobserwowano w odniesieniu do samców (ANOVA, $P > 0,05$).

Ogólnie, stwierdzono istotne zróżnicowanie średnich wartości długości ryb pomiędzy grupami wieku morskiego w całym okresie badań (ANOVA; $P < 0,001$). Średnia długość osobników w grupach wieku A.0+, A.1+, A.2+ oraz A.3+ wyniosła, odpowiednio 47,7 ±0,90 cm, 54,9 ±4,03 cm, 67,9 ±4,63 cm oraz 72,4 ±5,15 cm. Jednakże, płeć nie wpływała istotnie na długość ciała osobników w grupie A.1+ (ANOVA, $P < 0,05$) oraz w grupie A.2+ (ANOVA, $P < 0,05$). Uzyskane średnie wartości dla całego okresu badań wyniosły 54,9 ±4,12 cm i 55,1 ±3,83 cm dla samic i samców w grupie A.1+ oraz 67,9 ±4,59 cm i 68,3 ±5,85 cm dla samic i samców w grupie A.2+. Ograniczona liczebność próby ryb w grupie A.0+ oraz występowanie wyłącznie samic w grupie A.3+ uniemożliwiło dokonanie porównań.

Biorąc pod uwagę fakt iż zarybienia dorzecza Łeby smoltami troci znakowanymi poprzez obcięcie płetwy tłuszczowej rozpoczęto w 2007 roku, pierwszych zwrotów wśród dorosłych ryb oczekiwano w 2008, 2009 oraz 2010 roku, odpowiednio dla ryb w wieku A.1+, A.2+ oraz A.3+. Znakowane osobniki, które pojawiły się w próbach we wcześniejszych latach pochodziły z zarybień innych dorzeczy.

Dzikie samice w grupie wieku A.1+ charakteryzowały się istotnie większą średnią długością ciała niż ryby pochodzące z zarybień smoltem, odpowiednio 56,8 ±5,03 cm oraz 54,1 ±3,44 cm (ANOVA, $P < 0,001$). W przypadku grup A.2+ oraz A.3+, samice pochodzące od dzikich i hodowlanych smoltów nie różniły się pod względem długości (ANOVA, $P < 0,05$). Dla grupy wieku A.2+ średnia długość ciała samic dzikich wyniosła 68,3 ±5,11 cm, natomiast hodowlanych 67,7 ±4,35 cm. Wśród samic w grupie A.3+ średnie wartości długości ciała wyniosły 72,6 ±5,32 cm oraz 72,2 ±4,95 cm, odpowiednio dla dzikich i hodowlanych ryb. Analiza znaków tarłowych na łuskach wykazała, iż niewielka różnica średnich wartości długości między rybami w wieku A.2+ oraz A.3+ wynika z faktu, iż na grupę trzyletnich samic składały się głównie osobniki przystępujące do tarła po raz kolejny. Szczegółowe dane przedstawiono w rozdziale 5.1.6.



Rys. 20 Rozkłady długości (*l.caud.*, cm) hodowlanych i dzikich samic troci wędrownej pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 1223), w grupach wieku: a) A.1+ (n = 645), b) A.2+ (n = 545), c) A.3+

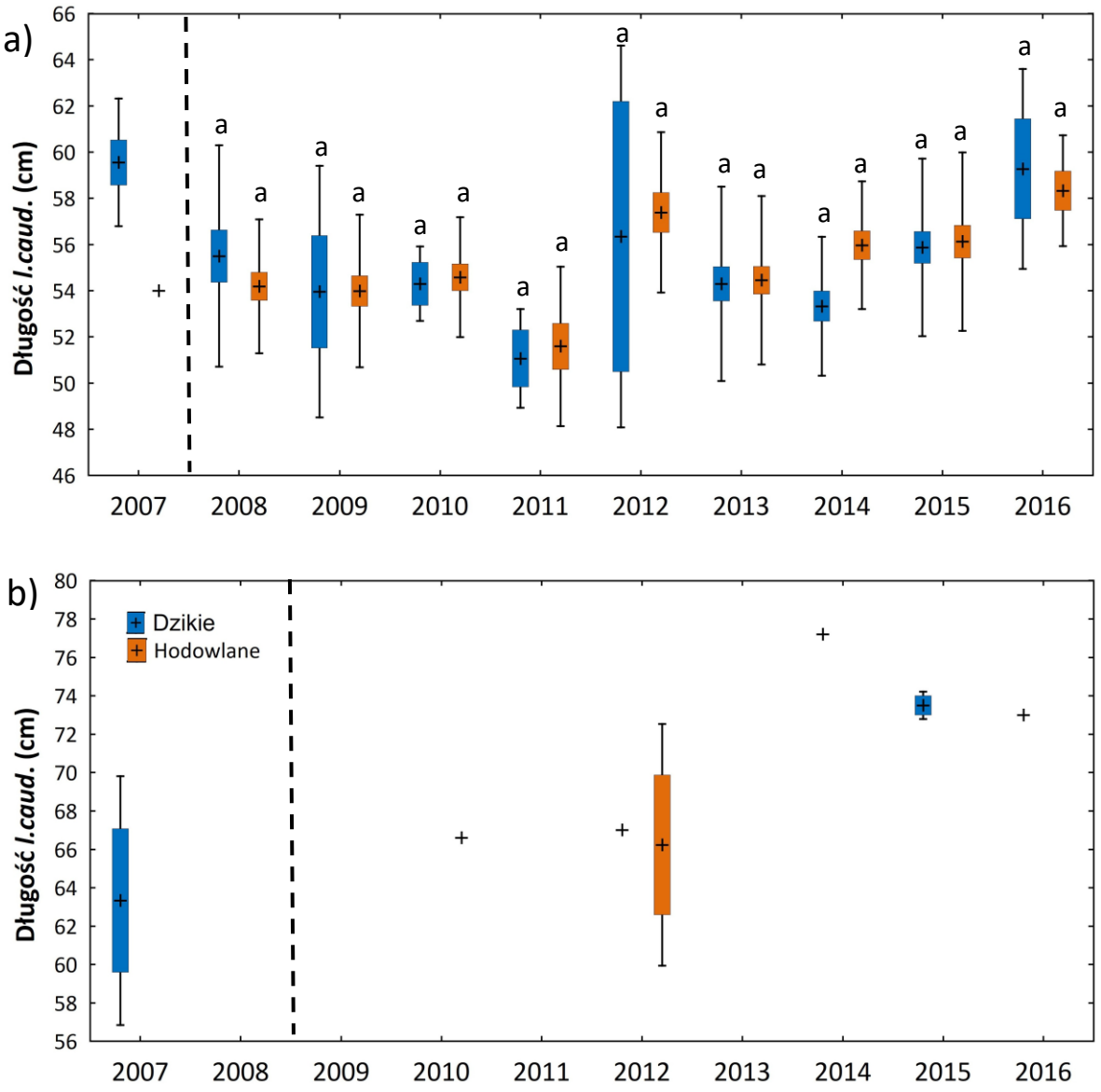
(n = 33); (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają błąd standardowy od średniej (*SE*); wąsy oznaczają odchylenie standardowe od średniej (*SD*). Wartości w obrębie poszczególnych lat, oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,05$). Osobniki hodowlane pochodzą z zarybień smoltami; osobniki dzikie pochodzą z naturalnego tarła bądź zarybień młodszymi stadiami. Dla każdej grupy wiekowej zaznaczono przerywaną linią okres, od którego spodziewano się powrotów znakowanych dorosłych osobników pochodzących z zarybień dorzecza Łeby znakowanymi smoltami troci.

Wśród samic troci w grupie wieku A.1+ różnice istotne statystycznie w długości ciała między osobnikami hodowlanymi a dzikimi zidentyfikowano wyłącznie w 2010 oraz 2011 roku (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,001$; Rys. 20a). Średnia długość dzikich samic była istotnie większa i wyniosła 60,7 ±5,28 cm oraz 56,1 ±5,40 cm, odpowiednio dla prób z roku 2010 oraz 2011. W pozostałych przypadkach wykazane różnice były nieistotne.

Nie odnotowano istotnie statystycznych różnic wśród samic reprezentujących grupę wieku A.2+ między hodowalnymi i dzikimi osobnikami (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P > 0,05$; Rys. 20b).

Jak wspomniano wcześniej, niewielki udział osobników w populacji reprezentujących grupę wieku A.3+, uniemożliwił wykonanie analizy statystycznej, za wyjątkiem roku 2013, kiedy średnia długość samic hodowlanych i dzikich nie różniła się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD Tukey, $P > 0,05$; Rys. 20c).

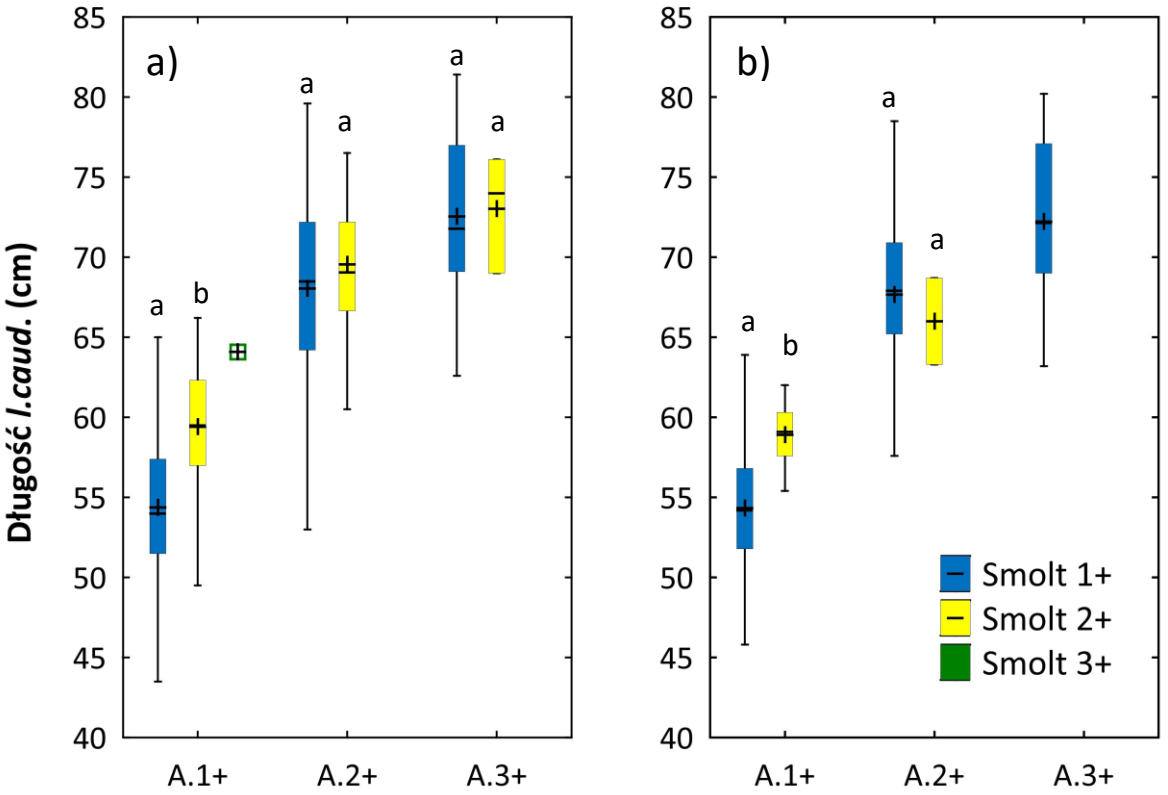
Średnie długości samców dzikich i hodowlanych w wieku A.1+ nie różniły się istotnie statystycznie (ANOVA, $P > 0,05$; Rys. 21a). Ich średnia długość wyniosła 55,1 ±4,24 cm oraz 55,0 ±3,56 cm, odpowiednio dla dzikich i hodowlanych osobników. Podobnie, brak istotnych różnic stwierdzono w przypadku samców reprezentujących grupę A.2+ (ANOVA, $P > 0,05$; Rys. 21b). Średnia długość osobników nieznakowanych wyniosła 69,3 ±6,63 cm, natomiast znakowanych 66,3 ±5,15 cm.



Rys. 21 Rozkłady długości (*l.caud.*, cm) hodowlanych i dzikich samców troci wędrownej pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 331), w grupach wieku: a) A.1+ (n = 319), b) A.2+ (n = 12); (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają błąd standardowy od średniej (*SE*); wąsy oznaczają odchylenie standardowe od średniej (*SD*). Wartości w obrębie poszczególnych lat, oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,05$). Osobniki hodowlane pochodzą z zarybień smoltami; osobniki dzikie pochodzą z naturalnego tarła bądź zarybień młodszymi stadiami. Dla każdej grupy wiekowej zaznaczono przerywaną linią okres, od którego spodziewano się powrotów znakowanych dorosłych osobników pochodzących z zarybień dorzecza Łeby znakowanymi smoltami troci.

Wiek smoltyfikacji, a zarazem wielkość smoltów istotnie wpływała na wzrost troci w pierwszym roku pobytu w morzu. Im starszy smolt, tym większa średnia długość osobnicza po pierwszej zimie spędzonej w morzu. Zależność ta dotyczyła zarówno osobników dzikich (ANOVA, $P < 0,001$) jak również hodowlanych (ANOVA, $P < 0,001$).

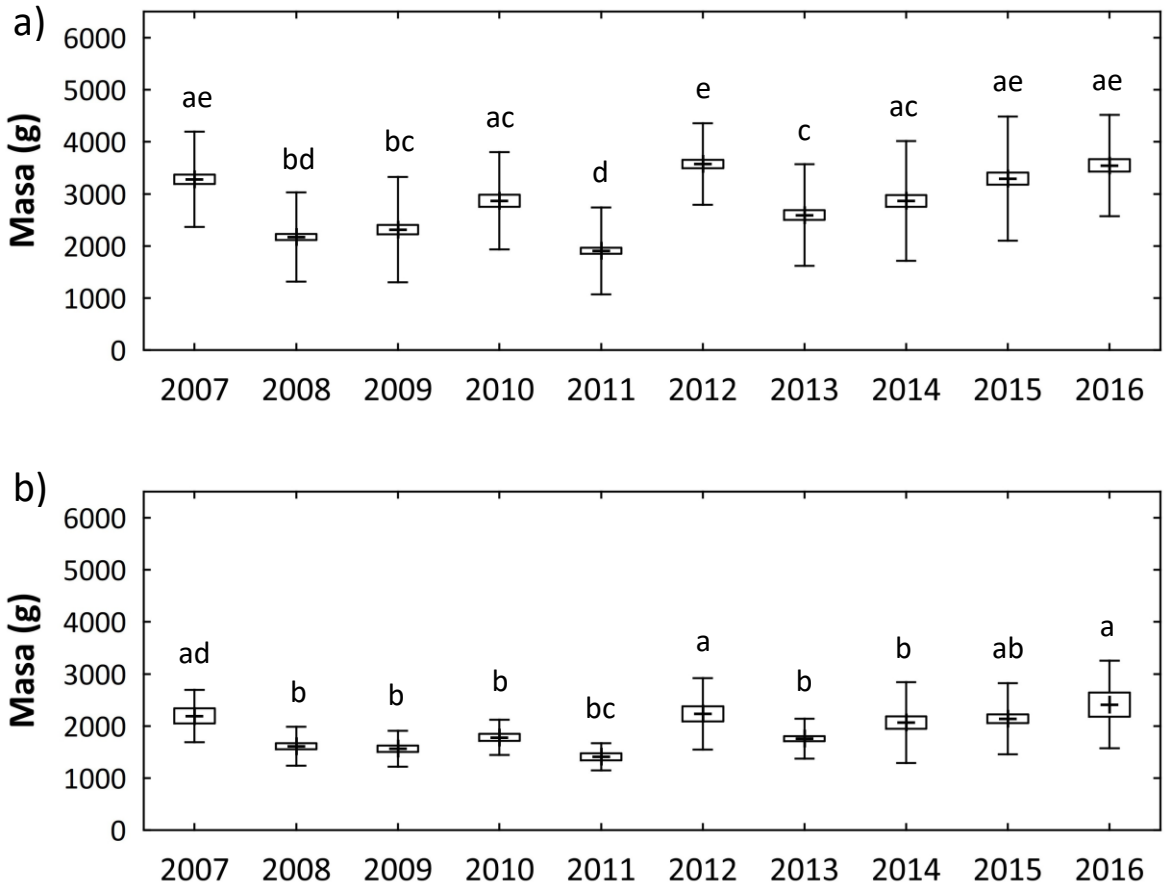
W kolejnych latach pobytu w morzu wiek smoltyfikacji nie wpływał w żaden sposób istotnie na wzrost ryb, niezależnie od ich pochodzenia (ANOVA, $P > 0,05$; Rys. 22).



Rys. 22 Rozkłady długości (*l.caud.*, cm) a) dzikich i b) hodowlanych osobników troci wędrownej, w grupach wieku A.1+, A.2+ oraz A.3+ pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 1554), w zależności od wieku smoltyfikacji; (+) oznacza wartość średnią; (–) oznacza medianę; ramki oznaczają 25%-75%; wąsy oznaczają zakres wartości nieodstających. Wartości w obrębie poszczególnych grup wieku morskiego, oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,05$). Osobniki hodowlane pochodzą z zarybień smoltami; osobniki dzikie pochodzą z naturalnego tarła bądź zarybień młodszymi stadiami.

Rozkłady masy ciała tarlaków troci podlegały istotnym zmianom na przestrzeni lat badań (ANOVA, $P < 0,001$) i mieściły się w zakresie 1875 g w roku 2011 do 3362 g w 2016 roku. Średnio masa ciała troci wyniosła 2491 ±1073,84 g. Stwierdzono istotne różnice między masą ciała samic i samców (test *t*, $P < 0,001$). Średnia masa ciała samic troci w latach 2007-2016 wyniosła 2654 ±1114,79 g (887-6756 g), natomiast samców 1892 ±604,52 g (991-6450 g). Masa ciała samic w 2011 roku była istotnie mniejsza od pozostałych lat badań (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,001$; Rys. 23a), przy czym zaobserwowane zróżnicowanie tego parametru dotyczyło większości lat badań. W przeciwieństwie do długości, masa samców wykazywała istotne zróżnicowane między latami (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,001$; Rys. 23b). Tak jak w przypadku samic, samce

w 2011 roku charakteryzowały się niższą masą ciała w porównaniu do innych lat obserwacji.

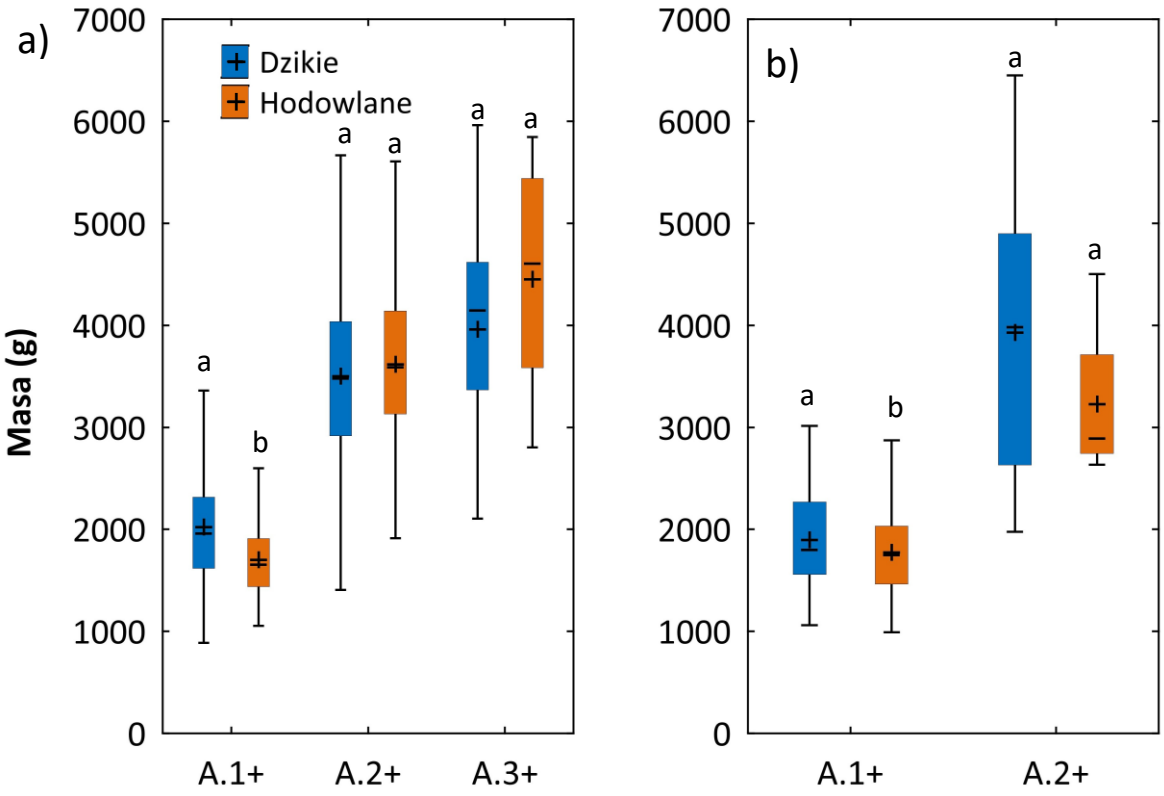


Rys. 23 Masy ciała (g) badanych: (a) samic oraz (b) samców troci wędrownej pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 1556); (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają błąd standardowy od średniej (*SE*); wąsy oznaczają odchylenie standardowe od średniej (*SD*). Wartości oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,05$).

Liczba lat spędzonych w morzu istotnie wpływała na masę ciała migrujących tarlaków. Zależność ta dotyczyła zarówno samic (ANOVA, $P < 0,001$) jak i samców (ANOVA, $P < 0,001$) troci.

W przypadku samic, stwierdzono silnie istotną różnicę w masie ciała pomiędzy dzikimi i hodowlanymi osobnikami w grupie wieku A.1+ (test *U* Mann'a-Whitney'a, $P < 0,001$; Rys. 24a). Średnia masa dzikich samic wyniosła 2023 ±584,86 g, natomiast samic pochodzących z zarybień smoltami 1701 ±340,85 g. Takiego istotnego zróżnicowania nie zaobserwowano w odniesieniu do samic w grupie wieku A.2+ (test *t*, $P > 0,05$; Rys. 24a) oraz A.3+ (test *t*, $P > 0,05$; Rys. 24a). Masa ciała samic w grupie A.2+

wyniosła średnio 3501 ±839,35 g oraz 3619 ±738,20 g, odpowiednio dla dzikich i hodowlanych ryb. Natomiast średnia masa ciała samic w grupie wieku A.3+ wyniosła 3962 ±987,93 g oraz 4453 ±1031,27 g, odpowiednio dla dzikich i hodowlanych osobników.



Rys. 24 Masa hodowlanych i dzikich a) samic i b) samców troci wędrownej pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 1554), w poszczególnych grupach wieku; (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają błąd standardowy od średniej (*SE*); wąsy oznaczają odchylenie standardowe od średniej (*SD*). Wartości w obrębie poszczególnych lat, oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *t*, $P < 0,05$; test *U* Mann'a-Whitney'a, $P < 0,05$). Osobniki hodowlane pochodzą z zarybień smoltami; osobniki dzikie pochodzą z naturalnego tarła bądź zarybień młodszymi stadiami.

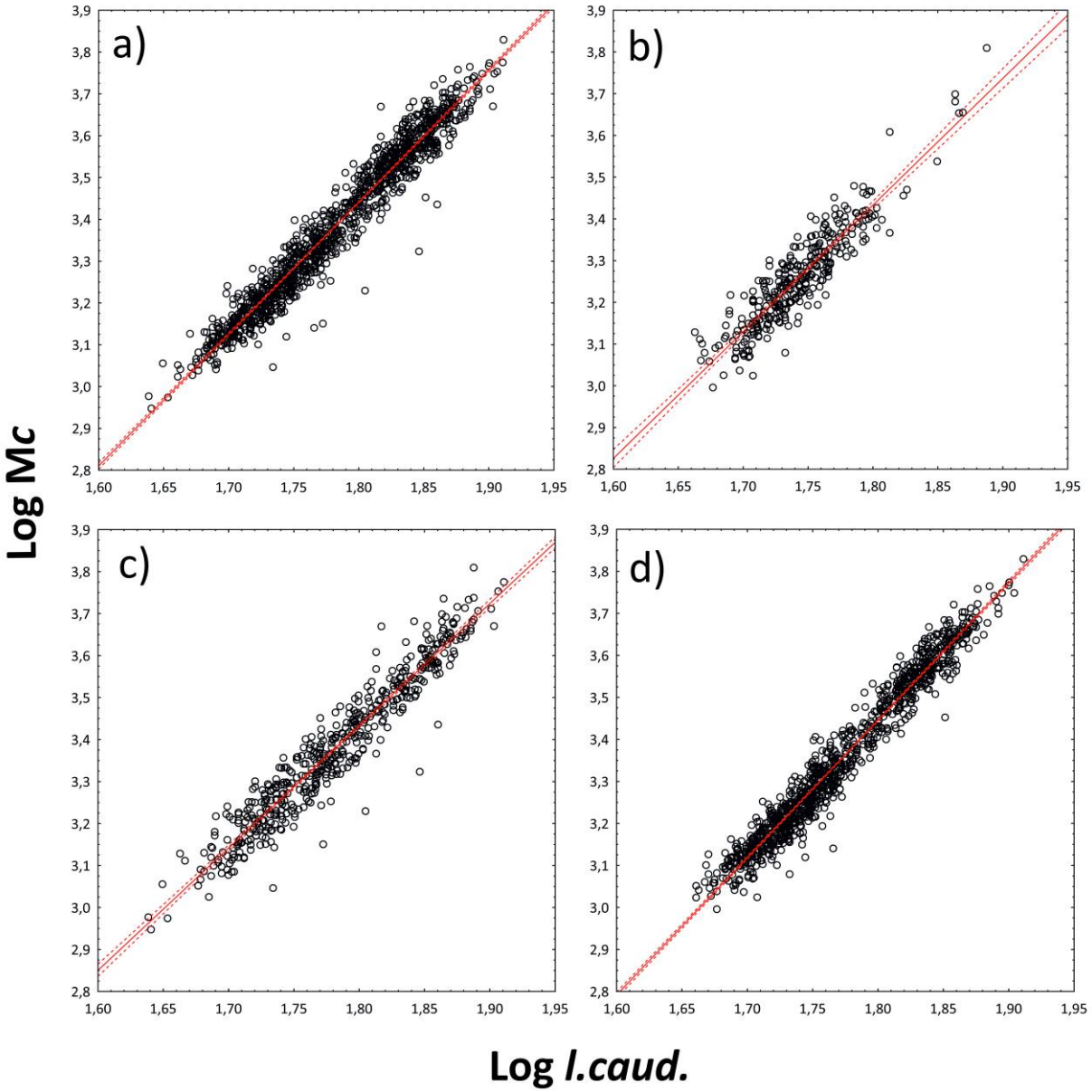
Dzikie samce migrujące na tarło po pierwszym roku spędzonym w morzu charakteryzowały się istotnie większą średnią masą ciała niż ryby pochodzące z zarybień smoltem, odpowiednio 1899 ±478,02 g oraz 1777 ±398,67 g (test *U* Mann'a-Whitney'a, $P < 0,05$; Rys. 24b). W przypadku grupy A.2+, nie wykazano różnic istotnych statystycznie między dzikimi i hodowlanymi samcami (test *t*, $P > 0,05$; Rys. 24b). Średnia masa ciała samców nieznakowanych wyniosła 3932 ± 1424,50g, natomiast znakowanych 3230 ±743,45 g.

5.1.3 Charakter związku długość - masa ciała

Izometryczny model wzrostu stwierdzono w przypadku samic troci (b = 3,1543; test t, P < 0,05; Rys. 25a), w przeciwieństwie do samców, których wzrost był izometryczny (b = 3,0357; test t, P > 0,05; Rys. 25b). Ponadto, wzrost izometyczny stwierdzono również u osobników pochodzących od dzikich smoltów (b = 2,9117; test t, P > 0,05; Rys. 25c), w przeciwieństwie do osobników pochodzących z zarybień hodowlanymi smoltami (b = 3,2706; test t, P < 0,05; Rys. 25d). W dalszej kolejności podjęto próbę zdiagnozowania źródła zaobserwowanych różnic. W tym celu dokonano szczegółowego rozgrupowania samic i samców ze względu na pochodzenie. Uzyskane wyniki wskazały, iż jedynie hodowlane samice troci wykazywały nieproporcjonalnie wyższy przyrost masy ciała wraz ze zwiększaniem się ich długości (test t, P < 0,05; Tabela 8).

Tempo wzrostu dzikich i hodowlanych samców troci było jednakowe, nie mniej jednak dzikie samce odznaczały się istotnie większą masą ciała (ANCOVA, b: P > 0,05; Tabela 8), w tym samym zakresie długości ciała ryb w porównaniu do samców pochodzących z zarybień smoltami (ANCOVA, a: P < 0,001; Tabela 8).

Tempo wzrostu dzikich samic było szybsze w początkowym okresie i następnie uległo istotnemu spowolnieniu, w porównaniu do samic pochodzących z zarybień smoltami (ANCOVA, b: P < 0,001; Tabela 8). Być może, zjawisko to związane jest z tym, że skumulowany udział (%) dzikich samic u których zidentyfikowano znaki tarłowe jest większy niż u samic hodowlanych, które liczbowo przeważają w próbie. W konsekwencji, tempo wzrostu u starszych osobników powtarzających tarło maleje w porównaniu do osobników hodowlanych przystępujących do tarła po raz pierwszy. Szczegółowe dane przedstawiono w rozdziale 5.1.6.



Rys. 25 Zależność pomiędzy długością (*l.caud.*, cm) a masą ciała (M*c*, g): (a) samic (n = 1224, równanie regresji: Log M*c* = -2,2371 + 3,1543*Log *l.caud.*, R^2 = 0,9512, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI); (b) samców (n = 332, równanie regresji: Log M*c* = -2,0315 + 3,0357*Log *l.caud.*, R^2 = 0,8326, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI); (c) dzikich (n = 501, równanie regresji: Log M*c* = -1,8083 + 2,9117*Log *l.caud.*, R^2 = 0,9181, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI); (d) hodowlanych (n = 1055, równanie regresji: Log M*c* = -2,5144 + 3,2706*Log *l.caud.*, R^2 = 0,9589, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI) troci. Wartości na osi odciętych i rzędnych przedstawione są w postaci zlogarytmowanej.

Tabela 8 Charakterystyka dorosłych osobników troci wędrownej: długość i masa; wartość średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.) oraz parametry zależności długość-masa ciała ($W = a*L^b$), pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 1556). Wartości parametrów *a* i *b* oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie w obrębie płci (ANCOVA, $P > 0,05$).

Grupa	*n*	Długość *l.caud.*, (cm)	Masa (g), Mc	*a*	95% CI *a*	*b**	95% CI *b*	R^2	*test t***
♂ Dzikie	136	55,9±5,52 (46,0-77,2)	2014±751,71 (1060-6450)	-1,7876[a]	-2,1758-(-1,3993)	2,9044[a]	2,6821-3,1268	0,8328	-0,850
♂ Hodowlane	196	55,2±3,91 (46,5-73,5)	1806±457,38 (991-4504)	-2,2487[a]	-2,5750-(-1,9223)	3,1545[b]	2,9671-3,3419	0,8503	1,626
♀ Dzikie	365	62,8±7,88 (43,5-81,4)	2790±1060,59 (887-5963)	-1,9001[a]	-2,0562-(-1,7439)	2,9612[a]	2,8742-3,0481	0,9251	-0,878
♀ Hodowlane	859	60,4±7,90 (45,8-81,5)	2596±1132,13 (1056-6756)	-2,4112[b]	-2,4866-(-2,3357)	**3,2546**[b]	3,2121-3,2970	0,9636	**11,787**

**Poziom istotności dla parametru b, P < 0,001,*

*** Podkreślone wartości parametru b różniły się statystycznie istotnie od b = 3 (test t, P < 0,05).*

5.1.4 Kondycja migrujących tarlaków

Kondycję dorosłych osobników troci wstępujących na tarło do rzeki Łeby, wyrażono współczynnikiem kondycji *K* Fultona. Uzyskane wartości wskaźnika kondycji mieściły się w zakresie 0,61-1,66, ze średnią wartością 1,10 ±0,10 oraz 0,76-1,48, ze średnią wartością 1,08 ±0,12, odpowiednio dla samic i samców troci. Samce dzikie charakteryzowały się wyższymi wartościami wskaźnika kondycji niż samce pochodzące z zarybień smoltami. Średnie wartości współczynnika kondycji kształtowały się na poziomie 1,12 ±0,14 oraz 1,05 ±0,10, odpowiednio dla dzikich i hodowlanych samców. Wykazane różnice okazały się istotne statystycznie (test *U* Mann'a-Whitney'a, $P < 0,001$). Zarówno w obrębie dzikich (test *H* Kruskal'a-Wallis'a, $P < 0,001$), jak i hodowlanych (test *H* Kruskal'a-Wallis'a, $P < 0,001$), samców stwierdzono istotne różnice na przestrzeni dziesięciu lat badań, przy czym większe zróżnicowanie zaobserwowano w grupie ryb hodowlanych (test Dunn'a, $P < 0,05$; Tabela 9)

Współczynnik kondycji dzikich samic kształtował się na średnim poziomie 1,08 ±0,11, natomiast samic hodowlanych 1,10 ±0,10. Wykazana różnica również okazała się istotna (test *U* Mann'a-Whitney'a, $P < 0,001$). Dalsza analiza wartości współczynników kondycji *K* Fultona umożliwiła wykrycie istotnych różnic w obrębie obu grup samic (dzikie: test *H* Kruskal'a-Wallis'a, $P < 0,001$; hodowlane: test *H* Kruskal'a-Wallis'a, $P < 0,001$), na przestrzeni lat 2007-2016. Podobnie jak w przypadku samców większe zróżnicowanie zaobserwowano w grupie samic pochodzących z zarybień smoltami (test Dunn'a, $P < 0,05$; Tabela 9).

Wykazane różnice wskazują na dużą zmienność kondycji tarlaków troci na przestrzeni lat. Wyniki wskazały na wpływ czynników zewnętrznych na kształtowanie się wartości tego wskaźnika oraz zwiększoną podatność osobników hodowlanych na odziaływanie tych czynników.

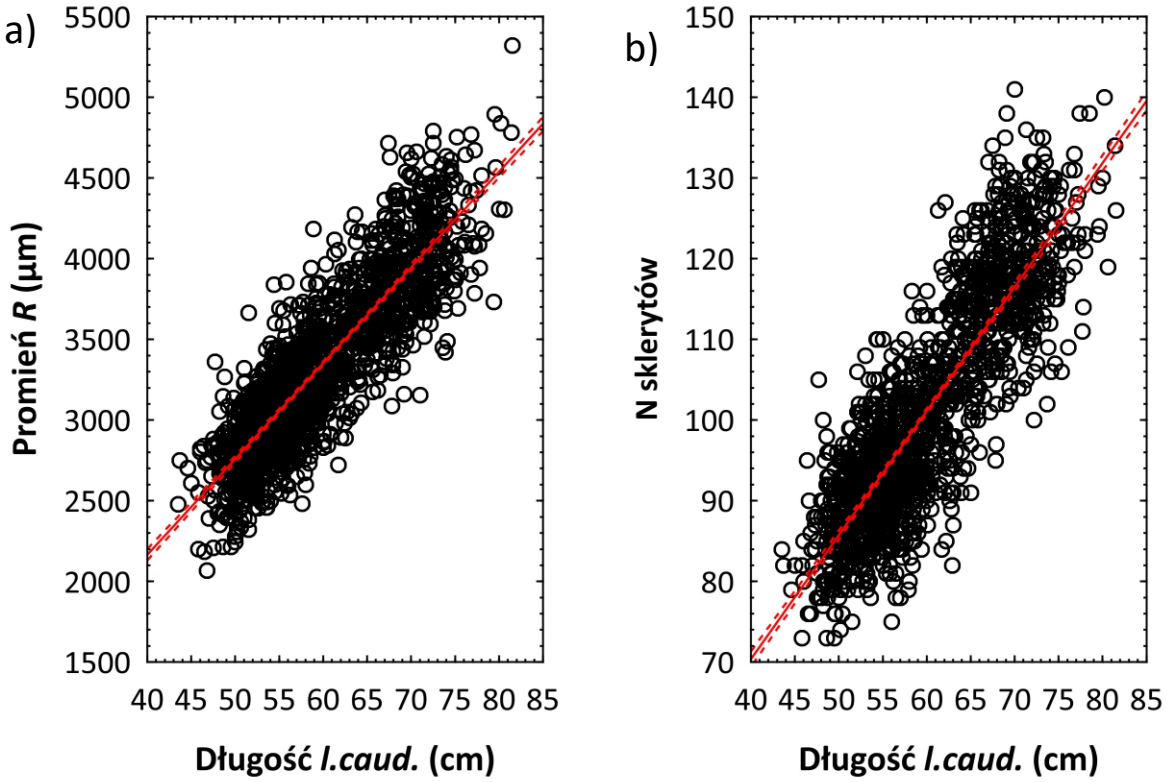
5.1.5 Charakterystyka wzrostu na podstawie makrostruktury łusek

Morfologia łuski odzwierciedla dynamikę wzrostu osobniczego ryb co umożliwia prześledzenie jego tempa oraz zmian na przestrzeni lat. Zdiagnozowano istotne silne zależności między długością ryby *l.caud.* a całkowitą długością promienia łuski ($r = 0,8698$, $P < 0,001$, $n = 1556$; Rys. 26a) oraz między długością ryby *l.caud.* a całkowitą liczbą sklerytów na łusce ($r = 0,8604$, $P < 0,001$, $n = 1556$; Rys. 26b). Wartości współczynnika

Tabela 9 Kondycja dorosłych osobników troci wędrownej wyrażona współczynnikiem kondycji *K* Fultona: wartość średnia ±*SD*. Wartości parametrów w rzędach oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie w obrębie grupy (test Dunn'a, $P > 0,05$); CV - współczynnik zmienności.

Grupa	Rok										CV (%)
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
♂ Dzikie	1,00±0,07^{b}	0,97±0,08^{b}	0,98±0,10^{bc}	1,09±0,04^{ab}	1,02±0,09^{ab}	1,03±0,04^{ab}	1,12±0,13^{a}	1,26±0,08^{a}	1,19±0,10^{ac}	1,12±0,14^{ab}	8,86
♀ Dzikie	1,08±0,13^{bd}	1,01±0,06^{c}	1,03±0,07^{cd}	1,08±0,07^{bc}	1,06±0,08^{bc}	1,19±0,07^{ab}	1,11±0,09^{ab}	1,18±0,14^{a}	1,13±0,14^{ab}	1,18±0,08^{ab}	5,85
♂ Hodowlane	1,04±0,00^{ac}	0,97±0,06^{c}	0,98±0,09^{bc}	1,05±0,05^{ab}	1,04±0,10^{abc}	1,07±0,06^{a}	1,05±0,11^{ab}	1,13±0,10^{a}	1,11±0,08^{a}	1,08±0,07^{ab}	4,92
♀ Hodowlane	1,01±0,0^{abcd}	1,01±0,07^{d}	1,04±0,07^{d}	1,08±0,07^{c}	1,10±0,06^{c}	1,19±0,08^{a}	1,11±0,09^{bc}	1,13±0,08^{bc}	1,19±0,08^{a}	1,16^{b}±0,08^{a}	6,18

determinacji R^2 wskazały na dokładniejsze dopasowanie zależności uwzględniającej długość ryby oraz całkowitą długość promienia łuski (R^2 = 0,7566).



Rys. 26 Zależność między długością ryby *l.caud.* (cm) a: (a) całkowitym promieniem łuski *R* (równanie regresji: y = -208,2066 + 59,3285**l.caud.*, R^2 = 0,7566, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI); (b) całkowitą liczbą sklerytów na łusce *N* (równanie regresji: y = 8,8598 + 1,5375* *l.caud.*, R^2 = 0,7403, df = 1,1554, *P* < 0,001, ±95% CI).

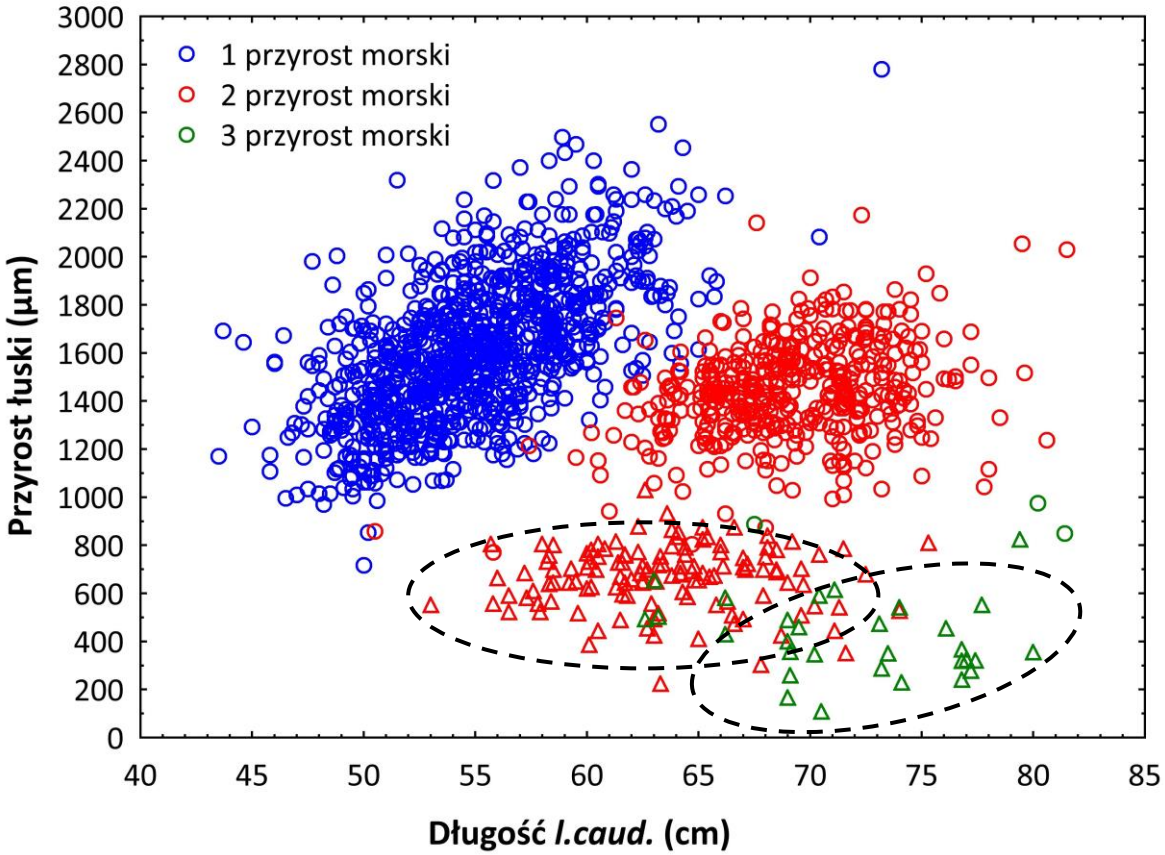
Analiza obrazu łusek wykazała istotny wpływ pochodzenia smoltów oraz wieku, w którym następowała smoltyfikacja na wzrost ryb. Hodowlane jednoroczne smolty rosły istotnie szybciej aniżeli ich dzikie odpowiedniki (test *t*, *P* < 0,05; Tabela 10). Różnica ta zaznaczyła się zarówno w wielkości przyrostu łuski jak i większej liczbie zdeponowanych sklerytów w przyrostach (Tabela 10). Wzrost dwuletnich hodowlanych smoltów w pierwszym roku fazy słodkowodnej był również istotnie większy (test *t*, *P* < 0,05; Tabela 10). Sytuacja zmieniła się w drugim roku pobytu w rzece, kiedy to wielkość przyrostu ryb dzikich i hodowlanych uległa wyrównaniu (test *t*, *P* > 0,05; Tabela 10). Zaznaczyła się prawidłowość mówiąca o tym, że smolty hodowlane rosły równomiernie w całym okresie słodkowodnym (FW1 vs. FW2: test *t*, *P* > 0,05; Tabela 10). W przypadku dzikich osobników, pierwszy przyrost słodkowodny był istotnie mniejszy od przyrostu w drugim roku (FW1 vs. FW2: test *t*, *P* < 0,001; Tabela 10).

Tabela 10 Zmienność rocznych rzecznych przyrostów (FW) łusek (r, µm) oraz liczby sklerytów (N) odłożonych w poszczególnych przyrostach: wartość średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.), w zależności od wieku smoltyfikacji* oraz pochodzenia troci odłowionych z jeziora Łebsko, w latach 2007-2016 (n = 1556). Wartości r oraz N oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie w obrębie grup wiekowych (test *t*, $P > 0,05$).

Grupa	*n*	1FW		2FW	
		r_{1FW}	N_{1FW} sklerytów	r_{2FW}	N_{2FW} sklerytów
Dzikie 1.B+	361	691,79±143,30[a] (336,65-1092,88)	27±4,55[a] (16-43)	-	-
Hodowlane 1.B+	1043	818,56±94,54[b] (458,62-1208,89)	31±2,92[b] (20-44)	-	-
Dzikie 2.B+	139	441,81±109,18[a] (268,34-858,69)	19±4,05[a] (10-30)	597,96±127,94[a] (248,83-1073,36)	23±4,27[a] (9-34)
Hodowlane 2.B+	12	639,55±118,25[b] (483,01-848,93)	25±4,01[b] (19-32)	656,62±109,94[a] (522,04-844,05)	24±4,84[a] (18-34)

**pominięto grupę 3.B+ ze względu na występowanie tylko jednego osobnika w próbie.*

Osobniki niedojrzałe charakteryzowały się większym przyrostem w fazie morskiej, zarówno w pierwszym jak i drugim roku przed osiągnięciem dojrzałości płciowej (Rys. 27). Morski przyrost w roku migracji tarłowej był znacznie mniejszy. Dotyczyło to szczególnie osobników które osiągnęły dojrzałość płciową po pierwszej zimie spędzonej w morzu (test *U* Mann'a–Whitney'a, $P < 0{,}001$; Rys. 27). W przypadku ryb spędzających trzeci sezon wzrostowy w morzu zaobserwowano zmniejszenie przyrostu, lecz fakt ten związany był ze znacznym występowaniem w tej grupie osobników, które osiągnęły dojrzałość płciową w roku poprzednim (90,1%), spośród których aż 43,3% odbyło tarło dwukrotnie. Jedynie trzy osobniki były przed pierwszym w życiu tarłem co uniemożliwiło przeprowadzenie wiarygodnej statystyki i błędnie sugerowałoby spowolnienie tempa wzrostu u starszych osobników.



Rys. 27 Zależność między długością ryby *l.caud.* (cm) w momencie złowienia a wielkością przyrostu łuski (µm), odpowiednio w pierwszym, drugim oraz trzecim pełnym roku spędzonym w morzu. Kreskowanymi elipsami oraz trójkątnymi znacznikami wyszczególniono morskie przyrosty ryb w roku migracji tarłowej, w obrębie poszczególnych grup.

Analiza łusek wykazała różnice w przebiegu wzrostu w morzu, które wyraźnie zaznaczały się w pierwszym roku po smoltyfikacji. Samce przyrastały istotnie więcej od

samic (1SW: test *t*, *P* < 0,001; Tabela 11). Różnice we wzroście zacierały się w trakcie drugiego pełnego roku spędzonego w morzu (2SW: test *t*, *P* > 0,05; Tabela 11), kiedy to samce przyrastały więcej. Wynik ten, choć nie istotny statystycznie mógł być konsekwencją wzrostu w pierwszym roku. Brak samców, które spędziły trzy pełne lata w morzu uniemożliwiło dokonania analiz porównawczych w tej grupie wiekowej (Tabela 11). Wielkość przyrostu tarłowego nie różniła się między płciami (test *t*, *P* > 0,05; Tabela 11). Istotne różnice pojawiły się dopiero w przypadku wielkości przyrostu w roku złowienia, kiedy to samce odznaczały się większym przyrostem w stosunku do samic (SW+: test *t*, *P* < 0,01; Tabela 11).

Pochodzenie osobników również znalazło swoje odzwierciedlenie w dynamice wzrostu fazy morskiej. Podobnie jak w przypadku płci, istotne różnicowanie wystąpiło w pierwszym roku po spływie do morza. Ryby dzikie przyrastały zdecydowanie więcej, a niżeli osobniki pochodzące z zarybień smoltami (1SW: test *t*, *P* < 0,001; Tabela 11). Pochodzenie przestało istotnie wpływać na wielkość przyrostu w drugim roku spędzonym w morzu między dzikimi i hodowlanymi rybami (2SW: test *t*, *P* > 0,05; Tabela 11). Nie mniej jednak, osobniki hodowlane wyróżniały się istotnie większym przyrostem w roku tarłowym niż osobniki dzikie (SW+: test *t*, *P* < 0,05; Tabela 11). Natomiast nie stwierdzono wpływu pochodzenia różnic na wielkość przyrostu w roku złowienia (SW+: test *t*, *P* > 0,05; Tabela 11).

Wielkość pierwszego przyrostu morskiego osobników, które po pierwszej i/lub drugiej zimie spędzonej w morzu przystąpiły do rozrodu w danym sezonie wyniosła średnio 1544,56±300,45µm. Przyrost morski w roku pierwszej migracji tarłowej był istotnie większy od przyrostu w roku kolejnej wędrówki na tarło, wskazując na znaczne wyhamowanie tempa wzrostu troci po osiągnięciu dojrzałości płciowej. Przemawia za tym zarówno średnia wielkość przyrostu łuski (627,70µm vs. 525,42µm: test *t*, *P* < 0,05) jak również średnia liczba zdeponowanych sklerytów w przyroście tarłowym (17 vs. 14: test *t*, *P* < 0,01). Specyficzna wielkość morskiego przyrostu „tarłowego" umożliwiała wskazanie wystąpienia tarła, nawet w przypadku braku widocznej resorpcji tarłowej na łusce.

Tabela 11 Zmienność rocznych przyrostów łusek (r, µm) oraz liczby sklerytów (N) odłożonych w poszczególnych przyrostach morskich (SW)*: wartość średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.), w zależności od płci oraz pochodzenia troci odłowionych z jeziora Łebsko, w latach 2007-2016 (n = 1556). Wartości r oraz N oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie w obrębie grup wiekowych, między samicami i samcami oraz osobnikami dzikimi i hodowlanymi (test *t*, $P > 0,05$).

Grupa	*n*	1SW		2SW	
		r_{1SW}	N_{1SW} sklerytów	r_{2SW}	N_{2SW} sklerytów
♀	1224	1536,21±288,14[a] (687,93-2780,99)	44±5,90[a] (23-65)	1445,20±203,46[a] (770,87-2173,83)	36±4,28[a] (18-57)
♂	332	1628,82±291,09[b] (995,30-2498,01)	47±6,20[b] (29-66)	1582,85±179,66[a] (1263,64-1782,87)	39±5,53[a] (28-48)
Dzikie	501	1714,63±298,98[a] (717,20-2780,99)	48±6,40[a] (23-66)	1431,96±229,53[a] (770,87-2173,83)	36±4,81[a] (23-57)
Hodowlane	1555	1481,54±257,27[b] (687,93-2400,43)	43±5,41[b] (26-63)	1453,91±192,59[a] (805,02-2141,31)	37±4,08[b] (18-47)
Razem	1556	1556,54±292,42 (687,93-2780,99)	45±6,07 (23-66)	1447,81±202,70 (770,87-2173,83)	36±4,32 (18-57)

**pominięto grupę A.0+ ze względu na występowanie tylko dwóch osobników w próbie.*

Tabela 11 cd.

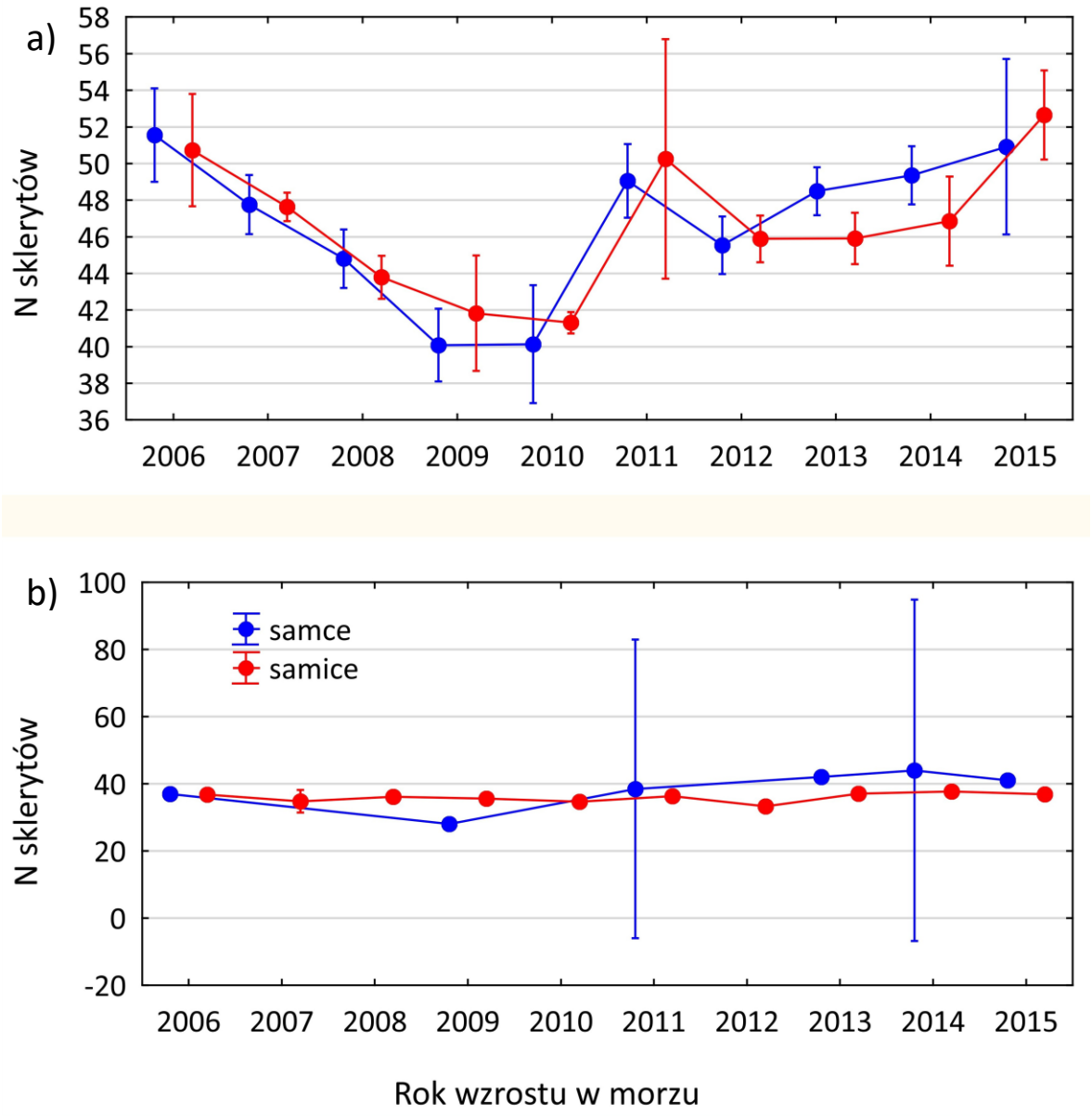
3SW		SW tarłowy		SW+	
r_{3SW}	N_{3SW} sklerytów	r_{SWt}	N_{SWt} sklerytów	r_{SW+}	N_{SW+} sklerytów
904,42±52,85 (849,51-975,78)	22±3,09 (18-25)	619,10±166,47[a] (107,82-1029,45)	16±3,69[a] (4-29)	449,52±214,36[a] (0,00-1127,03)	11±4,60[a] (0-25)
-	-	689,15±94,44[a] (556,20-785,51)	18±3,77[a] (12-22)	647,27±142,75[b] (100,16-1278,28)	16±3,65[b] (3-34)
868,74±19,23 (849,51-887,96)	21±3,00 (18-24)	519,74±164,70[a] (107,82-1029,45)	16±3,98[a] (4-29)	490,61±217,90[a] (0,00-1278,28)	13±4,98[a] (0-34)
975,78±0,00 (975,78-975,78)	25±0,00 (25-25)	645,04±162,17[b] (165,88-931,87)	17±3,43[a] (7-24)	492,24±216,46[a] (0,00-1127,03)	12±4,77[a] (0-24)
904,42±52,85 (849,51-975,78)	22±3,09 (18-25)	620,76±165,47 (107,82-1029,45)	16±3,71 (4-29)	491,71±216,92 (0-1278,28)	13±4,84 (0-34)

1SW, 2SW, 3SW - pełne morskie przyrosty; SW tarłowy - przyrost morski poprzedzający migrację tarłową w latach poprzednich; SW+ - przyrost morski w roku złowienia.

Zaobserwowane zmiany wielkości przyrostów w trakcie fazy morskiej troci wędrownej wskazują na powolne wyhamowywanie tempa wzrostu w miarę upływu lat (Tabela 11). Drugi pełny morski przyrost (2SW) stanowi średnio 93% wielkości pierwszego morskiego przyrostu (1SW). Z kolei przyrost w trzecim roku spędzonym w morzu (3SW) stanowi 58,1% oraz 62,5%, odpowiednio 1SW i 2SW. Zaobserwowane wielkości przyrostów w trzecim pełnym roku spędzonym w morzu mogą sugerować wyraźnie spowolnienie tempa wzrostu, przy czym mała liczebność próby uniemożliwia przeprowadzenie dokładnych analiz. Przyrost tarłowy mieścił się zakresie 6,9-66,1% 1SW, średnio stanowiąc 39,9% wielkości pierwszego przyrostu po smoltyfikacji.

Liczba sklerytów odłożonych na łuskach troci różniła się między pierwszym a drugim przyrostem morskim, wynosząc odpowiednio średnio 45 oraz 36 sklerytów (test *U* Mann'a-Whitney'a, $P < 0,001$; Tabela 11). W obu przypadkach stwierdzono istotnie zróżnicowanie liczby zdeponowanych sklerytów między latami (1SW: test *H* Kruskal'a-Wallis'a, $P < 0,001$; 2SW: test *H* Kruskal'a-Wallis'a, $P < 0,001$). Silne fluktuacje dają się zauważyć obrębie pierwszego morskiego przyrostu mieszczące się w zakresie od 41 sklerytów w roku 2009 i 2010 do średnio 52 sklerytów w 2015 roku (Rys. 28a). Zaobserwowana zmienność w pierwszym roku morskim (CV = 8,02%) może być wynikiem wpływu wzrostu w trakcie fazy słodkowodnej, tuż przed smoltyfikacją, kiedy to szybko rosnące pokolenia najwcześniej opuszczają środowisko rzeczne. Fluktuacje liczby sklerytów w pierwszym roku morskim mogą przedkładać się na różnice w przyrostach 1SW. Takiego dużego zróżnicowania liczby sklerytów nie zanotowano w przypadku drugiego morskiego przyrostu morskiego (CV = 3,88%), gdzie stwierdzono średnio od 33 sklerytów w 2012 roku do 38 sklerytów w 2014 roku (Rys. 28b).

Najogólniej, płeć ryb nie wpływała na liczbę sklerytów odłożonych w przyrostach morskich. Jedynie w 2013 roku stwierdzono istotne różnice w 1SW między płciami (test *H* Kruskal'a-Wallis'a, $P < 0,01$; Rys. 28a). W przypadku pozostałych lat zaobserwowane różnice miedzy płciami okazały się nieistotne (test *H* Kruskal'a-Wallis'a, $P > 0,05$). Natomiast, w ramach drugiego morskiego przyrostu nie stwierdzono istotnych różnic w liczbie sklerytów między płciami, w obrębie żadnego roku (test *H* Kruskal'a-Wallis'a, $P > 0,05$; Rys. 28b).

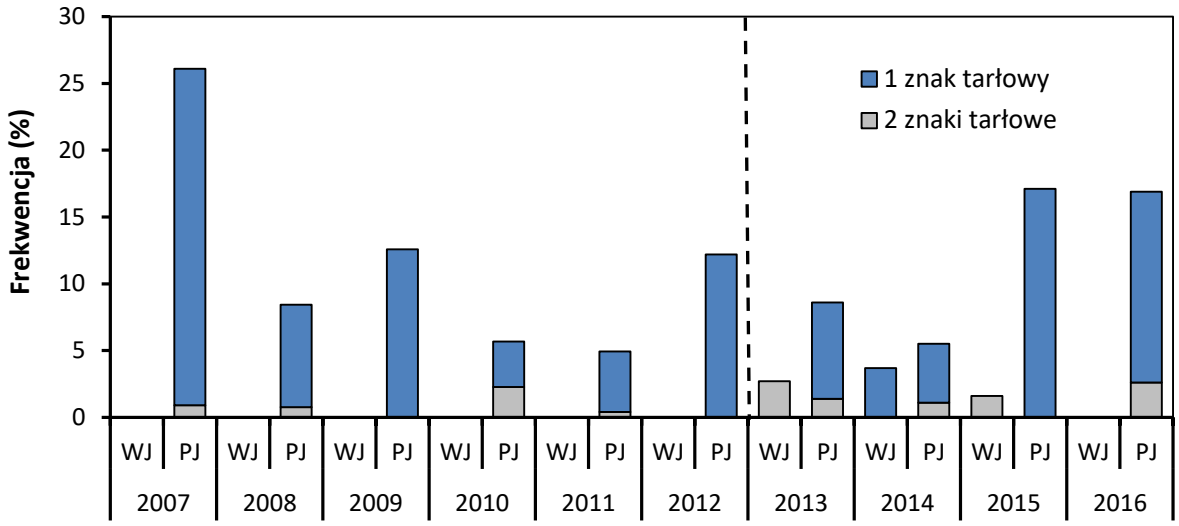


**w analizie nie uwzględniono osobników migrujących w danym roku na tarło*

Rys. 28 Liczba sklerytów odłożonych na łuskach samic i samców troci w trakcie: a) I oraz b) II* przyrostu morskiego; wartość średnia; wąsy oznaczają ±95% przedział ufności (*CI*).

5.1.6 Powtarzanie tarła

W badanej próbie ryb stwierdzono występowanie jednego lub dwóch znaków tarłowych na łuskach (Rys. 29). Łącznie, znaki tarłowe stwierdzono u 156 osobników, stanowiących 10,03% badanych ryb (n = 1556), wśród których jeden znak tarłowy zidentyfikowano u 9,19% ryb, natomiast dwa znaki tarłowe zaobserwowano na łuskach 13 osobników, stanowiących 0,84% wszystkich analizowanych ryb. Średnio, w latach 2007-2016 resorpcje tarłowe na łuskach występowały u 10,99% ryb (4,9-26,1%).



WJ - okres wczesnojesienny

PJ - okres późnojesienny

Rys. 29 Skumulowany udział (%) osobników troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. wśród których stwierdzono występowanie jednego lub dwóch znaków tarłowych na łuskach, w latach 2007-2016 (n = 156). Dane dla okresu wczesnojesiennego dotyczą wyłącznie lat 2013-2016.

Wśród osobników, u których stwierdzono znaki tarłowe na łuskach, 2,5% (n = 4) oraz 10,9% (n = 152), stanowiły osobniki odpowiednio wczesnojesiennego (n = 157) i późnojesiennego (n = 1399) okresu ciągu tarłowego, różniąc się istotnie (test *u*, $P < 0{,}001$). Wśród tej grupy ryb, dwa znaki tarłowe zidentyfikowano u 2 (50%) oraz 11 (7,2%) osobników, odpowiednio dla wczesno- i późnojesiennego okresu tarłowego, wykazując istotną różnicę (test *u*, $P < 0{,}01$).

Porównanie okresu wczesno- i późnojesiennego, wyłącznie w latach 2013-2016, również wykazało istotną różnicę w udziale (%) ryb ze znakami tarłowymi (test *u*, $P < 0{,}001$) wskazując na większy udział ryb powtarzających tarło pozyskanych w okresie późnojesiennym (Rys. 29).

W okresie wczesnojesiennym, pojedyncze znaki tarłowe zidentyfikowano wyłącznie wśród samic. Wśród osobników pozyskanych późną jesienią jeden znak tarłowy stwierdzono zarówno u samic (97,2%) jak i u samców (2,8%). Dwa znaki tarłowe zaobserwowano tylko u samic, niezależnie od okresu obserwacji. Nie stwierdzono istotnych różnic w proporcji osobników ze znakami tarłowymi z uwzględnieniem płci, między dwoma okresami ciągu tarłowego (test χ^2, $P > 0{,}05$).

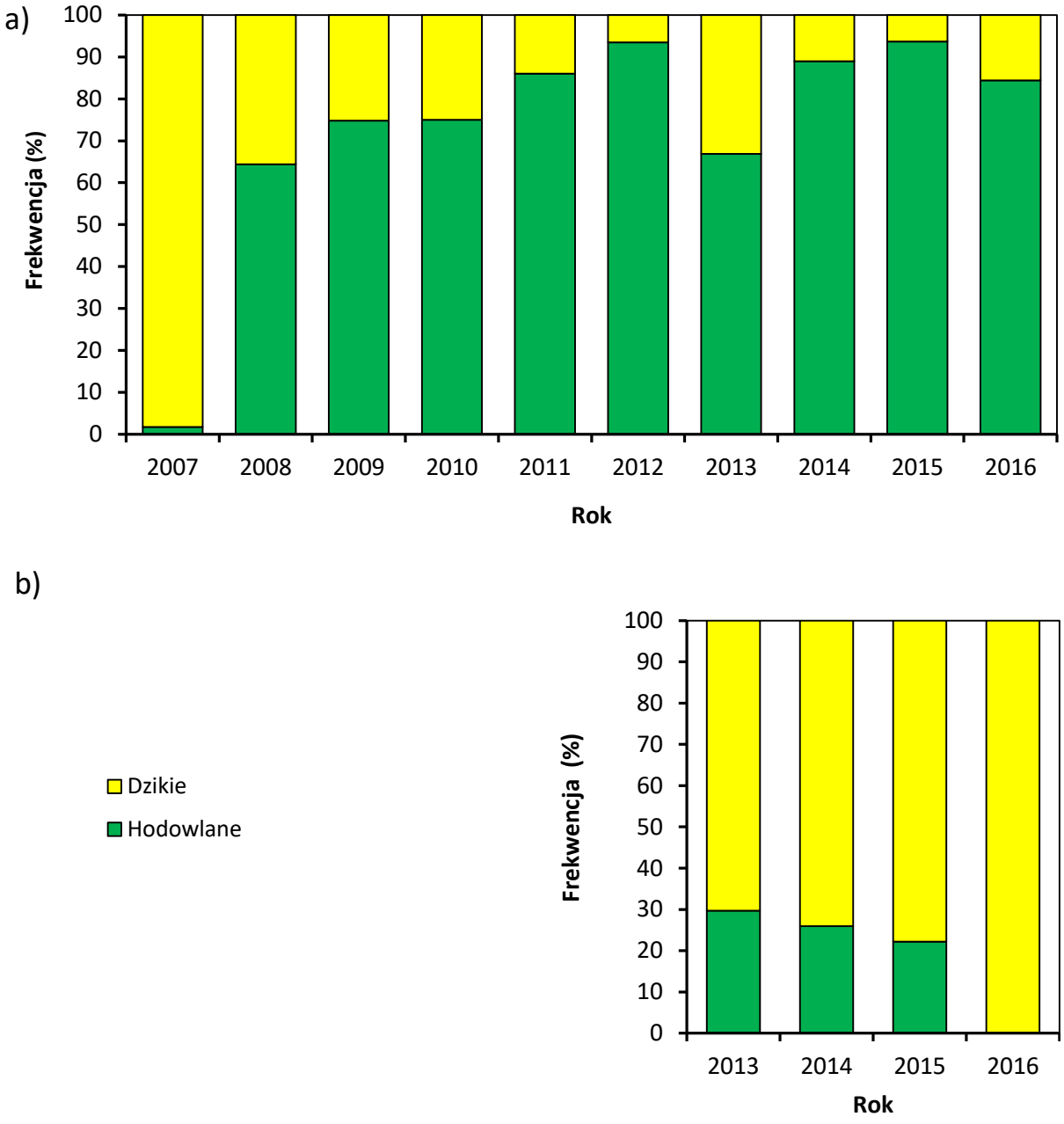
Zdecydowanie częściej tarło powtarzały samice troci, stanowiąc 97,4% wszystkich analizowanych ryb (n = 156) (test *u*, $P < 0,001$). Ponadto, znaki tarłowe identyfikowano dwukrotnie częściej u dzikich niż hodowlanych samic, odpowiednio 18,6% i 9,8% (test *u*, $P < 0,001$). Na uwagę zasługuje fakt, iż 90,1% (n = 33) osobników w grupie wieku A.3+ stanowiły ryby powracające ponownie na tarło.

5.1.7 Udział ryb z zarybień smoltami w strukturze stada tarłowego

Osobniki troci pochodzące z zarybień smoltami, znakowane poprzez obcięcie płetwy tłuszczowej, wystąpiły w próbach tarlaków odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych, w każdym roku badań (2007-2016; Rys. 30a). Udział ryb znakowanych wyniósł średnio 72,9%. Najniższą wartość tego parametru zanotowano w 2007 roku (1,7%), natomiast najwyższą w 2015 roku (93,7%).

Średni udział (zakres) ryb hodowlanych w badanym okresie wyniósł 73,2% (1-96,5%) oraz 70,5% (8,3-91,7%), odpowiednio dla samic i samców. Nie stwierdzono istotnych różnic w udziale hodowlanych i dzikich ryb między płciami (test χ^2, $P > 0,05$), co również zostało potwierdzone analizą w obrębie lat (test χ^2, $P > 0,05$).

W próbie ryb pochodzących z odłowów wykonywanych w ramach realizacji zadań ochronnych SPN, w latach 2013-2016 wykazano przewagę osobników nieznakowanych, tj. dzikich lub pochodzących z zarybień młodszymi stadiami rozwojowymi (Rys. 30b). Udział znakowanych osobników mieścił się w zakresie 0-23,1% oraz 0-35,7%, odpowiednio dla samic i samców, ze średnimi wartościami 13,8% ♀ i 21,8% ♂. Nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic w udziale hodowlanych ryb między płciami w analizowanym okresie (test χ^2, $P > 0,05$), jak również w obrębie badanych lat (test χ^2, $P > 0,05$).

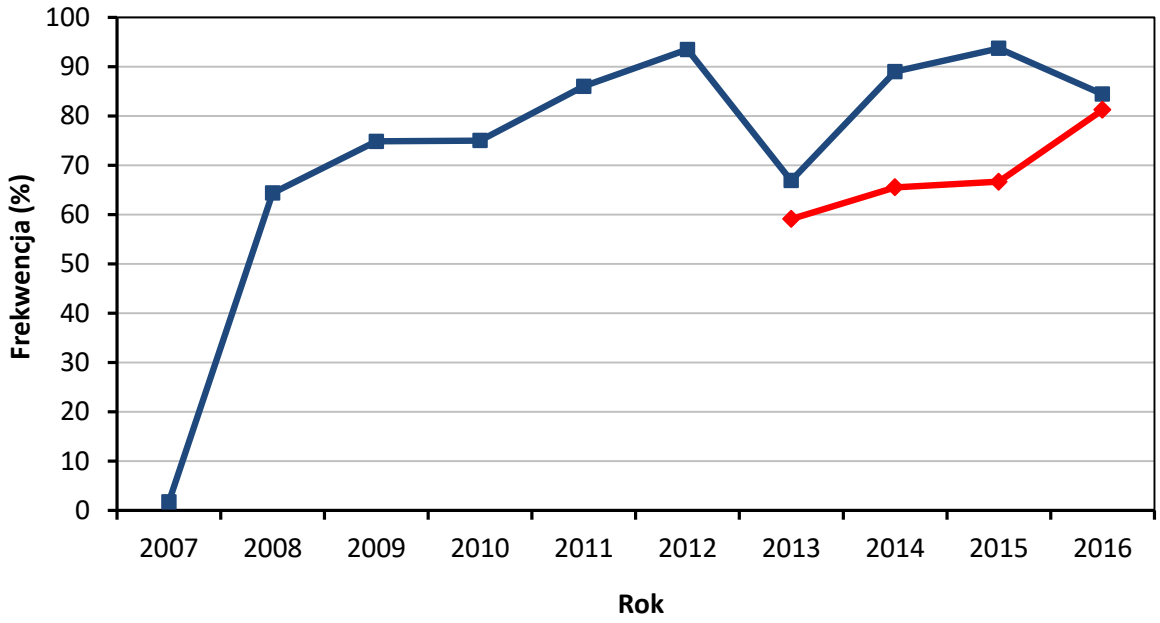


**w 2016 roku próbę stanowiły 3 osobniki*

Rys. 30 Udział (%) hodowlanych osobników troci wędrownej: (a) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych prowadzonych w listopadzie, w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (n = 1399) oraz (b) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w sierpniu-wrześniu, w latach 2013-2016 (n = 157*), w ramach realizacji zadań ochronnych SPN.

Analiza porównawcza udziału ryb hodowlanych i dzikich, między próbami zebranymi w dwóch sezonach (sierpień-wrzesień vs. listopad), w latach 2013-2016) wykazała istotną różnicę w każdym z czterech analizowanych lat (test χ^2, $P < 0{,}001$).

Skumulowane i uśrednione dane z obu sezonów dla lat 2013-2016, mieściły się w zakresie 59,1-81,3%. Średnio wartość ta wyniosła 68,1% (Rys. 31), w porównaniu do średniego udziału ryb hodowlanych dla analogicznego okresu w listopadzie wynoszącego 83,5%.



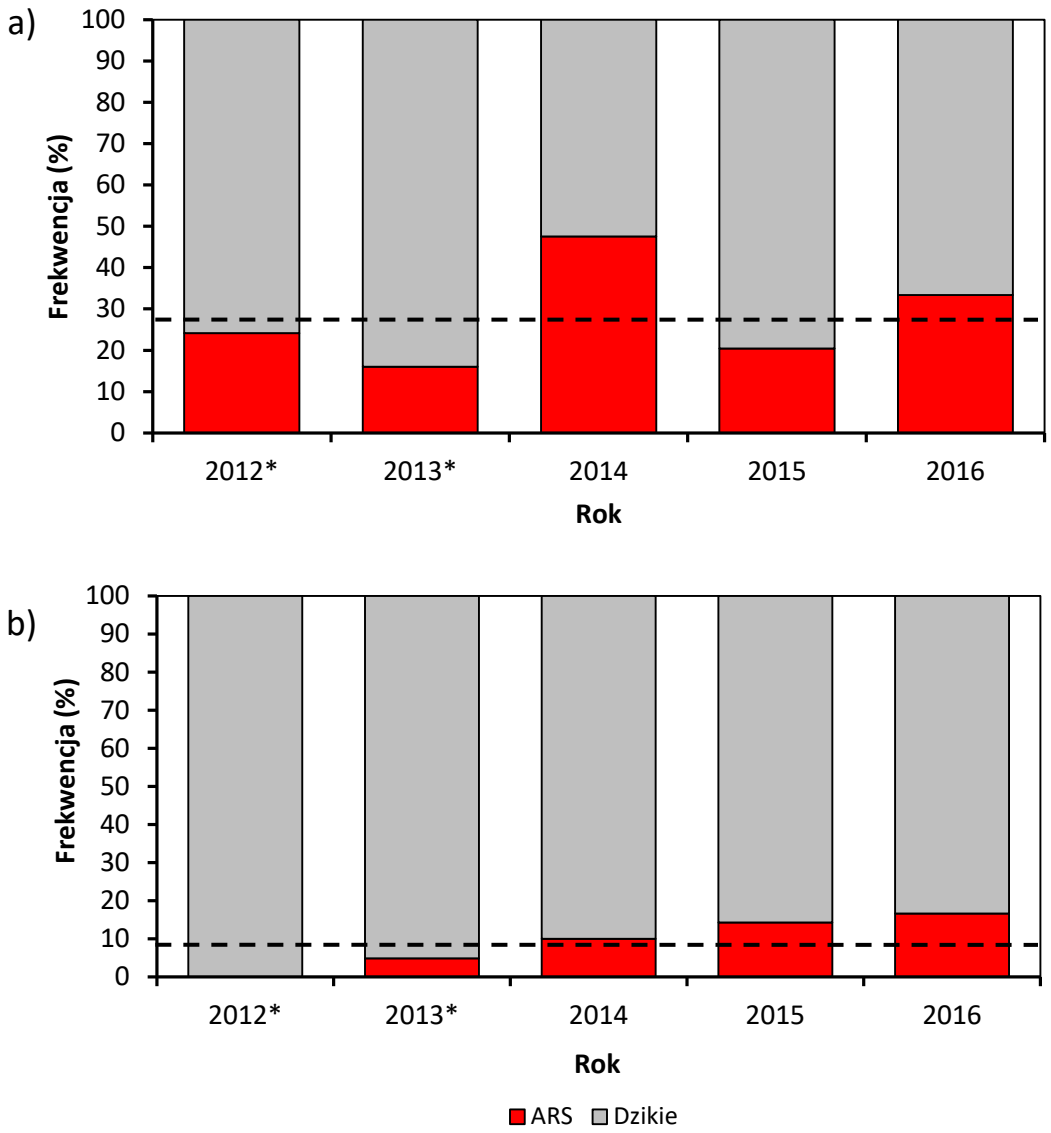
Rys. 31 Udział (%) hodowlanych troci, pochodzących z zarybień smoltem wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2012 (niebieska linia) oraz średni skumulowany (czerwona lina) udział znakowanych ryb wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w sierpniu-wrześniu w ramach realizacji zadań ochronnych SPN i wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2013-2016.

5.1.8 Udział ryb pochodzących z zarybień wylęgiem w stadzie tarłowym

Dorosłe osobniki troci znakowane alizaryną red S, pochodzące z zarybień wylęgiem, zidentyfikowano pośród dzikich ryb (n = 218; Rys. 32) w próbach zebranych w latach 2012-2016. Znakowane ryby pochodziły z zarybień wylęgiem zrealizowanych w latach 2010-2014. Z analizy wyłączono osobniki pochodzące z kohorty 2009 i starszych. Łącznie stwierdzono 47 znakowanych ryb. W tej liczbie, 41 troci stanowiły osobniki odłowione w sierpniu-wrześniu, w latach 2012-2016, a pozostałe 6 znakowanych troci stwierdzono wśród osobników odłowionych podczas kampanii tarłowych prowadzonych w listopadzie.

Udział ryb znakowanych (ARS) w próbach wczesnojesiennych w latach 2012-2016 wyniósł średnio 28,3% i mieścił się w zakresie od 16,0% w 2013 roku do 47,5% w roku

2014 (Rys. 32a). Osobniki pochodzące z naturalnego tarła stanowiły średnio w tym okresie 71,7% wszystkich dzikich.



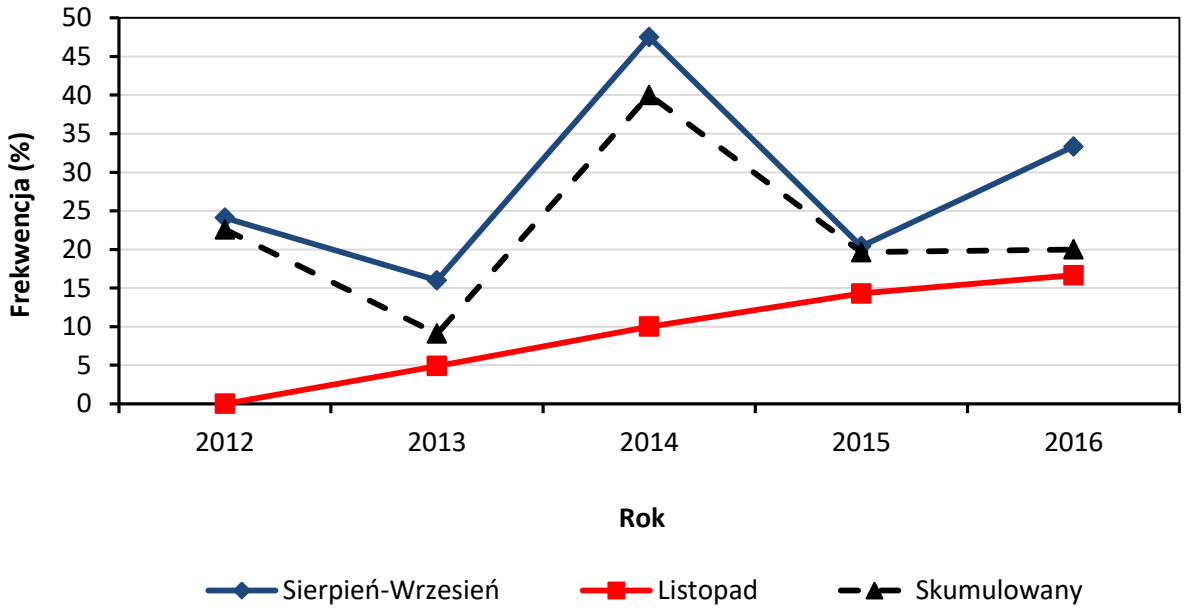
**w latach 2012-2013 z prób wyłączono osobniki pochodzące z kohorty 2009 i starszych*
***w 2016 roku próbę stanowiły 3 osobniki*

Rys. 32 Udział (%) dzikich oraz pochodzących z zarybień wylęgiem, znakowanych (ARS) osobników troci: (a) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w sierpniu-wrześniu, w latach 2012-2016 (n = 146**) oraz (b) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2012-2016 (n = 72). Linią przerywaną zaznaczono średni udział ryb znakowanych (ARS) wyliczony dla okresu 2012-2016.

Analiza prób ryb pozyskanych w trakcie kampanii tarłowych w latach 2012-2016, wykazała średni udział ryb znakowanych alizaryną red S na poziomie 9,2%. Frekwencja (%) ryb znakowanych w tym okresie mieściła się w zakresie 0-16,7% (Rys. 32b), z wyraźnie

zaznaczającym się rosnącym trendem. Osobniki pochodzące z naturalnego tarła stanowiły średnio w tym okresie 90,8% wszystkich ryb posiadających płetwę tłuszczową.

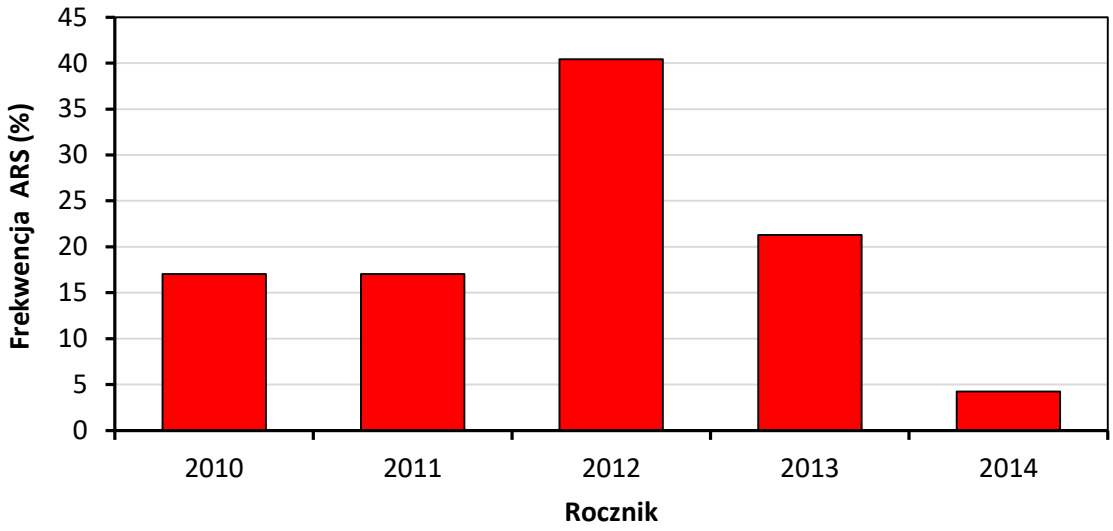
Analiza porównawcza proporcji ryb znakowanych alizaryną i nieznakowanych, między próbami zebranymi w dwóch sezonów (sierpień-wrzesień vs. listopad), w latach 2012-2016 wykazała istotne zróżnicowanie (test χ^2, $P < 0,01$), przy czym jednocześnie wynik ten nie został potwierdzony w żadnym roku z odrębnie analizowanych pięciu lat (test χ^2; 2012: p = 0,9326, 2013: p = 0,2787, 2014: p = 0,0712, 2015: p = 0,8988, 2016: p = 0,8718). Uzyskane wyniki testu χ^2 potwierdzono testem (*u*) różnic między dwoma wskaźnikami struktury. Skumulowane i uśrednione dane z obu sezonów ciągu tarłowego dla lat 2012-2016, mieściły się w zakresie 9,1-40,0%. Średnio wartość ta wyniosła 22,3% (Rys. 33), w porównaniu do średniego udziału ryb znakowanych dla analogicznego okresu w listopadzie wynoszącego 9,2%.



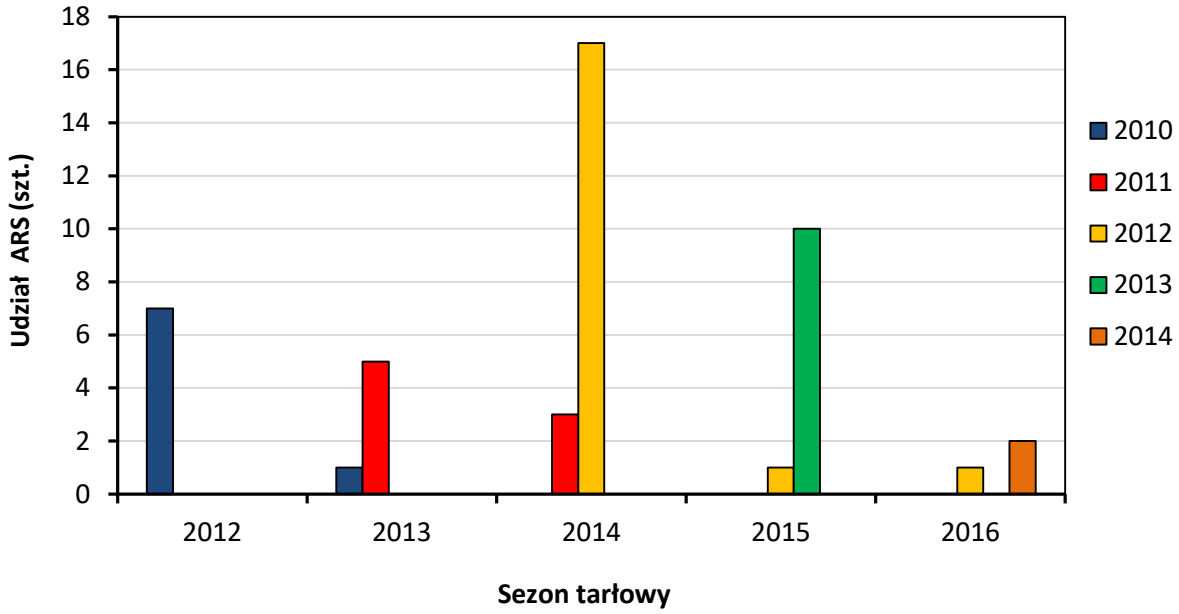
Rys. 33 Udział (%) troci znakowanych alizaryną red S (ARS), pochodzących z zarybień wylęgiem wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w sierpniu-wrześniu oraz listopadzie, w latach 2012-2016. Linią przerywaną, przedstawiono skumulowany udział (%) znakowanych (ARS) osobników troci dla obu sezonów.

W badanej próbie ryb stwierdzono osobniki znakowane alizaryną red S reprezentujące pięć roczników troci (kohorty 2010-2014; Rys. 34). Najliczniej w próbie występowały ryby z rocznika 2012 (Rys. 34), które pojawiły się w połowach zrealizowanych w sezonach tarłowych 2014-2016 (Rys. 35). Ich sumaryczny udział wyniósł 40,4%. Frekwencja pozostałych roczników znakowanych ryb mieściła się w zakresie 4,3-

21,3%. Nie wykazano istotnych różnic w udziale (%) znakowanych osobników, między rocznikami. Osobniki smoltyfikujące po pierwszym roku stanowiły 95,7% wszystkich ryb u których zidentyfikowano znaczki alizarynowe.



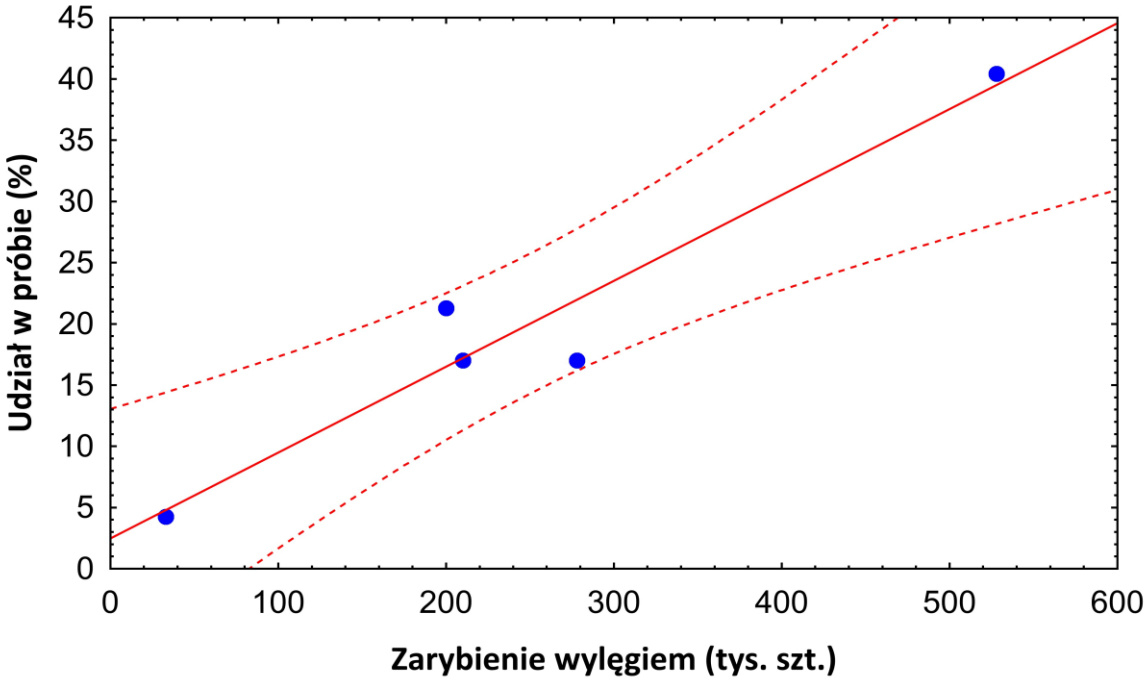
Rys. 34 Skumulowany udział (%) poszczególnych roczników troci wędrownej znakowanych alizaryną red S (ARS), zidentyfikowanych wśród dojrzałych osobników, odłowionych w latach 2012-2016 (razem sezony sierpień-wrzesień oraz listopad, n = 47).



Rys. 35 Skumulowany udział (szt.) osobników troci wędrownej znakowanych alizaryną red S, pozyskanych w jeziorze Łebsko w sezonach tarłowych 2012-2016 (razem sezony sierpień-wrzesień oraz listopad, n = 47), reprezentujących roczniki 2010-2014.

Ogółem wśród dojrzałych osobników troci u których stwierdzono znaczki alizarynowe nie zaobserwowano różnic między udziałem (%) samców i samic (test *u*, $P > 0,05$), jak również w obrębie analizowanych roczników (test *u*, $P > 0,05$).

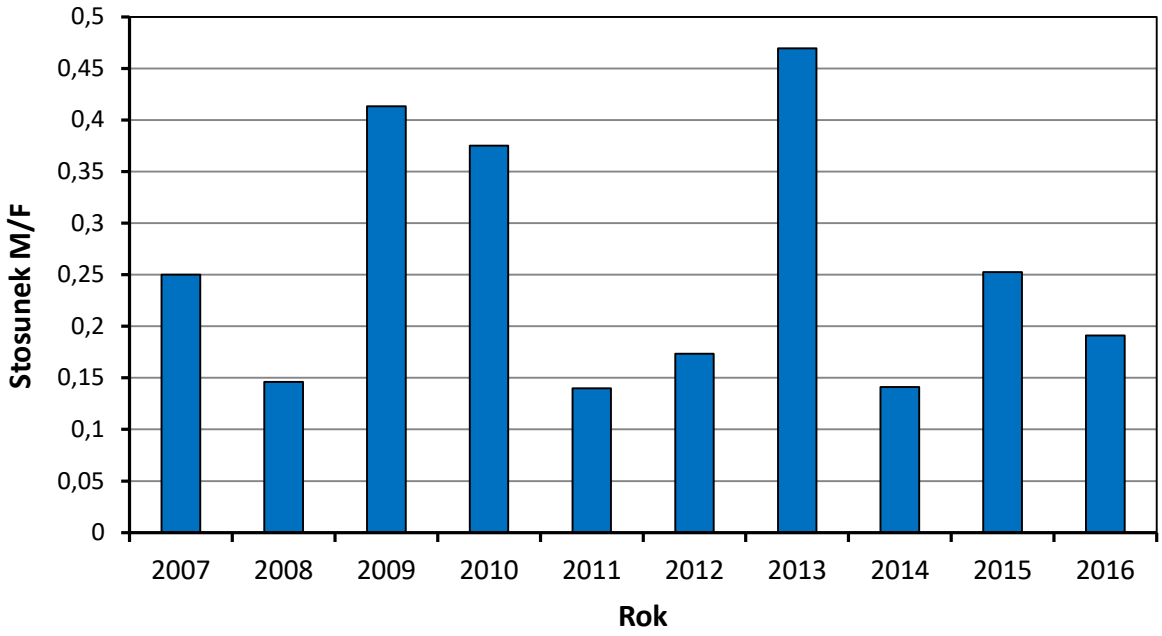
Wielkość zarybienia istotnie wpływała na późniejszy udział znakowanych osobników pochodzących z poszczególnych roczników wśród dorosłych ryb. Im większa liczba wypuszczonych larw, tym więcej osobników z danej kohorty zasilało stado tarłowe w późniejszych sezonach (równanie regresji: $y = 2,4776 + 0,0701*x$, $R^2 = 0,9292$, ANOVA, $P < 0,01$; Rys. 36).



Rys. 36 Związek między liczbą wylęgu troci wędrownej poznakowanego alizaryną red S i wypuszczonego do dorzecza Łeby w latach 2010-2014, a udziałem (%) znakowanych osobników pochodzących z poszczególnych roczników wśród dorosłych ryb odłowionych w jeziorze Łebsko; $y = 2,4776 + 0,0701*x$, $R^2 = 0,9292$, df = 1,3, $P < 0,01$, ±95% CI.

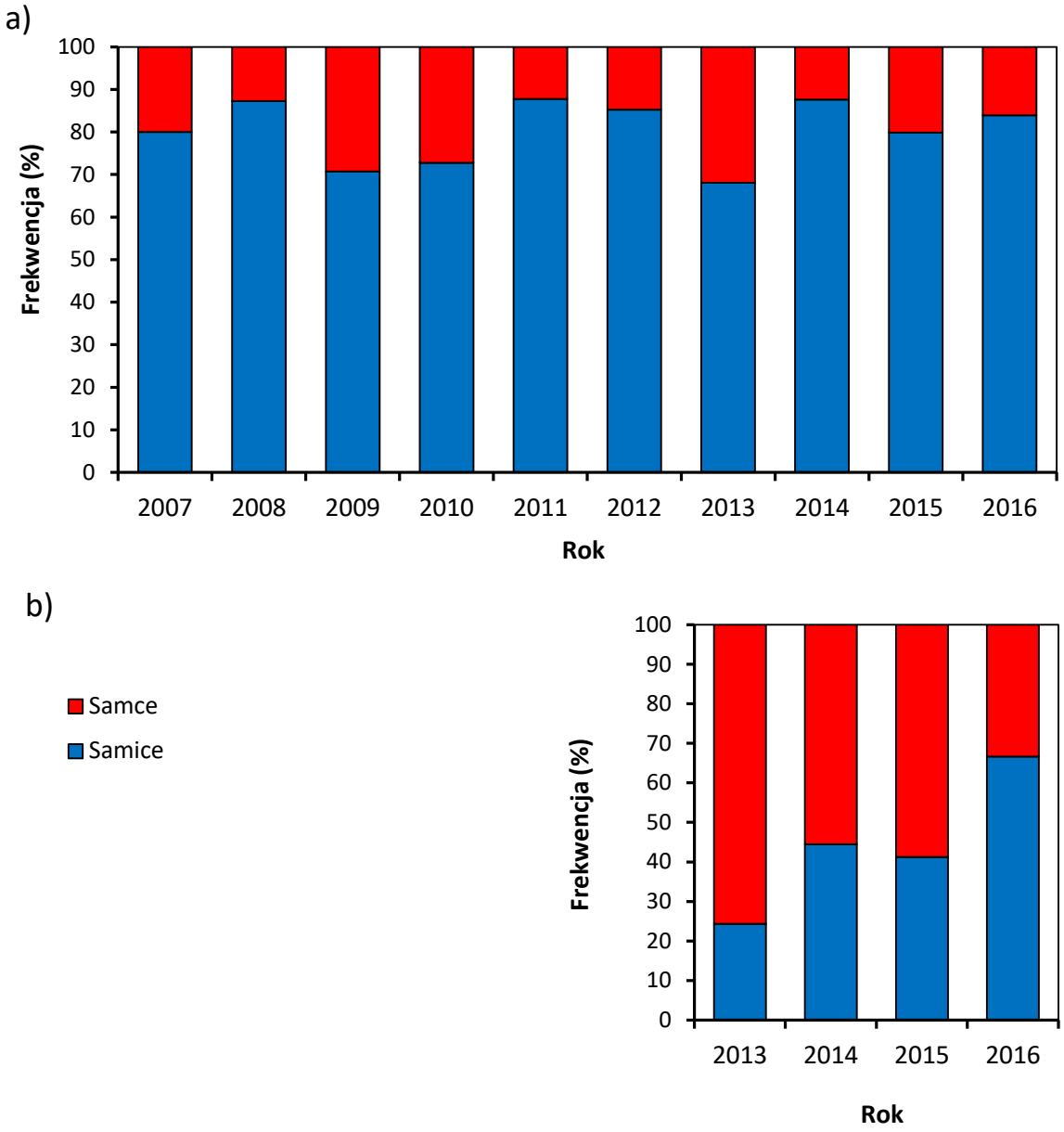
5.1.9 Struktura płci stada tarłowego

Stosunek samców i samic wśród osobników pozyskanych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych przeprowadzonych w latach 2007-2016 ulegał zmianom (Rys. 37). Stosunek samców do samic mieścił się w zakresie 0,14-0,47, ze średnią wartością tego parametru 0,26.



Rys. 37 Stosunek samców (M) do samic (F) troci wędrownej odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (dane SPN).

Średnia frekwencja (%) samic i samców pozyskanych podczas kampanii tarłowych w latach 2007-2016 wyniosła odpowiednio 80,3% i 19,7%. Na tym tle zdecydowanie wyróżniały się lata 2009, 2010 oraz 2013, kiedy udział samców był wyższy od średniej i wyniósł odpowiednio 29,2%, 27,3% oraz 31,9% (Rys. 38a). W obrębie tych lat nie zanotowano istotnych różnic w proporcji płci (test χ^2, $P > 0,05$). Dla pozostałych lat badań wystąpiły różnice istotne statystycznie w porównaniu do roku 2013 (test χ^2, $P < 0,05$). Silnie istotne różnice (test χ^2, $P < 0,001$) zanotowano w ośmiu przypadkach, przy czym dwa dotyczyły porównań związanych z 2009 rokiem (2008 vs. 2009; 2009 vs. 2011), dwa z rokiem 2010 (2008 vs. 2010; 2010 vs. 2011) oraz cztery z rokiem 2013 (2008 vs. 2013; 2011 vs. 2013; 2012 vs. 2013 i 2013 vs. 2014).



**w 2016 roku próbę stanowiły 3 osobniki*

Rys. 38 Udział (%) samic i samców troci wędrownej: (a) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych prowazonych w listopadzie, w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (n = 1592; dane SPN) oraz (b) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w sierpniu-wrześniu, w latach 2013-2016 (n = 157*), w ramach realizacji zadań ochronnych SPN.

Proporcja samic i samców w próbie ryb pochodzących z odłowów wykonywanych w ramach realizacji zadań ochronnych SPN, w latach 2013-2016 wskazała na przewagę samców. Średni ich udział (%) wyniósł 44,2% i 55,8%, odpowiednio dla samic i samców (Rys. 38b). Po wyłączeniu z analizy danych z 2016 roku, gdzie liczebność próby była bardzo

niska (n = 3), średnie wartości wyniosły odpowiednio 36,7% oraz 63,3%. Nie odnotowano istotnych różnic w tej grupie ryb między analizowanymi latami (test χ^2, $P > 0,05$).

Analiza porównawcza udziału (%) samic i samców wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w sierpniu-wrześniu, w latach 2013-2016, w ramach realizacji zadań ochronnych SPN oraz wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych w tych samych latach wykazała istotne zróżnicowanie w latach 2013, 2014 oraz 2015 (test χ^2, $P < 0,001$).

5.1.10 Płodność samic troci

Samice troci poddane analizie (n = 50) spędziły w morzu od 1 roku do 3 lat. Ze względu na to, iż zidentyfikowano tylko jednego osobnika, który spędził 3 lata (A.3+) w morzu, w dalszych analizach uwzględniających „morski" wiek ryb brano pod uwagę wyłącznie te ryby, które spędziły w morzu 1 rok (A.1+; n = 25) oraz 2 lata (A.2+; n = 24). Charakterystykę badanych samic podano w tabeli 12. Ze względu na nieliczną próbę ryb (n = 6) nie przeprowadzono również analizy parametrów płodności dla osobników przystępujących po raz kolejny do tarła.

Tabela 12 Charakterystyka badanych samic troci wędrownej (n = 50); wartość średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.). Wartości (w rzędach) oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie (test *t, P* > 0,05).

Grupa wieku	Dzikie			Hodowlane		
	n	*l.caud.* (cm)	Masa (g), M*c*	*n*	*l.caud.* (cm)	Masa (g), M*c*
A.1+	11	57,4±4,62[a] (49,1-66,2)	2138±525,92[a] (1341-3210)	14	55,9±3,85[a] (50,8-65,1)	2038±500,92[a] (1545-3203)
A.2+	6	64,5±3,64[a] (59,2-69,2)	3106±523,27[a] (2438-3875)	18	67,5±3,69[a] (58,0-73,0)	3703±695,64[a] (2066-4968)
A.3+	-	-	-	1	73,2*	4592*

**w badanej próbie ryb zidentyfikowano tylko jednego osobnika w wieku A.3+*

Zakres indywidualnej płodności absolutnej (F_a) badanych samic troci (n = 50) wynosił od 3511 do 16801 sztuk ziaren ikry (Tabela 13). Najniższą wartość płodności absolutnej stwierdzono u osobnika o długości 50,8cm i masie ciała 1545g, natomiast najwyższą u osobnika o długości 73,0cm i masie ciała 4968 g. Średnie wartości płodności

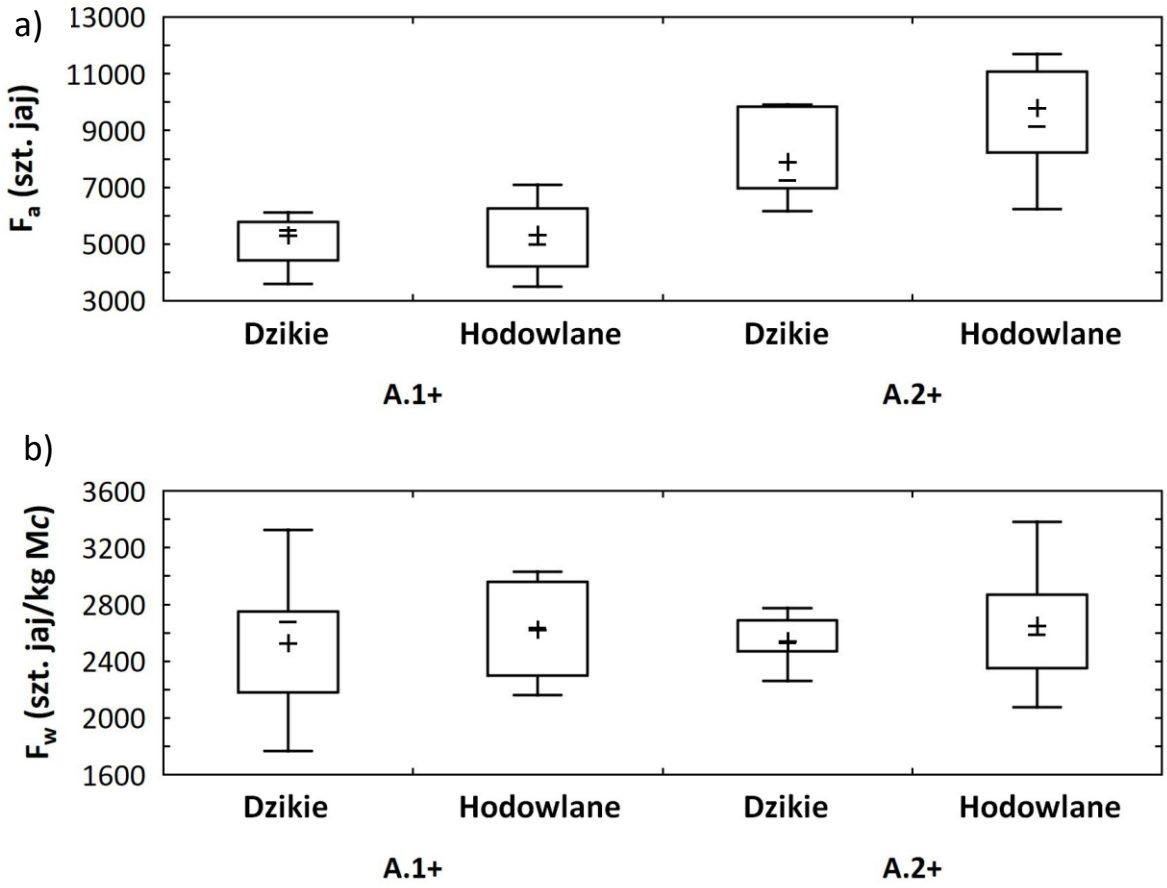
absolutnej kształtowały się na poziomie 5311 i 5338 ziaren ikry, odpowiednio dla dzikich i znakowanych ryb w grupie wieku A.1+ oraz 7897 i 9796 ziaren ikry, odpowiednio na dzikich i hodowlanych ryb w grupie wieku A.2+ (Tabela 13; Rys. 39a). Nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic średnich wartości płodności absolutnej (F_a) między dzikimi i hodowlanymi samicami troci w grupie wieku A.1+ (test *t*, *P* > 0,05). Analiza średnich wartości płodności absolutnej (F_a) między dzikimi i hodowlanymi samicami troci w grupie wieku A.2+ również nie wykazała takich różnic (test *t*, *P* > 0,05).

Płodność względna (F_w) samic troci mieściła się w zakresie 1766-3382 sztuk ziaren ikry na 1 kg całkowitej masy ciała samicy (M*c*) (Tabela 13). Średnie wartości F_w wyniosły 2527 i 2652 sztuk ziaren ikry odpowiednio dla ryb z grup wiekowych A.1+ i A.2+ (Tabela 13; Rys. 39b). Nie stwierdzono różnic istotnych statystycznie średnich wartości płodności względnej (F_w) między dzikimi i hodowlanymi samicami troci w grupie wieku A.1+ (test *t*, *P* > 0,05). Podobnie, nie wykazano takich różnic między dzikimi i hodowlanymi samicami troci należących do grupy wieku A.2+ (test *t*, *P* > 0,05). Jednoczynnikowa analiza wariancji nie wykazała różnic istotnych statystycznie średnich wartości płodności względnej (F_w), niezależnie od wieku i pochodzenia ryb (ANOVA, *P* > 0,05; Tabela 13).

Tabela 13 Płodność absolutna (F_a) oraz względna (F_w) badanych samic troci wędrownej (n = 50); średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.). Wartości (w kolumnach) oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie (test *t*, *P* > 0,05).

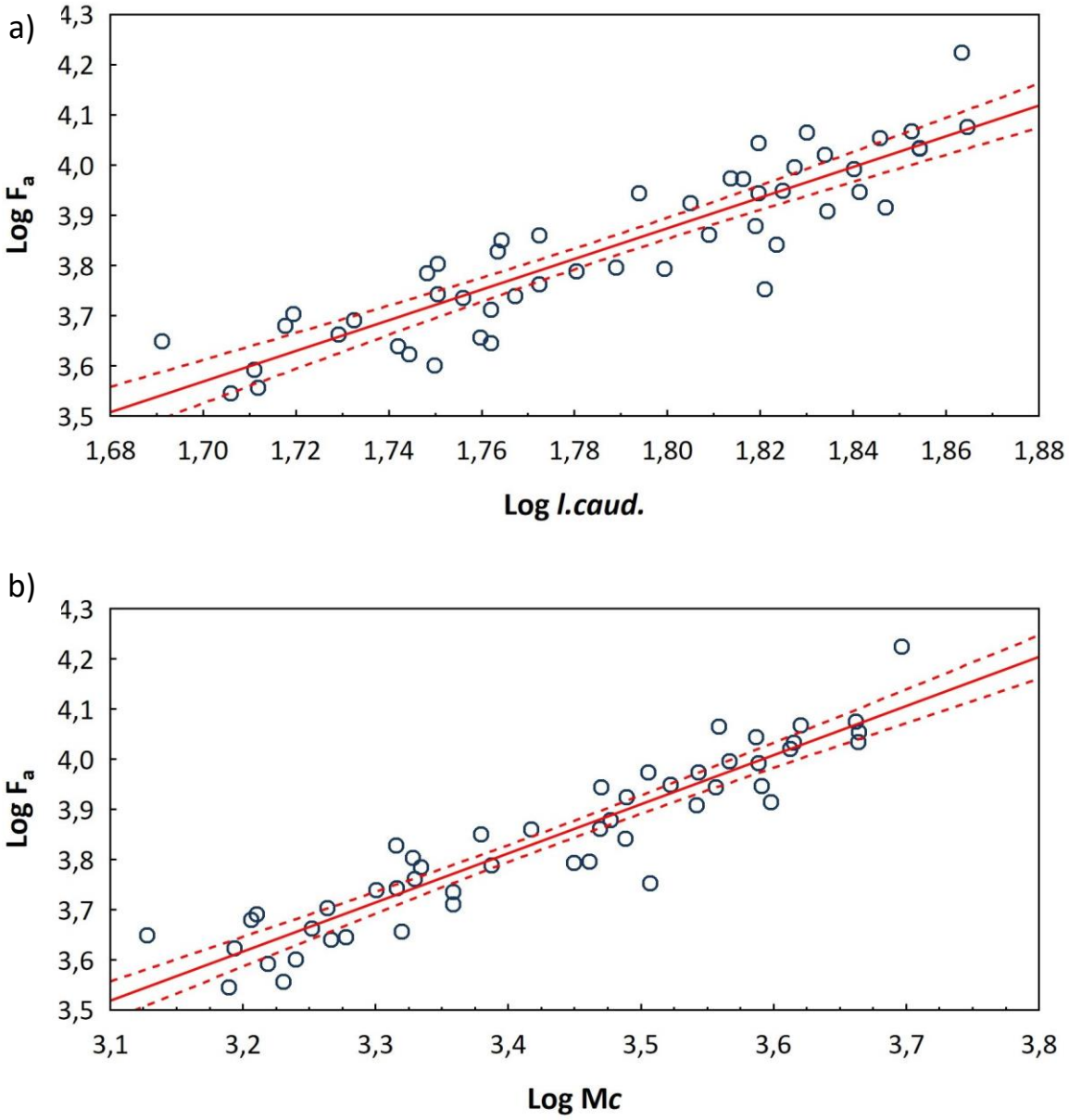
Pochodzenie	Płodność absolutna F_a			Płodność względna F_w		
	A.1+	A.2+	A.3+	A.1+	A.2+	A.3+
Dzikie	5311±1229,12[a] (3606-8418)	7897±1447,95[b] (6152-9914)	-	2527±404,72[a] (1766-3324)	2543±162,90[a] (2263-2773)	-
Hodowlane	5338±1495,49[a] (3511-9432)	9796±2341,85[b] (6220-16801)	11915*	2620±312,33[a] (2163-3031)	2652±363,60[a] (2078-3382)	2595*
Ogółem	5326±1384,68 (3511-9432)	9321±2305,09 (6152-16801)	-	2579±358,94 (1766-3324)	2625±328,68 (2078-3382)	-

**w badanej próbie ryb zidentyfikowano tylko jednego osobnika w wieku A.3+*



Rys. 39 Płodność absolutna (F_a, szt. jaj) oraz względna (F_w, szt. jaj/kg M*c*) badanych samic troci wędrownej w grupach wieku A.1+ i A.2+ (n = 49); (+) oznacza wartość średnią; (–) oznacza medianę; ramki oznaczają 25%-75%; wąsy oznaczają zakres wartości nieodstających.

Analiza samic należących do grup wieku A.1+ i A.2+ wykazała, że wiek ryb wpływa wyłącznie w sposób pośredni na kształtowanie się płodności absolutnej samic troci, natomiast parametrami bezpośrednio wpływającymi na płodność w sposób istotny są długość (ANCOVA, $P < 0{,}001$) i masa osobników (ANCOVA, $P < 0{,}001$). Wstępna analiza parametrów płodności samic troci wędrownej wykazała silny pozytywny związek między płodnością absolutną F_a a ich długością ciała *l.caud.* (r = 0,8996, $P < 0{,}001$) oraz masą ciała M*c* (r = 0,9347, $P < 0{,}001$; Rys. 40a,b). Dla obu badanych parametrów zależności opisano równaniami regresji linowej (płodność-długość: Log F_a = -1,6238 + 3,0544*Log *l.caud.*, R^2 = 0,8093, ANOVA, $P < 0{,}001$; płodność-masa: Log F_a = 0,4845 + 0,9787*Log M*c*, R^2 = 0,8736, ANOVA, $P < 0{,}001$).

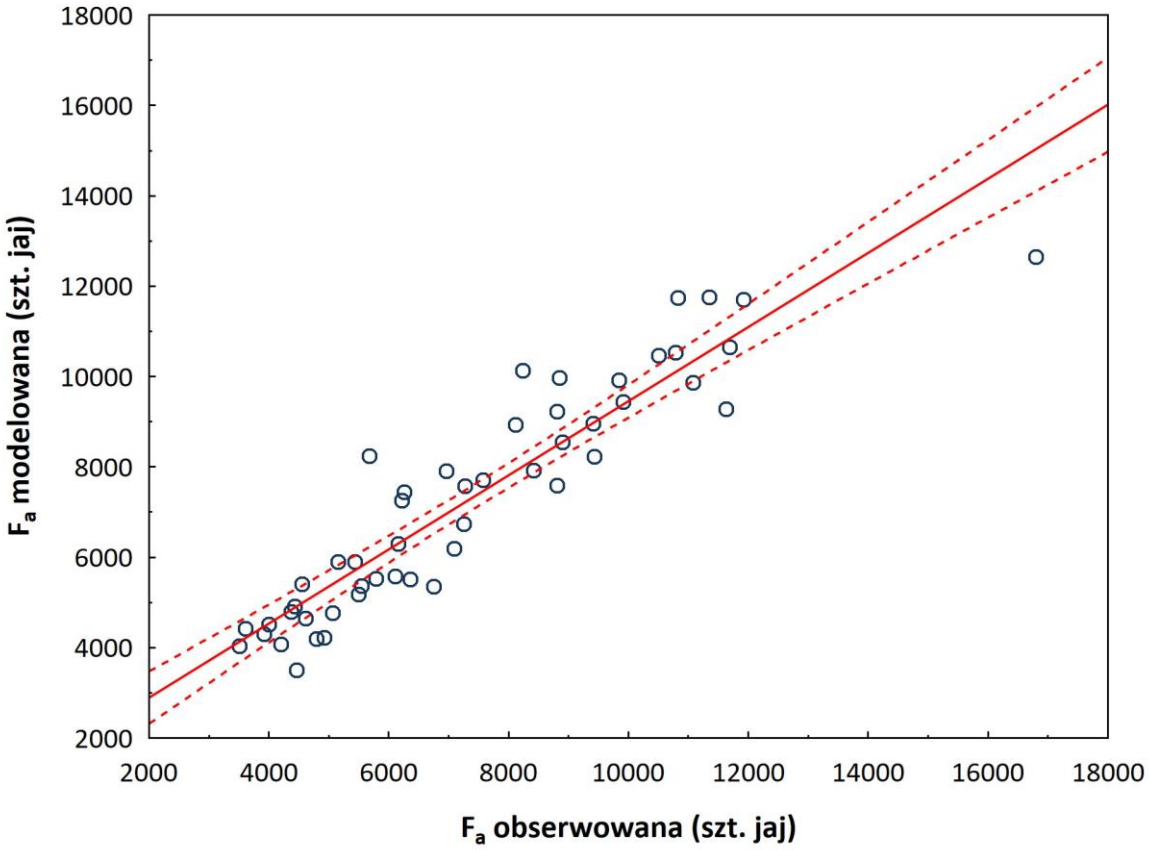


Rys. 40 Zależność pomiędzy płodnością absolutną (F_a): (a) długością *l.caud.* (b) masą całkowitą (M*c*) samic troci wędrownej (n = 50, równanie regresji; długość: Log F_a = -1,6238 + 3,0544*Log *l.caud.*, R^2 = 0,8093, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI; masa: Log F_a = 0,4845 + 0,9787*Log M*c*, R^2 = 0,8736, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI). Wartości na osi odciętych i rzędnych przedstawione są w postaci zlogarytmowanej.

Wartości parametrów *b* (współczynników kierunkowych) uzyskanych równań regresji nie różniły się istotnie statystycznie od 3 dla długości ciała *l.caud.* (test *t*, *P* > 0,05) oraz od 1 dla masy ciała M*c* (test *t*, *P* > 0,05). Uzyskane wysokie wartości współczynnika determinacji R^2 i współczynnika korelacji r, wskazują na to, że zarówno długość (R^2 = 0,8093; r = 0,8996) jak i masa (R^2 = 0,8736; r = 0,9347) ciała samic troci są silnie

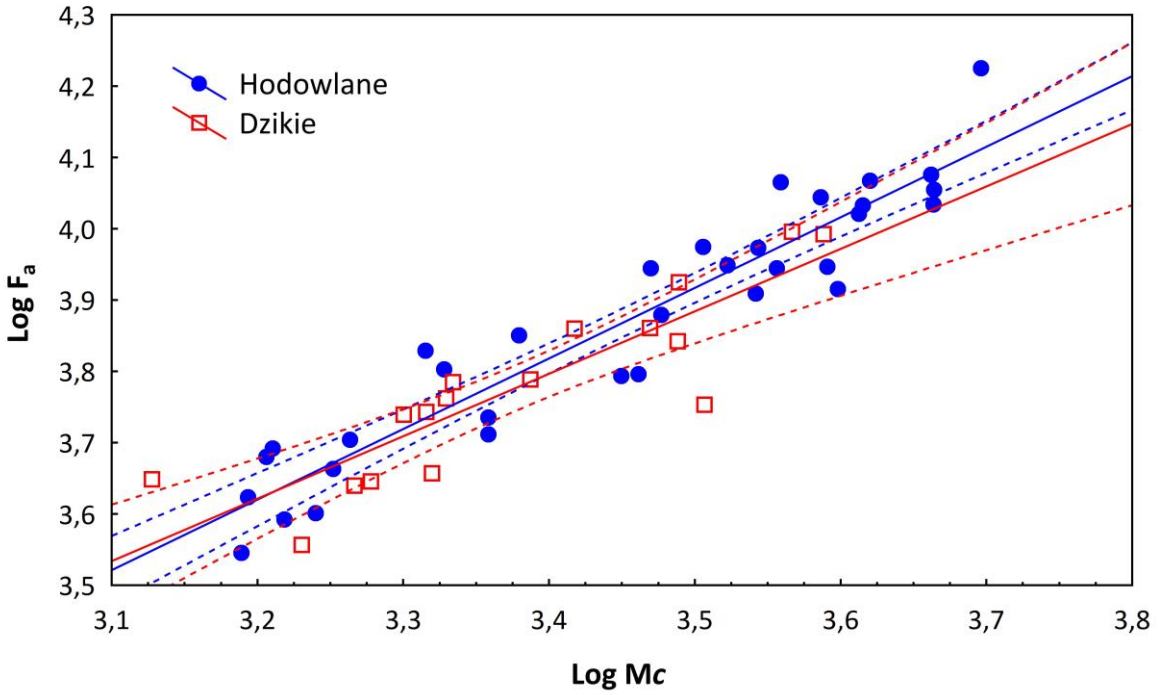
skorelowane z płodnością ryb (Rys. 39), przy czym dla związku między płodnością absolutną i masą ciała samic wartość R^2 okazała się wyższa.

Diagnostyka uzyskanego modelu regresji liniowej Log F_a = 0,4845 + 0,9787*Log M*c* dla związku między płodnością absolutną (F_a) a masą ciała (M*c*) samic troci wędrownej nie wykazała rozbieżności między obserwowanymi i modelowanymi wartościami płodności absolutnej (F_a) samic troci wyliczonymi na podstawie modelu (Rys. 41). Nie stwierdzono podstaw do odrzucenia założenia o normalności rozkładu reszt (test S-W, *P* > 0,05).

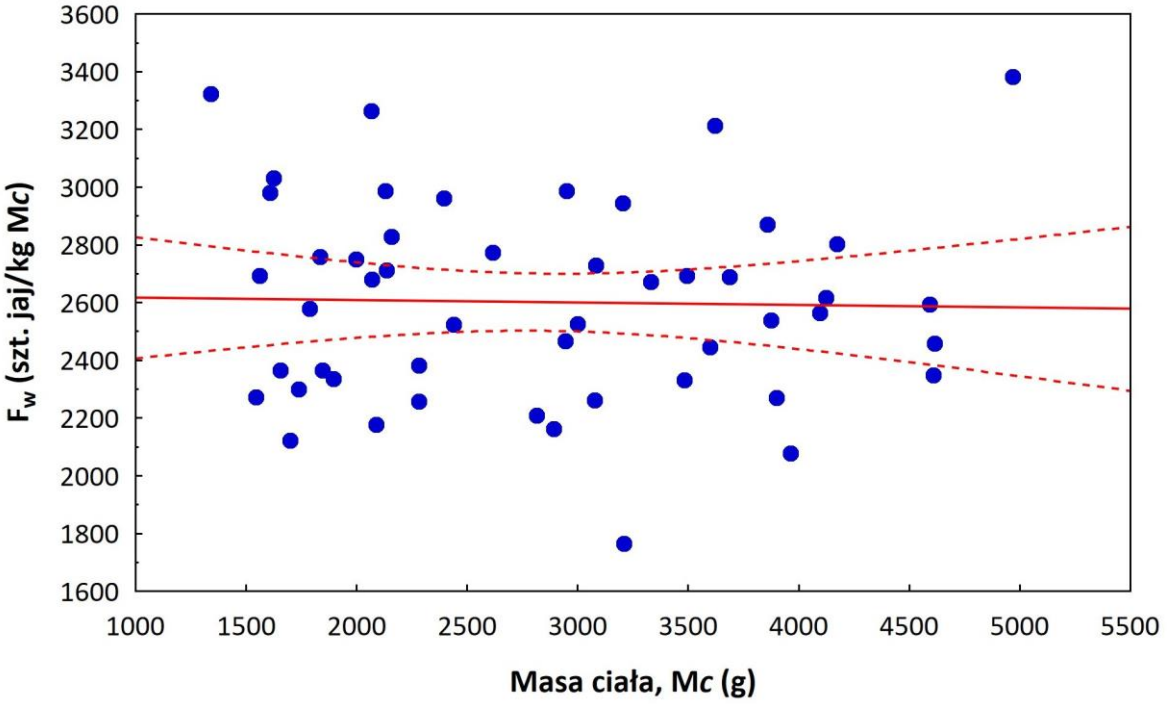


Rys. 41 Porównanie obserwowanej i modelowanej płodności absolutnej F_a (szt. jaj) samic troci wędrownej, uzyskanej na podstawie modelu regresji liniowej Log F_a = 0,4845 + 0,9787*Log M*c*, R^2 = 0,8736.

Odrębna analiza związków między płodnością absolutną (F_a) a masą ciała (M*c*), dla dzikich i hodowlanych samic troci wędrownej (Rys. 42), wykazała silne istotne statystycznie korelacje (dzikie: r = 0,8794 , n = 17, *P* < 0,001; hodowlane: r = 0,9461, n = 33, *P* < 0,001). Opisane zależności nie różniły się istotnie statystycznie od siebie (ANCOVA, b: *P* > 0,05; *a*: *P* > 0,05; Rys. 42). Ponadto, analiza zależności między całkowitą masą ciała M*c* (g) a płodnością względną F_w (szt. jaj/kg M*c*) badanych samic troci wędrownej (n = 50) nie wykazała korelacji istotnej statystycznie (r = 0,0245, *P* > 0,05; Rys. 43).



Rys. 42 Korelacja między płodnością absolutną (F_a) a całkowitą masą ciała (M*c*) dzikich i znakowanych samic troci wędrownej (równanie regresji; dzikie (n = 17): Log F_a = 0,8189 + 0,8758*Log M*c*, R^2 = 0,7734, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI; hodowlane (n = 33): Log F_a = 0,452 + 0,99*Log M*c*, R^2 = 0,8951, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI). Wartości na osi odciętych i rzędnych przedstawiono w postaci zlogarytmowanej.



Rys. 43 Zależność między całkowitą masą ciała M*c* (g) a płodnością względną F_w (szt. jaj/kg M*c*) samic troci wędrownej (n = 50); równanie regresji: F_w = 2625,5882-0,0085*M*c*, R^2 = 0,0006, ANOVA, p = 0,8656, ±95% CI.

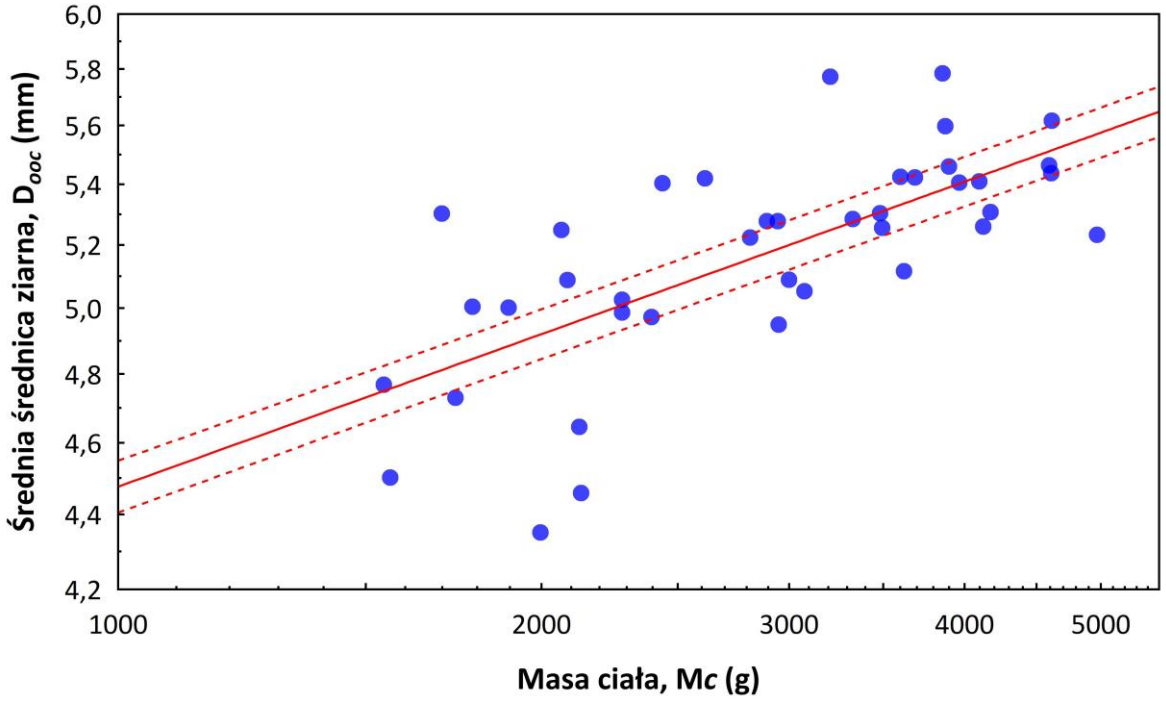
Średnia masa ziaren ikry M_{ooc} (mg) badanych samic troci (n = 50) mieściła się w zakresie 56,02-90,95 mg i 81,33-114,51 mg, odpowiednio dla ryb z grupy wiekowej A.1+ oraz A.2+ (Tabela 14). Średnie masy ziaren ikry dzikich i hodowlanych samic troci w poszczególnych grupach wiekowych nie różniły się istotnie statystycznie (A.1+: test *t*, $P > 0,05$; A.2+: test *t*, $P > 0,05$). Stwierdzono natomiast istotne różnice między średnimi wartościami masy ziaren ikry troci w obrębie poszczególnych grup wiekowych (test *t*, $P < 0,001$). Zakres obserwowanej średnicy ziaren ikry D_{ooc} (mm) badanych samic troci (n = 40) wynosił od 3,791 do 6,204 mm (Tabela 14). Średnie wartości tego parametru kształtowały się na poziomie 4,996 mm i 4,880 mm, odpowiednio dla dzikich i znakowanych ryb w grupie wiekowej A.1+ oraz 5,362 mm i 5,323 mm, odpowiednio dla dzikich i znakowanych ryb w grupie wiekowej A.2+ (Tabela 14). Nie stwierdzono różnic istotnych statystycznie między średnimi wartościami średnicy ziaren ikry dzikich i znakowanych samic troci w poszczególnych grupach wiekowych (A.1+: test *t*, $P > 0,05$; A.2+: test *t*, $P > 0,05$). Średnie wartości średnicy ziaren ikry troci między grupami wiekowymi różniły się istotnie statystycznie (test *t*, $P < 0,001$). W przypadku jednej samicy zaklasyfikowanej do grupy wiekowej A.3+ wielość ziaren oscylowała w zakresie 5,016-5,707 mm, zaś średnia wartość wyniosła 5,463 mm (Tabela 14).

Średnica D_{ooc} (mm) oraz masa ziaren ikry M_{ooc} (mg) wykazywały silnie pozytywną korelację z masą ciała samic troci M*c* (g), odpowiednio r = 0,6962 oraz r = 0,7533 (test *t*, $P < 0,001$; Rys. 44).

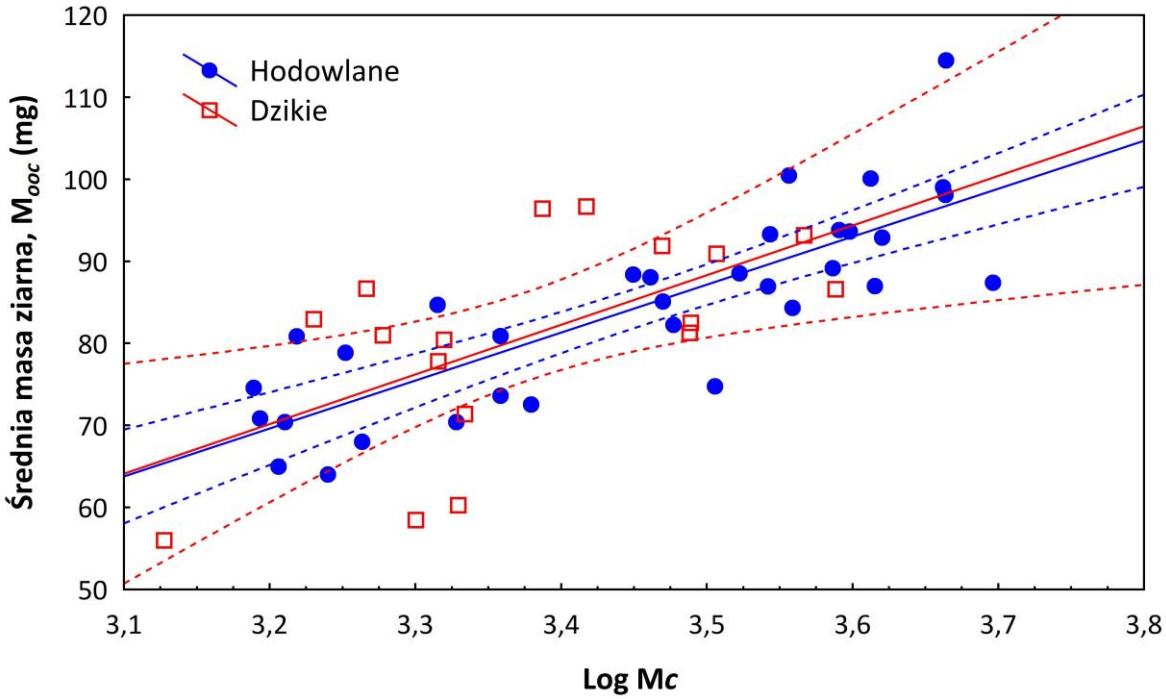
Tabela 14 Charakterystyka ikry badanych samic troci wędrownej z dorzecza Łeby (n = 50); średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.). Wartości (w kolumnach) oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie (test *t*, $P > 0,05$).

Pochodzenie	Średnia masa ziarna M_{ooc} (mg)			Średnica ziarna** D_{ooc} (mm)		
	A.1+	A.2+	A.3+	A.1+	A.2+	A.3+
Dzikie	75,34±11,47[a] (56,02-90,95)	91,04±5,49[b] (81,33-96,71)	-	4,996±0,52[a] (3,892-6,028)	5,362±0,24[b] (4,868-5,989)	-
Hodowlane	73,79±6,39[a] (64,04-88,08)	91,71±7,63[b] (82,28-114,51)	99,06*	4,880±0,30[a] (3,791-5,519)	5,323±0,28[b] (4,523-6,204)	5,463*
Ogółem	74,47±9,02 (56,02-90,95)	91,95±7,16 (81,33-114,51)	-	4,926±0,41 (3,791-6,028)	5,333±0,27 (4,523-6,204)	-

**w badanej próbie ryb zidentyfikowano tylko jednego osobnika w wieku A.3+*
***parametr określony na podstawie próby 40 samic*



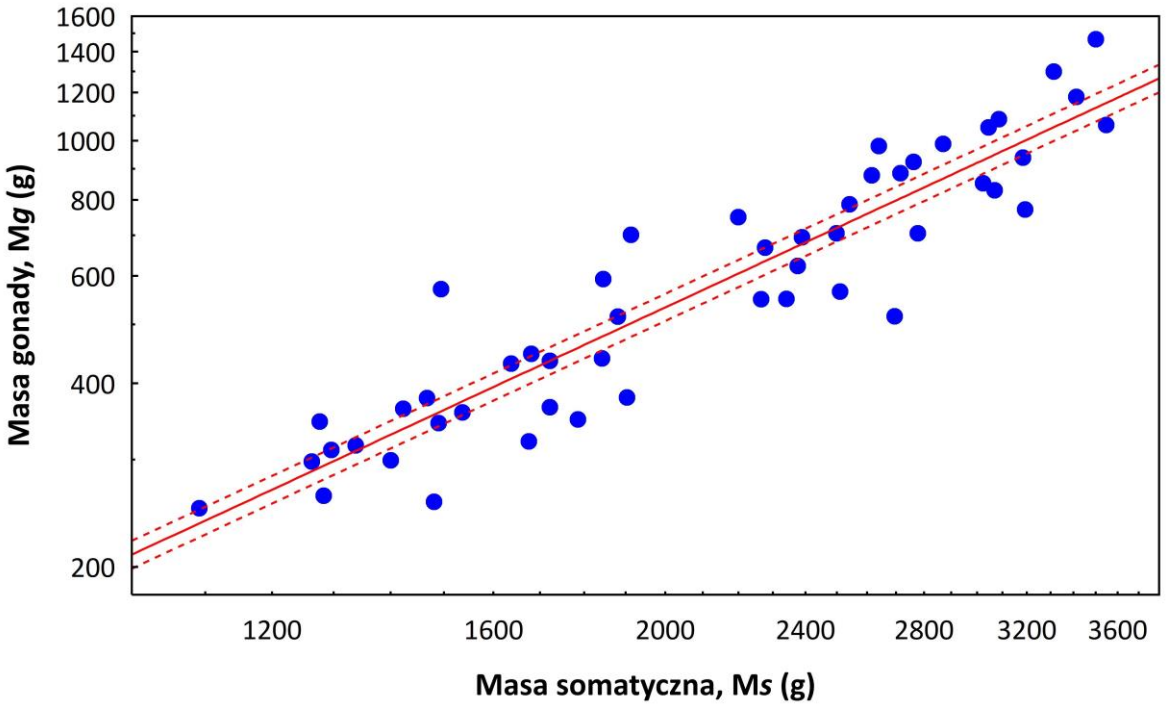
Rys. 44 Związek pomiędzy średnią średnicą ziaren ikry D_{ooc} (mm) a masą ciała M*c* (g) badanych samic troci wędrownej (n = 40); równanie regresji: Log D_{ooc} = 0,2417 + 0,1364*Log M*c*, R^2 = 0,4847, ANOVA, *P* < 0,001 ±95% CI.



Rys. 45 Zależność między całkowitą masą ciała (M*c*) a średnią masą ziaren ikry M_{ooc} (mg) dzikich i hodowlanych samic troci wędrownej (równanie regresji; dzikie (n = 17): M_{ooc} = -123,418 + 60,4955*Log M*c*, R^2 = 0,3619, ANOVA, *P* < 0,05, ±95% CI; hodowlane (n = 33): M_{ooc} = -117,449 + 58,4592*Log M*c*, R^2 = 0,6780, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI). Wartości na osi odciętych przedstawiono w postaci zlogarytmowanej.

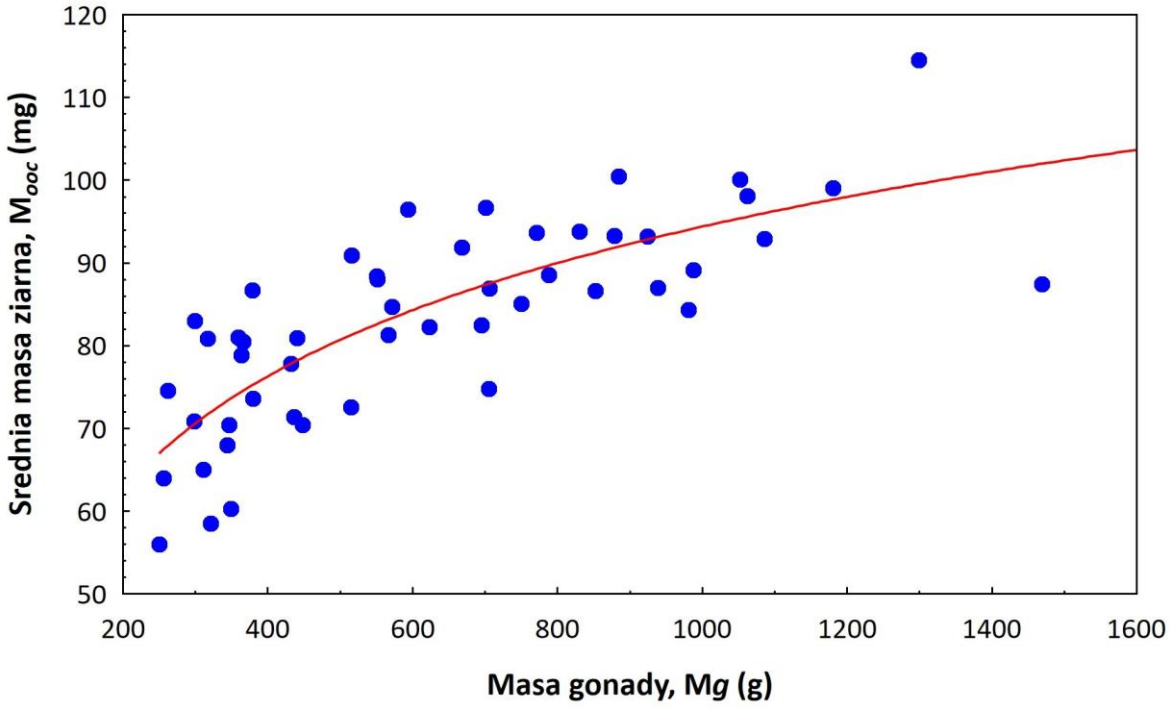
Analiza zależności między całkowitą masą ciała (Mc) a średnią masą ziaren ikry dla ryb dzikich (test *t*, r = 0,6016, *P* < 0,001, n = 17) i hodowlanych (test *t*, r = 0,8234, *P* < 0,001, n = 33) również wykazała istotne statystycznie korelacje między tymi dwoma parametrami (Rys. 45). Opisane związki nie różniły się istotne statystycznie od siebie (ANCOVA, b: *P* > 0,05; *a*: *P* > 0,05).

Masa gonad M*g* (g) samic troci istotnie statystycznie wzrastała wraz z masą somatyczną M*s* (g) ciała samic (test *t*, r = 0,9280, *P* < 0,001; Rys. 46). Nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic między współczynnikami równań regresji między dzikimi i hodowlanymi samicami (ANCOVA, b: *P* > 0,05; *a*: *P* > 0,05).



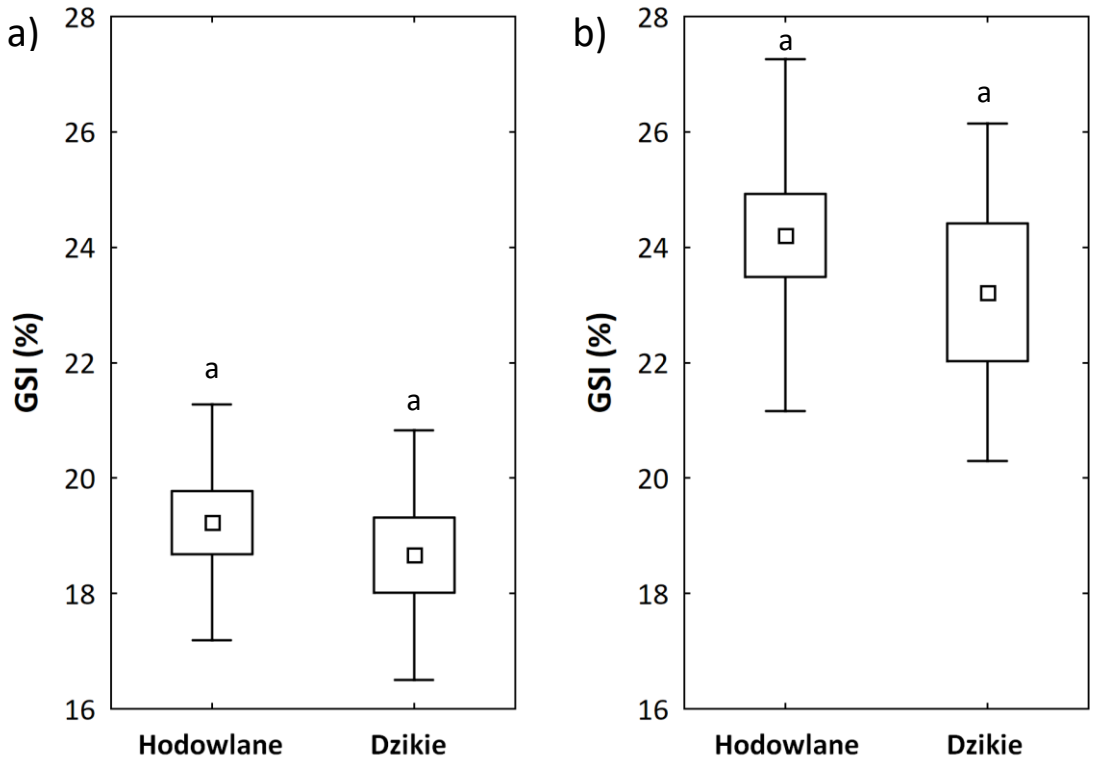
Rys. 46 Zależność między masą somatyczną ciała M*s* (g) a masą gonad M*g* (g) badanych samic troci wędrownej (n = 50); równanie regresji: Log M*g* = -1,7206 + 1,3472*Log M*s*, R^2 = 0,8613, ANOVA, *P* < 0,001 ±95% CI.

Odnotowano istotną zależność między masą gonad M*g* (g) a średnią masą ziaren ikry M_{ooc} (mg) troci wędrownej (test *t*, r = 0,7890, *P* < 0,001; Rys. 47), którą opisano równaniem regresji M_{ooc} = -42,0279 + 45,4732*Log M*g*, R^2 = 0,6225, ANOVA, *P* < 0,001.



Rys. 47 Zależność między masą gonady M*g* (g) a średnią średnicą ziarna ikry M_{ooc} (mg) samic troci wędrownej (n = 50); równanie regresji: M_{ooc} = -42,0279 + 45,4732*Log M*g*, R^2 = 0,6225, ANOVA, *P* < 0,001.

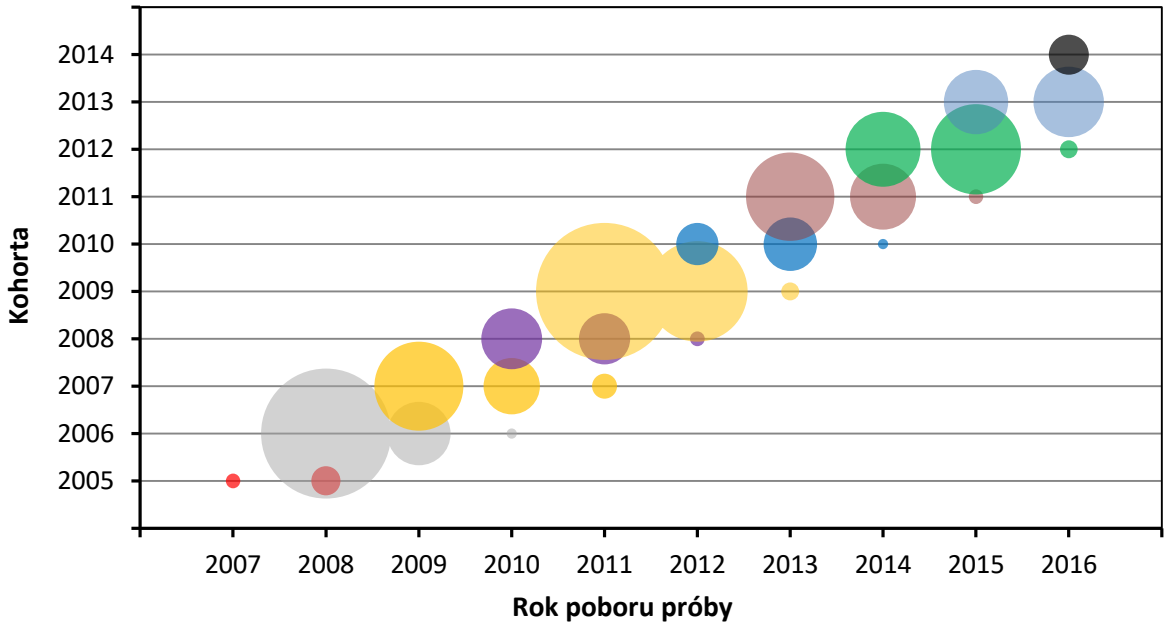
Nie wykazano różnic istotnych statystycznie między średnimi wartościami indeksu gonado-somatycznego (GSI, %) samic troci pochodzącymi z zarybień smoltami (GSI = 19,23 ±2,05, n = 14) a rybami dzikimi (GSI = 18,67 ±2,16, n = 11), w obrębie grupy wiekowej A.1+ (test *t*, *P* > 0,05). Nie stwierdzono również takich różnic między średnimi wartościami indeksu gonado-somatycznego (GSI, %) samic troci pochodzącymi z zarybień smoltami (GSI = 24,21 ±3,05, n = 18) a rybami dzikimi (GSI = 23,22 ±2,92, n = 6), w obrębie grupy wiekowej A.2+ (test *t*, *P* > 0,05; Rys. 48a,b). Natomiast, statystycznie istotne okazały się różnice między średnimi wartościami indeksu gonado-somatycznego między obiema grupami wiekowymi badanych samic (test *post hoc* HSD Tukey'a, *P* < 0,05).



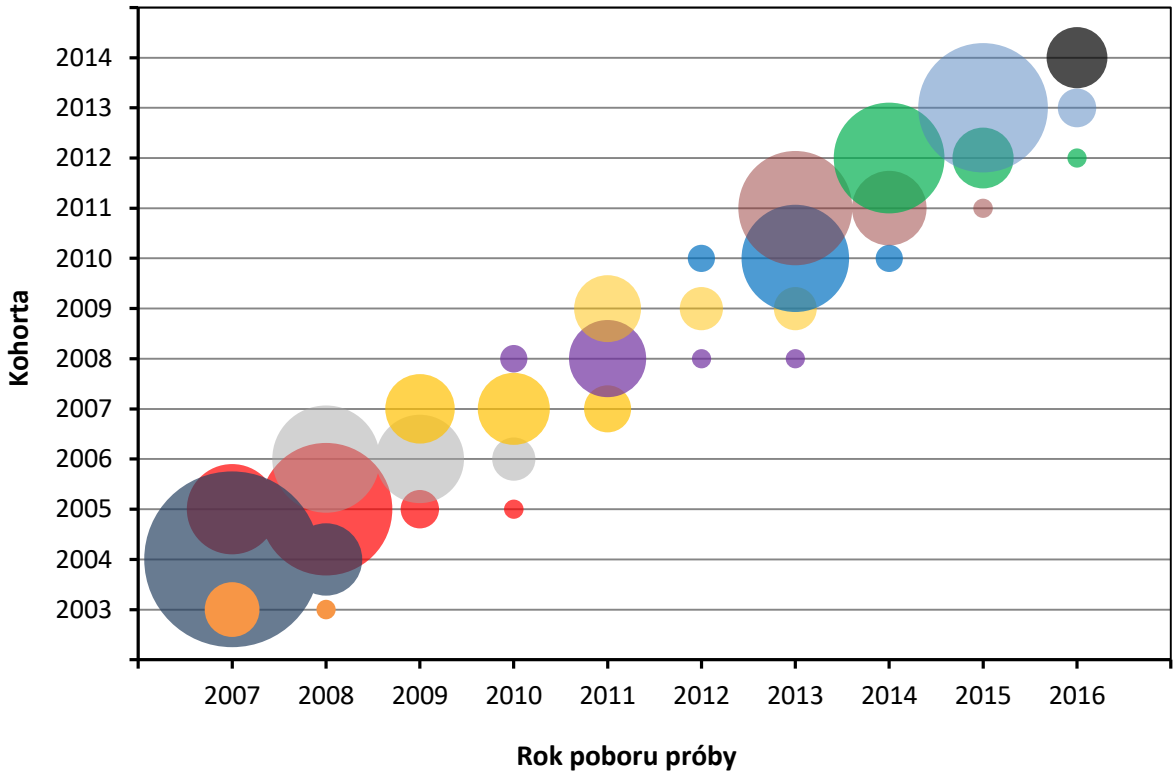
Rys. 48 Wartość indeksu gonado-somatycznego (GSI, %) znakowanych i dzikich samic troci wędrownej (n= 49) w grupach wiekowych: (a) A.1+ i (b) A.2+. Punkty centralne oznaczają wartość średnią, ramki oznaczają błąd standardowy (*SE*), wąsy oznaczają odchylenie standardowe (*SD*). Wartości oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie ($P > 0,05$).

5.1.11 Dynamika kohort

Wśród badanych dorosłych troci wystąpiły osobniki reprezentujące 12 roczników, tj. lata 2003-2014 (Rys. 49, Rys. 50). Wśród dzikich ryb zidentyfikowano wszystkie 12 kohort, natomiast hodowlane osobniki pochodziły z lat 2005-2014. W przypadku ryb hodowlanych, pokolenia 2005, 2013 oraz 2014 nie są reprezentowane przez wszystkie grupy wiekowe ze względu na ograniczony zakres lat poboru prób (Rys. 49). Podobna sytuacja dotyczy osobników dzikich, których pokolenia 2003, 2004, 2013 oraz 2014 nie są w pełnym zakresie reprezentowane przez badaną próbę ryb (Rys. 50).



Rys. 49 Dynamika migracji poszczególnych roczników hodowlanych osobników troci, w próbach zebranych w latach 2007-2016. Liczba osobników określona wielkością punktu.



Rys. 50 Dynamika migracji poszczególnych roczników dzikich osobników troci, w próbach zebranych w latach 2007-2016. Liczba osobników określona wielkością punktu.

W przypadku ryb hodowlanych, po wyłączeniu z analizy niekompletnych kohort, można wnioskować, iż każda generacja ma maksymalnie trzyletni cykl trwania, w trakcie którego osobniki biorą udział w rekrutacji stada tarłowego (Rys. 49). Średnio 58,5% osobników danego rocznika osiąga dojrzałość płciową po pierwszym roku od momentu smoltyfikacji i wchodzi w skład stada tarłowego. W drugim i trzecim roku, odpowiednio 39,1% oraz 2,3% danej kohorty, przy czym wśród nich występują również osobniki powtarzające tarło.

W przeciwieństwie do ryb hodowlanych, cykl trwania generacji dzikich troci poszerza się do czterech lat (Rys. 50), przez co zwiększają o rok możliwość uzupełniania stada tarłowego. W przypadku dzikich ryb nie zaznacza się wyraźna dysproporcja w udziale osobników przystępujących do tarła po pierwszym i po drugim roku od momentu smoltyfikacji. Wpływa na to najprawdopodobniej bardziej zróżnicowany wiek smoltyfikacji młodych troci, mniej homogeniczny niż w przypadku ryb hodowlanych. Po pierwszej zimie spędzonej w morzu, średnio 42,2% danego rocznika uzupełnia stado tarłowe, natomiast po drugiej zimie spędzonej w morzu udział danej kohorty wyniósł średnio 48,3%. Dla osobników, które zimowały trzy- i czterokrotnie w morzu wartości te wyniosły odpowiednio 8,8% oraz 0,8%. Przy czym, podobnie jak w przypadku ryb hodowlanych, wśród drugiej, trzeciej i czwartej grupy występowały ryby przystępujące do tarła po raz pierwszy, jak również osobniki przystępujące do tarła po raz kolejny.

Tabela 15 Względny udział (%) poszczególnych roczników hodowlanych osobników troci, w próbach zebranych w latach 2007-2016 (n = 1055).

Kohorta	Rok poboru próby									
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
2005	100	4,8								
2006		95,2	33,6	1,5						
2007			66,4	45,5	2,9					
2008				53,0	12,0	1,7				
2009					85,2	83,5	2,9			
2010						14,8	26,0	1,1		
2011							71,2	43,2	1,7	
2012								55,8	65,3	4,6
2013									33,1	72,3
2014										23,1

Osobniki, które dojrzewały płciowo w roku smoltyfikacji, miały marginalne znaczenie w procesie uzupełniania stada tarłowego. Obecność po jednym osobniku dzikim i hodowlanym w próbach zebranych na przestrzeni dziesięciu lat obserwacji, może świadczyć, że zjawisko to występuje niezależnie od pochodzenia.

Daje się zaobserwować stabilny trend, świadczący o corocznym udziale w stadzie tarłowym osobników należących do trzech pokoleń ryb pochodzących z zarybień smoltami (Tabela 15). Braki w udziale ryb hodowlanych w latach 2007-2009 wynikają z początków wdrażania programu znakowania smoltów troci. Takiego problemu nie zaobserwowano w przypadku dzikich troci, których od trzech do czterech roczników corocznie brało udział w rekrutacji stada tarłowego (Tabela 16).

Tabela 16 Względny udział (%) poszczególnych roczników dzikich osobników troci, w próbach zebranych w latach 2007-2016 (n = 501).

	Rok poboru próby									
Kohorta	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
2003	7,1	1,1								
2004	73,5	15,1								
2005	19,5	50,5	10,5	4,5						
2006		33,3	55,3	22,7						
2007			34,2	63,6	17,6					
2008				9,1	47,1	12,5	1,4			
2009					35,3	62,5	6,9			
2010						25,0	43,1	4,0		
2011							48,6	30,0	1,8	
2012								66,0	17,9	6,7
2013									80,4	26,7
2014										66,7

5.2 Możliwości produkcji narybku na dostępnym obszarze

W latach 2010-2013 wypuszczono do dorzecza Łeby 1 216 0000 szt. wylęgu troci wędrownej, znakowanego alizaryną red S (ARS). Liczby ryb wypuszczonych w poszczególnych stanowiskach zestawiono w tabeli (Tabela 3). Długość ciała *l.caud.* (mm) uwolnionych do środowiska ryb mieściła się w zakresie 19,8-29,7 mm (Tabela 17).

Tabela 17 Charakterystyka wylęgu troci wędrownej znakowanego alizaryną red S (ARS); wartość średnia ±SD, zakres (min.-maks.) oraz całkowita liczba wylęgu troci wypuszczonego do dorzecza Łeby w latach 2010-2013. Wartości (w kolumnach) oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0{,}001$).

Rok	Liczba wypuszczonego wylęgu (szt.)	*n*	Długość ±SD (zakres), *mm*	Masa ±SD (zakres), *g*
2010	278 000	50	23,2 ±1,26^{a} (19,8-25,5)	0,087 ±0,01^{a} (0,064-0,119)
2011	210 000	50	25,4 ±1,76^{b} (21,4-28,7)	0,130 ±0,03^{b} (0,069-0,193)
2012	528 000	50	23,7 ±1,30^{a} (20,3-26,7)	0,092 ±0,02^{a} (0,066-0,128)
2013	200 000	50	26,9 ±1,35^{c} (24,6-29,7)	0,154 ±0,03^{c} (0,116-0,218)

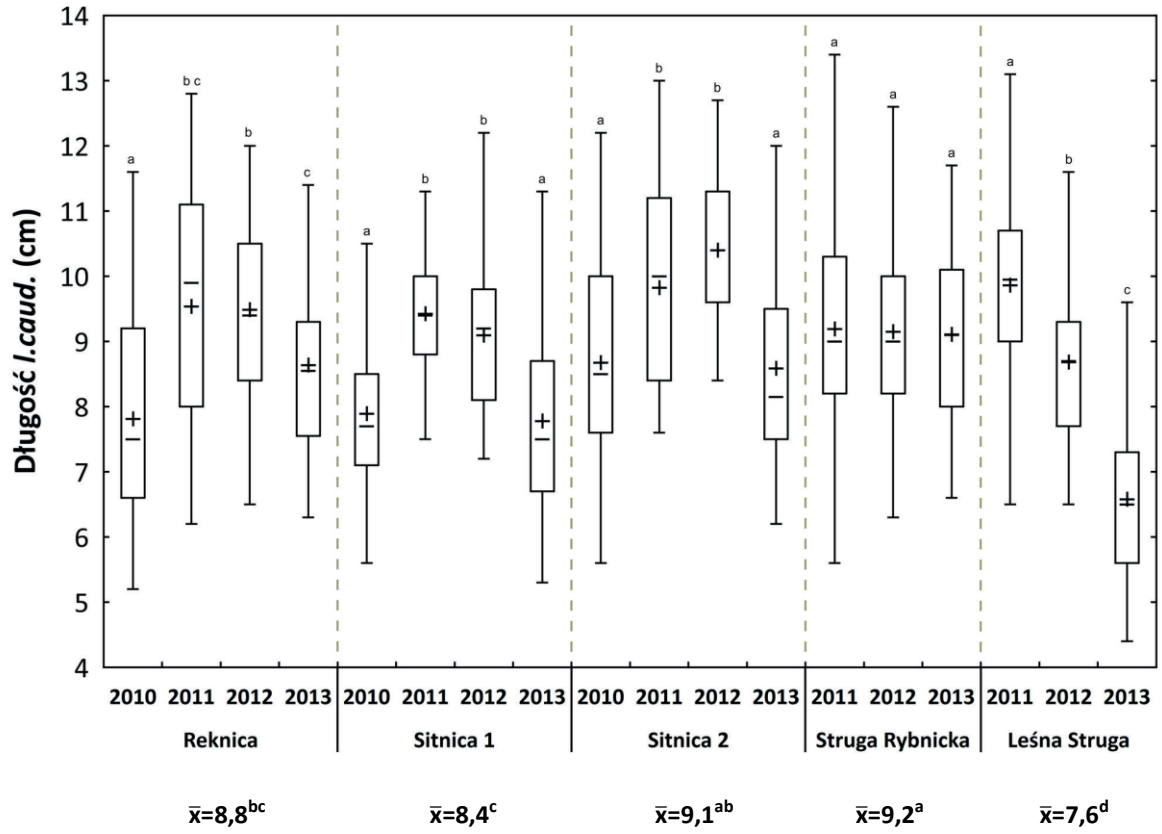
W trakcie elektropołowów przeprowadzonych jesienią na monitorowanych stanowiskach w latach 2010-2013, odłowiono łącznie 1424 sztuki narybku troci *Salmo trutta* L. Pozyskane osobniki reprezentowały trzy grupy wiekowe, odpowiednio 0+ (n = 1349), 1+ (n = 72) oraz 2+ (n = 3). Analizie szczegółowej poddano 364 osobniki w grupie wieku 0+, 28 osobników w grupie wieku 1+ oraz trzy osobniki w grupie wieku 2+.

5.2.1 Wzrost

Długość ciała narybku (*l.caud.*) w grupie wieku 0+ w badanych latach mieściła się w zakresie 4,4-13,5 cm (Rys. 52-56). Średnie wartości długości dla wszystkich stanowisk łącznie kształtowały się na poziomie 8,1 ±1,44 cm (n = 231), 9,4 ±1,52 cm (n = 367), 9,2 ±1,34 cm (n = 347) oraz 7,9 ±1,66 cm (n = 404), odpowiednio dla 2010, 2011, 2012 oraz 2013 roku. Nie stwierdzono istotnych różnic między rokiem 2010 a 2013 (test Dunn'a, $P > 0{,}05$) oraz rokiem 2011 a 2012 (test Dunn'a, $P > 0{,}05$). W pozostałych przypadkach różnice okazały się istotne statystycznie (test Dunn'a, $P < 0{,}001$).

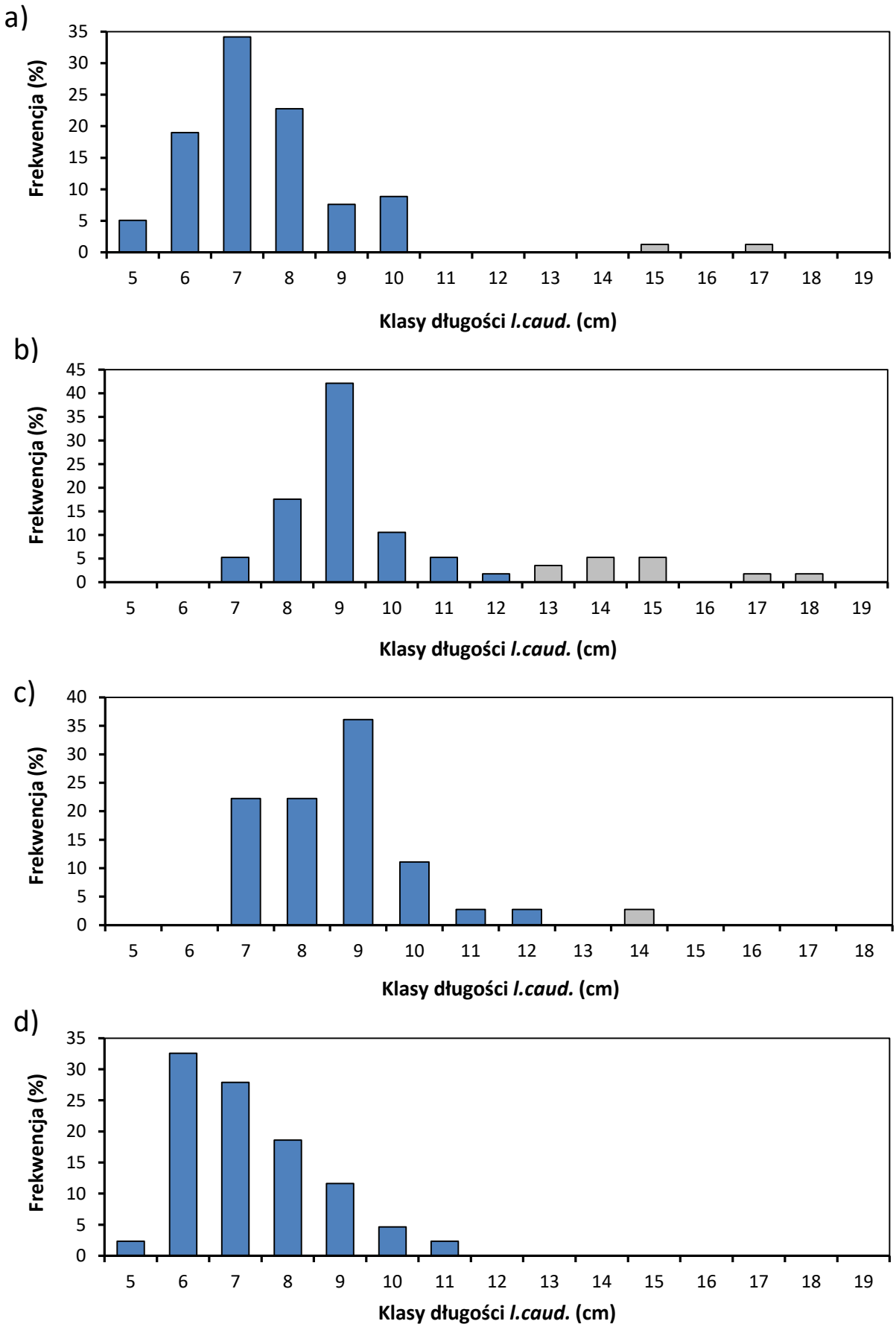
Stwierdzono istotny wpływ stanowiska na długość narybku w poszczególnych latach (test *H* Kruskal'a-Wallis'a, $P < 0{,}001$). Również w obrębie każdego ze stanowisk odnotowano istotne różnice długości ciała narybku, pomiędzy poszczególnymi latami, za wyjątkiem stanowiska zlokalizowanego w Strudze Rybnickiej (Rys. 51).

Na przestrzeni lat objętych badaniami, najniższą długością charakteryzowały się ryby ze stanowiska Leśna Struga, gdzie średnia długość narybku wyniosła 7,6 ±1,88 cm i różniła się istotnie od pozostałych stanowisk (test Dunn'a, $P < 0{,}001$). Największymi średnimi długościami charakteryzowały się ryby ze Strugi Rybnickiej oraz Sitnicy 2, odpowiednio 9,2 ±1,39 cm oraz 9,1 ±1,57 cm (Rys. 51).

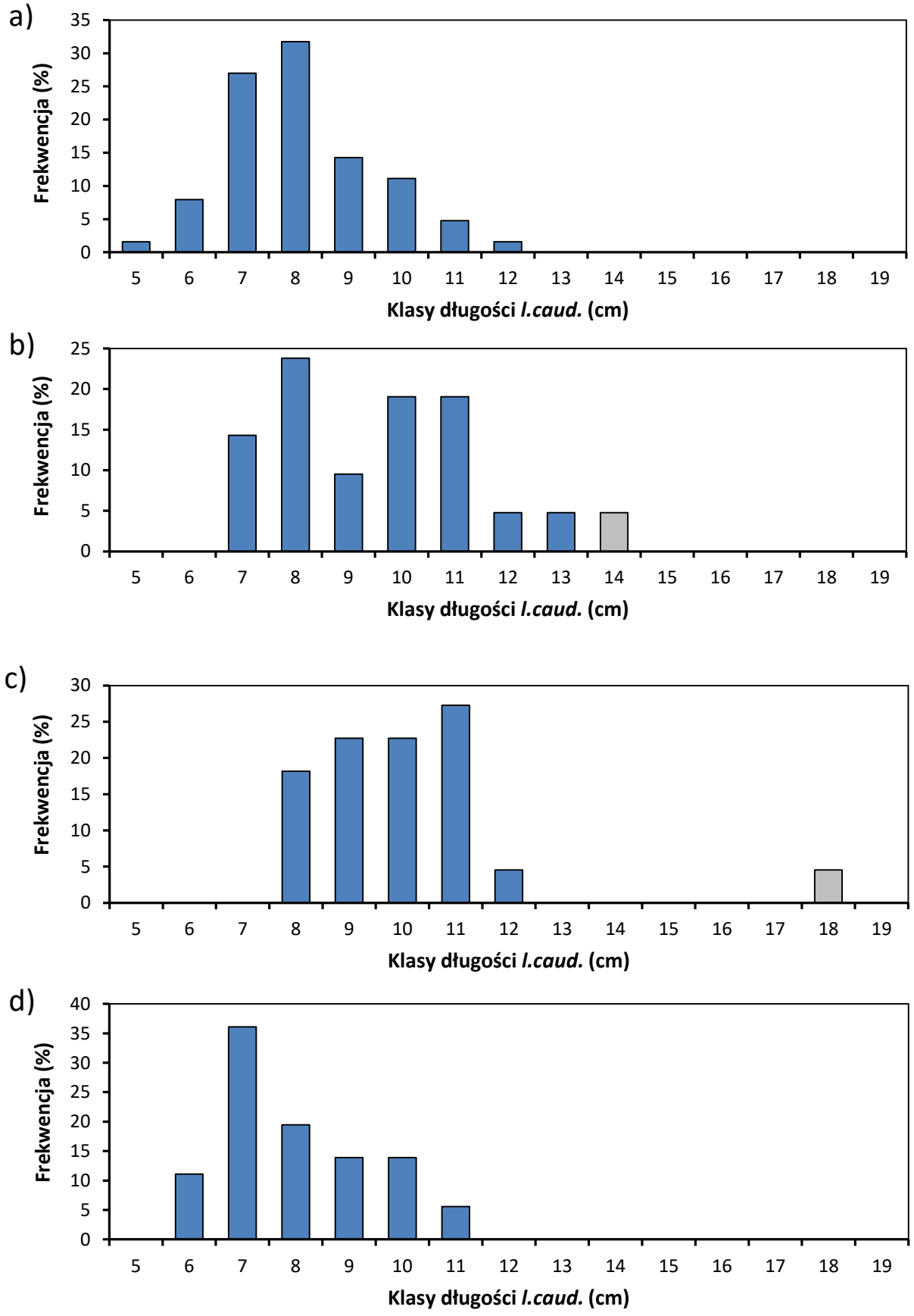


Rys. 51 Długość ciała *l.caud.* (cm) narybku troci wędrownej w wieku 0+ odłowionego na monitorowanych stanowiskach (n = 1349), w latach 2010-2013. (–) oznacza medianę; (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają 25%-75%; wąsy oznaczają zakres wartości nieodstających. Wartości w obrębie poszczególnych lat, oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test Dunn'a, $P < 0{,}05$). Wartości średnie dla poszczególnych stanowisk (podane pod ich nazwami) oznaczone różnymi indeksami literowymi różnią się istotnie statystycznie (test Dunn'a, $P < 0{,}05$).

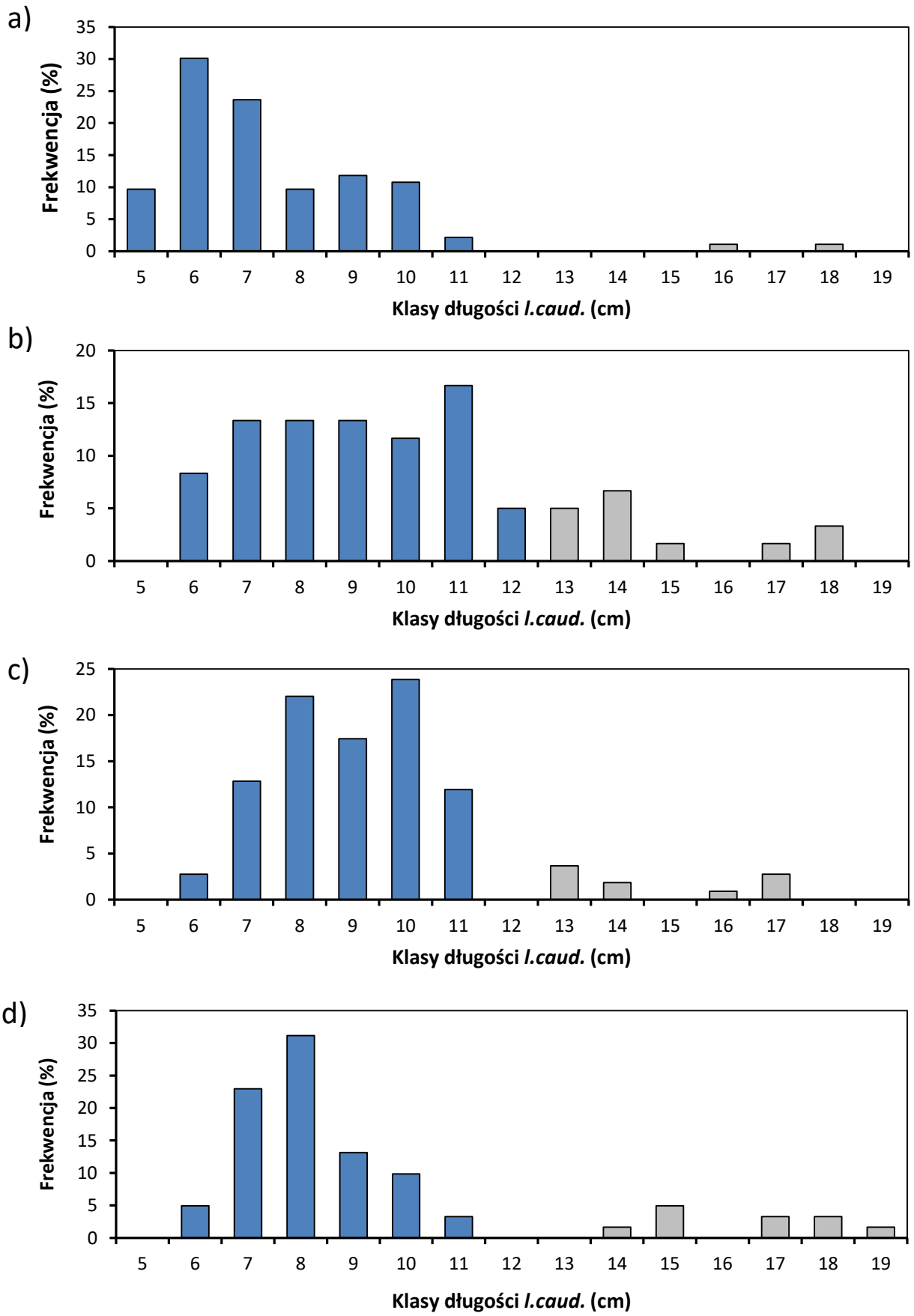
Zakres długość ciała *l.caud.* narybku w grupie wieku 1+ w badanych latach wynosił od 13,1 do 19,5 cm, ze średnią wartością długości ciała dla całego okresu wynoszącą 15,9 cm. Średnie wartości długości ciała w poszczególnych latach kształtowały się na poziomie 17,1 cm (n = 4), 15,7 cm (n = 27), 15,7 cm (n = 21) oraz 16,3 cm (n = 20), odpowiednio dla 2010, 2011, 2012 oraz 2013 roku. Nie wykazano różnic istotnych statystycznie między wartościami długości, pomiędzy latami (test *H* Kruskal'a-Wallis'a, $P > 0{,}05$). Osobniki w grupie wieku 1+ stwierdzono na wszystkich monitorowanych stanowiskach (Rys. 52-56).



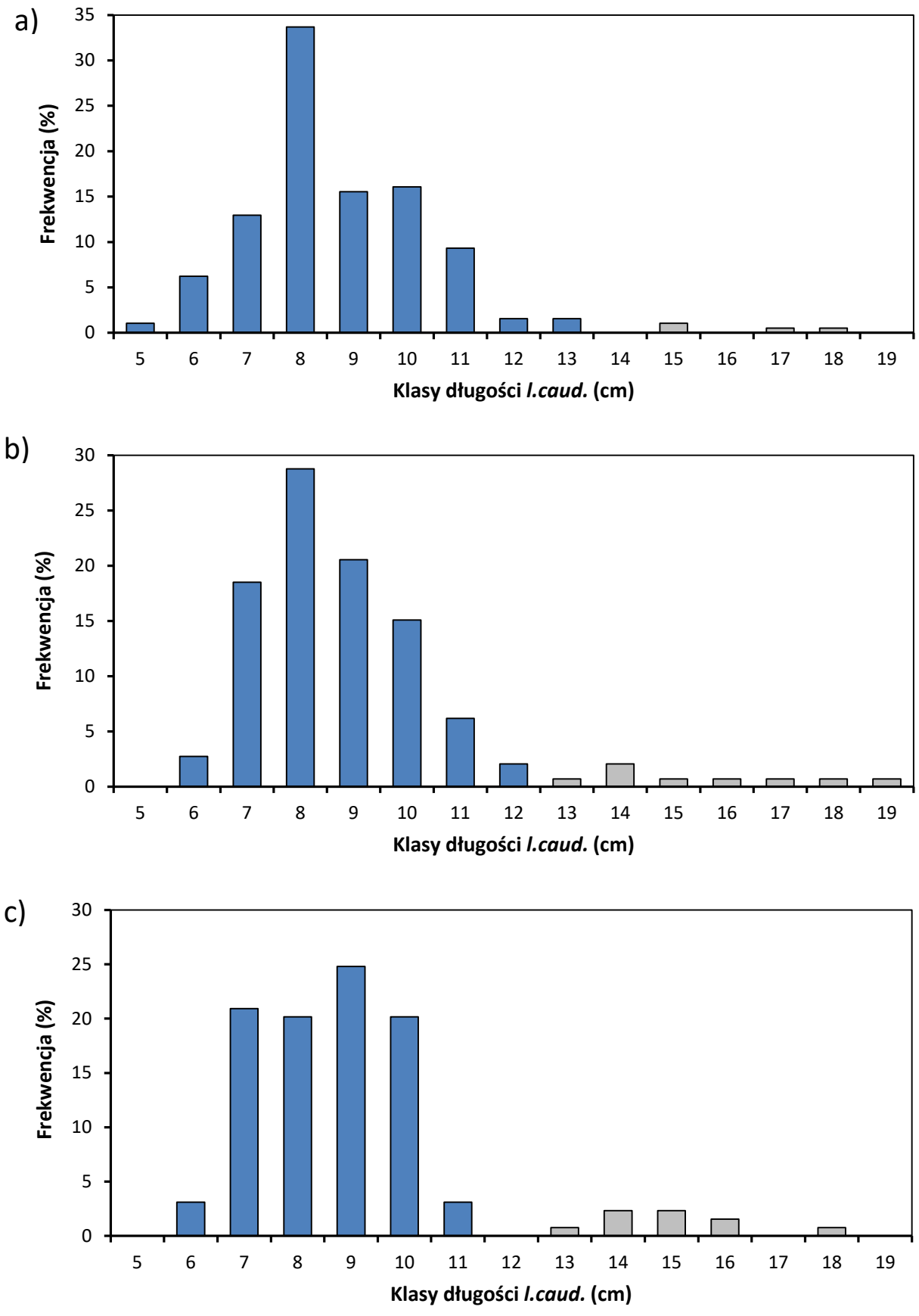
Rys. 52 Frekwencje (%) w klasach długości narybku troci w grupach wieku 0+ ● i 1+ ● odłowionego na stanowisku Sitnica 1 w: (a) 2010 (n = 79), (b) 2011 (n = 57), (c) 2012 (n = 36) oraz (d) 2013 (n = 43) roku.



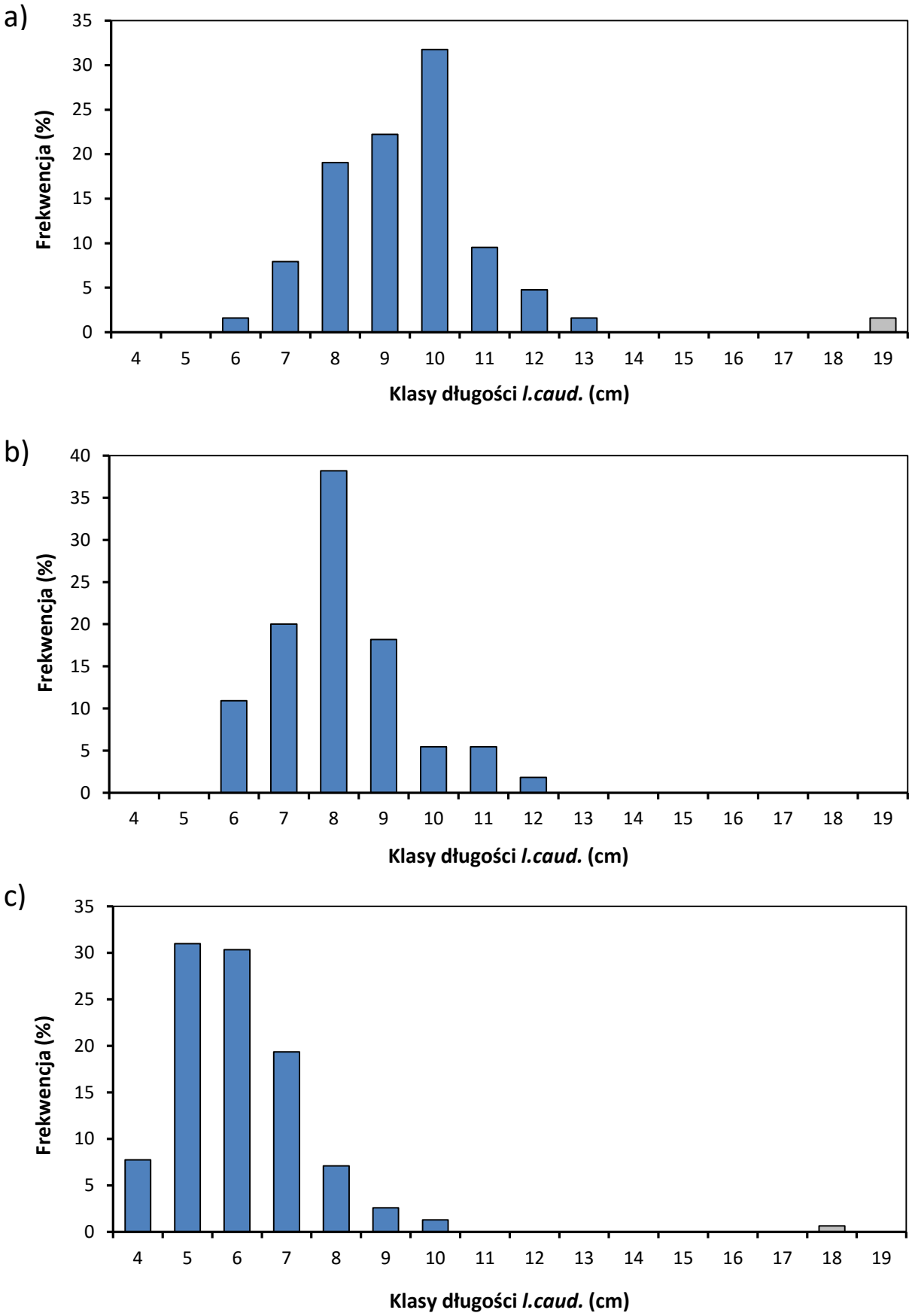
Rys. 53 Frekwencje (%) w klasach długości narybku troci w grupach wieku 0+ ● i 1+ ● odłowionego na stanowisku Sitnica 2 w: (a) 2010 (n = 63), (b) 2011 (n = 21), (c) 2012 (n = 22) oraz (d) 2013 (n = 36) roku.



Rys. 54 Frekwencje (%) w klasach długości narybku troci w grupach wieku 0+ ● i 1+ ● odłowionego na stanowisku Reknica w: (a) 2010 (n = 93), (b) 2011 (n = 60), (c) 2012 (n = 109) oraz (d) 2013 (n = 61) roku.



Rys. 55 Frekwencje (%) w klasach długości narybku troci w grupach wieku 0+ ● i 1+ ● odłowionego na stanowisku Struga Rybnicka w: (a) 2011 (n = 193), (b) 2012 (n = 146), oraz (c) 2013 (n = 129) roku.

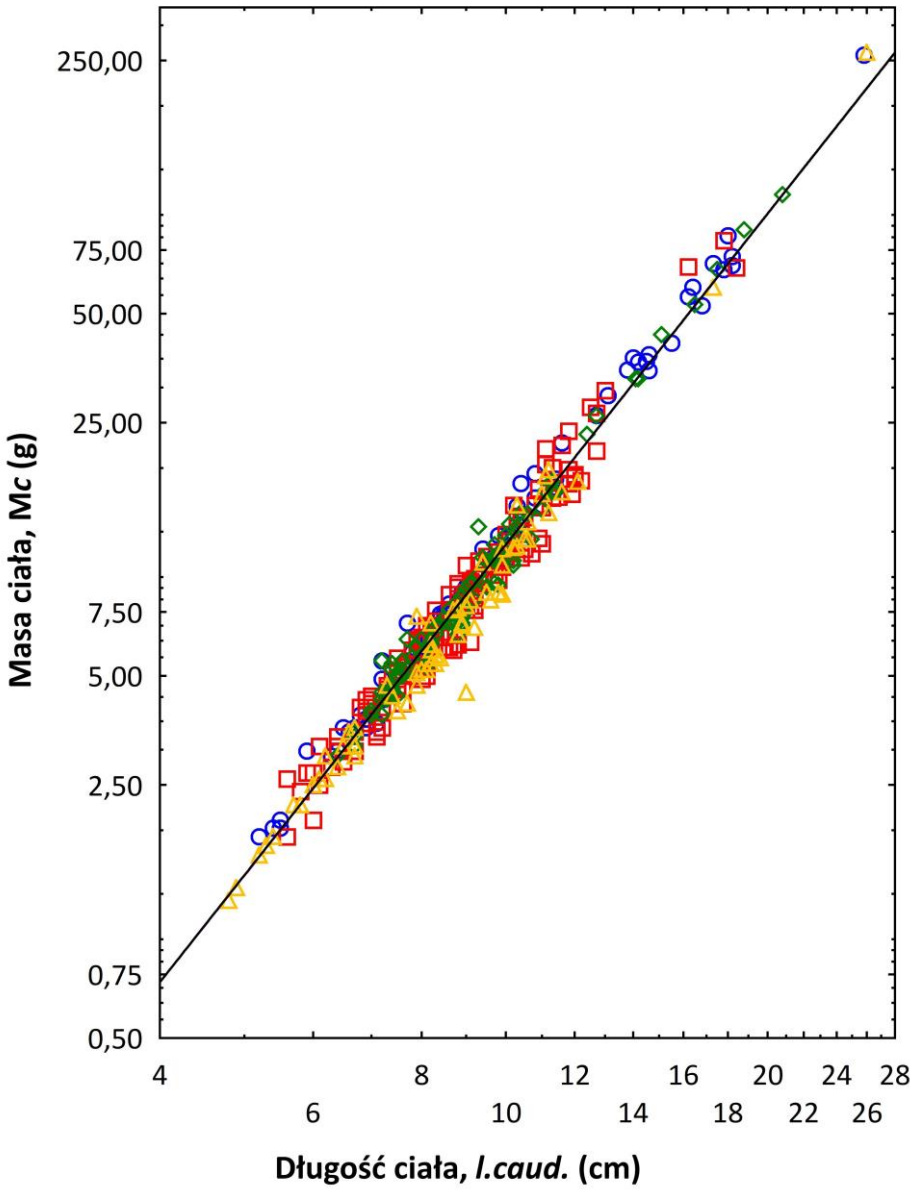


Rys. 56 Frekwencje (%) w klasach długości narybku troci w grupach wieku 0+ ● i 1+ ● odłowionego na stanowisku Leśna Struga w: (a) 2011 (n = 193), (b) 2012 (n = 146), oraz (c) 2013 (n = 129) roku.

Trzy osobniki narybku troci w grupie wieku 2+ zostały odłowione w Leśnej Strudze, Strudze Rybnickiej oraz Reknicy, odpowiednio w 2011, 2012 oraz 2013 roku. Ich długość ciała *l.caud.* wynosiła odpowiednio 26 cm, 20,8 cm oraz 25,8 cm.

5.2.2 Charakter związku długość - masa ciała

Wykazano bardzo silny związek między długością ciała *l.caud.* (g) i masą ciała Mc (g) narybku troci (n = 395) odłowionego na monitorowanych stanowiskach i poddanego analizie szczegółowej, w latach 2010-2013 (test *t,* r = 0,9882, *P* < 0,001; Rys. 57).



Rys. 57 Związek pomiędzy długością i masą ciała (L-WR) narybku troci odłowionego na monitorowanych stanowiskach i poddanego analizie szczegółowej, w latach 2010-2013 (n = 395); równanie regresji: Log Mc = -1,9745 + 3,0361*Log *l.caud.*, R^2 = 0,9766, ANOVA, *P* < 0,001; (o) Reknica, (□) Sitnica 1 i 2, (◊) Struga Rybnicka, (Δ) Leśna Struga.

Uzyskane wartości współczynników allometrii *b* obliczone dla równań zależności pomiędzy długością a masą ciała (L-WR) narybku troci w grupie wieku 0+ odłowionego na poszczególnych stanowiskach w latach 2010-2013, w większości przypadków nie różniły się istotnie statystycznie od *b* = 3 (test *t*, *P* > 0,05; Tabela 18). Świadczy to o proporcjonalnym przyroście masy ciała w miarę zwiększania się długości ryb. Wyjątek stanowiły wyniki otrzymane w 2011 roku na stanowisku Sitnica 1 oraz Sitnica 2 (odpowiednio *b* = 3,4655 oraz *b* = 3,6167), które różniły się istotnie statystycznie od *b* = 3 (test *t*, *P* < 0,05; Tabela 18), wykazując nieproporcjonalnie wyższy przyrost masy ciała wraz ze zwiększaniem się długości ciała ryb.

Najbardziej stabilne warunki wzrostu stwierdzono w Reknicy, gdzie nie odnotowano istotnych różnic w charakterystyce związku długość-masa narybku odłowionego w latach 2010-2013 w Reknicy (ANCOVA, b: *P* > 0,05; *a*: *P* > 0,05; Tabela 18). W przypadku pozostałych stanowisk obserwowano między latami badań zarówno różnice w przyroście masy ciała wraz ze zwiększaniem się długości ciała ryb (Sitnica 1 oraz Sitnica 2), jak również wartościami masy ciała w takich samych zakresach długości ryb (Tabela 18).

Analiza porównawcza zależności długość-masa ciała narybku w grupie wieku 0+ wykonana dla całego okresu badań (2010-2013) nie wykazała istotnych statystycznie różnic w tempie przyrostu masy wraz z długością ciała troci między stanowiskami, co znalazło swoje odzwierciedlenie w braku różnic pomiędzy wartościami współczynników allometrii *b* (ANCOVA, *P* > 0,05). Nie mniej stwierdzono, iż osobniki w tym samym zakresie długości odłowione na poszczególnych stanowiskach różniły się istotnie średnią masą ciała. Wykazane różnice w masie ciała wynikały z różnic wartości wyrazu wolnego równania regresji *a* (ANCOVA, *P* < 0,05).

W 2010 roku stwierdzono różnice istotne statystycznie między Reknicą a Sitnicą 1 (ANCOVA, b: *P* > 0,05; *a*, *P* < 0,001). Jednocześnie, nie wykazano różnic między parametrami związku długość-masa ciała narybku odłowionego w Reknicy oraz Sitnicy 2 (ANCOVA, b: *P* > 0,05; *a*: *P* > 0,05). Analiza porównawcza zależności długość-masa ciała narybku wykazała różnice istotne statystycznie między dwoma stanowiskami zlokalizowanymi na Sitnicy (ANCOVA, b: *P* > 0,05; *a*, *P* < 0,001). Osobniki odłowione na stanowisku Sitnica 2 oraz Reknica odznaczały się istotnie większą masą ciała, w tym samym zakresie długości ciała, w porównaniu do pozostałych stanowisk (ANCOVA; *P* < 0,05).

Dla próby zebranej w 2011 roku wykazano, że narybek troci odłowiony w Reknicy nie różnił się istotnie masą ciała od osobników złowionych na pozostałych stanowiskach (ANCOVA; $P > 0,05$). Ponadto, brak różnic stwierdzono między stanowiskami na Sitnicy (ANCOVA, b: $P > 0,05$; a: $P > 0,05$). Narybek z Sitnicy charakteryzował się istotnie większą masą ciała w porównaniu do osobników złowionych w Leśnej Strudze oraz Strudze Rybnickiej (ANCOVA; $P < 0,05$). Jednocześnie, stwierdzono brak różnic między tymi dwoma stanowiskami (ANCOVA, b: $P > 0,05$; a: $P > 0,05$).

Analiza zależności długość-masa ciała narybku odłowionego w 2012 roku wykazała, iż w tym samym zakresie długości osobniki złowione w Reknicy i Strudze Rybnickiej nie charakteryzowały się istotnie różną masą ciała (ANCOVA, b: $P > 0,05$; a: $P > 0,05$). Ponadto, brak zróżnicowania zaobserwowano pomiędzy rybami złowionymi w Sitnicy 1 i Leśnej Strudze (ANCOVA, b: $P > 0,05$; a: $P > 0,05$). Różnice pomiędzy pozostałymi grupami okazały się istotne (ANCOVA; $P < 0,05$). Jednocześnie, stwierdzono, iż w tym samym zakresie długości osobniki złowione w Reknicy oraz Leśnej Strudze charakteryzowały się istotnie większą masą ciała od troci złowionych w pozostałych stanowiskach (ANCOVA; $P < 0,05$).

W próbie ryb z 2013 roku nie stwierdzono różnic dla zależności długość-masa narybku m.in. w obrębie obu stanowisk zlokalizowanych na Sitnicy i stanowiska na Leśnej Strudze (ANCOVA; $P > 0,05$). Osobniki złowione w Reknicy odznaczały się istotnie większą masą ciała od ryb złowionych w Sitnicy 1, Strudze Rybnickiej oraz Leśnej Strudze (ANCOVA; $P < 0,05$). Ponadto, osobniki złowione w Sitnicy 2 charakteryzowały się istotnie większą masą ciała, w tym samym zakresie długości niż narybek troci złowiony w Strudze Rybnickiej (ANCOVA; $P < 0,05$).

Tabela 18 Charakterystyka narybku troci wędrownej w wieku 0+: długość i masa; wartość średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.); oraz parametry zależności długość-masa ciała ($W = a*L^b$), odłowionego na monitorowanych stanowiskach i poddanego analizie szczegółowej, w latach 2010-2013. Wartości parametrów *a* i *b* oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie w obrębie stanowisk (ANCOVA, $P > 0,05$)

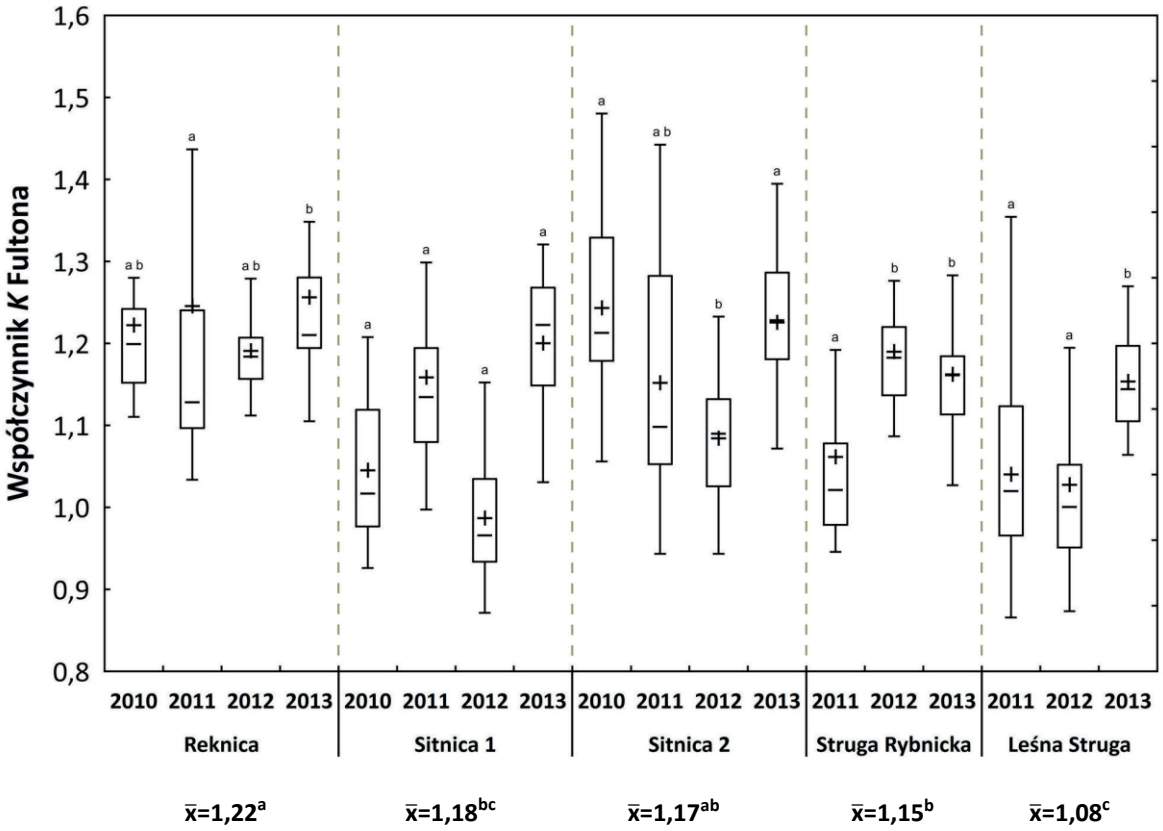
Stanowisko	Rok	*n*	Długość *l.caud.*, (cm)	Masa (g), Mc	*a*	95% CI *a*	*b**	95% CI *b*	R^2	*test t***
Reknica	2010	10	6,4±1,04 (5,2-8,6)	3,4±1,78 (1,8-7,9)	-1,8189^{a}	-2,1485-(-1,4892)	2,8807^{a}	2,4698-3,2916	0,970	-0,670
	2011	18	8,9±1,71 (6,2-11,6)	9,4±5,16 (3,0-22,0)	-1,6146^{a}	-2,1051-(-1,1241)	2,6797^{a}	2,1607-3,1988	0,882	-1,308
	2012	21	9,4±1,5 (6,9-12,7)	10,8±5,32 (3,8-26,2)	-1,9841^{a}	-2,1244-(-1,8438)	3,0614^{a}	2,9169-3,2059	- 0,990	0,889
	2013	20	8,6±1,15 (6,5-10,8)	8,3±3,48 (3,5-17,0)	-1,8086^{a}	-2,1032-(-1,5139)	2,8988^{a}	2,5822-3,2153	0,953	-0,672
Sitnica 1	2010	10	7,8±1,37 (5,6-9,8)	5,6±2,94 (1,8-9,5)	-2,2229^{bcd}	-2,5058-(-1,9400)	3,2715^{ab}	2,9535-3,5895	0,986	1,969
	2011	18	9,2±1,20 (7,5-12,7)	9,7±5,44 (5,1-26,6)	-2,3855^{ac}	-2,7598-(-2,0112)	**3,4655**^{a}	3,0762-3,8549	0,957	**2,534**
	2012	20	9,6±1,29 (7,2-12,2)	9,2±3,60 (3,6-17,3)	-1,9489^{bd}	-2,2306-(-1,6672)	2,9405^{b}	2,6531-3,2279	0,962	-0,435
	2013	32	7,3±0,95 (5,8-9,5)	4,8±1,95 (2,4-10,7)	-1,8147^{a}	-2,0413-(-1,5880)	2,8745^{b}	2,6109-3,1381	0,943	-0,972
Sitnica 2	2010	10	7,3±0,89 (5,6-8,3)	5,0±1,68 (2,6-7,6)	-1,6751^{ac}	-2,2158-(-1,1343)	2,7290^{a}	2,1006-3,3574	0,926	-0,994
	2011	20	9,8±1,64 (7,6-13,0)	12,5±7,87 (4,2-30,7)	-2,5507^{b}	-2,7976-(-2,3038)	**3,6167**^{b}	3,3671-3,8664	0,980	**5,190**
	2012	19	10,5±1,22 (8,4-12,7)	13,1±4,11 (6,4-20,9)	-1,7367^{a}	-2,0065-(-1,4669)	2,7752^{a}	2,5109-3,0395	0,966	-1,795
	2013	20	8,9±1,22 (7,2-11,3)	9,2±4,18 (4,0-18,8)	-2,1034^{c}	-2,3149-(-1,8918)	3,2019^{ac}	2,9785-3,4252	0,980	1,899
Struga Rybnicka	2011	19	9,6±1,19 (7,5-12,7)	10,0±4,92 (4,4-26,1)	-2,2367^{a}	-2,7339-(-1,7395)	3,2647^{a}	2,7573-3,7722	0,915	1,101
	2012	22	9,0±1,32 (6,7-11,4)	9,2±3,84 (3,4-16,2)	-1,8691^{b}	-2,0309-(-1,7072)	2,9410^{a}	2,7709-3,1111	0,984	-0,723
	2013	43	8,2±1,12 (6,4-10,6)	6,9±2,91 (3,0-14,1)	-1,9155^{b}	-2,0520-(-1,7791)	2,9780^{a}	2,8287-3,1273	0,975	-0,298
Leśna Struga	2011	20	9,4±1,04 (7,9-11,2)	9,3±4,12 (4,5-18,5)	-2,5882^{a}	-3,2559-(-1,9204)	3,6165^{a}	2,9307-4,3022	0,872	1,889
	2012	20	9,1±1,45 (6,7-12,1)	8,4±4,20 (3,0-17,2)	-1,9781^{a}	-2,3132-(-1,6430)	2,9865^{a}	2,6362-3,3367	0,946	-0,081
	2013	22	6,5±1,29 (4,8-9,9)	3,6±2,60 (1,2-11,2)	-2,0295^{b}	-2,1232-(-1,9358)	3,1132^{a}	2,9972-3,2292	0,993	2,035

**Poziom istotności dla parametru b, P < 0,001,*

*** Pogrubione wartości parametru b różniły się statystycznie istotnie od b = 3 (test t, P < 0,05).*

5.2.3 Kondycja narybku 0+

W odniesieniu do wszystkich stanowisk łącznie, uzyskane wartości wskaźników kondycji *K* Fultona narybku troci w grupie wieku 0+ (n = 364) mieściły się w zakresie 0,62-2,60, ze średnią wartością 1,15 ±0,15 dla całego okresu badań. Średnie wartości współczynnika kondycji kształtowały się na poziomie 1,17 ±0,14 (n = 30), 1,13 ±0,22 (n = 95), 1,10 ±0,12 (n = 102) oraz 1,19 ±0,09 (n = 137), odpowiednio dla roku 2010, 2011, 2012 oraz 2013, przy czym średnia uzyskana dla roku 2013 była istotnie wyższa w porównaniu do lat 2011 i 2012 (test *H* Kruskal'a-Wallis'a, $P < 0{,}001$).



Rys. 58 Współczynnik kondycji *K* Fultona narybku troci wędrownej w wieku 0+ odłowionego na monitorowanych stanowiskach i poddanego analizie szczegółowej (n = 364), w latach 2010-2013. (–) oznacza medianę; (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają 25%-75%; wąsy oznaczają zakres wartości nieodstających. Wartości w obrębie poszczególnych lat, oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test Dunn'a, $P < 0{,}05$). Wartości średnie dla poszczególnych stanowisk (podane pod ich nazwami) oznaczone różnymi indeksami literowymi różnią się istotnie statystycznie (test Dunn'a, $P < 0{,}05$).

Najbardziej stabilną kondycją charakteryzowały się ryby odłowione w stanowisku Sitnica 1, gdzie nie stwierdzono różnic istotnych statystycznie między latami (test Dunn'a,

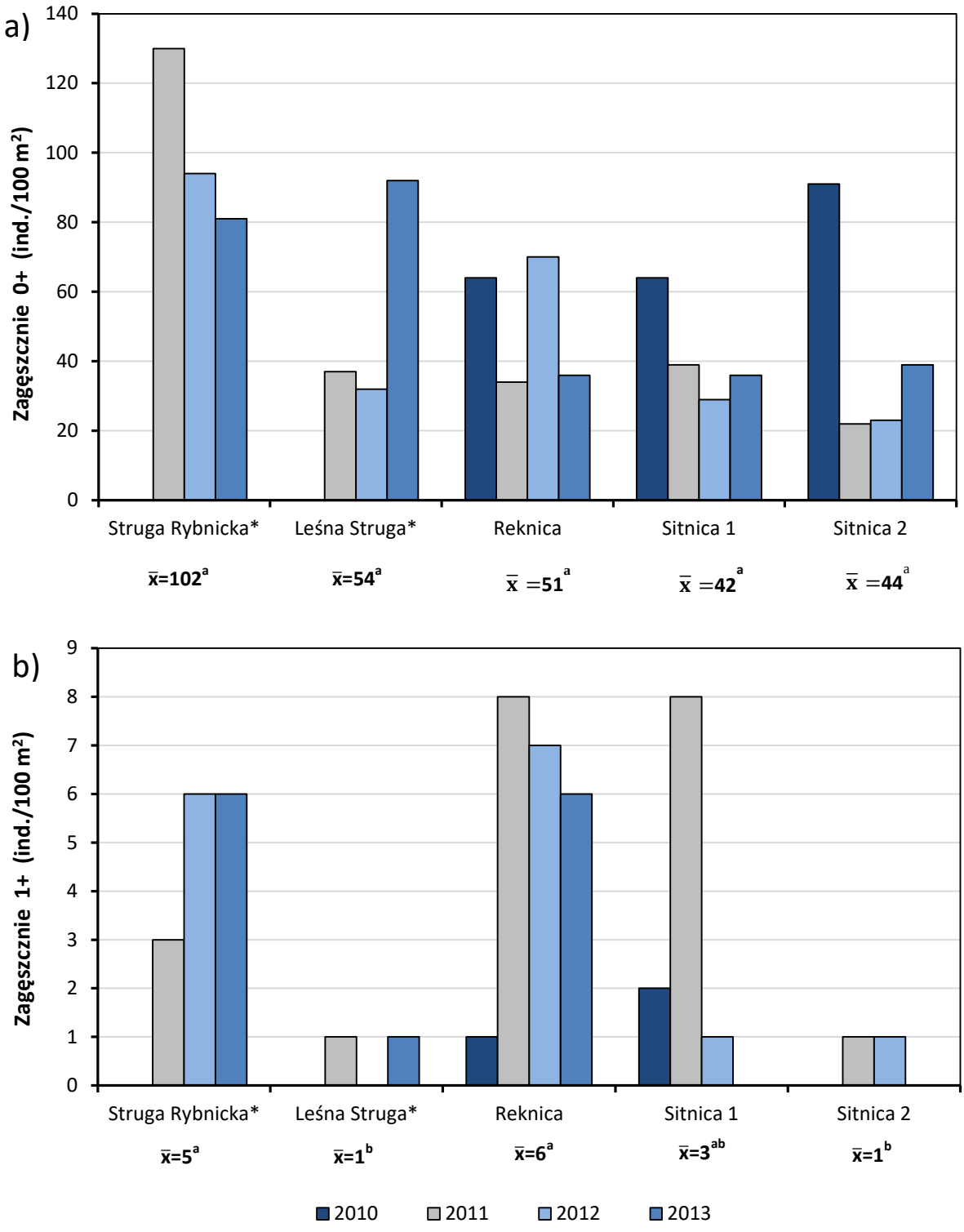
P > 0,05; Rys. 58) i odnotowano najniższy współczynnik zmienność CV = 8,7%. W przypadku pozostałych stanowisk odnotowane wartości współczynników kondycji K Fultona narybku troci w grupie wieku 0+ podlegały istotnym wahaniom (Rys. 58).

Na przestrzeni lat objętych badaniami, najwyższą średnią wartość współczynnika kondycji K Fultona odnotowano na stanowisku Reknica (1,23 ±0,20; n = 69, CV = 16,17%) a najniższą na stanowisku Leśna Struga (1,08 ±0,14; n = 62, CV = 12,6%). Średnie wartości tego wskaźnika na stanowiskach Sitnica 1, Sitnica 2 oraz Struga Rybnicka wynosiły odpowiednio 1,18 ±0,10 (n = 81, CV = 8,7%) , 1,17 ±0,13 (n = 69, CV = 11,2%) oraz 1,15 ±0,11 (n = 84, CV = 9,4%).

5.2.4 Zagęszczenie narybku

Zagęszczenia narybku w grupie wieku 0+ (D_0) na monitorowanych stanowiskach mieściły się w zakresie 22-130 os./100 m^2. Średnie zagęszczenie narybku dla całego okresu badań wyniosło 56 ±29,96 os./100 m^2 stanowiska (*mediana* = 39 os./100 m^2). Średnie wartości zagęszczenia narybku w grupie wieku 0+ w poszczególnych latach kształtowały się na poziomie 73 ±12,73 os./100 m^2, 52 ±39,25 os./100 m^2, 50 ±27,67 os./100 m^2 oraz 57 ±24,52 os./100 m^2, odpowiednio dla 2010, 2011, 2012 oraz 2013 roku.

Średnie zagęszczenia narybku 0+ na poszczególnych stanowiskach wyniosły 42 ±13,21 os./100 m^2, 44 ±28,10 os./100 m^2, 51 ±16,16 os./100 m^2, 54 ±27,18 os./100 m^2 oraz 102 ±20,73 os./100 m^2, odpowiednio dla stanowisk Sitnica 1, Sitnica 2, Reknica, Leśna Struga oraz Struga Rybnicka. Nie odnotowano różnic istotnych statystycznie między stanowiskami (ANOVA, *P* > 0,05; Rys. 59a), w odniesieniu do całego okresu badań. Należy jednak zwrócić uwagę, że zagęszczenia narybku troci w grupie wieku 0+ w obrębie każdego stanowiska były zróżnicowane pomiędzy poszczególnymi latami. Największe zróżnicowanie zagęszczeń odnotowano w Sitnicy 2 (CV = 74,2%) oraz Leśnej Strudze (CV = 62,0%) (Rys. 59a). W pozostałych przypadkach rozproszenie wartości zagęszczeń były mniejsze, co znalazło odbicie w niższych wartościach współczynników zmienności, odpowiednio dla Sitnicy 1 (CV = 36,3%), Reknicy (CV = 36,6%) oraz Strugi Rybnickiej (CV = 25,0%).



**w 2010 r. nie prowadzono zarybień i elektropołowów na stanowisku.*

Rys. 59 Zagęszczenie narybku troci wędrownej (ind./100 m^2) w wieku (a) 0+ i (b) 1+ na monitorowanych stanowiskach, w latach 2010-2013, oszacowane w oparciu o metodę MWL (*Maximum Weighted Likelihood*; CARLE I STRUB, 1978). Wartości średnie dla całego okresu badań, znajdujące się pod nazwą stanowiska, oznaczone odmiennymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test Tukey'a, $P < 0,05$).

Zakres zagęszczenia narybku w grupie wieku 1+ (D_1) w badanych latach wynosił od 0 do 8 os./100 m^2 powierzchni stanowiska (Rys. 59b), ze średnią wartością dla całego okresu badań wynoszącą 3 ±2,92 os./100 m^2. Średnie wartości zagęszczenia narybku w grupie wieku 1+ w poszczególnych latach kształtowały się na poziomie 1 ±0,82 os./100 m^2, 4 ±3,19 os./100 m^2, 3 ±2,90 os./100 m^2 oraz 3 ±2,80 os./100 m^2, odpowiednio dla 2010, 2011, 2012 oraz 2013 roku.

Zróżnicowanie zagęszczenia narybku troci w grupie wieku 1+ zaobserwowano w obrębie stanowisk zlokalizowanych na Reknicy, Strudze Rybnickiej oraz Sitnicy 1 (test χ^2, $P < 0,001$; Rys. 59b). Różnice w średnim zagęszczeniu narybku troci w grupie wieku 1+ zaobserwowano również pomiędzy stanowiskami, w odniesieniu do całego okresu badań (test Tukey'a, $P < 0,05$; Rys. 59b).

5.2.5 Biomasa narybku

Oszacowana biomasa *Salmo trutta* należących do grup wieku 0+, 1+ oraz 2+ na monitorowanych stanowiskach mieściła się w zakresie od 21,1 kg ha^{-1} do 141,3 kg ha^{-1}. Średnia wielkość biomasy w latach 2010-2013 wyniosła odpowiednio 56,5 ± 11,91 kg ha^{-1}, 75,2 ±36,78 kg ha^{-1}, 64,0 ±40,82 kg ha^{-1} oraz 54,0 ±31,14 kg ha^{-1}, odpowiednio dla 2010, 2011, 2012 oraz 2013 roku. Średnia biomasa dla całego okresu badań wyniosła 63,1 ±34,68 kg ha^{-1}.

Uwzględniając wyłącznie narybek jesienny w grupie wieku 0+ oszacowane średnie wielkość biomasy dla wszystkich stanowisk wynosiły 50,4 ±16,20 kg ha^{-1}, 54,3 ±36,57 kg ha^{-1}, 48,6 ±26,05 kg ha^{-1} oraz 37,2 ±18,12 kg ha^{-1}, odpowiednio dla 2010, 2011, 2012 oraz 2013 roku. Najniższe średnie wielkość dla całego okresu badań oszacowano na stanowisku Sitnica 1 oraz Leśna Struga, odpowiednio 31,4 ±7,81 kg ha^{-1} oraz 33,6 ±6,69 kg ha^{-1}. Najwyższą średnią biomasę narybku w grupie wieku 0+, wynoszącą 95,4 ±22,83 kg ha^{-1} oszacowano na Strudze Rybnickiej. Dla stanowisk Sitnica 2 oraz Reknica wartości te wyniosły odpowiednio 40,2 ±19,22 kg ha^{-1} oraz 44,6 ±16,86 kg ha^{-1}. Najniższą, wielkość biomasy narybku oszacowano w 2013 roku na stanowisku Sitnica 1, natomiast najwyższą w 2011 roku na stanowisku zlokalizowanym na Strudze Rybnickiej, odpowiednio 21,1 kg ha^{-1} oraz 126,6 kg ha^{-1}. Średnia wielkość biomasy narybku w grupie wieku 0+ dla całego okresu badań na wszystkich stanowiskach wyniosła 47,3 ± 27,19 kg ha^{-1}.

Oszacowana, łączna biomasa ryb z grup wieku 1+ oraz 2+ stanowiła udział od 0% do 64,3% biomasy ryb wszystkich grup wiekowych. Wartość biomasy mieściła się w zakresie od 0 kg ha^{-1} do 62 kg ha^{-1} oraz od 5 kg ha^{-1} do 14,3 kg ha^{-1}, odpowiednio dla grup wieku 1+ i 2+. Średnia oszacowana wartość biomasy dla całego okresu badań wyniosła 17,1 ±20,06 kg ha^{-1} dla osobników w grupie wieku 1+ oraz 1,8 ±4,18 kg ha^{-1} dla osobników w grupie wieku 2+.

5.2.6 Udział ryb znakowanych alizaryną red S

Narybek troci w grupie wiekowej 0+ znakowany alizaryną red S zidentyfikowano na wszystkich monitorowanych stanowiskach, we wszystkich latach badań (2010-2013). Udział (%) znakowanych ryb wynosił od 30 do 100% w całym okresie badań (Tabela 18), ze średnią wynoszącą 85,4%. Najwyższy udział (100%) znakowanych ryb obserwowano na obu stanowiskach zlokalizowanych na Sitnicy oraz stanowisku na Leśnej Strudze. Średni udział procentowy znakowanego narybku w poszczególnych latach kształtował się na poziomie 53,3%, 87,9%, 95,0% oraz 92,5%, odpowiednio dla 2010, 2011, 2012 oraz 2013 roku.

Istotne statystycznie różnice w proporcji ryb znakowanych w stosunku do nieznakowanych (dzikich) zaobserwowano zarówno między poszczególnymi stanowiskami (w latach 2010, 2011, 2013; test χ^2, $P < 0,05$), jak i w obrębie stanowisk między latami (Tabela 19).

Tabela 19 Proporcja (P = z/[z + nz]) narybku troci wędrownej w grupie wiekowej 0+, znakowanego alizaryną red S (z) do narybku dzikiego (nz), odłowionego na monitorowanych stanowiskach, w latach 2010-2013. Wartości w wierszach oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie od siebie (test χ^2, $P > 0,05$).

Stanowisko/Rok	2010	2011	2012	2013
Reknica	$0,30^{a}$	$0,50^{a}$	$0,95^{b}$	$0,95^{b}$
Sitnica 1	$0,40^{a}$	$1,00^{b}$	$0,95^{b}$	$1,00^{b}$
Sitnica 2	$0,90^{a}$	$1,00^{a}$	$1,00^{a}$	$1,00^{a}$
Struga Rybnicka*	-	$0,90^{a,b}$	$1,00^{a}$	$0,77^{b}$
Leśna Struga*	-	$1,00^{a}$	$0,85^{a}$	$0,91^{a}$

**w 2010 r. nie prowadzono zarybień i elektropołowów na stanowisku.*

5.2.7 Interakcja między warunkami środowiskowymi a wzrostem narybku

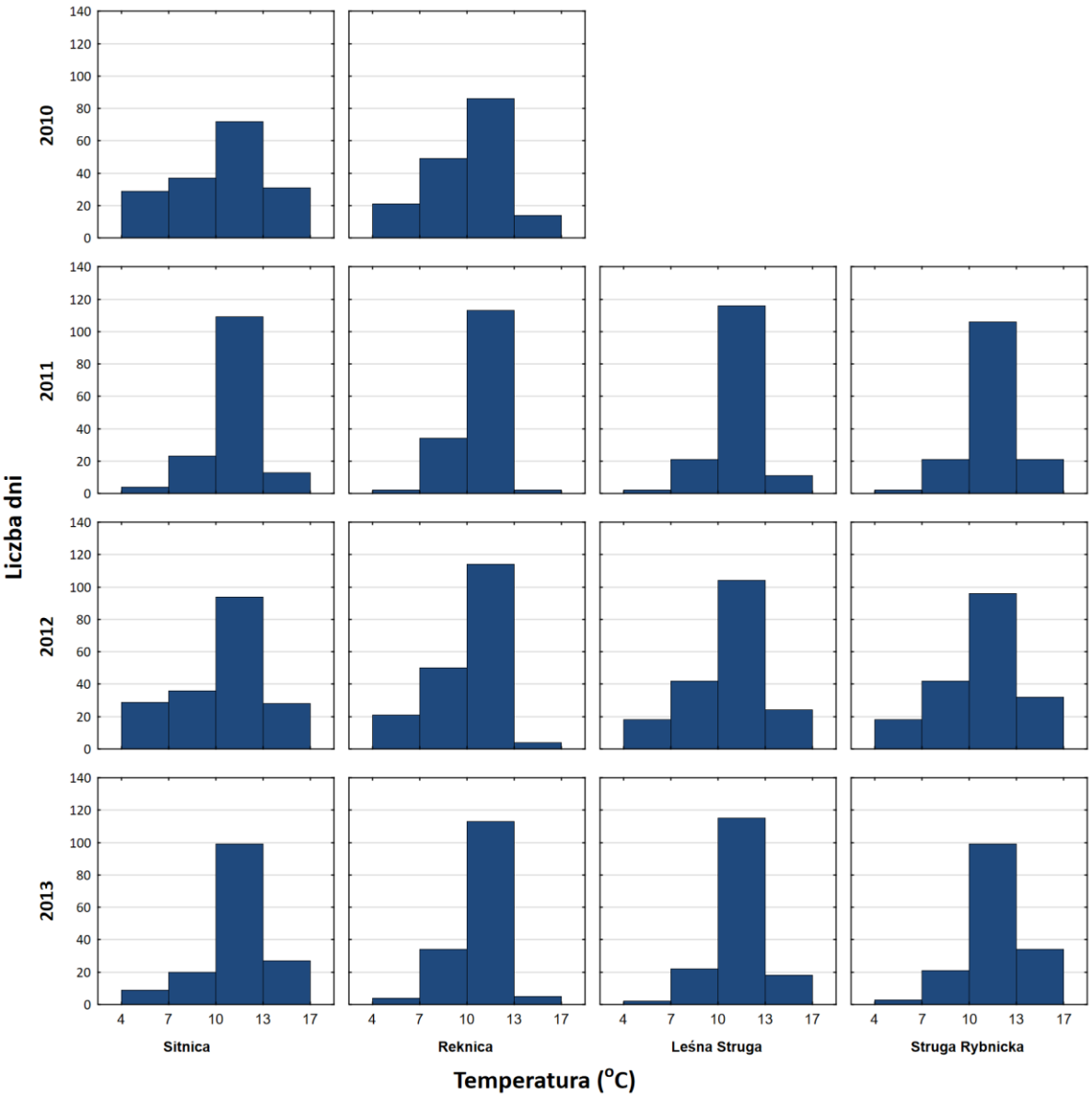
Rekonstrukcja warunków termicznych w monitorowanych ciekach (szczegółowe informacje podano w rozdziale 4.2.8) umożliwiła zbadanie interakcji pomiędzy temperaturą wody a wzrostem narybku 0+ pochodzącego z zarybień dzikiego oraz naturalnego tarła. Warunki termiczne panujące w badanych ciekach były zbliżone we wszystkich sezonach (Tabela 20). Średnie wartości temperatur w trakcie okresów wzrostowych narybku troci, tj. od momentu wypuszczenia wylęgu do dnia odłowu we wszystkich latach badań wyniosły 11,1 ±2,45°C, 10,7 ±1,95°C, 11,3 ±1,97°C oraz 11,6 ±2,14°C, odpowiednio dla Sitnicy, Reknicy, Leśnej Strugi oraz Strugi Rybnickiej. Rozkłady temperatury wody w badanych ciekach, w okresie od momentu wypuszczenia wylęgu do odłowu nie różniły się między sobą w obrębie lat badań (Rys. 60). Ponadto, w analizie uwzględniono oddziaływanie zwiększonego zagęszczenia ryb wywołanych sztucznym zarybieniem. W wyniku przeprowadzenia analizy regresji wielokrotnej stwierdzono istotny wpływ wyżej wymienionych czynników na średnią długość odłowionego narybku troci ($F(2,15) = 3,5398$, $P < 0,05$, N=1349). Zwiększone zagęszczenie ryb miało istotny negatywny wpływ na wzrost narybku troci ($b = -0,0168$, $t(15) = 2,5355$, $P < 0,05$; Rys. 60). Sumaryczna liczba stopniodni okazała się nie mieć wpływu istotnego na długość ciała narybku *l.caud.* ($t(15) = 1,0775$, $P > 0,05$).

Tabela 20 Wartości średnich dobowych temperatur wody zarejestrowanych w badanych ciekach: wartość średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.), w trakcie trwania sezonu wzrostu narybku troci *Salmo trutta* L. , w latach 2010-2013. Temperatury wody zrekonstruowano na podstawie równań regresji liniowej (rozdział 4.2.8).

Ciek	2010	2011	2012	2013
Sitnica	10,8 ±2,84 (5,6-16,5)	11,6 ±1,63 (5,9-15,1)	10,7 ±2,78 (3,9-15,4)	11,5 ±2,04 (6,1-15,2)
Reknica	10,4 ±2,26 (6,2-15,0)	11,0 ±1,29 (6,5-13,8)	10,3 ±2,20 (4,9-14,1)	11,0 ±1,62 (6,7-13,9)
Leśna Struga		11,7 ±1,40 (6,8-14,7)	10,9 ±2,39 (5,1-14,9)	11,6 ±1,75 (7,0-14,8)
Struga Rybnicka		11,9 ±1,52 (6,6-15,2)	11,1 ±2,59 (4,7-15,4)	11,8 ±1,90 (6,8-15,3)

Identyfikacja ryb poddanych analizie szczegółowej (n = 364), w latach 2010-2013 umożliwiła pogrupowanie osobników ze względu na ich pochodzenie. Wykazano,

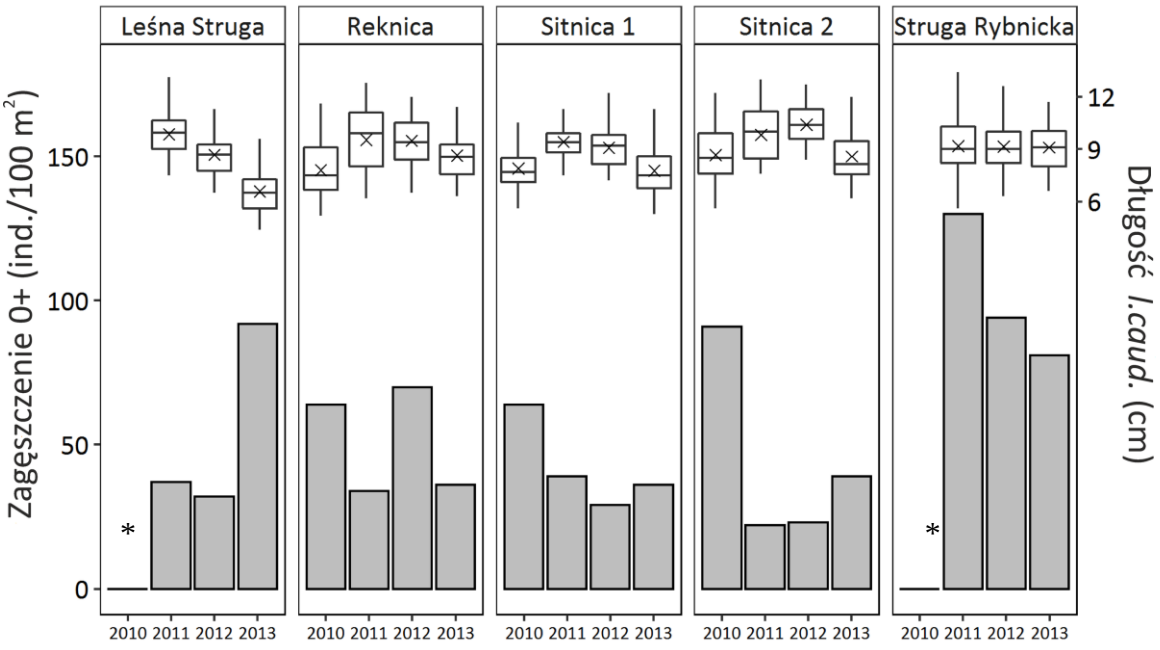
że warunki termiczne panujące w strumieniu silnie oddziałują na ryby pochodzące z zarybień wylęgiem (Tabela 20). Sumaryczna liczba stopniodni (°D) istotnie pozytywnie wpływała na wzrost znakowanego narybku troci (P < 0,01; Tabela 21). Jednocześnie, wartości maksymalnych średnich 7-dniowych temperatur wody w miesiącu lipcu (MaxTśr7, °C) istotnie negatywnie oddziaływały na wzrost znakowanego narybku w danym sezonie (P < 0,001; Tabela 21). Takich zależności nie zidentyfikowano w odniesieniu do narybku troci pochodzącego z naturalnego tarła.



Rys. 60 Rozkłady temperatury wody w badanych ciekach, zarejestrowane od dnia zarybienia wylęgiem do dnia odłowu narybku troci *Salmo trutta* L., w latach 2010-2013. Temperatury wody zrekonstruowano na podstawie równań regresji liniowej (rozdział 4.2.8).

Tabela 21 Wyniki analizy regresji wielokrotnej między wzrostem narybku troci wędrownej w grupie wiekowej 0+ odłowionego na monitorowanych stanowiskach i poddanego analizie szczegółowej (n = 364), w latach 2010-2013, a sumaryczną liczbą stopniodni oraz maksymalną średnią 7-dniową wartością temperatury wody w miesiącu lipcu (MaxTśr7, °C). Osobniki podzielono na dwie grupy ze względu na pochodzenie (dzikie, znakowane ARS). Wartości istotne statystycznie pogrubiono ($P < 0,05$).

Grupa	Czynnik	R^2	*b*	t	p
Dzikie	(D°)	0,1330	0,0054	0,8342	0,4284
	(MaxTśr7, °C)	$P > 0,05$	0,1426	0,1657	0,8724
Hodowlane ARS	(D°)	0,4468	0,0069	2,9066	**0,0108**
	(MaxTśr7, °C)	$P < 0,05$	-1,2297	-3,3645	**0,0043**



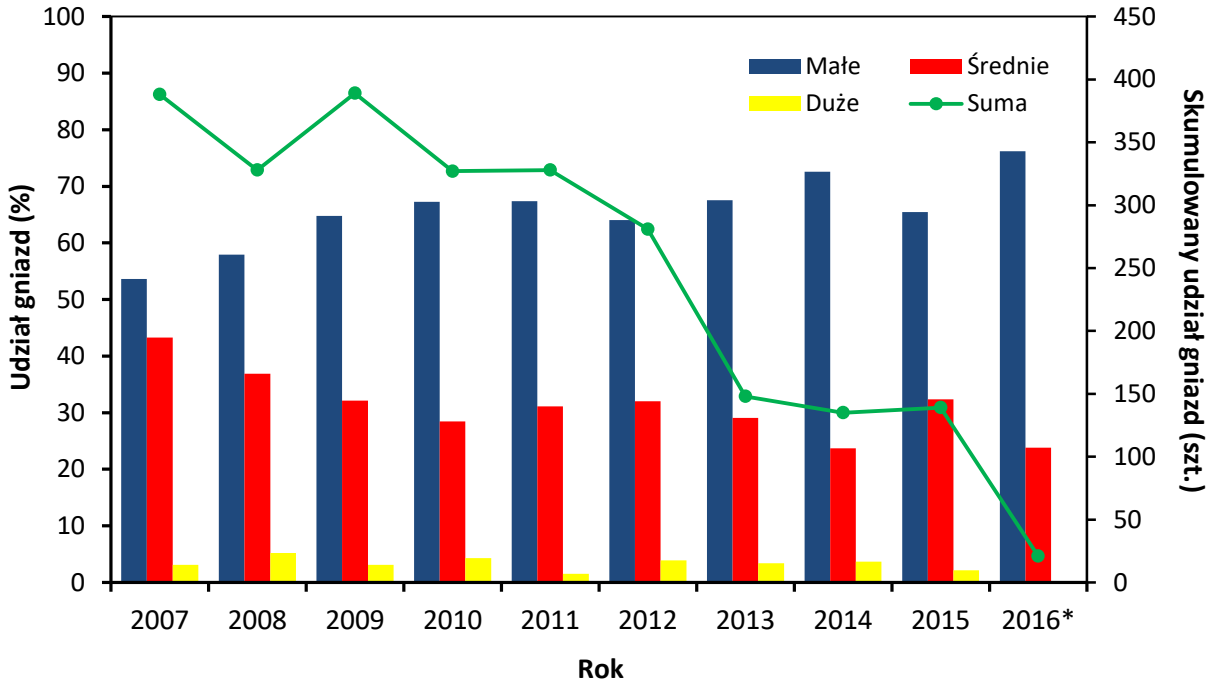
**w 2010 r. nie prowadzono zarybień i elektropołowów na stanowisku Leśna Struga oraz Struga Rybnicka*

Rys. 61 Oszacowane zagęszczenie narybku *Salmo trutta* (ind./100 m^2, słupki) w wieku 0+ na monitorowanych stanowiskach, w latach 2010-2013, oraz średnia długość ryb (*l.caud.*, cm); (–) oznacza medianę; (x) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają 25%-75%; wąsy oznaczają zakres wartości nieodstających.

5.3 Inwentaryzacja gniazd tarłowych

Podczas monitoringu gniazd troci przeprowadzonego w latach 2007-2016 zinwentaryzowano łącznie 2484 kopce tarłowe zakwalifikowane dla anadromicznej formy *Salmo trutta*. Wśród nich zidentyfikowano 1576 gniazd „małych", 824 „średnich"

oraz 84 przypisane do grupy gniazd „dużych”. Średnio w badanym okresie w dorzeczu Łeby obserwowano 248 gniazd tarłowych rocznie (zakres 21-389). Najwięcej gniazd stwierdzono w 2007 i 2009 roku, odpowiednio 388 i 389 gniazd. Od 2012 roku zaobserwowano wyraźny spadek w liczbie gniazd (Rys. 61). Średnia dla lat 2013-2016 wyniosła 111 gniazd.



**w 2016 r. ze względu na niesprzyjające warunki hydrologiczne w dorzeczu, gniazda zinwentaryzowano wyłącznie na czterech ciekach, tj. Reknicy, Sitnicy, Leśnej Strudze oraz Strudze Rybnickiej.*

Rys. 62 Udział (%) gniazd troci z podziałem na grupy wielkościowe (0,5-1 m małe; 1-2 m średnie; >2 m gniazda duże) oraz skumulowany udział (szt.) gniazd zinwentaryzowanych w latach 2007-2016 w badanym fragmencie dorzecza Łeby.

Udział (%) gniazd małych i dużych w całym okresie badań nie różnił się istotnie między latami (test rang Spearman’a, $P > 0,05$). Statystycznie istotne zróżnicowanie stwierdzono w odniesieniu do gniazd średnich, których udział zmieniał się między latami obserwacji (test rang Spearman’a, $P < 0,05$). Gniazda małe stanowiły średnio 65,7% wszystkich gniazd rocznie. Najmniej gniazd małych zaobserwowano w 2007 roku, zaś najwięcej w 2016, odpowiednio 53,6% i 76,2% (Rys. 61). Średni udział gniazd średnich i dużych kształtował się na poziomie, odpowiednio 31,3% (zakres: 23,7-43,3) oraz 3,0%

(zakres: 0,0-5,2), w ciągu całego okresu badań. Najmniej średnich gniazd zinwentaryzowano w 2014 roku, natomiast najwięcej w 2007 roku (Rys. 61). Gniazd dużych nie zaobserwowano wyłącznie w 2016 roku. Analiza testem Spearman'a wykazała statystycznie istotne zróżnicowanie jedynie w odniesieniu do udziału gniazd średnich ($P < 0,05$).

Niemniej, indywidualne porównanie proporcji gniazd poszczególnych wielkości do skumulowanych pozostałych grup w poszczególnych latach, wykazało istotne różnice dla gniazd małych i średnich (test χ^2, $P < 0,05$; Tabela 22). Takiego zróżnicowanie nie stwierdzono dla gniazd dużych (test χ^2, $P > 0,05$; Tabela 22). Na przestrzeni lat 2007-2016, gniazda małe zwiększały swój udział (r = 0,8301, $P < 0,05$) w ogólnej liczbie gniazd, na niekorzyść gniazd średnich, których udział wykazał trend malejący (r = 0,7771, $P < 0,05$).

Tabela 22 Wyniki testu χ^2 udziału (%) gniazd małych, średnich i dużych zinwentaryzowanych w dorzeczu Łeby, w latach 2007-2016. Wartości istotne statystycznie pogrubiono ($P < 0,05$).

Grupa	test χ^2	*df*	p
Małe vs. pozostałe	32,77	9	**0,0001**
Średnie vs. pozostałe	31,75	9	**0,0002**
Duże vs. pozostałe	9,39	9	0,4018

6. Dyskusja

Pierwszą informację o występowaniu troci wędrownej w rzece Łebie podaje VON DEM BORNE (1882). Autor w swojej książce świadomie wyróżnia gatunek troć (*Meerforelle*) i łososia (*Lachse*). Ponadto, istnieją zapisy, iż w 1249 r. zakonowi norbertanek z Żukowa podarowano ziemie nad Łebą wraz z „jazem do połowu łososi" (ŚLIWIŃSKI, 2003). Wyróżnienie tego faktu wskazuje na duże znaczenie „łososia", w domyśle troci z rzeki Łeby już w XIII w. Późniejsze wzmianki pochodzą z *Inwentarza starostwa lęborskiego* z 1638 r., w którym jest mowa o dwóch jazach zamkowych w Lęborku z zainstalowanymi pułapkami na łososie. Rocznie z obu punktów pozyskiwano do 400 sztuk „łososi" (LABUDA, 1959). W XX w. obecność troci w dorzeczu Łeby została potwierdzona m.in. przez KAJA (1954), CHRZANA (1959), CHEŁKOWSKIEGO (1965) czy DĘBOWSKIEGO I IN. (2002).

Rzeka Łeba, w porównaniu do innych rzek przymorskich, cechowała się niezbyt licznym stadem troci wędrownej, stąd też jej znaczenie w gospodarce łososiowej było zdecydowanie mniejsze (KAJ, 1954; CHEŁKOWSKI, 1965). Próby scharakteryzowania troci wędrownej z dorzecza Łeby podjął się CHRZAN (1959). Dysponował on materiałem biologicznym pobranym od 45 osobników odłowionych przez rybaków w rejonie ujścia Łeby, w latach 1945-1955. Jak podkreśla sam autor, zastosowanie selektywnych narzędzi rybackich oraz niewielka liczebność próby jaką posiadał, nie pozwalała na dokładniejszą analizę tej populacji, stąd informacje jakie przedstawia mają charakter wyłącznie orientacyjny. Według obserwacji CHRZANA (1959), średnia długość badanych ryb wyniosła 65,9 cm, a masa ciała 4230 g. Analiza wieku jaką przeprowadził wskazała, iż aż 86,7% osobników smoltyfikowało po drugiej zimie spędzonej w rzece. Jedno- oraz trzyletnie smolty stanowiły, odpowiednio 8,9% oraz 4,4% badanych ryb. W odniesieniu do wieku morskiego, autor stwierdził znaczną dominację ryb dwuletnich (51,1%) oraz trzyletnich (40,0%). Osobniki, które tylko raz zimowały w morzu stanowiły 8,9% próby. Jednocześnie, nie zaobserwował troci, które jeszcze nie zimowały w morzu oraz czteroletnich i starszych, co mogło być efektem stosowanych narzędzi do połowu ryb.

Przedstawione przez CHRZANA (1959) wyniki w wielu aspektach różnią się od wyników opisanych w niniejszej pracy. Mianowicie, obecnie w populacji troci z dorzecza Łeby przeważają smolty jednoroczne i w zależności od pochodzenia stanowią odpowiednio 72,1% (dzikie) oraz 98,9% (hodowlane). Wśród ryb dzikich, smolty dwuletnie

stanowiły 27,7%, natomiast trzyletnie jedynie 0,2%. Tylko 1,1% osobników pochodzących z zarybień smoltami, nie spływa od razu do morza i spędza jeszcze jedną zimę w wodzie słodkiej. Oczywiście, z racji nieprowadzenia do lat 70-tych zarybień smoltami, do porównań należałoby uwzględnić wyłącznie osobniki określane jako „dzikie". Na uwagę zasługuje fakt, iż PILECKA-RAPACZ (2011) badając 34 osobniki troci pozyskane z rzeki Łeby jesienią 1999 roku, stwierdziła wśród nich sto procent ryb, które smoltyfikowały po drugim roku. Smolty jednoroczne zidentyfikowała tylko u ryb pochodzących z Parsęty. Praktyczny brak jednorocznych smoltów jest trudny do wytłumaczenia, szczególnie przy jednorazowym próbkowaniu. Przewaga smoltów dwuletnich obserwowana była u wielu populacji z polskich rzek na przestrzeni ostatnich 70 lat (DIXON, 1931; CHEŁKOWSKI, 1967, 1969, 1978; CHRZAN, 1959; BORZĘCKA, 1999, 2003; BURAS, 2020). Ich udział szacowany był na 70-94,08%. Najnowsze obserwacje dotyczą troci z dorzecza Wisły (BERNAŚ I IN., 2019) oraz Słupi (BERNAŚ, 2014), w trakcie których dominacja dwuletnich smoltów została potwierdzona/podtrzymana. Znaczna przewaga smoltów jednorocznych w niniejszych badaniach może wynikać z intensywnych zarybień dorzecza Łeby wylęgiem troci. Zjawisko sezonowych dominacji jednorocznych smoltów w ciekach zarybianych wylęgiem obserwowano w kilku dorzeczach północnej Polski (CHEŁKOWSKI I CHEŁKOWSKA, 1982; CHEŁKOWSKI, 1992, 1995; DĘBOWSKI I IN., 1992; DĘBOWSKI I RADTKE, 1994). Twierdzenie to znajduje swoje potwierdzenie w wynikach obecnych badań, gdzie ponad 95% troci znakowanych alizaryną i wypuszczonych jako wylęg smoltyfikowało już po pierwszym roku. CHEŁKOWSKI (1969) badając troć z Regi, Parsęty, Słupi, Uniesty oraz Grabowej stwierdził wyraźny udział smoltów dwuletnich, niezależnie od płci badanych ryb (♀92,33%, ♂89,49%). Podobne wyniki uzyskał CHEŁKOWSKI (1967) dla troci z Gowienicy. Brak wpływu płci na wiek smoltyfikacji wykazał również CHEŁKOWSKI (1992) u smoltów wychowanych w niewielkim dopływie dolnej Odry. Jest to wynik odmienny od prezentowanych w niniejszej pracy, gdzie samice dwa razy częściej niż samce spływały do morza w wieku dwóch lat, a ponad 80% samców smoltyfikowało po pierwszym roku. Trocie z rzek północnej i zachodniej Europy smoltyfikują najczęściej w wieku od 2 do 6 lat, przy czym im bardziej na północ, tym zwiększa się udział starszych smoltów (FAHY, 1978; JONSSON I L'ABÉE-LUND, 1993; L'ABÉE-LUND I IN., 1989). Badania smoltów troci z trzech litewskich rzek wskazały na wyraźną dominację jednorocznych oraz dwuletnich, przy

minimalnym udziale trzyletnich smoltów (SKRUPSKELIS I IN., 2012), co jest tożsame z wynikami uzyskiwanymi dla polskich rzek.

W toku przeprowadzonych badań stwierdzono, że troć wędrowna z rzeki Łeby spędza w morzu od pół roku do trzech lat, przy czym udział osobników, które spędziły okres krótszy niż jeden rok jest marginalny. Osobniki najstarsze stanowią niewielką część stada tarłowego, świadcząc o dużej śmiertelności troci na pewnym etapie życia. Co ciekawe, w tej grupie wiekowej zidentyfikowano wyłącznie samice. Roczne fluktuacje występowały jedynie w obrębie ryb jednorocznych oraz dwuletnich. Obserwacja ta dotyczyła ryb migrujących zarówno na początku, jak i w późniejszej fazie ciągu tarłowego. Skumulowany udział osobników jednorocznych (62%) wskazuje na ogólną dominację ryb młodszych w stadzie tarłowym. Osobniki, które spędziły dwa lata w morzu stanowiły około 36%. W okresie wczesnojesiennym, przewaga ryb młodszych zaznaczała się jeszcze bardziej i było to wywołane wpływem płci na strukturę wiekową oraz dominacją samców na początku ciągu tarłowego. Wymienione wcześniej wyniki dla troci z rzeki Łeby zaprezentowane przez CHRZANA (1959) wskazują na dominację ryb w wieku morskim 2+ oraz 3+, przy jednoczesnym niewielkim udziale ryb jednorocznych. Podobne wyniki uzyskał CHRZAN (1959) dla troci z rzeki Słupi, Wieprzy oraz Parsęty. Rezultaty opisane przez CHRZANA (1959) zostały potwierdzone w późniejszych badaniach CHEŁKOWSKIEGO (1967) dla troci z Gowienicy oraz CHEŁKOWSKIEGO (1969), w których zestawił dane dla Regi, Parsęty, Uniesty, Grabowej i Słupi, z zaznaczeniem wyraźnej przewagi osobników z dwuletnim pobytem w morzu. Zbliżone wyniki również przedstawił DIXON (1931) dla troci z uchodzącej do Zatoki Puckiej rzeki Redy. Według cytowanych autorów, udział osobników w wieku morskim 2+ wahał się od 50,69% (Rega) do 69,97% (Słupia). Pierwsze zmiany w strukturze wieku morskiego troci z rzek pomorskich obserwujemy w wynikach PILECKIEJ-RAPACZ (2011), gdzie wśród osobników pozyskanych jesienią 1999 roku przeważają osobniki z jednorocznym pobytem w morzu, których udział wynosił od 61,6% do 75,2%. Jedynie w przypadku troci z rzeki Wieprzy wciąż dominowały ryby 2+, stanowiąc 65,4% próby. W późniejszych badaniach troci ze Słupi, BERNAŚ (2014) wykazał udział osobników 1+ na poziomie 53%, co było o 22% niższą wartością niż dekadę wcześniej (PILECKA-RAPACZ, 2011). Obecne wyniki potwierdzają tendencję przewagi ryb młodszych zaobserwowaną w pracy PILECKIEJ-RAPACZ (2011). Odmienną strukturę wiekową od populacji troci z rzek pomorskich przedstawiała troć z dorzecza Wisły. W próbach

zebranych w Dunajcu w latach 20-tych XX w. wskazano na dwukrotnie większy udział ryb z trzyletnim pobytem w morzu w porównaniu do osobników 2+, DIXON (1931). Późniejsze badania CHRZANA (1959) dla troci pozyskanych w ujściu Wisły prezentują już dominację ryb w wieku morskim 2+, wynoszącą 52,8%. Ciekawie prezentują się wyniki BORZĘCKIEJ (1999) dla prób zebranych w latach 50-tych i 60-tych XX w., które wskazują wciąż na przewagę wśród troci wiślanej osobników z dwuletnim pobytem w morzu, ale zwracają uwagę na znaczny udział ryb w wieku 1+ oraz wyraźnie zmniejszony udział osobników 3+. Dalsze zmiany w strukturze wiekowej w latach 80-tych, prezentują zbliżony udział osobników z jednorocznym oraz dwuletnim pobytem w morzu, odpowiednio 43,2% i 48,8% (BURAS, 2020). Obecne obserwacje troci wiślanej wskazują już na wyraźną przewagę ryb 1+ (53,5-59%), w porównaniu do osobników wędrujących na tarliska po dwóch latach troficznych w morzu (~40%) (BERNAŚ I IN., 2019). Stwierdzony w niniejszej pracy niewielki udział ryb migrujących po niepełnym roku spędzonym w morzu (0,1%) jest zbliżony do wyników prezentowanych w literaturze. CHEŁKOWSKI (1967) badając troć z Gowienicy stwierdził wyłącznie jednego osobnika migrującego do rzeki w roku smoltyfikacji, co stanowiło 0,79%. Ponadto, ten sam autor badając populacje troci z pięciu pomorskich rzek stwierdził tylko jednego takiego osobnika (0,04%) (CHEŁKOWSKI, 1969). Nieco wyższy wynik uzyskał BERNAŚ (2014) dla troci z rzeki Słupi, który w badanej próbie ryb stwierdził 3,5% osobników migrujących do rzeki w roku smoltyfikacji. Podobne wyniki uzyskano dla troci wiślanej, gdzie udział osobników w wieku morskim 0+ oscylował w granicach 1% (BERNAŚ I IN., 2019; BORZĘCKA, 1999). W przypadku niektórych populacji spoza zlewiska Bałtyku, udział ryb migrujących do rzeki bez zimowania w morzu może stanowić nawet połowę ciągu tarłowego i zjawisko to jest częściej spotykane wśród samców troci (FAHY, 1978; L'ABÉE-LUND, 1994; POOLE I IN., 2006).

Przegląd dostępnej literatury wskazuje na stopniową redukcję udziału osobników troci na przestrzeni ostatnich stu lat, które spędziły w morzu więcej niż trzy lata. Ryby z cztero- oraz pięcioletnim pobytem w morzu pojawiają się w starszych pracach dotyczących troci z rzek pomorskich, których udział w próbach wynosił odpowiednio 0,7-8,22% i 0,13-0,68% (CHEŁKOWSKI, 1967, 1969; CHRZAN, 1959; DIXON, 1931) oraz z dorzecza Wisły, odpowiednio 0,4-13,2% i 0,04-3,% dla ryb 4+ i 5+ (BORZĘCKA, 1999; BURAS, 2020; CHRZAN, 1959; DIXON, 1931). Obecnie, obserwuje się zanik starszych ryb w populacjach troci (BERNAŚ I IN., 2019; BORZĘCKA, 2003; PILECKA-RAPACZ, 2011), co potwierdzają również

wyniki niniejszej pracy, choć należy zaznaczyć, że w odniesieniu do rzeki Łeby w dostępnych źródłach nie potwierdzono występowania osobników troci, które spędziły w morzu więcej niż trzy lata. Obecnie ryby z trzyletnim pobytem w morzu stanowią marginalną grupę wiekową. Być może wpływ na to mają zachodzące zmiany w ekosystemie Morza Bałtyckiego (REUSCH I IN., 2018), choć presja człowieka wydaje się być najbardziej prawdopodobną przyczyną.

Zdiagnozowana struktura wieku morskiego stada tarłowego troci łebskiej mieści się w zakresie opisywanym w literaturze dla naszej strefy geograficznej. Im wyżej na północ Europy, tym średnia liczba lat spędzonych w morzu przed osiągnięciem dojrzałości płciowej zwiększa się do 7-8 lat (JONSSON I L'ABÉE-LUND, 1993), a w skrajnych przypadkach może sięgać 13 lat (L'ABÉE-LUND I IN., 1989). Nieco odrębną charakterystykę przedstawiają populacje troci z rzek brytyjskich, gdzie dominują osobniki 0+ oraz 1+ (HARRIS, 2006; POOLE I IN., 2006). JONSSON I L'ABÉE-LUND (1993) na podstawie analizy 102 europejskich populacji troci pomiędzy 54°N a 70°N wykazali, że liczba lat spędzonych w morzu jest ściśle uzależniona od płci. Samice troci średnio spędzają dłuższy okres w morzu niż samce przed podjęciem pierwszej wędrówki tarłowej (L'ABÉE-LUND I IN., 1989). Twierdzenie to znajduje potwierdzenie w wynikach niniejszej pracy, gdzie znaczna większość samców dojrzewała po pierwszej zimie spędzonej w morzu, natomiast samic po dwóch latach spędzonych w morzu. Ponadto, L'ABÉE-LUND I IN., (1989) wykazali, iż okres morski ulegał skróceniu wraz z malejącym wiekiem smoltów oraz szybszym tempem wzrostu w fazie narybkowej. Generalnie, badania L'ABÉE-LUND (1994) wykazały iż wiek smoltyfikacji, płeć oraz warunki środowiskowe odpowiadają sumarycznie za 30% zmienności wieku morskiego, przed osiągnięciem dojrzałości płciowej.

Mała liczebność próby tarlaków zebranych w okresie wczesnojesiennym może być przyczyną wystąpienia różnic podczas porównania wieku troci migrujących między wrześniem a listopadem oraz w obrębie próby wczsnojesiennej. Nie zaobserwowano zmienności w strukturze wiekowej wśród osobników wędrujących w początkowym okresie ciągu. Wykazana silna zmienność między latami dotyczyła wyłącznie okresu późnojesiennego. Wyniki niniejszej pracy mogą wskazywać na silny wpływ zarybień smoltami w modelowaniu struktury późnojesiennej części stada tarłowego. Im większa była liczba wypuszczonych do środowiska smoltów troci, tym większy udział w stadzie

tarłowym ryb pochodzących z zarybień w wieku morskim 1+ i 2+ obserwowano w następnych latach (Rys. 15).

W sytuacjach spornych, wiek określony na podstawie łusek powinien być poddany weryfikacji. Jak pokazuje praktyka, zabieg ten nie jest powszechnie stosowany w badaniach populacyjnych (CAMPANA, 2001). Żaden z wyżej cytowanych autorów, wykonując odczyty wieku na podstawie łusek, nie dokonał weryfikacji otrzymanych wyników. Wydawać by się mogło, iż w świetle aktualnych wyników badań oraz dostępnych możliwości technicznych, odczyty wieku ryb z łusek powinny w każdym wypadku zostać zweryfikowane na podstawie preparatów z kości oraz otolitów, w celu określenia dokładności zastosowanej metody (BEAMISH I MCFARLANE, 1983; NAGIĘĆ I IN., 1996). Mając na uwadze trudności jakie spotykane są podczas odczytów wieku z łusek troci (SYCH, 1967a, 1967b), jego weryfikacja nabiera priorytetowego znaczenia. Zastosowana w niniejszej pracy metoda weryfikacji sprawdziła się w przypadku wielu gatunków ryb i jest powszechnie rekomendowana (KOCH I QUIST, 2007; MILLS I BEAMISH, 1980; MILLS I CHALANCHUK, 2004). Wszelkie rozbieżności w cytowanych wynikach mogą być efektem błędnego odczytu wieku, nie poddanego walidacji.

Analiza obrazu łuski umożliwiła identyfikację tzw. znaków tarłowych świadczących o przebytym tarle we wcześniejszych latach. Uzyskany wynik (10,03%) dla całej próby, jest zbliżony do tego, jaki uzyskał CHEŁKOWSKI (1969), analizując materiał łuskowy troci z pięciu rzek pomorskich - 9,22%. Jeden znak tarła stwierdził u 7,37% osobników, natomiast dwa znaki u 1,77% badanych ryb. CHRZAN (1959) badając troć z Łeby stwierdził obecność znaków tarłowych u 4,4% osobników, co jest wynikiem ponad dwukrotnie niższym od uzyskanego w niniejszych badaniach. W przeciwieństwie do obecnych badań, CHEŁKOWSKI (1969) stwierdził wśród osobników z Parsęty oraz Grabowej ryby z trzema znakami tarłowymi (0,086%). Przy podziale na poszczególne rzeki, wyżej cytowany autor ustalił, iż udział troci ze znakiem tarła wynosi od 7,53% dla Regi do 10,74% dla Słupi. Nieco inne wyniki badań przedstawił CHRZAN (1959), według którego ogólny udział ryb powtarzających tarło dla badanej przez niego próby z rzeki Wisły, Redy, Łeby, Wieprzy oraz Parsęty wyniósł około 4%, natomiast osobniki u których zidentyfikowano dwa znaki tarła stanowiły niecałe 0,1%. Według CHRZANA (1959), udział troci powtarzających tarło wynosi od około 3,2% dla stada z Wieprzy do 4,8% dla stada z Wisły. DIXON (1930) badając troć z rzeki Redy zidentyfikował tylko jedną rybę ze znakiem tarłowym, co stanowiło 1,2%

próby. Dla porównania, w badaniach CHRZANA (1959) udział ryb z rzeki Redy powtarzających tarło wyniósł 3,7%. CHRZAN (1959) badając trocie z ujścia Wisły stwierdził udział ryb powtarzających tarło między 3,3% a 6,1%, zaznaczając rysujący się trend spadkowy w miarę upływu lat po II Wojnie Światowej, sugerując zwiększającą się presję rybacką na co raz to młodsze osobniki. Późniejsze badania BORZĘCKIEJ (1999) wskazały udział ryb ze stada wiślanego z wyraźnymi znakami tarłowymi na poziomie 1,2%, potwierdzając wcześniejsze obserwacje. Ponadto, obserwacje troci z Drwęcy wskazały, że średnio 4,3% troci wędrownych powtarza tarło (BORZĘCKA, 2003), co jest wynikiem zbliżonym do dziesięcioletniej średniej, jaką uzyskał CHRZAN (1959) dla stada z rzeki Wisły. Udział osobników powtarzających tarło jest powiązany z dystansem między ujściem rzeki a tarliskami i bezpośrednio związany z wydatkiem energetycznym tarlaków. Im odległość od ujścia do tarlisk jest krótsza, tym udział ryb ze znakami tarłowymi jest większy (JONSSON JONSSON, 2006b). Ponadto, JONSSON I L'ABÉE-LUND (1993) zauważyli, że proporcja ryb w populacji powtórnie biorących udział w tarle maleje wraz ze zwiększaniem się szerokości geograficznej. Cytowani autorzy badając 102 europejskie populacje troci stwierdzili średni udział ryb ze znakami tarłowymi na poziomie 20-70%. Co więcej, wykazano istotny pozytywny wpływ długości dostępnego dorzecza na udział osobników powtarzających tarło (L'ABÉE-LUND I IN., 1989), co może sugerować ich zwiększoną frekwencję w stadzie troci z dorzecza Łeby w przyszłych latach. Na uwagę zasługuje fakt, iż w przeciwieństwie do wyników prezentowanych przez CHRZANA (1959), CHEŁKOWSKIEGO (1969) oraz BORZĘCKĄ (1999), w trakcie niniejszych badań nie stwierdzono wśród osobników powtarzających tarło zjawisko „pauzowania". Podobnie CHEŁKOWSKI (1967) nie stwierdził okresów pauzowania wśród troci z Gowienicy. Zjawisko to jest powszechniejsze u łososia atlantyckiego niż u troci, szczególnie u populacji odbywających dalekie migracje tarłowe i bezpośrednio związane z wydatkiem energetycznym oraz okresem potarłowej rekonwalescencji (BIRNIE-GAVIN I IN., 2019; JONSSON I JONSSON, 2011).

Stwierdzona, w toku przeprowadzonych badań średnia długość troci z dorzecza Łeby (59,9 cm) odbiegała od starszych danych przedstawionych przez CHRZANA (1959), w których to średnia długość dla tej rzeki była na poziomie 65,9 cm. Przy czym, wartość podana przez CHRZANA (1959) wciąż mieści się w zakresie średnich rocznych wykazanych w niniejszych badaniach. Według CHEŁKOWSKIEGO (1969) średnia długość troci określona dla Regi, Parsęty, Uniesty, Grabowej oraz Słupi wyniosła 66,7 cm, co jest wartością dużo

wyższą od aktualnie prezentowanych wyników. Dużo nowsze wyniki dla sześciu rzek pomorskich, przedstawione przez PILECKĄ-RAPACZ (2011), wskazują na zmniejszanie się długości ciała osobników troci, uzyskując średnią 60,9cm, a w odniesieniu do rzeki Łeby wskazała średnią długość na poziomie 62,9 cm. Podobne zjawisko zmniejszania się długości troci zaobserwował BERNAŚ (2014), analizując dane troci z rzeki Słupi, gdzie stwierdził średnią wielkość troci na poziomie ~59 cm, co jest wynikiem bardzo zbliżonym do uzyskanych w niniejszych badaniach. Za główną przyczynę podaje zmiany w strukturze wiekowej populacji oraz redukcją liczebności starszych osobników, co również stwierdzono w odniesieniu do populacji troci z rzeki Łeby. Analiza wzrostu w podziale na kolejne lata życia w morzu wskazuje na niewielkie zmiany w porównaniu do danych przedstawionych przez CHRZANA (1959). Różnice dotyczą grupy wiekowej A.1+ dla której CHRZAN (1959) oszacował średnią długość na 41,0 cm, natomiast w niniejszych badaniach wartość ta wyniosła 54,9 cm. Podobnie, aktualnie stwierdzono większą średnią długość ciała w grupie A.2+, niż przez wspomnianego autora, odpowiednio 67,9 cm i 62,5 cm. Jedynie w odniesieniu do osobników z trzyletnim pobytem w morzu zaobserwowano spadek długości ciała, z 75,6 cm w latach 1945-1955 do 72,4 cm wykazanych obecnie. Ostatnie wyniki badań troci z dorzecza Wisły wskazują na zbliżony wzrost troci w grupach wieku A.0+, A.1+ oraz A.2+. Jedynie osobniki z trzyletnim troficznym pobytem w morzu są zdecydowanie większe od osobników w tym samym wieku pochodzących z rzeki Łeby (BERNAŚ I IN., 2019). Wiek smoltyfikacji wpływał na wzrost troci w pierwszym roku pobytu w morzu. Im starszy smolt, tym większa średnia długość osobnicza po pierwszej zimie spędzonej w morzu. Pośrednio, związane jest to z wielkością post-smoltów (JONSSON I L'ABÉE-LUND, 1993). W kolejnych latach pobytu w morzu wiek smoltyfikacji nie wpływał istotnie na wzrost ryb.

Nieco inny obraz uzyskano analizując wzrost z uwzględnieniem płci osobników. Średnie długości ciała dla obu płci na przestrzeni dziesięciu lat obserwacji były relatywnie stabilne i wyniosły 61,1 cm oraz 55,5 cm, odpowiednio dla samic oraz samców. Wykazane różnice w długości ciała samic i samców troci miały swoje odzwierciedlenie we fluktuacji frekwencji poszczególnych klas długości, między latami. Według CHEŁKOWSKIEGO (1969), u badanych przez niego populacji troci z rzek przymorskich Pomorza, średnia długość ryb wśród samic wyniosła od 64,8 cm dla Parsęty do 68,9 cm dla Regi, natomiast wśród samców średnie długości ciała wahały się między 65,6 cm dla Parsęty i Uniesty do 71,8 cm

dla Słupi. Ponadto, CHRZAN (1959) i CHEŁKOWSKI (1967, 1969) zwracają uwagę na to, iż w każdej populacji samce są zawsze nieznacznie dłuższe od samic troci. Obecne wyniki badań troci z dorzecza Łeby nie potwierdzają tych obserwacji. Podobnie wyniki badań PILECKIEJ-RAPACZ (2011) na troci z rzek przymorskich oraz BORZĘCKIEJ (2003) na troci z Drwęcy. Co prawda, dokonując szczegółowej analizy w poszczególnych grupach wieku morskiego można odnieść wrażenie większej średniej długości ciała samców, przy czym, w każdym przypadku różnice były nieistotne. Zbliżone do obecnie prezentowanych wyników, średnie wartości długości samic i samców w poszczególnych grupach wieku morskiego uzyskał BERNAŚ (2014) dla troci ze Słupi, co może świadczyć o zbliżonych warunkach pokarmowych w morzu oraz oddziaływaniu czynników pochodzenia antropogenicznego, niezależnie od populacji.

Porównując obecne wyniki z danymi historycznymi można zauważyć, że średnia masa troci z dorzecza Łeby uległa zmniejszeniu. O ile w przypadku długości, zaobserwowano redukcję na poziomie ~9%, o tyle w przypadku masy ciała średnio wartość ta zmalała o ~41%, tj. z 4230 g do 2492 g (CHRZAN, 1959). Dane dotyczące średniego ciężaru troci dla pięciu rzek przymorskich, przedstawione przez wspomnianego autora oscylują w zakresie 3530 g dla Parsęty do 4580 g dla rzeki Słupi. Średnia masa troci z Wisły wyniosła 5190 g (CHRZAN, 1959). Inne światło na zagadnienie rzuca PILECKA-RAPACZ (2011). Przedstawione watości dotyczą jednak mas osobników po sztucznym pozyskaniu ikry mlecza, ale z wnętrznościami. O ile w przypadku samic, wyniki mogą nieznacznie odbiegać od prezentowanych obecnie, o tyle masa samców po pozyskaniu nasienia nie różni się znacząco. Według autorki, zakres średnich mas ciała troci dla Regi, Parsęty, Wieprzy, Słupi, Łeby oraz Łupawy wynosił od 1,98 kg dla Parsęty do 3,30 dla troci z rzeki Wieprzy. Najszerszy zakres masy miały osobniki z rzeki Wieprzy, a najmniejszy z Łeby. W odniesieniu do troci z Łeby autorka podała średnią masę 2,49 kg, co jest zgodne z wynikiem jaki uzyskano w niniejszej pracy. Zaobserwowana redukcja masy ciała na przestrzeni lat jest prawdopodobnie konsekwencją zmian w strukturze wiekowej oraz wielkości ryb. Takie zjawisko notowane było również w przypadku innych populacji, zarówno troci jak i łososi i dotyczyło również długości ciała (FJØRTOFT I IN., 2014). Porównywalne, historyczne dane dotyczące masy ciała z uwzględnieniem płci osobników są dość ograniczone. Takie dane dla rzek przymorskich przedstawiła PILECKA-RAPACZ (2011), wskazując na najmniejszą średnią masę samic z Parsęty (1,98 kg) oraz samców z Łeby

(1,85 kg). Samice i samce troci z Wieprzy charakteryzowały się największą średnią masa ciała wśród sześciu badanych populacji. W obecnych badaniach, średnia masa ciała samic troci wyniosła 2654 g, natomiast samców 1892 g. PILECKA-RAPACZ (2011) określiła średnią masę samic z Łeby na 2,60 kg. Uwzględniając obie płcie, wyniki prezentowane dla lat 2007-2016 nie odbiegają od podawanych przez autorkę. W przeciwieństwie do długości, masa samców wykazywała istotne zróżnicowane między latami. Być może, było to związane ze zróżnicowaniem stopnia dojrzałości osobników lub oddziaływaniem innego czynnika. Ponadto, liczba lat spędzonych w morzu istotnie wpływała na masę ciała migrujących tarlaków, niezależnie od płci.

Wielkość troci z rzek przymorskich w konfrontacji z wynikami z innych dorzeczy jest znacznie mniejsza, dla przykładu średnia masa samic troci z rzeki Drwęcy wynosiły 3,97 kg, natomiast samców 3,00 kg (BORZĘCKA, 2003). Jest to zapewne, związane z tym, że stanowią one część stada wiślanego troci wędrownej, która charakteryzowała się imponującym tempem wzrostu (PAŁKA I BIENIARZ, 1983; ŻARNECKI, 1963). Na podstawie wyników znakowania smoltów troci dunajeckiej określono średnią masę ciała ryb po 12, 24 oraz 36 miesiącach od wypuszczenia, na 1594 g, 3827 g oraz 6650 g (PAŁKA I BIENIARZ, 1983).

Analiza przebiegu wzrostu ryb na podstawie struktur łuskowych, mimo długoletniej historii jest wciąż powszechnie stosowaną metodą badawczą. Umożliwia wsteczne prześledzenie dynamiki wzrostu osobnika na każdym etapie życia (BAGENAL I TESCH, 1978; SYCH, 1967c). W tym celu, jako założenie najczęściej stosowany jest pomiar promienia łuski w odniesieniu do długości ryby (JONSSON I STENSETH, 1976). Ponadto, analiza liczebności sklerytów w poszczególnych przyrostach jest często spotykaną metodą badania dynamiki wzrostu populacji ryb łososiowatych. Choć do końca nie jest znany mechanizm odkładania się sklerytów na łuskach, to FRIEDLAND I IN. (1993) analizując wzrost łososi atlantyckich zauważyli zależność, polegającą na tym, iż w okresie wiosennym i letnim w przyrostach morskich odkładają się średnio cztery skleryty miesięcznie, natomiast jesienią i zimą dwa. Jednocześnie, znane są przypadki kiedy to w okresie słabego wzrostu nie dochodziło do odkładania się sklerytów lub nawet obserwowano wchłanianie już powstałych (BILTON, 1975). Mimo to, długoletnia analiza liczebności zdeponowanych sklerytów pozwala na śledzenie zmian wzrostu ryb oraz jego powiązań z przeżywalnością i zmianami klimatycznymi (FRIEDLAND I IN., 2005; MARCO-RIUS I IN., 2012;

PEYRONNET I IN., 2007). Wyniki niniejszej pracy jednoznacznie wykazały, iż w ramach zebranej próby, promień łuski stanowi dokładniejsze źródło informacji o przebiegu wzrostu ryb niż liczba sklerytów odłożonych na łuskach.

Ustalono, iż hodowlane jednoroczne smolty rosły istotnie szybciej aniżeli ich dzikie odpowiedniki, co może być tłumaczone stałymi i optymalnymi warunkami utrzymywanymi w trakcie całego procesu chowu (ARAKI I SCHMID, 2010). Dzikie dwuletnie smolty, wyraźnie mniej przyrastały w pierwszym roku fazy słodkowodnej od swoich hodowlanych odpowiedników. Natomiast w drugim roku, następowała intensyfikacja wzrostu, który nie różnił się od przyrostu w drugim roku obserwowanym u hodowlanych smoltów. Związane jest to z tym, iż tempo wzrostu ryb łososiowatych jest zazwyczaj odwrotnie proporcjonalne do aktualnej wielkości. W związku z tym, dzikie osobniki, które osiągnęły mniejsze rozmiary pod koniec pierwszego roku życia w rzece, mogą w kolejnych latach rosnąć bardziej dzięki mechanizmom wzrostu kompensacyjnego (RICKER, 1975), który to również obserwowano w stosunku do przebiegu wzrostu morskiego (MARCO-RIUS I IN., 2012). Ten z kolei, był silnie uzależniony od stanu fizjologicznego ryb. Osiągnięcie dojrzałości płciowej znacząco redukowało przyrost w środowisku słonowodnym, co objawiało się znacznie mniejszym przyrostem w roku migracji tarłowej (Tabela 11; Rys. 27). Wyraźne różnice we wzroście morskim w pierwszym roku po smoltyfikacji, zaznaczały się zarówno między płciami, jak i ze względu na pochodzenie osobników. Samce troci osiągały większe przyrosty od samic. Ponadto, osobniki dzikie, charakteryzowały się szybszym tempem wzrostu niż osobniki pochodzące z zarybień smoltami. Większy przyrost długości ciała w pierwszym roku po smoltyfikacji wpływa pozytywnie na przeżywalność troci (JENSEN I IN., 2018). Zaobserwowane spowolnienie wzrostu wraz z wiekiem osobników notowano już wcześniej u innych populacji troci (OLSEN I IN., 2006).

Uzyskane wyniki sugerują, iż osobniki pochodzące z zarybień smoltami wykazują bardziej wyrównany wzrost między latami, związany prawdopodobnie z relatywnie stałymi początkowymi warunkami chowu w ośrodku hodowlanym. W przeciwieństwie do nich, młode dzikie troci podlegają wpływowi szeregu czynników środowiskowych. Zmienność wielkości ryb uzależnioną od warunków środowiskowych, zarówno w ujęciu przestrzennym jak i temporalnym, obserwuje się zwykle u tego gatunku w trakcie trwania fazy słodkowodnej (ELLIOTT, 1994; KLEMETSEN I IN., 2003; JONSSON I JONSSON, 2011). Różne

pochodzenie ryb może wpływać na ich całkowity wzrost w naturalnym środowisku oraz na poziom plastyczności fenotypowej (WEBER I FAUSCH, 2003).

Zaobserwowane proporcje płci wskazują na wyraźną dominację samic wśród troci pozyskanych w okresie późnojesiennym. Jednocześnie, obserwacje poczynione w okresie wczesnojesiennym wykazały dominację samców, wskazując na istotność różnic między okresami. Spotykany w literaturze stosunek płci również wskazuje na przewagę samic. Według CHRZANA (1959), w badanych przez niego populacjach troci z rzek przymorskich występuje od 56,5% (Reda) do 77,8% (Łeba) samic, natomiast samce stanowiły od 22,2% (Łeba) do 43,5% (Reda). Podobnie przedstawiały się wyniki dla Gowienicy, gdzie samice stanowiły ponad 67% (CHEŁKOWSKI, 1967). Ponadto, CHEŁKOWSKI (1969) badając inne rzeki przymorskie wykazał udział samic na poziomie od 71,16% do 81,21%. Wyniki nowszych badań wykazały średni udział samic dla sześciu rzek przymorskich na poziomie 70,9% (PILECKA-RAPACZ, 2011). Te same badania w odniesieniu do troci z Łeby wskazują na 85,3% udział samic w stadzie tarłowym. Być może, było to związane z pozyskiwaniem osobników wyłącznie w okresie okołotarłowym, co zaburzyło obraz naturalnej structury płci w badanych stadach tarłowych. Wyniki BERNASIA (2014) z trzech sezonów wskazują na średni udział samic na poziomie 67,3% oraz 61,0%, w zależności od źródła informacji.

Troć wędrowna jest gatunkiem o dużym znaczeniu gospodarczym i podlega silnej presji rybołówstwa rekreacyjnego oraz komercyjnego, zarówno w morzu jak i w rzekach (BLICHARSKA I RÖNNBÄCK, 2018; ICES, 2020; SOLOMON I CZERWINSKI, 2007). Sztuczne zarybienia są powszechnie stosowaną formą wspomagania liczebności naturalnych populacji, rozumianą jako czynna ochrona ryb. Sens dokonywania zarybień był, jest i nadal będzie przedmiotem żywej dyskusji. W celu optymalizacji zarybień prowadzone są badania monitorujące ich efekty z wykorzystaniem znakowanych ryb. Znakowanie ryb należy do podstawowych technik stosowanych w badaniach populacyjnych ryb oraz programach hodowlanych. Dzięki efektom tych prac można zrewidować liczby wypuszczanych ryb do ilości zapewniających sukces bez nadmiernego obciążania ekosystemu. W tego typu pracach, warunkiem koniecznym do spełnienia jest długoletnie konsekwentne znakowanie wypuszczanego materiału zarybieniowego. Niestety, zaprzestanie po 2016 roku znakowania smoltów troci wypuszczanych do dorzecza Łeby uniemożliwiło kontynuację prowadzonych badań oraz weryfikacji poczynionych wstępnych obserwacji w dłuższym okresie czasu. Niemniej, wyniki niniejszej pracy wykazały silny wpływ zarybień

smoltami na dynamikę stada tarłowego troci z dorzecza Łeby. Zaobserwowane różnice między dzikimi a hodowlanymi osobnikami dotyczyły różnych aspektów populacyjnych, począwszy od podstawowych parametrów wzrostu jakimi są długość i masa ciała tarlaków, poprzez modelowanie struktury wiekowej oraz zmienność ich kondycji. Ponadto, pochodzenie osobników determinowało okres intesyfikacji migracji tarłowej, co pośrednio przekładało się na różnice w strukturze wiekowej i płciowej między ciągami tarłowymi.

Obserwowano zróżnicowanie w terminie migracji ryb pochodzących z zarybień smoltami a osobnikami dzikimi (Rys. 30). Hodowlane trocie, niezależnie od płci migrowały głównie w okresie późnojesiennym, dominując wśród tarlaków pozyskiwanych do sztucznego tarła. Dzikie trocie, przeważały w początkowym okresie wędrówki. Podobne obserwacje poczynił BERNAŚ (2014) analizując wyniki z automatycznych liczników zainstalowanych w przepławkach w rzece Słupi w Słupsku oraz punkcie odłowu tarlaków. Zjawisko to było również obserwowane w przypadku dorosłych osobników łososia atlantyckiego pochodzących od dzikich i hodowlanych smoltów (JONSSON I IN., 1991). Późniejsze wstępowanie ryb pochodzących z zarybień smoltami może być efektem błądzenia osobników w strefie przybrzeżnej morza i problemów z odnalezieniem "rodzimej" rzeki, spowodowanym nie do końca skutecznym homing'iem ryb wypuszczonych w przyujściowych odcinkach rzek (DĘBOWSKI I IN., 2011; QUINN, 1993). Dane literaturowe dotyczące udziału ryb pochodzących z zarybień smoltami z polskich rzek są dość ograniczone. Wynika to z faktu krótkiego okresu trwania programu znakowania smoltów troci poprzez obcięcie płetwy tłuszczowej, co uniemożliwia wysnucie prawidłowych wniosków. Dorzecze Łeby, jako jedyne zarybiane było znakowanymi smoltami troci przez dekadę (lata 2007-2016). Znakowane smolty troci były wypuszczane do rzeki Słupi w latach 2006-2013. W przypadku pozostałych dorzeczy znakowanie smoltów miało charakter badań pilotażowych, bez dłuższej kontynuacji. Dostępne dane ze Słupi prezentują wartości zbliżone do tych uzyskanych w niniejszych badaniach. Średni udział znakowanych troci pozyskanych w punkcie odłowu tarlaków w Słupsku, w trzech sezonach (w listopadzie) wyniósł 68,13% (BERNAŚ, 2014), co jest porównywalne z 72,9% z punktu z Łeby. Należy zaznaczyć, że wyniki z liczników w Słupsku obejmujące całość sezonu wykazały średni udział ryb z obciętą płetwą tłuszczową na poziomie 44,12%. Podobnie w niniejszych badaniach, uwzględniając okres wczesno- i późnojesienny średni

wynik okazał się o 15% niższy w porównaniu do średniego udziału ryb znakowanych dla analogicznego okresu w listopadzie. Wskazuje to, iż uwzględnienie wyników wyłącznie z późnojesiennego okresu może powodować niedoszacowanie udziału ryb dzikich w populacji. Zróżnicowanie w udziale w stadzie tarłowym ryb dzikich i hodowlanych pomiędzy latami może pośrednio wpływać na liczebność kolejnych pokoleń, biorąc pod uwagę czynniki opisane poniżej.

Wyniki raportowane w niniejszej pracy wyraźnie wskazują, że na wzrost w pierwszym roku pobytu morzu istotny wpływ ma pochodzenie osobników. Co prawda, różnice w długości wystąpiły wyłącznie u samic, jednak w przypadku masy ciała dzikie osobniki, niezależnie od płci, charakteryzowały się istotnie większymi wartościami w porównaniu do ryb pochodzących z zarybień smoltami. BERNAŚ (2014) zaobserwował istotne zróżnicowanie w średniej długości ciała troci z rzeki Słupi, między osobnikami dzikimi a pochodzącymi z zarybień smoltami, bez różnicowania na płeć. Zmienność wynikała z faktu, iż hodowlane ryby w wieku morskim 1+ osiągały większe rozmiary ciała niż dzikie ryby, natomiast mniejsze po dwóch i trzech latach pobytu w morzu. Wyniki ze Słupi są poniekąd w opozycji do przedstawionych w niniejszej pracy, natomiast również wskazują na różnice występujące między dzikimi i hodowlanymi rybami.

Analiza związku między długością a masą ciała wykazała, iż dzikie samce, przy zachowaniu takiego samego tempa wzrostu co samce hodowlane, odznaczały się istotnie większą masą ciała, w tym samym zakresie długości ciała ryb w porównaniu do samców pochodzących z zarybień smoltami, co bezpośrednio przekładało się na ich lepszą kondycję. Dzikie samice wykazywały początkowo szybsze tempo wzrostu, które w późniejszym etapie ulegało spowolnieniu, na korzyść samic pochodzących z zarybień smoltami. Przyczyn tego zjawiska można upatrywać w większym udziale osobników, u których zidentyfikowano znaki tarłowe wśród dzikich aniżeli hodowlanych samic. W konsekwencji, tempo wzrostu u starszych osobników powtarzających tarło malało na korzyść ryb hodowlanych, przystępujących do tarła po raz pierwszy. Zauważono, iż osiągnięcie dojrzałości płciowej spowalnia tempo wzrostu troci o około 50-70%, w porównaniu do niedojrzałych osobników (JONSSON I JONSSON, 2011). Ogólnie, uzyskane wartości współczynnika kondycji Fultona wyniosły średnio 1,10 oraz 1,08, odpowiednio dla samic i samców troci. Dane literaturowe wskazują na spadek kondycji troci wraz z pokonanym dystansem w rzece (JONSSON I JONSSON, 2006b), sugerując stwierdzenie,

że im wyższa wartość współczynnika na początku migracji tarłowej, tym większa szansa osobników na dotarcie na tarliska zlokalizowane w górnych partiach dorzecza. Przedstawione w obecnych badaniach współczynniki kondycji Fultona odpowiadają rybom tuż przed okresem tarła. Bardzo zbliżone wartości współczynnikach kondycji uzyskała BORZĘCKA (2003) dla troci z Drwęcy. Lepszą kondycją odznaczały się trocie stada wiślanego (BERNAŚ I IN., 2019), co może wskazywać na genetyczne dostosowanie osobników do odbywania długich wędrówek tarłowych. Ponadto, w niniejszych badaniach wykazano dużą zmienność współczynnika kondycji wśród hodowlanych tarlaków troci na przestrzeni lat. Kondycja dzikich osobników charakteryzowała się większą stabilnością w trakcie badanego dziesięciolecia (Tabela 9).

Pochodzenie osobników wpływało na strukturę wiekową wśród smoltów. Ponad 2/3 dzikich troci smoltyfikowało po pierwszym roku, natomiast wśród ryb hodowlanych, udział smoltów troci w grupie wieku 1.B+ wynosił około 99%. Jedynie około 1% hodowlanych osobników zostawało w rzece po zarybieniu i spływało do morza po drugiej zimie. Ponadto, dzikie osobniki, które smoltyfikowały po dwóch latach spędzonych w rzece dwukrotnie częściej migrowały w okresie późnojesiennym. W przypadku ryb pochodzących z zarybień smoltami nie stwierdzono zależności pomiędzy wiekiem smoltyfikacji a terminem wędrówki tarłowej.

Dzikie ryby, poprzez większą plastyczność na poziomie osobniczym (HUTCHINGS, 2004) prawdopodobnie lepiej radzą sobie z dostosowaniem do warunków środowiska morskiego, nowej bazy pokarmowej, co przekłada się na lepszy wzrost w porównaniu do ryb z zarybień smoltami (LEJK I IN., 2021; VEHANEN I IN., 2009). W konsekwencji, może to wpływać na zwiększoną przeżywalność dzikich post-smoltów w początkowym okresie życia w morzu, kiedy obserwuje się największą śmiertelność (JONSSON I IN., 1991; THORSTAD I IN., 2012). Brak różnic w późniejszych latach życia mogło wynikać z selekcji naturalnej, bądź częściowej adaptacji hodowlanych osobników. Zaobserwowane różnice w masie dzikich oraz hodowlanych samic i samców może przekładać się z kolei na płodność i sukces reprodukcyjny, szczególnie osobników migrujących na tarło po pierwszym zimowaniu w morzu. Może to skutkować zróżnicowaniem w początkowej długości i masy wylęgniętych larw pochodzących od dzikich i hodowlanych samic. Wynika to z tego, iż większe samice produkują większe jaja (BROOKS I IN., 1997; JONSSON I JONSSON, 1999), a w konsekwencji z nich wylęgają się większe larwy (KAMLER, 1992), co wpływa

na późniejszy lepszy wzrost i większą przeżywalność narybku (BAGENAL, 1969). Uzyskane wartości płodności absolutnej troci z Łeby mieściły się w zakresach prezentowanych w literaturze dla dwuśrodowiskowych populacji *Salmo trutta* (DOMAGAŁA, 1986a, 1986b; MORAWSKA, 1967; SAKOWICZ, 1961). Podobnie jak w badaniach MORAWSKIEJ (1967), wiek morski pozytywnie wpływał na płodność samic. Różnice w średniej płodności między grupami wiekowymi A.1+ oraz A.2+ wynosiły około 4 tys. jaj, przy czym podobnie jak w przypadku troci wiślanej (MORAWSKA, 1967), wydaje się, że liczba lat spędzonych w morzu wpływa wyłącznie pośrednio na kształtowanie się płodności. Jednocześnie, autorka stwierdziła, że liczba lat spędzonych w rzece nie wpływa w żaden sposób na płodność samic. Inne wyniki zaprezentował DOMAGAŁA (1986b), wskazując na istotny wpływ wieku smoltyfikacji na płodność samic. Autor badając samice troci w tym samym wieku morskim, o zróżnicowanym wieku smoltyfikacji wykazał, iż osobniki, które spłynęły do morza po pierwszym roku pobytu w rzece charakteryzowały się większą płodnością, w porównaniu do samic smoltyfikujących po dwóch lub trzech latach, u których średnia liczba jaj na kilogram masy ciała była odpowiednio mniejsza. Wyniki obecnych badań wykazały istotny wpływ masy ciała na płodność absolutną samic troci. Potwierdzają również hipotezę o wpływie masy na wielkość produkowanych jaj. Mimo, iż w badanej próbie ryb nie stwierdzono różnicy w płodności oraz pozostałych parametrach rozrodczych, pomiędzy dzikimi a hodowlanymi osobnikami, należy jednak mieć na uwadze ograniczoną liczbę ryb w analizie sugerującą konieczność weryfikacji prezentowanych wyników na większej próbie w przyszłości. Przemawia za tym również brak różnic w masie ciała badanych samic w zależności od pochodzenia, co jednak wykazano na znacznie większej próbie. W zależności od udziału dzikich i hodowlanych samic w danym sezonie tarłowym, może dochodzić do zwiększonej bądź zmniejszonej frekwencji danych roczników w populacji. Ważnym uzupełnieniem obecnej wiedzy byłaby analiza jakości nasienia dzikich i hodowlanych samców troci z Łeby. Wyniki podobnych badań wskazują na zmniejszoną koncentrację, ruchliwość oraz żywotność plemników pochodzących od hodowlanych ryb (SKJÆRAASEN I IN., 2009).

Obecny model gospodarki trocią w dorzeczu Łeby uwzględnia coroczne zarybianie młodymi stadiami rozwojowymi. Do tego celu wykorzystywane są liczne dopływy, lecz do tej pory przydatność poszczególnych cieków oraz skuteczność tych działań nie były do końca znane. Narybek troci 0+, stwierdzono w połowach jesiennych we wszystkich

monitorowanych stanowiskach, we wszystkich latach badań. Wśród nich, zidentyfikowano osobniki pochodzące z wiosennych zarybień larwami, jak również ryby z naturalnego tarła, w różnych proporcjach w zależności od cieku. Narybkowi jesiennemu na niektórych stanowiskach towarzyszyły również osobniki starsze. Wykazane różnice wskaźników wzrostu i kondycji narybku 0+, między stanowiskami świadczą o zróżnicowaniu oraz potencjale badanych cieków. Ponadto, różnice stwierdzone między latami przy zachowanych stałych dawkach zarybieniowych, świadczą o ciągłych zmianach produktywności badanych cieków. Generalnie, uzyskane średnie, roczne wartości biomasy narybku 0+ na stanowiskach były znacznie wyższe od wartości wynikających z naturalnej rekrutacji na przykładzie stacjonarnej formy *Salmo trutta* (DĘBOWSKI, 1991), dla których zaobserwował średnie roczne wartości biomasy w zakresie od 2,1 kg ha^{-1} do 17,0 kg ha^{-1}. Brak istotnych różnic w średnich wartościach zagęszczenia narybku 0+ między stanowiskami może wynikać z szerokiego zakresu obserwowanych wartości zagęszczeń (SD = 29,96 os./100 m2). W przypadku narybku 1+, wyższe średnie wartości zagęszczeń stwierdzono w Strudze Rybnickiej oraz Reknicy. Dłuższy pobyt w rzece może być determinowany wieloma czynnikami, najczęściej jednak zależnymi od zagęszczenia i dostępności pokarmu czy kryjówek. Konsekwencją może być wolniejszy wzrost i co za tym idzie późniejsza smoltyfikacja (JONSSON I JONSSON, 2011). Jednak w przypadku omawianych rzek podłoże tego zjawiska jest prawdopodobnie inne niż gorsze warunki do wzrostu, gdyż akurat w tych ciekach odnotowano szybszy wzrost narybku 0+. JONSSON I JONSSON (2021) sugerują, że decyzja o podjęciu migracji może mieć również podłoże genetyczne. Także płeć osobników wpływa na odsetek troci pozostających w środowisku słodkowodnym. W populacjach anadromicznych naturalną cechą jest zaburzona równowaga płci, gdzie część samców wybiera strategię osiadłą (JONSSON, 1985; BEKKEVOLD I IN., 2004). W przypadku badanych cieków, aby lepiej zrozumieć te procesy potrzebne byłyby dłuższe obserwacje.

Powszechnie wiadomo, iż tam gdzie występuje naturalne, skuteczne tarło, efekty zarybień są gorsze lub nie polepszają stanu populacji (PINTER I IN., 2018). Zazwyczaj do tego celu wybiera się cieki lub ich odcinki, gdzie nie dochodzi do naturalnego rozrodu, co pozwala uniknąć niepotrzebnej konkurencji pokarmowej pomiędzy dzikimi i hodowlanymi rybami. Szacowana przeżywalność wylęgu troci do stadium narybku jesiennego 0+ w warunkach wybranych cieków przymorskich wynosiła od 9,4% do 15,4%

(TRZEBIATOWSKI I DOMAGAŁA, 1992b) oraz 20,5% (CHEŁKOWSKI, 1990b). Zagęszczenie narybku *Salmo trutta* w ciekach jest parametrem powszechnie używanym do określenia efektów zarybień (DĘBOWSKI I IN., 1992; DĘBOWSKI I RADTKE, 1996), bądź skuteczności naturalnego tarła (DĘBOWSKI I RADTKE, 1998; PEDERSEN I IN., 2017; RADTKE I IN., 2021). Długoletnie serie danych umożliwiają nakreślenie zmian zachodzących w czasie. Trzy- oraz czteroletnie obserwacje zagęszczeń narybku 0+ na zarybianych dopływach rzeki Łeby wykazały dynamiczne zmiany w obrębie stanowisk, jak i lat. Najbardziej stabilne pod tym kątem okazały się stanowiska zlokalizowane w Strudze Rybnickiej, Reknicy oraz Sitnicy 1. Te trzy stanowiska charakteryzowały się zbliżoną powierzchnią, podobnym udziałem bystrz w biegu, obecnością frakcji żwirowej i kamiennej w dnie, oraz wysokością nad poziomem morza. Uzyskane średnie wartości zagęszczeń mieściły się w zakresach odpowiadających niezarybianym ciekom w dorzeczu Łeby, w których regularnie badane są efekty naturalnego tarła troci (RADTKE I IN., 2021). Drastyczny spadek zagęszczenia narybku 0+ na drugim stanowisku w Sitnicy w 2011 roku został wywołany melioracją tego odcinka w grudniu 2010 roku. Negatywny wpływ tego zabiegu natychmiast uwidocznił się w liczbie odłowionych ryb kolejnej jesieni. Brak odpowiednich siedlisk i schronień dla narybku, ograniczona dostępność bazy pokarmowej w wyniku regulacji koryta rzecznego powoduje zwiększoną śmiertelność oraz ogólny spadek kondycji narybku (LEJK I RADTKE, 2021; MORTENSEN, 1977). Obecność schronień jest bowiem podstawowym kryterium egzystencji *Salmo trutta*, m.in. ze względu na ich agresywne zachowanie i ochronę przed drapieżnikami (ELLIOTT, 1994; EKLÖV I GREENBERG, 1998). Powyższy przykład wskazuje, iż brak koordynacji działań utrzymaniowych cieków w modelu zarządzania zasobami troci może generować wymierne straty w populacji.

Udział znakowanego narybku na stanowiskach podlegał wahaniom zarówno między stanowiskami, jak również między latami. Nie mniej jednak daje się zauważyć wyraźny udział ryb pochodzących z zarybień wylęgiem sięgający w przypadku niektórych cieków nawet stu procent. Świadczy to o poprawności doboru cieków nadających się do wychowu narybku troci, bez szkody dla ryb pochodzących z naturalnego tarła. Wyniki podobnych badań dla kilku rzek pomorskich oraz suwalskich, z wykorzystaniem znakowanego narybku letniego pstrąga potokowego wykazały udział hodowlanych osobników na poziomie 33-100% (GRUDNIEWSKA I IN., 2011). Również wyniki znakowań szokiem termicznym larw troci wdzydzkiej wskazały na dość wyraźny udział w dopływach

jeziora narybku jesiennego pochodzącego z zarybień (STAŃCZAK I IN., 2016). W sytuacji występowania skutecznego tarła naturalnego w strumieniu, zarybianie znakowanymi larwami przynosi efekty na poziomie jedynie 4,8-8,9%, powodując, iż są przedsięwzięciem nieopłacalnym z biologicznego i ekonomicznego punktu widzenia (BAER I RÖSCH, 2008).

W trakcie trwania fazy słodkowodnej wskaźniki fizyczne, takie jak zmienność przepływu wody w cieku (ELLIOTT, 1994; JONSSON I JONSSON, 2011), czy temperatura wody, mogą mieć duże znaczenie dla wzrostu narybku. Ponadto, zróżnicowanie siedliska, np. dostępność schronień (FINSTAD I IN., 2009). Dodatkowo, mechanizmy zależne od zagęszczenia wpływają na wzrost i śmiertelność ryb łososiowatych na wczesnych etapach ich życia (JENKINS I IN., 1999; LOBÓN-CERVIÁ, 2007; VØLLESTAD I IN., 2002). Z kolei, zagęszczenie ryb jest bezpośrednio powiązane ze wzajemną konkurencją i dostępnością pokarmu (ELLIOTT, 1994). Sztuczne zarybienie powoduje nienaturalne zwiększenie liczebności ryb w środowisku. W związku z tym, prawdopodobnie większe znaczenie w regulacji wzrostu w tym wypadku mogą odgrywać czynniki zależne od zagęszczenia, a temperatura może być czynnikiem towarzyszącym. Stwierdzono bowiem, iż ryby pochodzące z wylęgarni są bardziej podatne na negatywne skutki nadmiernie wysokich zagęszczeń, najprawdopodobniej w wyniku zwiększonej konkurencji pokarmowej (SUNDSTRÖM I IN., 2004) i terytorialnej (SUNDSTRÖM I IN., 2003). W niniejszej pracy potwierdzono spadek tempa wzrostu osobniczego wraz ze wzrostem zagęszczenia narybku odłowionego na monitorowanych stanowiskach (Rys. 60).

Wpływ temperatury wody w cieku na wzrost stwierdzono wyłącznie w odniesieniu do narybku pochodzącego z zarybień. Sumaryczna liczba stopniodni oraz wartości maksymalnych średnich 7-dniowych temperatur wody w miesiącu lipcu nie oddziaływały na wzrost dzikiego narybku (Tabela 21). Warunki termiczne panujące w badanych ciekach mieściły się w zakresie optymalnych wartości notowanych dla wzrostu narybku *Salmo trutta* (Tabela 20) (ELLIOTT I HURLEY, 2000; OJANGUREN I IN., 2001). Ponadto, maksymalne zarejestrowane wartości temperatury wody były znacznie poniżej wartości krytycznych dla gatunku (WEHRLY I IN., 2007; ELLIOTT I ELLIOTT, 2010), stąd teoretycznie, czynnik ten nie powinien negatywnie wpływać na wzrost narybku. Istotny, negatywny wpływ warunków termicznych panujących w miesiącu letnim wyłącznie na ryby pochodzące z zarybień może być efektem niedostatecznie licznej próby osobników pochodzących z naturalnego tarła. Uzyskany wynik jest niezwykle istotny w aspekcie zachodzących zmian klimatycznych

oraz obserwowanym wzrostem średniej rocznej temperatury wody w rzece Łebie oraz kilku innych rzekach przymorskich na przestrzeni ostatnich czterech dekad (PTAK I IN., 2016). Konsekwencją tego może być konieczność ewentualnej zmiany strategii zarybieniowej w przyszłości.

Wydaje się, że dobrym sposobem na polepszenie efektów zarybień larwami troci jest poprawa przydatności zarybianych dopływów poprzez ich renaturyzację. W oparciu o informacje dotyczące występowania skutecznego naturalnego tarła można zrezygnować z zarybiania poszczególnych cieków lub ich wybranych odcinków. Ponadto, oprócz wspomnianej termiki, czynnikiem wpływającym na przeżywalność narybku, stawiającym szczególne wymagania młodocianym stadiom troci są wahania przepływu wody ze szczególnym uwzględnieniem występowania wód powodziowych oraz niżówek, prędkość przepływu wody w strumieniu, zróżnicowanie morfologiczne cieku, czynniki chorobowe, konkurencja wewnątrzgatunkowa, jak również zanieczyszczenia wywołane działalnością człowieka (AUGUSTYN, 2018, 2019). Poprawy efektów prac zarybieniowych można również dokonać stosując szereg zabiegów biotechnologicznych (CZERNIAWSKI I IN., 2012; TRZEBIATOWSKI I DOMAGAŁA, 1992a) takich jak odłów drapieżników przed wsiedleniem (TRZEBIATOWSKI I DOMAGAŁA, 1992b). Przykłady niektórych badań wskazują na możliwość redukcji śmiertelności ryb po zarybieniu poprzez zastosowanie procesu aklimatyzacji, lecz dotyczy to wyłącznie starszych form materiału zarybieniowego (BAER I BRINKER, 2008; JONSSONN I IN., 1999).

Osobną kwestią jest zasilanie stada tarłowego osobnikami pochodzącymi z naturalnego tarła oraz z zarybień larwami. Wylęg troci jest powszechnie stosowaną formą materiału zarybieniowego w Polsce, wypuszczany każdego roku w milionach sztuk do rzek (BARTEL, 2003). Kwestia efektów zarybień młodszymi stadiami *Salmo trutta* była przedmiotem wielu badań (np., CHEŁKOWSKI I CHEŁKOWSKA, 1981; CHEŁKOWSKI, 1991; DĘBOWSKI I IN., 1992; DĘBOWSKI I RADTKE, 1996; JØRGENSEN I BERG, 1991b). Badacze, w większości skupiali się na określeniu przeżywalności wyłącznie do stadium narybku jesiennego opierając się na metodach ilościowych. Elementem na swój sposób nowatorskim było wykorzystanie w niniejszych badaniach znakowania larw troci alizaryną red S (LEJK I MARTYNIAK, 2018) oraz śledzenie ich losu w stadium narybkowym oraz ryb dorosłych będących częścią populacji tarłowej. Do tej pory brak danych dotyczących wpływu zarybień młodymi stadiami rozwojowymi troci na uzupełnianie stad tarłowych

anadromicznych populacji *Salmo trutta*, na terenie naturalnego występowania. W literaturze spotkamy nieliczne doniesienia oparte na wieloletnich obserwacjach, weryfikujące skuteczność zarybień z wykorzystaniem fluorochromów u dorosłych osobników takich gatunków jak sieja (MARTYNIAK I IN., 2013), pstrąg potokowy (CHAMPIGNEULLE I CACHERA, 2003) czy łosoś keta (KAWAMURA I IN., 2001). W większości przypadków obserwacje w terenie ograniczały się od kilku tygodni do kilkunastu miesięcy od zarybienia (BAER I RÖSH, 2008; CAUDRON I CHAMPIGNEULLE, 2009; LEJK I RADTKE, 2021; PINTER I IN., 2018), a dalsze losy ryb były nieznane. Trudnością tej metody jest samo znakowanie oraz proces identyfikacji znakowanych osobników, jak również skomplikowany cykl życiowy anadromicznych ryb łososiowatych, wymuszających długotrwały i kosztowny monitoring efektów. Ponadto, badania takie wymagają długoletniej i konsekwentnej gospodarki zarybieniowej stwarzającej stabilne warunki do prowadzenia obserwacji. Prezentowane wyniki po raz pierwszy bezpośrednio wskazują na udział osobników pochodzących z zarybień larwami w formowaniu stada tarłowego troci wędrownej z dorzecza Łeby. Należy wciąż pamiętać, iż osobniki z płetwą tłuszczową stanowiły w stadzie tarlaków średnio 38,9%, a znakomia większość stanowią osobniki pochodzące z zarybień smoltami. Niemniej, uzyskany z pięciolecia, średni udział dorosłych troci pochodzących z zarybień wylęgiem wyniósł 22,3%, co wydaje się być wysokim wynikiem. Istotną kwestią było określenie naturalnej produktywności dorzecza. Średni udział osobników pochodzących z naturalnego tarła w stadzie tarłowym wyniósł 77,7%. Świadczy to o dużym potencjale dostępnej obecnie części dorzecza Łeby. Na uwagę zasługuje fakt, iż dorosłe osobniki z zarybień larwami częściej pojawiały się w początkowym okresie ciagu tarłowego niż w listopadzie (Rys. 32; Rys. 33). Brak różnic w udziale ryb znakowanych alizaryną między okresem wczesno- i późnojesiennym w rozbiciu na poszczególne lata mógł prawdopodobnie wynikać ze słabej mocy testu związanej z mało liczną próbą ryb. Ponadto, uzyskane wyniki jednoznacznie wskazały, że im więcej larw zostanie wypuszczonych, tym więcej dorosłych osobników z danego rocznika będzie uzupełniało stado tarłowe w przyszłości. Można wnioskować, że wypuszczając w 2012 roku do dorzecza Łeby 528 tys. larw troci nie przekroczono jeszcze naturalnych możliwości produkcyjnych, które sygnalizowałyby brak ekonomicznego uzasadnienia prowadzonych zarybień. Ciekawym, choć wstępnym spostrzeżeniem jest krótki czas trwania w stadzie tarłowym kohort pochodzących

z zarybień larwami. Dłużej rekrutowane do stada tarłowego były pokolenia pochodzące z zarybień smoltami, a najdłużej osobniki z naturalnego tarła.

Dziesięcioletni monitoring gniazd tarłowych podczas niniejszych badań pozwolił na uchwycenie pewnych prawidłowości. W całym okresie badań istotnym sezonowym wahaniom podlegał udział gniazd małych oraz średnich (Tabela 22; Rys. 61) Zjawisko to może być wynikiem zmiennej presji rybackiej na osobniki w wieku morskim 2+, jak również na powracające do morza tarlaki z poprzednich sezonów. Stabilny udział gniazd małych, wykonywanych głównie przez osobniki, które spędziły jedną zimę w morzu, podtrzymywany jest głównie dzięki zarybieniom smoltami. W dłuższej perspektywie, niepokojący może być trend zwiększania się ogólnego udziału gniazd małych, przy jednoczesnym spadku liczby gniazd średnich. Przyczyn tego stanu należy doszukiwać się w zwiększonej antropopresji na starsze osobniki. Gniazda duże zlokalizowane były głównie w dopływach, w związku z czym istnieje duże prawdopodobieństwo, że zostały wykonane przez kilka mniejszych samic troci, w efekcie czego powstał jeden duży kopiec. Zjawisko to opisywane jest w literaturze jako powszechne w sytuacji ograniczonej przestrzeni do tarła, mogące być źródłem błędnej klasyfikacji gniazd (DUNHAM I IN., 2001; GORTÁZAR I IN., 2012). Stały udział dużych gniazd na przestrzeni dziesięciu lat świadczy o trwałym i stabilnym poziomie tego zjawiska. Zakładając, że jedna samica buduje jedno gniazdo (CRISP I CARLING, 1989), można wnioskować iż w ciągu dziesięciu lat obserwacji, co najmniej 2,5 tys. samic przystąpiło do naturalnego rozrodu w dorzeczu Łeby.

Uzyskana średnia roczna liczba gniazd w całym okresie badań była zbliżona do wyników uzyskanych w dorzeczu Słupi w latach 2003-2007 (~249 gniazd) uwzględniając główne koryto Słupi oraz dziewięć dopływów (DĘBOWSKI I IN., 2008). W tym samym okresie, w Wieprzy na odcinku poniżej elektrowni wodnej w Kępicach do ujścia potoku Obłęskiego zinwentaryzowano od 18 do 55 gniazd, przy czym dane te dotyczą 1,5 km fragmentu rzeki, a nie dużej części dorzecza (NYK I DOMAGAŁA, 2008). Dostępne w literaturze dane dotyczące innych dorzeczy są dość wyrywkowe, obejmujące wyłącznie jeden lub dwa sezony, bądź też ich wybrane fragmenty, stąd wyznaczanie i porównanie trendów na tle całych dorzeczy jest niemożliwe. W przypadku dorzecza Iny, w latach 2007-2008 zinwentaryzowano w Inie oraz siedmiu dopływach łącznie 93 gniazda troci (TAŃSKI I IN., 2008). Nieco więcej jest dostępnych informacji o liczbie gniazd na nowo

powstałych, tzw. „sztucznych tarliskach", przy czym ograniczają się one do krótkiego okresu poinwestycyjnego. NYK I DOMAGAŁA (2008) podaje, że na nowopowstałych tarliskach w Kanale Miejskim rzeki Wieprzy jesienią 2007 roku zaobserwowano dziewięć gniazd *Salmo trutta*. Podobnie w dorzeczu Regi, na przygotowanych w latach 2019-2020 sekwencjach tarlisk zinwentaryzowano łącznie 22 gniazda (BONISŁAWSKA I IN., 2021).

Wyraźny spadek liczby gniazd obserwowany od 2012 roku może mieć dwie przyczyny. Pierwszą z nich jest znaczące nasilenie wrzodziejącej martwicy skóry u dorosłych osobników w dorzeczu Łeby. Trocie z wyraźnymi objawami chorobowymi obserwowane były zarówno na tarliskach, jak i odcinkach rzek ze spowolnionym przepływem wody (A.M. Lejk - obserwacja własna). Druga przyczyna spadku liczby zinwentaryzowanych gniazd związana jest oddaniem do użytku przepławki w Lęborku (Fot. 1), co spowodowało migrację troci na tarliska położone wyżej, w okolicach Łęczyc. Zlokalizowane są one w głównej mierze w głównym korycie rzeki Łeby co utrudnia prowadzenie obserwacji i powoduje mocne niedoszacowanie liczby gniazd. Rozproszenie troci skutkowało ogólnym zmniejszeniem liczby obserwowanych gniazd w środkowej części dorzecza. Lista tarlisk opisana przez LEJK I MARTYNIAKA (2011) została uzupełniona w trakcie trwania badań. Do ekstremalnych sytuacji zalicza się mała liczba gniazd zinwentaryzowana w 2016 roku. Wysokie stany wód roztopowych oraz znaczne i długotrwałe ich zmętnienie spowodowało, że na wielu stanowiskach liczenie gniazd było praktycznie niemożliwe. Na przestrzeni dziesięciu lat obserwacji wykonane w dorzeczu Łeby suplementacje substratem żwirowym w dużym stopniu przestały pełnić swoje funkcje. Usypany żwir został przekopany przez ryby i przeniesiony poza stanowisko, co jest zjawiskiem powszechnie obserwowanych na tzw. sztucznych tarliskach ryb łososiowatych (PALM I IN., 2021). Jednocześnie, wciąż jest to relatywnie tania i wysoce wydajna forma wspomagania naturalnego rozrodu ryb łososiowatych (PULG I IN., 2022). Kwestią dyskusyjną pozostaje zasadność wykonywania pryzm żwirowych bez szerszego spojrzenia na cały cykl życiowy wędrownych ryb łososiowatych (RADTKE I DĘBOWSKI, 2010).

Populacje wędrownych ryb łososiowatych, podlegają ciągłym zmianom ze względu na dwuśrodowiskowy cykl życia. Prawidłowe gospodarowanie ich zasobami polega na znajomości „wąskich gardeł" na każdym etapie rozwoju ryb, co pozwala odpowiednio reagować wykorzystując aktywne formy ochrony. Autor zdaje sobie sprawę, że pominięcie w niniejszych badaniach aspektu przeżywalności smoltów w momencie

wędrówki do morza oraz okresu adaptacji do środowiska morskiego jest niewątpliwie słabym punktem pracy. Początkowy etap morski stanowi krytyczny moment, szczególnie dla post-smoltów, kiedy obserwuje się ich zwiększoną śmiertelność (THORSTAD I IN., 2012). Zbadanie tego zagadnienia może przynieść odpowiedź na pytanie o przeżywalność osobników pochodzących z różnych grup oraz identyfikację zagrożeń z którymi muszą się zmagać spływające smolty.

Wyniki niniejszych badań wzbogacają i systematyzują obecną wiedzę dotyczącą wzajemnych powiązań czynników środowiskowych, biologicznych i gospodarczych oraz ich wpływu na dynamikę stada tarłowego troci wędrownej z rzeki Łeby. Ponadto, wskazują możliwości optymalizacji gospodarowania tym gatunkiem w dorzeczu oraz kroki niezbędne dla zachowania anadromicznej formy *Salmo trutta* dla przyszłych pokoleń.

7. Wnioski

1. Średnia długość ciała troci migujących na tarło uległa zmniejszeniu w porównaniu z danymi z lat pięćdziesiątych XX wieku;
2. Wiek smoltyfikacji różni się w zależności od pochodzenia, przy czym zarówno u dzikich osobników jak i pochodzących z zarybień smoltami przeważają osobniki jednoroczne. Po raz pierwszy, potwierdzono, że osobniki pochodzące z zarybień wylęgiem w większości smoltyfikują po pierwszym roku pobytu w rzece;
3. Trocie z dorzecza Łeby spędzają w morzu od kilku miesięcy do trzech lat. Trzon stada tarłowego stanowią osobniki z jednorocznym i dwuletnim pobytem, wskazując na odmłodzenie stada w porównaniu do badań sprzed pięćdziesięciu lat;
4. Struktura płciowa oraz wiekowa stada tarłowego różni się w zależności od terminu migracji. W okresie wczesnojesiennym ciągu tarłowego dominują samce, natomiast w okresie późnojesiennym samice;
5. Dzikie osobniki stanowią większość wśród dojrzałych troci migrujących w początkowym etapie ciągu tarłowego;
6. Osobniki pochodzące z zarybień smoltami przeważają wśród troci migrujących w okresie późnojesiennym i sumarycznie stanowią większą część stada tarłowego;
7. Osobniki pochodzące z zarybień larwami troci wędrownej dorzecza Łeby biorą udział w rekrutacji stada tarłowego z tej rzeki;
8. Nie stwierdzono różnic w parametrach rozrodczych między dzikimi samicami troci a pochodzącymi z zarybień smoltami, a jedyne różnice kształtowały się między grupami wieku morskiego;
9. Wybrane dopływy rzeki Łeby spełniają warunki do wychowu narybku troci pochodzącego z zarybień wylęgiem;
10. Narybek pochodzący z zarybień larwami jest bardziej podatny na warunki termiczne panujące w ciekach odrostowych niż narybek dziki;
11. Trocie wędrowne z rzeki Łeby przystępują do naturalnego tarła w dostępnych partiach dorzecza.

8. Literatura

1. ALDVÉN D., HEDGER R., ØKLAND F., RIVINOJA P., HÖJESJÖ H. 2015. Migration speed, routes and mortality rates of sea trout *Salmo trutta* during outward migration through a complex coastal habitat. *Marine Ecology Progress Series*, 541: 151–163.
2. AL-CHOKHACHY R., BUDY P., SCHALLER H. 2005. Understanding the significance of redd counts: a comparison between two methods for estimating the abundance of and monitoring bull trout population. *North American Journal of Fisheries Management*, 25: 1505–1512.
3. APRAHAMIAN, M.W., SMITH, K.M., MCGINNITY, P., MCKELVEY, S., TAYLOR, J. 2003. Restocking of salmonids - opportunities and limitations. *Fisheries Research*, 62: 11–227.
4. ARAKI H., BEREJIKIAN B.A., FORD M.J., BLOUIN M.S. 2008. Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evolutionary Applications*, 1: 342–355.
5. ARAKI H., SCHMID C. 2010. Is hatchery stocking a help or harm? Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. *Aquaculture*, 308: S2–S11.
6. AUGUSTOWSKI B. 1965. Układ i rozwój pradolin Pobrzeża Kaszubskiego. *Zeszyty Geograficzne WSP* w Gdańsku, 7: 9–92.
7. AUGUSTYN L. 2018. Czynniki wpływające na efektywność zarybień na przykładzie pstrąga potokowego (*Salmo trutta* m. *fario* L.). Część 1. *Komunikaty Rybackie*, 6: 35–44.
8. AUGUSTYN L. 2019. Czynniki wpływające na efektywność zarybień na przykładzie pstrąga potokowego (*Salmo trutta* m. *fario* L.). Część 2. *Komunikaty Rybackie*, 1: 29–36.
9. BABALUK J.A., CRAIG J.F. 1990. Tetracycline marking studies with pike, *Esox Lucius* L. *Aquaculture and Fisheries Management*, 21: 307–315.
10. BACKIEL T., SYCH R. 1958. Resorbcja i znaki tarłowe łusek troci (*Salmo trutta* L.) z wód Polski. *Roczniki Nauk Rolniczych*, 73, B, 2: 119–158.
11. BAER J., RÖSCH R. 2008. Mass-marking of brown trout (*Salmo trutta* L.) larvae by alizarin: method and evaluation of stocking. *Journal of Applied Ichthyology*, 24: 44–49.
12. BAER J., BRINKER A. 2008. Pre-stocking acclimatization of brown trout *Salmo trutta*: effects on growth and capture in a fast-flowing river. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 119–126.
13. BAGENAL T.B. 1969. Relationship between egg size and fry survival in brown trout *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology*, 1: 349–353.
14. BAGENAL T.B. 1978. Part I. Fecundity. W: Methods for assessment of fish production in fresh waters, (Red.) T.B. BAGENAL, IBP Handbook No. 3, Blackwell Scientific Publication, 3rd Edition, London.: 166–178.

15. BAGENAL, T.B., TESCH F.W. 1978. Age and growth. W: Methods for assessment of fish production in fresh waters, (Red.) T.B. BAGENAL, IBP Handbook No. 3, Blackwell Scientific Publication, 3rd Edition, London.: 101–136.
16. BAGLINIÉRE J.L., MAISSE G., LEBAIL P.Y., NIHOUARN A. 1989. Population dynamics of brown trout, *Salmo trutta* L., in a tributary in Brittany (France): spawning and juveniles. *Journal of Fish Biology*, 34: 97–110.
17. BARTEL R. 1988a. Trouts in Poland. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 35: 321–339.
18. BARTEL R. 1988b. Variability of sea trout returns as shown from long-term tagging experiments with hatchery-reared parr and smolts. *Bulletin of the Sea Fisheries Institute*, 109-110: 27–36.
19. BARTEL R. 1993. Anadromous fishes in Poland. *Bulletin of the Sea Fisheries Institute*, 128: 3–15.
20. BARTEL R. 2002a. Ryby dwuśrodowiskowe, i ich znaczenie gospodarcze, program restytucji tych gatunków. *Supplementa ad Acta Hydrobiologica*, 3: 37–55.
21. BARTEL R. 2002b. Komisja Łososiowa - to już minęło 50 lat. *Komunikaty Rybackie*, 2: 31–33.
22. BARTEL R. 2003. Zasady gospodarowania populacjami łososi i troci w Polsce. *Komunikaty Rybackie*, 4: 27–30.
23. BARTEL R. 2012. Nowe zasady gospodarowania populacjami łososi i troci w Polsce. *Komunikaty Rybackie*, 1: 34–36.
24. BARTEL R., KARDELA J. 2011. Zarybianie polskich obszarów morskich w 2010. *Komunikaty Rybackie*, 3: 10–18.
25. BARTEL R., KARDELA J. 2015. Zarybianie polskich obszarów morskich w 2013 roku. *Komunikaty Rybackie*, 5: 21–28.
26. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1976. Gospodarka łososiowa w Polsce. Część II. *Gospodarka Rybna*, 8: 14–18.
27. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1977. Gospodarka łososiowa w Polsce w 1974 roku. *Gospodarka Rybna*, 8: 9–15.
28. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1978. Gospodarka łososiowa w 1975 roku. *Gospodarka Rybna*, 6: 11–17.
29. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1979. Gospodarka łososiowa w 1976 roku. *Gospodarka Rybna*, 10: 11–17.
30. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1981. Gospodarka łososiowa w Polsce w 1977 roku. *Gospodarka Rybna*, 4: 11–18.
31. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1982. Gospodarka łososiowa w Polsce w 1978 roku. *Gospodarka Rybna*, 4: 10–17.

32. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1984. Gospodarka łososiowa w Polsce w 1979 roku. *Gospodarka Rybna*, 11-12: 18–24.
33. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1985a. Gospodarka łososiowa w Polsce w 1980 roku. *Gospodarka Rybna*, 4: 4–10.
34. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1985b. Gospodarka łososiowa w Polsce w 1981 roku. *Gospodarka Rybna*, 10: 3–7.
35. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1986a. Gospodarka łososiowa w Polsce w 1982 roku. *Gospodarka Rybna*, 7: 5–11.
36. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1986b. Gospodarka łososiowa w Polsce w 1983 roku. *Gospodarka Rybna*, 11-12: 5–11.
37. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1987a. Gospodarka łososiowa w Polsce w 1984 roku. *Gospodarka Rybna*, 7-8: 9–14.
38. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1987b. Gospodarka łososiowa w Polsce w 1985 roku. *Gospodarka Rybna*, 11: 5–11.
39. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1989a. Gospodarka łososiowa w Polsce w 1986 roku. *Gospodarka Rybna*, 5: 5–11.
40. BARTEL R., ZIELIŃSKI Z. 1989b. Sprawozdanie z serwisu informacyjnego gospodarki łososiowej za 1987 rok. Zakład Upowszechniania Postępu IRS, ss. 33.
41. BARTEL R., BORZĘCKA I., KLESZCZ M., KIJORA I. 2019a. Trocie na tarlisku w Kaczawie. *Komunikaty Rybackie*, 5: 9–13.
42. BARTEL R., IKONEN E., AUVINEN H. 2001. Differences in migration pattern and growth of Polish and Finnish sea trout (*Salmo trutta* L.) released in the same areas. *Archives of Polish Fisheries*, 9: 105–122.
43. BARTEL R., PACHUR M., BERNAŚ R. 2010. Distribution, migrations, and growth of tagged sea trout released into the Vistula River. *Archives of Polish Fisheries*, 18: 225–237.
44. BARTEL R., PELCZARSKI W., KARDELA J., NADOLNA-AŁTYN K., LEJK A.M. 2016. Restytucja łososia i troci w wodach Polski: przegląd i kalendarium działań. W: 95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych. Tom I – Zasoby ryb i rybołówstwo, (Red.) I. PSUTY, Wydawnictwo MIR-PIB, Gdynia, 69–80.
45. BARTEL R., BORZĘCKA I., BERNAŚ R., DEPOWSKI R., GIRSZTOWTT Z., KONIECZNY P., KUKUŁA K., MACIEJKO W. 2019b. Wędkarskie połowy troci (*Salmo trutta*) i łososia (*Salmo salar*) w podkarpackich dopływach Wisły i w Tanwi. *Komunikaty Rybackie*, 6: 11–16.
46. BARTEL R., BERNAŚ R., GRUDNIEWSKA J., JESIOŁOWSKI M., KACPERSKA B., MARCZYŃSKI A., PAZDA R., PENDER R., POŁOMSKI S., SKÓRA M., SOBOCKI M., TERECH-MAJEWSKA E., WOŁYŃSKI P. 2009.

Wrzodzienica u łososi (*Salmo salar*) i troci (*Salmo trutta*) w Polsce w latach 2007-2008. *Komunikaty Rybackie*, 3: 7–13.

47. BECKER A., FIELDER D.S., LOWRY M.B., TAYLOR M.D. 2017. Development of a calcein marking technique for juvenile mulloway *Argyrosomus japonicus* to be used in stock nhancement programs. *North American Journal of Fisheries Management*, 37: 207–210.
48. BECKMAN D.W., SCHULZ R.G. 1996. A simple method for marking fish otoliths with alizarin compounds. *Transactions of the American Fisheries Society*, 125: 146–149.
49. BEAMISH R.J., MCFARLANE G.A. 1983. The forgotten requirement for age validation in fisheries biology. *Transactions of the American Fisheries Society*, 112: 735–743.
50. BEKKEVOLD D., HANSEN M.M., MENSBERG K.-L.D. 2004. Genetic detection of sex-specific dispersal in historical and contemporary populations of anadromous brown trout *Salmo trutta*: sex-specific dispersal in trout. *Molecular Ecology*, 13, 1707–1712.
51. BELAND K.F. 1996. The relation between redd counts and Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr populations in the Dennys River, Maine. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 513–519.
52. BENDALL B., MOORE A., QUAYLE V. 2005. The post-spawning movements of migratory brown trout *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology*, 67: 809–822.
53. BERG O.K., JONSSON B. 1989. The duration of sea and freshwater residence of the sea trout, *Salmo trutta*, from the Vardnes river in north Norway. *Environmental Biology of Fishes*, 24: 22–32.
54. BERNAŚ R. 2007. Fin-clipping - znakowanie przez obcinanie płetw. *Komunikaty Rybackie*, 3: 26–27.
55. BERNAŚ R. 2014. Populacja troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* z rzeki Słupi w aspekcie genetycznym i środowiskowym. Rozprawa doktorska, Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie, ss. 148.
56. BERNAŚ R., WĄS-BARCZ A. 2020. Genetic structure of important resident brown trout breeding lines in Poland. *Journal of Applied Genetics*, 61: 239–247.
57. BERNAŚ R., SKÓRA M.E., BARTEL R. 2006. Znakowanie ryb w Polsce w latach 2002-2003. *Komunikaty Rybackie*, 6: 21–25.
58. BERNAŚ R., WĄS-BARCZ A., RADTKE G. 2019. Age and growth of sea trout, *Salmo trutta* L., from new commercial catches in the lower Vistula River. *Fisheries & Aquatic Life*, 27: 72–79.
59. BIENIARZ K., EPLER P. 1991. Rozród ryb. Wydawnictwo LETTRA, Kraków, ss. 202.
60. BIRNIE-GAUVIN K., THORSTAD E.B., AARESTRUP K. 2019. Overlooked aspects of the *Salmo salar* and *Salmo trutta* lifecycles. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29: 749–766.

61. BLOM G., NORDEIDE J.T., SVÅSAND T., BORGE A. 1994. Application of two fluorescent chemicals, alizarin complexone and alizarin red S, to mark otoliths of Atlantic cod, *Gadus morhua* L. *Aquaculture and Fisheries Management* 25, Supplement 1: 229–243.
62. BLANKENSHIP H.L., LEBER K.M. 1995. A responsible approach to marine stock enhancement. American Fisheries Society Symposium, 15: 167–175.
63. BILTON H.T. 1975. Factors influencing the formation of scale characters. *International North Pacific Fisheries Commission Bulletin*, 32: 102–108.
64. BLICHARSKA M., RÖNNBÄCK P. 2018. Recreational fishing for sea trout - Resource for whom and to what value? *Fisheries Research*, 204: 380–389.
65. BOHLIN T., HAMRIN S., HEGGBERGET T.G., RASMUSSEN G., SALTVEIT S.J. 1989. Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia*, 173: 9–43.
66. BONISŁAWSKA M., TAŃSKI A., NĘDZAREK A., TÓRZ A., KORZELECKA-ORKISZ A., FORMICKI K. 2021. Przydatność wód zlewni rzeki Regi do budowy i funkcjonowania sztucznych tarlisk dla wędrownych ryb łososiowatych. W: Akwakultura jako narzędzie ochrony ichtiofauny, (Red.) Z. ZAKĘŚ, K. DEMSKA-ZAKĘŚ, Wydawnictwo IRS, Olsztyn, 119–128.
67. BORNE M. 1882. Die Fischerei-Verhaltnisse des Deutschen Reiches, Oesterreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. Moeser Hofbuchdruckbinderei, Berlin, ss. 306.
68. BORZĘCKA I. 1999. The age of migrating Vistula sea trout and variability of smolt recruitment to the sea before damming the river. *Bulletin of the Sea Fisheries Institute*, 148: 3–21.
69. BORZĘCKA I. 2003. Characteristics of sea trout (*Salmo trutta* m. *trutta*) from the rwęca river based on scale samples collected betwen 1988-1992. *Archives of Polish Fisheries*, 11: 165–179.
70. BRACIS C., ANDERSON J.J. 2012. An investigation of the geomagnetic imprinting hypothesis for salmon. *Fisheries Oceanography*, 21: 170–181.
71. BROOKS R.C., HEIDINGER R.C., KOHLER C.C. 1994. Mass-marking otoliths of larval and juvenile walleyes by immersion in oxytetracycline, calcein or calcein blue. *North American Journal of Fisheries Management*, 14: 143–150.
72. BROOKS S., TYLER C.R., SUMPTER J.P. 1997. Egg quality in fish: what makes a good egg? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7: 387–416.
73. BRYLIŃSKA M., BRYLIŃSKI E. 1972. Metody określania płodności ryb na przykładzie leszcza (*Abramis brama* L.). *Roczniki Nauk Rolniczych*, 94, H, 2: 7–40.
74. BURAS P. 2020. Characteristics of sea trout spawners (*Salmo trutta*) in the Vistula River mouth in reference to the previous Vistula River stocks. *Fisheries & Aquatic Life*, 28: 166–174.

75. BURCHARDT L. (Red.) 2005. Ekosystemy wodne Słowińskiego Parku Narodowego. Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Poznań, Seria Biologia, 71, ss. 176.

76. CAMPANA S.E. 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *Journal of Fish Biology*, 59: 197–242.

77. CARLE F.L., STRUB M.R. 1978. A new method for estimating population size from removal data. *Biometrics*, 34: 621–630.

78. CAUDRON A., CHAMPIGNEULLE A. 2009. Multiple marking of otoliths of brown trout, *Salmo trutta* L., with alizarin red S to compare efficiency of stocking of three early life stages. *Fisheries Management and Ecology*, 16: 219–224.

79. CHADWICK E.M.P. 1982. Stock-recruitment relationship for Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Newfoundland rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39: 1496–1501.

80. CHAMPIGNEULLE A., CACHERA S. 2003. Evaluation of large-scale stocking of early stages of brown trout, *Salmo trutta*, to angler catches in the French–Swiss part of River Doubs. *Fisheries Management and Ecology*, 10: 79–85.

81. CHEŁKOWSKI Z. 1965. Charakterystyka rzek trociowo - łososiowych regionu Przymorza. *Gospodarka Rybna*, 3: 8–9.

82. CHEŁKOWSKI Z. 1967. Troć, *Salmo trutta* morpha *trutta* L., rzeki Gowienicy. *Przegląd Zoologiczny*, 11: 294–306.

83. CHEŁKOWSKI Z. 1969. Pogłowie troci (*Salmo trutta trutta* L.) rzek przymorskich Pomorza. *Przegląd Zoologiczny*, 13: 72–91.

84. CHEŁKOWSKI Z. 1978. Studies on trout (*Salmo trutta* L.) wild smolts of the rivr Rega. *Acta Ichtyologica et Piscatoria*, 8: 41–58.

85. CHEŁKOWSKI Z. 1990a. Period of downstream migration of sea trout (*Salmo trutta* L.) smolts grown in Osówka stream and their characteristics. *Acta Ichtyologica et Piscatoria*, 20: 37–51.

86. CHEŁKOWSKI Z. 1990b. Biological characteristics of one-year-old sea trout *Salmo trutta* L. grown fry released into the stream Osówka. *Acta Ichtyologica et Piscatoria*, 20: 45–58.

87. CHEŁKOWSKI Z. 1991. Survival rate of sea trout, Salmo trutta L., from hatch release to smolting in the stream Osówka. *Acta Ichtyologica et Piscatoria*, 21: 93–98.

88. CHEŁKOWSKI Z. 1992. Biological characteristics of sea trout (*Salmo trutta* L.) smolts of known age from Osówka stream. *Acta Ichtyologica et Piscatoria*, 22: 107–122.

89. CHEŁKOWSKI Z. 1995. Biological characteristics of sea trout smolts (*Salmo trutta* m. *trutta* L.) grown from fry released in the stream Osówka. *Acta Ichtyologica et Piscatoria*, 25: 19–33.

90. CHEŁKOWSKI Z., CHEŁKOWSKA B. 1981. Juvenile trout (*Salmo trutta* L.) survival rate from hatched fish release to smolting in river Mołstowa basin. *Acta Ichtyologica et Piscatoria*, 11: 47–56.
91. CHEŁKOWSKI Z., CHEŁKOWSKA B. 1982. Biological characteristics of trout (*Salmo trutta* L.) smolts grown in river Mołstowa catchment area. *Acta Ichtyologica et Piscatoria*, 12: 57–68.
92. CHRZAN F. 1959. Łosoś i troć w polskich połowach na Bałtyku w latach 1945-1955. *Prace Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni*, 10/A: 273–340.
93. CHRZANOWSKI F. 1957. Warunki intensyfikacji gospodarki łososiowej w rzece Łebie. *Gospodarka Rybna*, 94: 13–18.
94. CHRZANOWSKI F. 1959. Przewodnik po wodach pomorza gdańskiego. Wydawnictwo Sport i Turystyka, Warszawa, ss. 228.
95. CHU C., JONES N.E., PIGGOTT A.R., BUTTLE J.M. 2009. Evaluation of a simple method to classify the thermal characteristics of streams using a nomogram of daily maximum air and water temperatures. *North American Journal of Fisheries Management*, 29: 1605–1619.
96. COWX, I.G. 1994. Stocking strategies. *Fisheries Management and Ecology*, 1: 15–30.
97. CRIM L.W., GLEBE B.D. 1990. Reproduction. W: Methods for fish biology, (Red) B. SCHRECK, P.B. MOYLE, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 529–554.
98. CRISP D.T. 1988. Prediction, from temperature, of eyeing, hatching and 'swim-up' times for salmonid embryos. *Feshwater Biology*, 19: 41–48.
99. CRISP D.T., CARLING P.A. 1989. Observation on siting, dimensions and structure of salmonid redds. *Journal of Fish Biology*, 34: 119–134.
100. CYBERSKI J. 1984. Zasoby wodne zlewni rzecznych. W: Pobrzeże Pomorskie, (Red.) B. AUGUSTOWSKI, Zakład Narodowy im. Ossolińskich, Wrocław, 189–213.
101. CZARNECKA H. (Red.) 2005. Atlas Podziału Hydrograficznego Polski. Część 2. Zestawienia zlewni. *Atlasy i monografie IMGW*, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa, ss. 562 + 111 map.
102. CZERNIAWSKI R., PILECKA-RAPACZ M., DOMAGAŁA J., SŁUGOCKI Ł. 2012. Podchów larw troci wędrownej i łososia atlantyckiego z zastosowanie paszy sztucznej, zooplanktonu i nektonu. *Roczniki Naukowe PZW*, 25: 73–84.
103. DĄBROWSKI K., TSUKAMOTO K. 1986. Tetracycline tagging in coregonid embryos and larvae. *Journal of Fish Biology*, 29: 691–698.
104. DEGERMAN E., NÄSLUND I., SERS B. 2000. Stream habitat use and diet of juvenile (0+) brown trout and grayling in sympatry. *Ecology of Freshwater Fish*, 9: 191–201.

105. DEGERMAN E., LEONARDSSON K., LUNDQVIST H. 2012. Coastal migrations, temporary use of neighbouring rivers, and growth of sea trout (*Salmo trutta*) from nine northern Baltic Sea rivers. ICES *Journal of Marine Science*, 69: 971–980.
106. DĘBOWSKI P. 1991. Production of brown trout (*Salmo trutta* m. *fario* L.) in two tributaries of the Pasłęka River. *Polskie Archiwum Hyrobiologii*, 38: 283-294.
107. DĘBOWSKI P. 1996. Ichtiofauna dorzecza Wąskiej. *Roczniki Naukowe PZW*, 9: 37–50.
108. DĘBOWSKI P. 2012. Polish national report. W: S. Pedersen, P. Heinimaa, T. Pakarinen (Eds.). Workshop on Baltic Sea Trout, Helsinki, Finland, 11-13 October 2011. DTU Aqua. DTU Aqua report, No. 248-2012.
109. DĘBOWSKI P. 2016. Migracja ryb przepławką na stopniu wodnym we Włocławku w 2015 roku. *Komunikaty Rybackie*, 4: 1–7.
110. DĘBOWSKI P. 2017. Migracja ryb przepławką na stopniu wodnym we Włocławku w 2016 roku. *Komunikaty Rybackie*, 2: 1–6.
111. DĘBOWSKI P. 2018. Migracja ryb przepławką na stopniu wodnym we Włocławku w 2017 roku i wstępna analiza ciągów ryb w latach 2015-2017. *Komunikaty Rybackie*, 2: 7–12.
112. DĘBOWSKI P. 2019. Migracja ryb przepławką na stopniu wodnym we Włocławku w 2018 roku. *Komunikaty Rybackie*, 4: 1–4.
113. Dębowski P. 2020. Migracja ryb przepławką na stopniu wodnym we Włocławku w 2019 roku. *Komunikaty Rybackie*, 4: 1–5.
114. DĘBOWSKI P., RADTKE G. 1994. Spływ i charakterystyka smoltów troci (*Salmo trutta* morpha *trutta* L.) w rzece Gnilnej (Pomorze). *Roczniki Naukowe PZW*, 7: 39–50.
115. DĘBOWSKI P., BARTEL R. 1995. Homing of tagged sea trout (*Salmo trutta* L.) smolts released into Polish rivers. *Archives of Polish Fisheries*, 3: 107–122.
116. DĘBOWSKI P., RADTKE G. 1996. Wzrost i zagęszczenie młodocianej troci (*Salmo trutta* morpha *trutta* L.) w rzece Gnilnej (Pomorze). *Roczniki Naukowe PZW*, 9: 51–62.
117. DĘBOWSKI P., RADTKE G. 1998. Density and growth of young brown trout (*Salmo trutta* L.) in streams of Northern Poland versus habitat attributes. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 45: 77–89.
118. DĘBOWSKI P., GORYCZKO K., WIŚNIEWOLSKI W. 1992. Przeżywalność I wzrost troci (*Salmo trutta* L.) wpuszczonej jako wylęg do górnej Parsęty. *Roczniki Naukowe PZW*, 5: 125–136.
119. DĘBOWSKI P., RADTKE G., SZCZEPAŃSKI Z. 1999. Troć (*Salmo trutta* m. *trutta* L.) w rzece Brynicy (dorzecze Drwęcy). *Roczniki Naukowe PZW*, 12: 105–111.
120. DĘBOWSKI P., RADTKE G., GROCHOWSKI A. 2002. Ichtiofauna dorzecza Łeby. *Roczniki Naukowe PZW*, 15: 41–65.

121. DĘBOWSKI P., GROCHOWSKI A., WOŹNIEWSKI M. 2003. Ichtiofauna dorzecza Wdy. *Roczniki Naukowe PZW*, 16: 33–64.
122. Dębowski P., Radtke G., Cegiel K. 2004. Ichtiofauna dorzecza Pasłęki. *Roczniki Naukowe PZW*, 17: 5–34.
123. DĘBOWSKI P., BERNAŚ R., SKÓRA M. 2011. A radio telemetry study of sea trout *Salmo trutta* L. spawning migration in the Łeba River (northern Poland). *Archives of Polish Fisheries*, 19: 3–11.
124. DĘBOWSKI P., BERNAŚ R., RADTKE G., SKÓRA M. 2008. Stan populacji troci wędrownej (*Salmo trutta* m. *trutta* L.) i łososia (*Salmo salar* L.) w dorzeczu Słupi i możliwości optymalizacji tarła tych gatunków. Wydawnictwo IRS, Olsztyn, ss. 91.
125. DITTMAN A.H., QUINN T.P. 1996. Homing in Pacific salmon: mechanisms and ecological basis. *Journal of Experimental Biology*, 199: 83–91.
126. DITTMAN A.H., QUINN T.P., NEVITT G.A. 1996. Timing of imprinting to natural and artificial odors by coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 434–442.
127. DIXON B. 1930. Troć z rzeki Redy. *Pamiętnik Państwowego Instytutu Naukowego Gospodarstwa Wiejskiego w Puławach*, 11, 1: 218-263.
128. DIXON B. 1931. Wiek i szybkość wzrostu troci (*Salmo trutta*) z rzek Redy i Dunajca. Age et croissance de la truite de mer des rivieres Reda et Dunajec [w:] Polskie rybołówstwo morskie IV (1928-1930), Państwowy Instytut Naukowy Gospodarstwa Wiejskiego, Gdynia – Bydgoszcz, 275–288.
129. DOMAGAŁA J. 1986a. Płodność gospodarcza troci z rzeki Regi. *Gospodarka Rybna*, 11-12: 11–12.
130. DOMAGAŁA J. 1986b. Oogeneza troci (*Salmo trutta* L.) z rzek Pomorza Zachodniego na tle ich wzrostu, ze szczególnym uwzględnieniem zależności smolt – ryba dorosła. Zeszyty Naukowe AR Szczecin, seria Rozprawy, 108.
131. DOMAGAŁA J., CZERNIAWSKI R., KREPSKI T. 2017. Weekly changes in prey availability for and the selective feeding of sea trout (*Salmo trutta* L.) larvae stocked in small forest streams. *Archives of Polish Fisheries*, 25: 135–143.
132. DUNHAM J., RIEMAN B., DAVIS K. 2001. Sources and magnitude of sampling error in redd counts for Bull trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 21: 343–352.
133. DUSZYŃSKI J., GORDZIEJCZYK J. 1962. Wyniki gospodarcze z zarybienia rzek pomorskich trocią. *Gospodarka Rybna*, 134: 14–16.

134. ECKMANN R., CZERKIES P., HELMS C., KLEIBS K. 1998. Evaluating the effectiveness of stocking vendace (*Coregonus albula* (L.)) eleutheroembryos by alizarin marking of otoliths. *Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology*, 50: 457–463.

135. EKLÖV A.G., GREENBERG L.A. 1998. Effects of artificial instream cover on the density of 0+ brown trout. *Fisheries Management and Ecology*, 5: 45–53.

136. ELLIOTT J.M. 1986. Spatial distribution and behavioural movements of migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream. *Journal of Animal Ecology*, 55: 907–922.

137. ELLIOTT J.M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford Series in Ecology and Evolution, Oxford University Press, Oxford, ss. 286.

138. ELLIOTT J.M. 1995. Fecundity and egg density in redd for sea trout. *Journal of Fish Biology*, 47: 893–901.

139. ELLIOTT J.M., CHAMBERS S. 1996. A guide to the interpretation of sea trout scales. R&D Report 22, 54 pp.

140. ELLIOTT J.M., HURLEY M.A. 2000. Daily energy intake and growth of piscivorous brown trout, *Salmo trutta*. *Freshwater Biology*, 44: 237–245.

141. ELLIOTT J.M., ELLIOTT J.A. 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effect of climate change. *Journal of Fish Biology*, 77: 1793–1817

142. FAHY E. 1978. Variation in some biological characteristics of British sea trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology*, 13: 123–138.

143. FERGUSON A., REED T.E., CROSS T.F., MCGINNITY P., PRODÖHL P.A. 2019. Anadromy, potamodromy and residency in brown trout *Salmo trutta*: the role of genes and the environment. *Journal of Fish Biology*, 95: 692–718.

144. FINSTAD B., ØKLAND F., THORSTAD E.B., BJØRN P.A., MCKINLEY R.S. 2005. Migration of hatchery-reared Atlantic salmon and wild anadromous brown trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Journal of Fish Biology*, 66: 86–96.

145. FINSTAD A.G., EINUM S., UGEDAL O., FORSETH T. 2009. Spatial distribution of limited resources and local density regulation in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology*, 78, 226–235.

146. FJØRTOFT H.B., BORGSTRØM R., SKAALA Ø. 2014. Differential changes in growth patterns of anadromous brown trout and Atlantic salmon from the River Etneelva over a 25-year period. *Marine Biology Research*, 10: 301–307.

147. FRIEDLAND K.D., REDDIN D.G. KOCIK J.F. 1993. Marine survival of North American and European Atlantic salmon: effects of growth and environment. ICES *Journal of Marine Science*, 50: 481–492.

148. FRIEDLAND K.D., CHAPUT G., MACLEAN J.C. 2005. The emerging role of climate in post-smolt growth of Atlantic salmon. ICES *Journal of Marine Sciences*, 62: 1338–1349.
149. FROESE R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 241–253.
150. GORTÁZAR J., GARCÍA DE JALÓN D., ALONSO-GONZÁLEZ C.,VIZCAÍNO P., BAEZA, D., MARCHAMALO M. 2007. Spawning period of a southern brown trout population in a highly unpredictable stream. *Ecology of Freshwater Fish*, 16: 515–527.
151. GORTÁZAR J., ALONSO C., GARCÍA DE JALÓN D. 2012. Brown trout red superimposition in relation to spawning habitat availability. *Ecology of Freshwater Fish*, 21: 283–292.
152. GRUBBS F.E. 1969. Procedures for detecting outlying observations in samples. *Technometrics*, 11: 1–21.
153. GRUDNIEWSKA J., BARTEL R., BERNAŚ R., CIŻMOWSKI Ł., JESIOŁOWSKI M., KACPERSKA B., KAZUŃ B., MARCZYŃSKI A., SARABURA T., PENDER R., POŁOMSKI S., SKÓRA M., SOBOCKI M., TERACH-MAJEWSKA E., WOŁYŃSKI P., SIWICKI A. 2011. Zmiany patologiczne w skórze tarlaków łososia (*Salmo salar*) i troci (*Salmo trutta* m. *trutta*) z niektórych pomorskich rzek w 2009 roku. *Komunikaty Rybackie*, 2: 7–12.
154. GRUDNIEWSKA J., GORYCZKO K., WITKOWSKI A., KOZŁOWSKI J., STAŃCZAK K., KOZŁOWSKI K., GĘSIARZ G., STABIŃSKI R. 2011. Efekty zarybiania pstągiem potokowym (*Salmo trutta* m. *fario* L.) rzek Pomorza (Kaszuby) i Suwalszczyzny. *Komunikaty Rybackie*, 2: 1–6.
155. HAMMER S.A., BLANKENSHIP H.L. 2001. Cost comparison of marks, tags, and mark-with-tag combinations used in salmonid research. *North American Journal of Aquaculture*, 63: 171–178.
156. HARRIS G. 2006. Sea trout stock descriptions in England and Wales. W: Sea trout: Biology, conservation and management, (Red.) G. HARRIS, N. MILNER, Oxford, UK: Wiley-Blackwell, 88–106.
157. HEESE T., LAMPART-KAŁUŻNICKA M., ARCISZEWSKI M., MODZELEWSKI, T. 1999. Sieja wędrowna (*Coregonus lavaretus* f. *lavaretus*) z jeziora Łebsko. Streszczenia referatów i posterów ogólnopolskiego sympozjum: Bioróżnorodność, zasoby i potrzeby ochrony fauny Polski. XVII Zjazd Polskiego Towarzystwa Zoologicznego, 20–23 września 1999, Słupsk, Polska, 115.
158. HELCOM 2011. Salmon and Sea Trout Populations and Rivers in the Baltic Sea – HELCOM assessment of salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) populations and habitats in rivers flowing to the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings*, 126A, ss. 79.
159. HETTLER W.F. 1984. Marking otoliths by immersion of marine fish larvae in tetracycline. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113: 370–373.

160. HUTCHINGS J.A. 2004. Norms of reaction and phenotypic plasticity in Salmonid life histories. W: Evolution Illuminated: Salmon and their relatives, (Red.) A.P. HENDRY, S.C. STEARNS, Oxford University Press, New York, 154–174.
161. HUUSKO A., VEHANEN T. 2011. Do hatchery-reared brown trout affect the growth and habitat use of wild congeners? *Fisheries Management and Ecology*, 18: 258–261
162. ICES 2017. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 27 March - 4 April 2017, Gdańsk, Poland. ICES CM 2017/ACOM:10. 298 pp.
163. ICES 2020. Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). ICES Scientific Reports, 2, 22, 261 pp.
164. IMGW 1983. Podział Hydrograficzny Polski. cz. 1. Zestawienie liczbowo – opisowe. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa, 841-846. map.1.
165. IMGW 2003. Wyznaczenie granic bezpośredniego zagrożenia powodzią w celu uzasadnionego odtworzenia terenów zalewowych - Łeba. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Oddział w Gdyni/Poznaniu, ss. 30.
166. JAKUBOWSKI J., KOT S.M., SOKOŁOWSKI A. 2011. Statystyka. Wydawnictwo Difin, ss. 528.
167. JAŃCZAK J. (Red.) 1997. Atlas jezior Polski. Tom 2: Jeziora zlewni rzek Przymorza i dorzecza dolnej Wisły, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, ss. 256.
168. JENKINS T.M., DIEHL S., KRATZ K.W., COOPER S.D. 1999. Effects of population density on individual growth of brown trout in streams. *Ecology*, 80: 941–956.
169. JENSEN A.J., FINSTAD B., FISKE P., FORSETH T., RIKARDSEN A.H., UGEDAL O. 2018. Relationship between marine growth and sea survival of two anadromous salmonid fish species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75: 621–628.
170. JENSEN A.J., DISERUD O.H., FINSTAD B., FISKE P., THORSTAD E.B. 2022. Early-season brown trout (*Salmo trutta*) migrants grow and survive better at sea. *Journal of Fish Biology*, 100: 1419–1431.
171. JONSSON B. 1985. Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. *Transactions of the American Fisheries Society*, 114, 182–194.
172. JONSSON B., JONSSON N. 1999. Trade-off between egg mass and egg number in brown trout. *Journal of Fish Biology*, 55: 767–783.
173. JONSSON B., JONSSON N. 2006a. Cultured atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interactions with wild fish. ICES *Journal of Marine Science*, 63: 1162–1181.
174. JONSSON B., JONSSON N. 2006b. Life-history effects of migratory costs in anadromous brown trout. *Journal of Fish Biology*, 69: 860–869.

175. JONSSON B., JONSSON N. 2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology*, 75: 2381–2447.
176. JONSSON B., JONSSON N. 2011. Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a template for life histories. Springer Netherlands, Fish & Fisheries Series 33, ss. 708.
177. JONSSON B., JONSSON N. 2021. Differences in growth between offspring of anadromous and freshwater brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 99: 18-24.
178. JONSSON B., STENSETH N.C. 1976. Regression of body length on scale size of brown trout, *Salmo trutta* L. *Norwegian Journal of Zoology*, 24: 331–340.
179. JONSSON B., L'ABÉE-LUND J.H. 1993. Latitudinal clines in life-history variables of anadromous brown trout in Europe. *Journal of Fish Biology*, 43, sA: 1–16.
180. JONSSON B., JONSSON N., HANSEN L.P. 1991. Differences in life history and migratory behaviour between wild and hatchery-reared Atlantic salmon in nature. *Aquaculture*, 98: 69–78.
181. JONSSON B., JONSSON N., HANSEN L.P. 2003. Atlantic salmon straying from the River Imsa. *Journal of Fish Biology*, 62: 641–657.
182. JONSSONN S., BRØNNØS E., LUNDQVIST H. 1999. Stocking of brown trout, *Salmo trutta* L.: effects of acclimatization. FISHERIES MANAGEMENT AND ECOLOGY, 6: 459–473.
183. JØRGENSEN J., BERG S. 1991a. Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin: 2. Post-stocking movements. *Journal of Fish Biology*, 39: 171–180.
184. JØRGENSEN J., BERG S. 1991b. Stocking experiments with 0+ and 1+ trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin: 1. Post-stocking mortality and smolt yield. *Journal of Fish Biology*, 39: 151–169.
185. KAJ J. 1954. Występowanie i zasięg wędrówek łososi i troci w rzekach Pomorza Zachodniego. *Roczniki Nauk Rolniczych*, 68, B, 4: 537–556.
186. KALLIO-NYBERG I., SAURA A., AHLFORS P. 2002. Sea migration pattern of two sea trout (*Salmo trutta*) stocks released into the Gulf of Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 39: 221–235.
187. KÄLLO K., BAKTOFT H., KRISTENSEN M.L., BIRNIE-GAUVIN K., AARESTRUP K. 2022. High prevalence of straying in a wild brown trout (*Salmo trutta*) population in a fjord system. *ICES Journal of Marine Science*, w druku.
188. KAMLER E. 1992. Early life history of fish: an energetic approach. London, Chapman & Hall, 267 pp.
189. KAWAMURA H., KUDO S., MIYAMOTO M., NAGATA M. 2001. Otolith marking with fluorescent substances at the eyed-egg stage of Chum salmon. *North Pacific Anadromous Fish Commission Technical Report*, 3: 6–8.

190. KEEFER M.L, CAUDILL C.C. 2014. Homing and straying by anadromous salmonids: a review of mechanisms and rates. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24: 333–368.
191. KLEMETSEN A., AMUNDSEN P.-A., DEMPSON J.B., JONSSON B., JONSSON N., O'CONNELL M.F., MORTENSEN E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr Salvelinus alpinus (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*, 12: 1–59.
192. KLUK K. 1780. O gadzie i rybach. T. III. Zwierząt domowych i dzikich, osobliwie krajowych, historyi naturalney. Warszawa, 308 ss.
193. KOCH J.D., QUIST M.C. 2007. A technique for preparing fin rays and spines for age and growth analysis. *North American Journal of Fisheries Management*, 27: 782–784.
194. KOŁDER W. 1954. Kampania łososiowa w górnym dorzeczu Wisły w roku 1953. *Gospodarka Rybna*, 6: 6–8.
195. KOŁDER W. 1958. Zarybianie łososiami I trociami w górnej części system rzecznego Wisły w latach 1879-1954. *Roczniki Nauk Rolniczych*, 73, B, 2: 215–267.
196. KONDRACKI J. 2011. Geografia Regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss. 468.
197. KOŃCZAK T. 1981. Gospodarka wodna na Pomorzu Zachodnim w latach 1830-1930 (Materiały archiwalne). Koszalińskie Studia i Materiały, 3 (35): 183–197
198. KOTTELAT M., FREYHOF J. 2007. Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin, 646 ss.
199. KRISTENSEN M.L., PEDERSEN M.W., THYGENSEN U.H., DEL VILLAR-GUERRA D., BAKTOFT H., AARESTRUP K. 2019. Migration routes and habitat use of a highly adaptable salmonid (sea trout, *Salmo trutta*) in a complex marine area. *Animal Biotelemetry*, 7:23.
200. KRISTENSEN M.L., RIGHTON D., DEL VILLAR-GUERRA D., BAKTOFT H., AARESTRUP K. 2018. Temperature and depth preferences of adult sea trout *Salmo trutta* during the marine migration phase. *Marine Ecology Progress Series*, 599: 209–224.
201. KRUMME U., BINGEL F. 2016. Tetracycline marks visible in Baltic cod *Gadus morhua* otoliths stored for 40 years. *Journal of Fish Biology*, 89: 2189–2194.
202. L'ABÉE-LUND J.H. 1994. Effect of smolt age, sex and environmental condition on sea age at first maturity of anaromous brown trout , *Salmo trutta*, in Norway. *Aquaculture*, 121: 65–71.
203. L'ABÉE-LUND J.H., JONSSON B., JENSEN A.J., SÆTTEM L.M., HEGGBERGET T.G., JOHNSEN B.O., NÆSJE T.F. 1989. Latitudinal variation in life-history characteristics of sea-run migrant brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Animal Ecology*, 58: 525–542.

204. LABUDA G. 1959. Inwentarze starostwa bytowskiego i lęborskiego z XVII I XVIII w. Wyd. PWN Warszawa, Towarzystwo Naukowe z Toruniu, Fontes 46, ss. 198.
205. LEJK A.M., MARTYNIAK A. 2011. Ocena możliwości naturalnego rozrodu troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w środkowym fragmencie dorzecza rzeki Łeby. *Roczniki Naukowe PZW*, 24: 147–162.
206. LEJK A.M., MARTYNIAK A. 2018. Low temperature effect on multiple alizarin immersion mass-marking of juvenile sea trout Salmo trutta m. trutta L. otoliths. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 18: 747–752.
207. LEJK A.M., RADTKE G. 2021. Effect of marking *Salmo trutta lacustris* L. larvae with alizarin red S on their subsequent growth, condition, and distribution as juveniles in a natural stream. *Fisheries Research*, 234, 105786.
208. LEJK A.M., SMOLIŃSKI S., RADTKE G., MARTYNIAK A. 2021. Higher growth variability and stronger responses to temperature changes in wild than hatchery-reared sea trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology and Evolution*, 11: 10207–10224.
209. LETCHER B.H., TERRICK T. 1998. Thermal marking of Atlantic Salmon otoliths. *North American Journal of Fisheries Management*, 18: 406–410.
210. LOBÓN-CERVIÁ J. 2007. Density-dependent growth in stream-living brown trout *Salmo trutta* L. *Functional Ecology*, 21: 117–124.
211. MARCO-RIUS F., CABALLERO P., MORÁN P., GARCIA DE LEANIZ C. 2012. And the last shall be first: heterochrony and compensatory marine growth in sea trout (*Salmo trutta*). *PLoS* ONE, 7: e45528.
212. MARTYNIAK A., STAŃCZAK K., KOZŁOWSKI J., MIERZEJEWSKA K., WZIĄTEK B., LEJK A.M., HLIWA P. 2013. Alizarin mark retention in the otoliths of whitefish (*Coregonus lavaretus* f. *lavaretus* L.) from Lake Łebsko, Poland. W: *Advances in Limnology* 64, Proceedings of 11th International Symposium on the Biology and Management of Coregonid Fishes, (Red.) I.J. Winfield, J. Wanzenböck, Stuttgart, Germany, Schweizerbart Science Publishers, 83–89.
213. MILLS K.H., BEAMISH R.J. 1980. Comparison of fin-ray and scale age determinations for lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and their implications for estimates of growth and annual survical. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 534–544.
214. MILLS K.H., CHALANCHUK S.M. 2004. The fin-ray method of aging lake whitefish. *Annales Zoologici Fennici*, 41: 215–223.
215. MOHLER J.W. 2003. Producing fluorescent marks on Atlantic salmon fin rays and scales with calcein via osmotic induction. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 1108–1113.

216. MORALES-NIN B., GRAU A., PÉREZ-MAYOL S., DEL MAR GIL M. 2010. Marking of otoliths, age validation and growth of *Argyrosomus regius* juveniles (Sciaenidae). *Fisheries Research*, 106: 76–80.

217. MORAWSKA B. 1967. Płodność troci (*Salmo trutta* L.) z rzeki Wisły. *Roczniki Nauk Rolniczych*, 90, H, 2: 249–265.

218. MORTENSEN E. 1977. Density-dependent mortality of trout fry (*Salmo trutta* L.) and its relationship to the management of small streams. *Journal of Fish Biology*, 11: 613–617.

219. NABIAŁEK J. 1994. Klasyfikacja pierścieni na łuskach ryb o znanym wieku rzeczywistym. *Archiwum Rybactwa Polskiego*, 2 (Supl. 1): 5–58.

220. NAGIĘĆ, M. DĄBROWSKI K., NAGIĘĆ C., MURAWSKA E. 1988. Mass-marking of coregonid larvae and fry by tetracycline tagging of otoliths. *Aquaculture and Fisheries Management*, 19: 171–178.

221. NAGIĘĆ M., MURAWSKA E., RÓŻAŃSKA J. 1996. Oznaczanie wieku ryb na podstawie preparatów z kości i otolitów. *Komunikaty Rybackie*, 3: 25–28.

222. NEVOUX M., FINSTAD B., DAVIDSEN J.G., FINLAY R., JOSSET Q., POOLE R., HÖJESJÖ J., AARESTRUP K., PERSSON L., TOLVANEN O., JONSSON B. 2019. Environmental influences on life history strategies in partially anadromous brown trout (*Salmo trutta*, Salmonidae). *Fish and Fisheries*, 20: 1051–1082.

223. NIELSEN L.A. 1992. Methods of marking fish and shellfish. American Fisheries Society Special Publication, 23, ss. 208.

224. NIKA N., VIRBICKAS T., KONTAUTAS A. 2011. Spawning site selection and redd gravel characteristics of sea trout *Salmo trutta* in the lowland streams of Lithuania. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 40: 46–56.

225. NYK J., DOMAGAŁA J. 2008. Sztuczne tarliska dla ryb litofilnych w rzekach pomorskich. W: Użytkownik Rybacki - Nowa rzeczywistość. Ocena przekształceń w rybactwie w wyniku konkursów na oddanie w użytkowanie obwodów rybackich, (Red.) M. MIZIELIŃSKI, Wydawnictwo PZW, Warszawa, 134–150.

226. OJANGUREN A.F., REYES-GAVILÁN F.G., BRAÑA F. 2001. Thermal sensitivity of growth, food intake and activity of juvenile brown trout. *Journal of Thermal Biology*, 26: 165–170.

227. OJAVEER H., JAANUS A., MACKENZIE B.R., MARTIN G., OLENIN S., RADZIEJEWSKA T., TELESH I., ZETTLER M.L., ZAIKO A. 2010. Status of biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS* ONE, 5: e12467.

228. OLSEN E.M., KNUTSEN H., SIMONSEN J.H., JONSSON B., KNUTSEN J.A. 2006. Seasonal variation in marine growth of sea trout, *Salmo trutta*, in coastal Skagerrak. *Ecology of Freshwater Fish*, 15: 446–452

229. OSCOZ J., LEUNDA P.M., CAMPOS F., ESCALA M.C., MIRANDA R. 2005. Diet of 0+ brown trout (*Salmo trutta* L., 1758) from the river Erro (Navarra, north of Spain). *Limnetica*, 24: 319–326.

230. OTTAWAY E.M., CARLING P.A., CLARKE A., READER N.A. 1981. Observations on the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, redds. *Journal of Fish Biology*, 19: 593–607.

231. ØKLAND F., JONSSON B., JENSEN A.J., HANSEN L.P. 1993. Is there a threshold size regulating seaward migration of brown trout and Atlantic salmon? *Journal of Fish Biology*, 42: 541–550.

232. ÖSTERGREN J., RIVINOJA P. 2008. Overwintering and downstream migration of sea trout (*Salmo trutta* L.) kelts under regulated flows - northern Sweden. *River research and Applications*, 24: 551–563.

233. PALM D., HOLMGREN A., LOSEE J.P., TYLSTEDT V., HELLSTROM G. 2021. Do brown trout (*Salmo trutta* L.) move streambed substrate? - Implications for durability and maintenance of artificial spawning habitat. *River Research and Applications*, 37: 1357–1361.

234. PANFILI J. 2002. Extraction and conservation of calcified structures. W: Manual of fish sclerochronology (PANFILI J., PONTUAL H. (de), TROADEC H., WRIGHT P.J., eds.), pp. 317–330. Brest, France: Ifremer-IRD coediction.

235. PAŁKA W., BIENIARZ K. 1983. Wędrówki, wzrost i eksploatacja troci dunajeckiej (*Salmo trutta* L.) na tle wyników znakowania. *Roczniki nauk Rolniczych*, 100, H, 2: 71–94.

236. PEDERSEN S., DEGERMAN E., DĘBOWSKI P., PETREIT C. 2017. Assessment and ecruitment status of Baltic sea rout populations. W: Sea trout: Science and management, (Red.) G. HARRIS, , Leicester, Troubador Publishing, 423–441.

237. PETERSSON E., RASK J., RAGNARSSON B., KARLSSON L., PERSSON J. 2014. Effects of fin-clipping regarding adult return rates in hatchery-reared brown trout. *Aquaculture*, 422-423: 249–252.

238. PEYRONNET A., FRIEDLAND K.D., MAOILEIDIGH N.Ó., MANNING M., POOLE W.R. 2007. Links between patterns of marine growth and survival of Atlantic salmon *Salmo salar*, L. *Journal of Fish Biology*, 71: 684–700.

239. PILECKA-RAPACZ M. 2011. Struktura wiekowo-wzrostowa populacji troci tarłowej rzek pomorskich z 1999 roku. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 13: 1507–1518.

240. PILECKA-RAPACZ M., DOMAGAŁA J., CZERNIAWSKI R. 2011. Dieta stadium parr troci wędrownej (*Salmo trutta trutta*) na tle warunków pokarmowych trzech niewielkich leśnych cieków. *Roczniki Naukowe PZW*, 24: 133–146.

241. PINTER K., WEISS S., LAUTSCH E., UNFER G. 2018. Survival and growth of hatchery and wild brown trout (*Salmo trutta*) parr in three Austrian headwater streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 27: 146–157.
242. PN-EN 14011:2006. Jakość wody - Pobieranie próbek ryb z zastosowaniem elektryczności. *Polski Komitet Normalizacyjny*, ss. 19.
243. POOLE W.R., DILLANE M., DEEYTO E., ROGAN G., MCGINNITY P., WHELAN K. 2006. Characteristics of the Burrishoole sea trout population: census, marine survival, enhancement and stock-recruitment relationship, 1971-2003. W: Sea trout: Biology, conservation and management, (Red.) G. HARRIS, N. MILNER, Oxford, UK: Wiley-Blackwell, 279–306.
244. POLSKIE TOWARZYSTWO GLEBOZNAWCZE 2008. Klasyfikacja uziarnienia gleb i utworów mineralnych - PTG 2008. *Roczniki Gleboznawcze*, 60: 5–16.
245. PTAK M., CHOIŃSKI A., KIRVIEL J. 2016. Long-term water temperaturę fluctuations in coastal rivers (souther Baltic) in Poland. *Bulletin of Geography, Physical Geography Series*, 11: 35–42.
246. PULG U., LENNOX R.J., STRANZL S., ESPEDAL E.O., GABRIELSEN S.E., WIERS T., VELLE G., HAUER C., DØNNUM B.O., BARLAUP B.T. 2022. Long-term effects and cost-benefit analysis of eight spawning gravel augmentations for Atlantic salmon and Brown trout in Norway. *Hydrobiologia*, 848: 485–507.
247. PUTMAN N.F., LOHMANN K.J., PUTMAN E.M., QUINN T.P., KLIMLEY A.P., NOAKES D.L.G. 2013. Evidence for geomagnetic imprinting as a homing mechanism in Pacific salmon. *Current Biology*, 23: 312–316.
248. QUINN T.P. 1993. A review of homing and straying of wild and hatchery-produced salmon. *Fisheries Research*, 18: 29–44.
249. RADTKE G. 2008. Some characteristics of lake trout (*Salmo trutta* m. *lacustris* L.) redds in the upper Wda River system (north Poland). *Archives of Polish Fisheries*, 16: 119–134.
250. RADTKE G. 2010. Emergence of brown trout (*Salmo trutta* m. *lacustris* L.) fry from artificial redds in the Trzebiocha stream (northern Poland). *Limnological Papers*, 5: 39–48.
251. RADTKE G. 2013. Effects of substrate composition and water temperature on the emergence success of lacustrine brown trout *Salmo trutta* m. *lacustris* L. fry from natural redds. *Folia Zoologica*, 62: 247–256.
252. RADTKE G., DĘBOWSKI P. 2010. Sztuczne tarliska dla ryb łososiowatych - problem i kontrowersje. *Komunikaty Rybackie*, 1: 27–29.
253. RADTKE G., GROCHOWSKI A., DĘBOWSKI P. 2007. Ichtiofauna dorzecza Redy oraz pozostałych małych cieków wpadających do Zatoki Gdańskiej. *Roczniki Naukowe PZW*, 20: 83–112.

254. RADTKE G., BERNAŚ R., DĘBOWSKI P. 2021. Monitoring efektywności tarła wędrownych ryb łososiowatych w rzekach północnej Polski. W: Funkcjonowanie i ochrona wód płynących, (Red.) R. CZERNIAWSKI, P. BILSKI, Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, Szczecin, 221–235.

255. RADTKE G., BERNAŚ R., DĘBOWSKI P., SKÓRA M. 2010. Ichtiofauna małych cieków polskiego wybrzeża Bałtyku. *Roczniki Naukowe PZW*, 23: 79–96.

256. RADTKE G., BERNAŚ R., CEGIEL K., DĘBOWSKI P., SKÓRA M. 2011. Ichtiofauna dorzecza Baudy oraz mniejszych cieków uchodzących do Zalewu Wiślanego. *Roczniki Naukowe PZW*, 24: 115–132.

257. RADTKE G., BERNAŚ R., DĘBOWSKI P., MORZUCH J. SKÓRA M. 2013. Ichtiofauna małych dopływów dolnej Wisły cześć I - między Świeciem a ujściem. *Roczniki Naukowe PZW*, 27: 5–22.

258. RADTKE G., BERNAŚ R., DĘBOWSKI P., MORZUCH J. SKÓRA M. 2014. Ichtiofauna małych dopływów dolnej Wisły część II - między Włocławkiem a Świeciem. *Roczniki Naukowe PZW*, 26: 99–115.

259. RADTKE G., BERNAŚ R., DĘBOWSKI P., MORZUCH J. SKÓRA M. 2016. Ichtiofauna przyujściowych odcinków dopływów dolnej Wisły. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 72: 323–336.

260. RADTKE G., BERNAŚ R., DĘBOWSKI P., MORZUCH J., SKÓRA M. 2019. Ichtiofauna system rzeki Drwęcy. *Roczniki Naukowe PZW*, 32: 5–56.

261. RASMUSSEN G. 1986. The population dynamics of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to year-class size. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 33: 489–508.

262. REUSCH, T.B.H., DIERKING, J., ANDERSSON, H.C., BONSDORFF, E., CARSTENSEN, J., CASINI, M., CZAJKOWSKI, M., HASLER, B., HINSBY, K., HYYTIÄINEN, K., JOHANNESSON, K., JOMAA, S., JORMALAINEN, V., KUOSA, H., KURLAND, S., LAIKRE, L., MACKENZIE, B.R., MARGOŃSKI, P., MELZNER, F., OESTERWIND, D., OJAVEER, H., REFSGAARD, J.C., SANDSTRÖM, A., SCHWARZ, G., TONDERSKI, K., WINDER, M., ZANDERSEN, M., (2018). The Baltic Sea as a time machine for the future coastal ocean. *Science Advances*, 4: eaar8195.

263. RICKER W.E. 1975. Computing and interpretation of biological statistics of fish population. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 191, 382pp.

264. RIEMAN B.E., MYERS D.L. 1997. Use of red counts to detect trends in bull trout (*Salvelinus confluentus*) populations. *Conservation Biology*, 11: 1015–1018.

265. RIKARDSEN A.H., DISERUND O.H., ELLIOTT J.M., DEMPSON J.M., STURLAUGSSON J., JENSEN A.J. 2007. The marine temperature and depth preferences of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and sea trout (*Salmo trutta*), as recorded by data storage tags. *Fisheries Oceanography*, 16: 436–447.

266. ROTNICKI K. 1995. An outline of geomorphology and main problems of the Upper Quaternary of the Gardno-Łeba Coastal Plain. *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 22: 213–219.

267. ROZPORZĄDZENIE Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 30 września 2003 w sprawie dokumentacji prowadzonej przez uprawnionego do rybactwa, Dz.U. z 2003 r., nr 180, poz. 1766, ss. 15.

268. RUBIN J.-F., GLIMSÄTER C., JARVI T. 2004. Characteristics and rehabilitation of the spawning habitats of the sea trout, *Salmo trutta*, in Gotland (Sweden). *Fisheries Management and Ecology*, 11: 15–22.

269. RUTKOVSKA I., MEDNE R., PURVIŅA S. 2019. Seawater tolerance and morphological assessment of yearling sea trout (*Salmo trutta* L.). *International Aquatic Research*, 11: 295–302.

270. SAKOWICZ S. 1961. Rozród troci (*Salmo trutta* morpha *lacustris* L.) z Jeziora Wdzydze. *Roczniki Nauk Rolniczych*, 93, D: 501–556.

271. SAMORZĄD WOJ. POM. 2004. Program udrażniania rzek Województwa Pomorskiego. Gdańsk, ss. 53.

272. SCHOLZ A.T., HORRALL R.M., COOPER J.C., HASLER A.D. 1976. Imprinting to chemical cues: the basis for home stream selection in salmon. *Science*, 192: 1247–1249.

273. SCHRODER S.L., KNUDSEN C.M., VOLK E.C. 1995. Marking salmon fry with strontium chloride solutions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52: 1141–1149.

274. SCHRODER S.L., VOLK E.C., KNUDSEN C.M., GRIMM J.J. 1996. Marking embryonic and newly emerged salmonids by thermal events and rapid immersion in alkaline-earth salts. *Bulletin National Research Institute of Aquaculture*, Supplement, 2: 79–83.

275. SELIGO A. 1902. Die Fishgewasser der Prowinz Westpreussen. Commissionsverlag von Saunier's Buch und Kunsthandlung, Danzig, ss. 193.

276. SHEARER W.M. 1992. Atlantic salmon scale reading guidelines. *ICES Cooperative Research Report*, 188, ICES: Copenhagen, ss. 46.

277. SIMON J., WICKSTRÖM H. 2020. Long-term retention of alizarin red S marks and coded wire tags in European eels. *Fisheries Research*, 224, 105453.

278. SKJÆRAASEN J.E., MAYER I., MEAGER J.J., RUDOLFSEN G., KARLSEN Ø., HAUGLAND T., KLEVEN O. 2009. Sperm characteristics and competitive ability in farmed and wild cod. *Marine Ecology Progress Series*, 375: 219–228.

279. SKÓRA M.E., BERNAŚ R., BARTEL R. 2007a. Znakowanie ryb w Polsce w latach 2004-2005. *Komunikaty Rybackie*, 1: 10–12.

280. SKÓRA M.E., BERNAŚ R., BARTEL R. 2007b. Znakowanie ryb w Polsce w 2006 roku. *Komunikaty Rybackie*, 3: 10–12.

281. SKRUPSKELIS K., STAKĖNAS S., VIRBICKAS T., NIKA N. 2012. Age and size of migrating Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., smolts in Lithuanian rivers. *Archives of Polish Fisheries*, 20: 255–266.

282. SOBOCKI M. 2001. Ichtiofauna jezior Słowińskiego Parku Narodowego. Część I. Stan, zagrożenia, ochrona. *Komunikaty Rybackie*, 6: 30–32.

283. SOBOCKI M. 2002. Ichtiofauna jezior Słowińskiego Parku Narodowego - stan zagrożenia, ochrona. Część II. Zagrożenia dla ichtiofauny. *Komunikaty Rybackie*, 1: 16–19.

284. SOLOMON D.J., CZERWINSKI M. 2006. Catch and release, net fishing and sea trout fisheries management. W: Sea trout: Biology, conservation and management, (Red.) G. HARRIS, N. MILNER, Oxford, UK: Wiley-Blackwell, 434–440.

285. STAŃCZAK K., RADTKE G., MIERZEJEWSKA K., KOZŁOWSKI J., GOMUŁKA P. 2016. An attempt to evaluation of the lake trout stocking effectiveness in Lake Wdzydze with the use of thermal shock as the method of the fish mass marking. *Polish Journal of Natural Sciences*, 31: 295–302.

286. STAŃCZAK K., KRÓL J., ŻARSKI D., HLIWA P. 2017. Marking of burbot (*Lota Lota* L.) with fluorescent dyes using the *per Os* method. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 17: 121–127.

287. STEFANSKY W. 1972. Rejecting outliers in factorial design. *Technometrics* 14(2): 469–479.

288. SYCH R. 1967a. Interpretacja łusek troci (*Salmo trutta* L.) z rzeki Wisły. *Acta Hydrobiologica*, 9: 231–280.

289. SUNDSTRÖM L.F., LÕHMUS M., JOHNSSON J.I. 2003. Investment in territorial defence depends on rearing environment in brown trout (*Salmo trutta*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 54: 249–255.

290. SUNDSTRÖM L.F., BOHLIN T., JOHNSSON J.I. 2004. Density-dependent growth in hatchery-reared brown trout released into a natural stream. *Journal of Fish Biology*, 65: 1385–1391.

291. SYCH R. 1967b. Ocena wiarygodności łuskowych oznaczeń wieku ryb na przykładzie troci (*Salmo trutta* L.). *Roczniki Nauk Rolniczych*, 90, H, 2: 281–303.

292. SYCH R. 1967c. Zależność promienia łuski i ciężaru ciała od długości troci (*Salmo trutta* L.) z rzeki Wisły. *Roczniki Nauk Rolniczych*, 90, H, 2: 327–339.

293. ŚLIWIŃSKI B. 2003. Dzieje Zukowa. Miasto i gmina Żukowo. Wyd. Remus sp z o.o., Żukowo, ss. 505.

294. TAŃSKI A., FORMICKI K., BONISŁAWSKA M., KORZELECKA-ORKISZ A., WINNICKI A. 2008. Możliwości wspomagania naturalnego rozrodu łososia atlantyckiego (*Salmo salar*) i troci wędrownej (*Salmo trutta* m. *trutta*) w zlewni rzeki Iny. W: Biotechnologia w akwakulturze, (Red.) Z.

ZAKĘŚ, J. WOLNICKI, K. DEMSKA-ZAKĘŚ, R. KAMIŃSKI, D. ULIKOWSKI, Wydawnictwo IRS, Olsztyn, 173–180.

295. THORPE J.E. 1974. The movement of brown trout, *Salmo trutta* (L) in Loch Leven, Kinross, Scotland. *Journal of Fish Biology*, 6: 153–180.
296. THORSTAD E.B., WHORISKEY F., UGLEM I., MOORE A., RIKARDSEN A., FINSTAD, B. 2012. A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. *Journal of Fish Biology*, 81: 500–542.
297. THORSTAD E.B., TODD C.D., UGLEM I., BJØRN P.A., GARGAN P.G., VOLLSET K.W., HALTTUNEN E., KÅLÅS S., BERG M., FINSTAD B. 2016. Marine life of the sea trout. *Marine Biology*, 163, 47.
298. TRYBOM F. 1909. Bericht ueber die Aufzucht, die markierung und den fang von Lachsen und Meerforellen im Ostseegebiete waehrendder jahre 1904 bis 1908. Des Rapports et Proces-Verbaux du Conseil International pour l'Exploration de la Mer, vol. XII, ss. 47.
299. TRZEBIATOWSKI R., DOMAGAŁA J. 1992a. Możliwości zwiększenia efektywności zarybiania cieków wylęgiem troci (*Salmo trutta* L.). I Inkubacja ikry i podchów wylęgu. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Zootechnika*, 37: 35–40.
300. TRZEBIATOWSKI R., DOMAGAŁA J. 1992b. Możliwości zwiększenia efektywności zarybiania cieków wylęgiem troci (*Salmo trutta* L.). II Przeżycie wsiedlanego do cieków wylęgu podchowanego i pływającego. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu, Zootechnika*, 37: 35–40.
301. UCHWAŁA NR 13/2016 Krajowej Komisji Etycznej do Spraw Doświadczeń na Zwierzętach z dnia 17 czerwca 2016 r.
302. UCHWAŁA NR 14/2016 Krajowej Komisji Etycznej do Spraw Doświadczeń na Zwierzętach z dnia 17 czerwca 2016 r.
303. UNFER G., PINTER K. 2013. Marking otoliths of brown trout (*Salmo trutta* L.) embryos with alizarin red S. *Journal of Applied Ichthyology*, 29: 470–473.
304. USTAWA z dnia 18 kwietnia 1985 o rybactwie śródlądowym, Dz.U. z 1985, nr 21, poz. 91, ss. 41.
305. USTAWA z dnia 18 lipca 2001 Prawo wodne, Dz.U. z 2001, nr 115, poz. 1229, ss. 210.
306. USTAWA z dnia 15 stycznia 2015 o ochronie zwierząt wykorzystywanych do celów naukowych i edukacyjnych, Dz.U. z 2015, poz. 26, ss. 56.
307. VEHANEN T., HUUSKO A., HOKKI R. 2009. Competition between hatchery-raised and wild brown trout Salmo trutta in enclosures – do hatchery releases have negative effects on wild populations? *Ecology of Freshwater Fish*, 18: 261–268.

308. DEL VILLAR-GUERRA D., AARESTRUP K., SKOV C., KOED A. 2014. Marine migrations in anadromous brown trout (*Salmo trutta*). Fjord residency as a possible alternative in the continuum of migration to the open sea. *Ecology of Freshwater Fish*, 23: 594–603.

309. DEL VILLAR-GUERRA D., LARSEN M.H., BAKTOFT H., KOED A., AARESTRUP K. 2019. The influence of initial developmental status on the life-history of sea trout (*Salmo trutta*). *Scientific Reports*, 9: 13468.

310. VØLLESTAD L.A., OLSEN E.M., FORSETH T. 2002. Growth-rate variation in brown trout in small neighbouring streams: evidence for density-dependence? *Journal of Fish Biology*, 61: 1513–1527.

311. VOLK E.C., SCHROEDER S.L., GRIMM J.J., SPRAGUE ACKLEY H. 1994. Use of bar code symbology to produce multiple thermally induced otolith marks. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123: 811–816.

312. WALCZAK J. 1954. Zagadnienia łososiowe na Pomorzu Zachodnim. *Gospodarka Rybna*, 11: 5–6.

313. VAN DER WALT B., FARAGHER R.A. 2003. Otolith marking of rainbow trout fry by immersion in low concentrations of alizarin complexone. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 141–148.

314. WAŁECKI A. 1864. Systematyczny przegląd ryb krajowych. Materiały do fauny ichthyologicznej Polski II. Warszawa, 115 ss.

315. WAWER K. 2015. Wrocławskie trocie. Monitoring powrotu troci wędrownych na tarliska w dorzeczu Bystrzycy 2015. Stowarzyszenie Ekologiczno-Kulturalne Klub Gaja, 21 ss.

316. WEBER E.D., FAUSCH K. 2003. Interactions between hatchery and wild salmonids in streams: differences in biology and evidence for competition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 1018–1036.

317. WEHRLY K.E., WILEY M.J., SELBACH P.W. 2003. Classifying regional variation in thermal regime based on stream fish community patterns. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132: 18–38.

318. WEHRLY K.E., WANG L., MITRO M. 2007. Field-based estimates of thermal tolerance limits for trout: incorporating exposure time and temperature fluctuation. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136: 365–374.

319. WELSH H.H. JR., HODGSON G.R., HARVEY B.C., ROCHE M.E. 2001. Distribution of juvenile Coho Salmon in relation to water temperatures in ributaries of the Mattole River, California. *North American Journal of Fisheries Management*, 21: 464–470.

320. WENNE R., BERNAŚ R. POĆWIERZ-KOTUS A., DRYWA A., WĄS A. 2016. Recent genetic changes in enhanced populations of sea trout (*Salmo trutta* m. *trutta*) in the southern Baltic rivers revealed with SNP analysis. *Aquatic Living Resources*, 29, 103.
321. WIOŚ 2017. Raport o stanie środowiska w województwie pomorskim w 2016 roku. Inspekcja Ochrony środowiska, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Gdańsku, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Gdańsk, ss. 132.
322. WISBY W.J., HASLER A.D. 1954. Effect of olfactory occlusion on migrating silver salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 11: 472–478.
323. WIŚNIEWOLSKI W. 2002. Czynniki sprzyjające i szkodliwe dla rozwoju i utrzymania populacji ryb w wodach płynących. *Supplementa ad Acta Hydrobiologica*, 3: 1–28.
324. WIŚNIEWOLSKI W., ENGEL J. 2006. Restoring migratory fish and connectivity of rivers in Poland. Wydawnictwo IRS, Olsztyn, 82 pp.
325. ZAR J.H. 2014. Biostatistical analysis. 5th Edition, Pearson New International Edition, 756 pp.
326. ZARZĄDZENIE 87 Ministra Środowiska z dnia 28 grudnia 2005 r. w sprawie zadań ochronnych dla Słowińskiego Parku Narodowego, na lata 2006-2008 (Dz. Urz. Min. Środ. i Głów. Insp. Ochrony Środ. z 2006 r. Nr 2, poz. 44)
327. ZARZĄDZENIE 10 Ministra Środowiska z dnia 13 stycznia 2009 r. w sprawie zadań ochronnych dla Słowińskiego Parku Narodowego, na lata 2009-2013 (Dz.U. Min. Środ. z 2009 r. Nr 1, poz. 10)
328. Zarządzenie 31 Ministra Środowiska z dnia 18 czerwca 2013 r. w sprawie zadań ochronnych dla Słowińskiego Parku Narodowego, na lata 2013-2016 (Dz.U. Min. Środ. z 2013 r. poz. 41).
329. ŻARNECKI S. 1963. Występowanie populacji sezonowych u łososia atlantyckiego (*Salmo salar* L.) oraz u troci (*Salmo trutta* L.) w rzece Wiśle. *Acta Hydrobiologica*, 5: 255–294.
330. ZIMMER M.P., POWER M. 2006. Brown trout spawning habitat selection preferences and redd characteristics in the Credit River, Ontario. *Journal of Fish Biology*, 68: 1333–1346.

9. Streszczenie

Biologiczne i gospodarcze uwarunkowania dynamiki stada tarłowego troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L., w systemie rzeki Łeby

mgr inż. Adam Marcin Lejk

Troć *Salmo trutta* L. należy do rodziny ryb łososiowatych. Jest gatunkiem bardzo plastycznym, dzięki czemu na drodze ewolucji wykształciła szereg form ekologicznych zasiedlających różne ekosystemy. Cykl życiowy anadromicznej formy troci, troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* podzielony jest na dwa etapy obejmujące dwa odrębne środowiska bytowania. Swój początkowy, młodociany okres życia spędza w górnych partiach rzek i potoków, natomiast dorosły etap życia spędza w wodzie morskiej. Faza morska odbywa się pod znakiem migracji w poszukiwaniu odpowiednich żerowisk w zależności od podjętej strategii życiowej. W środowisku morskim troć intensywnie żeruje i przyrasta. Najczęściej po roku lub dwóch latach pobytu w wodach morskich część osobników dojrzewa płciowo i rozpoczyna wędrówkę na tarło do macierzystej rzeki, w której się urodziły bądź do której zostały wpuszczone. Zjawisko to, zwane „homing instinct", sprawia, że każda rzeka posiada swoiste stado tych ryb, odznaczających się pewnymi cechami genetycznymi i adaptacją do lokalnych warunków. Rozród troci przypada na okres jesienno-zimowy. Trocie trą się zarówno w głównej rzece jak również w niewielkich dopływach. Podczas tarła samice troci składają ikrę na podłożu żwirowym, budując tak zwane gniazdo. Młode trocie lęgną się wiosną, w okresie od marca do maja. Narybek troci spędza w środowisku rzecznym najczęściej od jednego roku do czterech lat, po czym przechodzi smoltyfikację, czyli proces fizjologicznego dostosowania organizmu do życia w środowisku morskim i spływa do morza.

Wędrowne ryby łososiowate są doskonałymi bioindykatorami zmian zachodzących w środowisku naturalnym. Złożoność ich cyklu życiowego, duża wrażliwość na niską koncentrację tlenu, wysoką temperaturę wody, zabudowę hydrotechniczną rzek powoduje, że liczebność populacji oraz zasięg ich występowania podlega ciągłym zmianom. Ze względu na duże znaczenie gospodarcze i przyrodnicze troci wędrownej, co roku dokonuje się zarybień polskich rzek smoltami, narybkiem letnim oraz larwami

troci. Dzięki tym zabiegom, udaje się utrzymać liczebność populacji na zadowalającym poziomie. Identyfikacja pochodzenia osobników jest możliwa poprzez ich znakowanie z zastosowaniem metody odpowiedniej do stadium rozwojowego ryb. Znakowanie umożliwia ocenę efektów prowadzonych zarybień oraz ich wpływ na rekrutację stada tarłowego. Możliwość odróżnienia ryb pochodzących z zarybień od pochodzących z naturalnego tarła pozwala na odpowiednie zarządzanie stadem ryb, począwszy od młodocianego okresu życia, po stadium dorosłe.

Populacja troci w rzece Łebie nie była w przeszłości przedmiotem intensywnych badań. Dostępne dane dotyczą wybranych aspektów ekologii i biologii gatunku, lecz nie tworzą spójnej całości. W ramach obecnych badań, przeprowadzono prace terenowe i analizy laboratoryjne umożliwiające scharakteryzowanie stada tarłowego troci wędrownej z dorzecza Łeby oraz prześledzenie zmian w stadzie na przestrzeni dziesięciolecia. Ponadto, podjęto próbę oszacowania wpływu prowadzonych zarybień na proces formowania stada tarłowego. Jednocześnie, zbadano przydatność wybranych dopływów Łeby wykorzystywanych w obecnym modelu gospodarki zarybieniowej w dorzeczu Łeby, do odrostu młodocianych stadiów troci wędrownej.

W celu scharakteryzowania struktury stada tarłowego troci wędrownej z dorzecza Łeby, w latach 2007-2016 realizowano prace terenowe na terenie Słowińskiego Parku Narodowego. Zebrano materiał biologiczny od dorosłych osobników troci, który posłużył do diagnostyki parametrów biologicznych stada tarłowego. Identyfikacja osobników pochodzących z zarybień została przeprowadzona na dwóch poziomach. Ryby pochodzące z zarybień smoltami znakowane były zewnętrznie, poprzez resekcję płetwy tłuszczowej umożliwiając ich natychmiastowe rozpoznanie wśród dorosłych osobników. Ze względów anatomicznych oraz ograniczeń z tym związanych, w latach 2010-2013 larwy troci przed wypuszczeniem znakowano w Gospodarstwie Rybackim w Żelkówku poprzez immersję w roztworze fluorochromu, alizaryny red S. Substancja ta ma zdolność do tworzenia trwałych związków kompleksowych z jonami wapnia, dzięki czemu odkłada się w otolitach ryb w postaci czerwonego prążka. Osobniki pochodzące z zarybień larwami identyfikowano wśród ryb posiadających płetwę tłuszczową. Wyłącznie od nich pobierano otolity do badań.

W okresie wiosennym w latach 2010-2013 wypuszczano do wytypowanych cieków larwy troci znakowane alizaryną red S. We wrześniu 2010-2013 roku, prowadzono połowy kontrolne narybku na stanowiskach o długości 50 m każde. Wyniki z odłowów uzupełniono o dane temperaturowe na stanowiskach w całym okresie wzrostu narybku,

w celu zdiagnozowania interakcji pomiędzy termiką cieku a wzrostem ryb we wczesnej fazie. Monitorowane stanowiska zostały dokładnie scharakteryzowane hydrograficznie.

Uzyskane wyniki wykazały zmienność parametrów wzrostu na przestrzeni dziesięciu lat obserwacji. Zaobserwowane różnice dotyczyły obu płci. Obecnie w populacji troci z dorzecza Łeby przeważają smolty jednoroczne i w zależności od pochodzenia stanowią odpowiednio 72,1% (dzikie) oraz 98,9% (hodowlane). Wśród ryb dzikich, smolty dwuletnie stanowiły 27,7%, natomiast trzyletnie jedynie 0,2%. Tylko 1,1% osobników pochodzących z zarybień smoltami, nie spływa od razu do morza i spędza jeszcze jedną zimę w wodzie słodkiej. W odniesieniu do wieku morskiego, badania wykazały, iż w stadzie tarłowym dominują osobniki z jednorocznym bądź dwuletnim pobytem w morzu i to między tymi grupami wiekowymi obserwowano różnice między-sezonowe. Skumulowany udział osobników jednorocznych (62%) wskazuje na ogólną dominację ryb młodszych w stadzie tarłowym. Osobniki, które spędziły dwa lata w morzu stanowiły około 36%. W zestawieniu z wynikami historycznymi, struktura wiekowa populacji uległa znacznej zmianie. Na przestrzeni ostatnich 70 lat, zaobserwowano wzrost udziału osobników troci smoltyfikujących po pierwszym zimowaniu w rzece. Ponadto, stwierdzono spadek udziału starszych osobników w stadzie tarłowym co może być negatywnym efektem nadmiernej presji rybackiej. Podobne obserwacje dotyczą wzrostu ryb. W porównaniu z wynikami z lat 50-tych XX w., średnia długość ciała troci zmniejszyła się z 65,9 cm, do 59,9 cm.

Istotnym aspektem z punktu widzenia gospodarowania zasobami troci w dorzeczu Łeby było określenie udziału ryb pochodzących z zarybień smoltami, larwami oraz pochodzących z naturalnego tarła, które potwierdzono obserwacjami. Średnio, ponad 61% dorosłych osobników troci pochodziło z zarybień smoltami. Spośród pozostałych ryb, z naturalnego tarła pochodziło średnio 77,7% troci, natomiast u 22,3% ryb zidentyfikowano znaczki alizarynowe potwierdzające ich pochodzenie z zarybień larwami. Na szczególną uwagę zasługują wyniki znakowania larw przy pomocy alizaryny. Prezentowane wyniki po raz pierwszy bezpośrednio wskazują na udział osobników pochodzących z zarybień larwami w formowaniu stada tarłowego troci wędrownej, na przykładzie dorzecza Łeby.

Wyniki niniejszej pracy wykazały silny wpływ zarybień smoltami troci na dynamikę stada tarłowego troci z dorzecza Łeby. Zaobserwowane różnice między dzikimi a hodowlanymi osobnikami dotyczyły różnych aspektów populacyjnych, począwszy od podstawowych parametrów wzrostu jakimi są długość i masa ciała tarlaków, poprzez

model struktury wiekowej oraz zmienność ich kondycji. Nie stwierdzono różnicy jedynie w odniesieniu do płodności samic, lecz wyniki te wymagają weryfikacji na większej liczbie osobników. Ponadto, pochodzenie osobników determinowało okres intensyfikacji migracji tarłowej co pośrednio przekładało się na różnice w strukturze wiekowej i płciowej.

Badania wskazały przydatność cieków wytypowanych do zarybiania larwami troci, do wzrostu narybku. Na przestrzeni czterech lat obserwacji wykazano zróżnicowanie we wzroście w obrębie poszczególnych stanowisk. Różnice te miały również swoje odzwierciedlenie w zmienności kondycji. Zagęszczenia narybku w grupie wieku 0+ na monitorowanych stanowiskach mieściły się w zakresie 22-130 os./100 m^2, Narybek troci znakowany alizaryną red S zidentyfikowano na wszystkich monitorowanych stanowiskach, we wszystkich sezonach badań (2010-2013). Udział znakowanych ryb wynosił od 30 do 100% w całym okresie badań, ze średnią wynoszącą 85,4%. Wykazano, że warunki termiczne panujące w strumieniu silnie oddziałują na ryby pochodzące z zarybień wylęgiem. Sumaryczna liczba stopniodni istotnie pozytywnie wpływała na wzrost narybku troci. Jednocześnie, wartości maksymalnych średnich 7-dniowych temperatur wody w miesiącu lipcu istotnie negatywnie oddziaływała na wzrost w danym sezonie. Takich zależności nie zidentyfikowano w odniesieniu do narybku troci pochodzącego z naturalnego tarła. Jest to obserwacja istotna w aspekcie zachodzących zmian klimatycznych oraz ewentualnej zmiany strategii zarybieniowej w przyszłości.

Wyniki niniejszych badań pozwalają stwierdzić, iż zarybianie dopływów rzeki Łeby wylęgiem troci pozytywnie wpływało na liczebność stada tarłowego. Ponadto, dominacja osobników pochodzących z zarybień smoltami wskazuje na duże znaczenie samego zarybiania w kontekście gospodarowania tą populacją. Oprócz ryb pochodzących z zarybień, ważnym komponentem stada są osobniki pochodzące z naturalnego tarła. W celu optymalizacji efektów zarybień młodszymi stadiami troci, przy jednoczesnym wzmacnianiu znaczenia naturalnego rozrodu, należy ukierunkować zarybienia na dopływy pozbawione naturalnych tarlisk, bądź ich odcinki położone powyżej sztucznych barier. Niepokojącym zjawiskiem wydaje się być negatywny wpływ presji rybackiej na strukturę stada tarłowego, poprzez eliminację starszych i większych osobników.

Słowa kluczowe: struktura wiekowa, płodność, wzrost narybku, znakowanie ryb, efektywność zarybień

10. Summary

Biological and management determinants of sea trout
Salmo trutta m. *trutta* L., spawning stock dynamics in the Łeba River basin

Adam Marcin Lejk, M.Sc. B.Sc.

Brown trout, *Salmo trutta* L., is a member of the family Salmonidae. Since the species is highly plastic, it has evolved into a number of ecological forms that inhabit various ecosystems. The life cycle of the anadromous form of brown trout, *Salmo trutta* m. *trutta*, is divided into two stages that inhabit two different habitats. This species spends its early juvenile life-history stage in the upper reaches of rivers and streams, while it spends its adult life-history stage in the sea. The sea phase is marked by migration in search of suitable feeding grounds depending on its life strategy. In the marine environment, sea trout feed and grow intensively. Most often, after one or two years in the sea, some individuals mature sexually and begin the spawning migration to their natal rivers where they were born or into which they were released. This phenomenon, known as the homing instinct, means that each river has a specific stock of fish characterized by certain genetic features and adaptations to local conditions. Sea trout reproduce in the fall and winter, and spawn in rivers and their tributaries. During spawning, female sea trouts lay their eggs on a gravel bed, building a so-called redds. The young sea trouts hatch in spring, from March to May. Juvenile sea trout most often spend from one to four years in rivers, after which they smoltify, which is the process of physiologically adapting to life in a marine environment, and then they migrate to the sea.

Migratory salmonids are excellent bioindicators of changes occurring in the natural environment. The complexity of their life cycle and their high sensitivity to low oxygen concentrations, high water temperatures, and hydrotechnical barriers in streams mean that their population abundance and range of occurrence are continuously changing. This species is of great economic value and natural importance, which is why sea trout smolts, summer fry, and larvae are stocked into Polish rivers annually. Thanks to these measures, the population abundance of this species is being maintained

at a satisfactory level. Identifying the origin of individuals is possible by applying marking methods that are appropriate for different life-history stages of this fish. Marking makes it possible to evaluate the effects of the stocking carried out and their impact on the recruitment of the spawning stock. Being able to discriminate fish that were stocked from those that were spawned naturally facilitates managing stocks accordingly from the juvenile through to the adult stages.

In the past, the sea trout population in the Łeba River basin was not the subject of intense study. While data regarding selected aspects of the ecology and biology of this species are available, they do not form a coherent whole. As part of the present study, field work and laboratory analyses were conducted that permitted characterizing the sea trout spawning stock from the Łeba River basin and following changes in the stock over the course of a decade. Additionally, an attempt was made to estimate the influence stocking had on the formation of spawning stocks. Simultaneously, the selected Łeba River tributaries that are currently being used in the stocking management model in the Łeba River basin were evaluated for their suitability as sites in which juvenile sea trout can develop.

Field work was conducted in Słowiński National Park in 2007–2016 with the aim of characterizing the structure of the sea trout spawning stock in the Łeba River basin. Biological material collected from adult sea trout individuals was used to determine the biological parameters of the spawning stock. Identifying individuals originating from stocking was done on two levels. Stocked smolts had been marked externally with adipose fin clipping that permitted identifying them immediately among adult individuals. For anatomical reasons and associated limitations, in the 2010-2013 period prior to release as larvae, sea trout were marked at the Fish Farm in Żelkówko by immersion in a fluorochrome solution of alizarin red S. This substance forms stable complex compounds with calcium ions thanks to which it is deposited as a red band on fish otoliths. Individuals that originated from stocked fry were identified from among those that had clipped adipose fins, and otoliths were collected exclusively from these individuals for examination.

From 2010 to 2013, larval sea trout marked with alizarin red S were released into selected streams each spring, and each September from 2010 to 2013 monitoring catches of young-of-the-year sea trout were made at sites that were each 50 m long. The catch results were supplemented with temperature data at the sites throughout the juvenile

sea trout growth periods to identify the interactions between stream temperatures and early stage fish growth. Full hydrographic data was also collected at the monitoring stations.

The results of the study showed the variability of growth parameters over ten years of observation, which applied to both sexes. Currently, smolts aged 1 year dominate the sea trout population in the Łeba River basin, and, depending on their origin, 72.1% are wild, while 98.9% are cultivated. Among the wild fish, 27.7% are two-year-old smolts, while only 0.2% are three-year-old smolts. Just 1.1% of stocked smolts do not migrate to the sea and instead spend another winter in freshwater streams. Studies indicate that the sea age of the spawning stock is dominated by individuals that have inhabited the sea for either one or two years, and seasonal differences were observed between these age groups. The cumulative share of one-year-old individuals (62%) indicated that younger fish dominated the spawning stock, while approximately 36% of the individuals inhabited the sea for two years. In comparison with historical results, the population age structure has changed significantly over the last 70 years, and the share of sea trout individuals that smoltified after the first year wintering in streams has increased. Moreover, a decrease was noted in the share of older individuals in the spawning stock, which could have been caused by the negative effects of excessive fishing pressure. Similar observations pertained to fish growth; the mean sea trout body length decreased from 65.9 cm in the 1950s to 59.9 cm in the current study.

One important aspect of managing sea trout resources in the Łeba River basin was determining the share of fish from stocked larvae and smolts and from natural spawning, which was done through observations. On average, over 61% of adult sea trout originated from stocked smolts. Among the remaining sea trout, 77.7% originated from natural spawning. Alizarin red S marks were found in 22.3% of the fish, which confirmed their origin from stocked larvae. The results of marking larvae with alizarin red S are noteworthy since these are the first results of their kind to confirm that individuals released as larvae are now contributing to the formation of spawning sea trout stocks in the Łeba River basin.

The results of the current study indicated the strong influence stocking with sea trout smolts had on spawning sea trout stock dynamics in the Łeba River basin. The differences observed between wild and hatchery-reared individuals pertained to various population aspects, ranging from basic growth parameters, such as spawner

length and body weight, to age structure models, and variable condition. Only in female fertility were no differences noted, but this must be verified on a larger number of individuals. Moreover, the origin of the individuals determined periods of intensifying spawning migrations, which indirectly affected differences in stock age and sex structures.

The current study indicated the suitability of the streams selected for stocking larval sea trout for growth into juvenile sea trout. Over the four-year observation period differences were noted among the various sites, and these were also reflected in differences in condition. The density of juvenile sea trout in the 0+ age group at the sites monitored ranged from 22–130 indiv./100 m^2, while juvenile sea trout marked with alizarin red S were identified at all the sites monitored in all seasons of the study (2010–2013). The shares of marked fish were from 30 do 100% throughout the study period at an average of 85.4%. The thermal regime in the selected streams strongly affected the fish that originated from stocked alevins. The total number of degree days had a significant, positive affect on juvenile sea trout growth. Simultaneously, the maximum values for mean 7-day water temperatures in July had a significant, negative affect on growth in a given season. These relationships were not noted in juvenile sea trout originating from natural spawning. This is an important observation in light of the ongoing climate change and for making possible changes to stocking strategies in the future.

The results of this work permit concluding that stocking tributaries in the Łeba River basin with sea trout alevins had a positive effect on spawning stocks. Moreover, the dominance of individuals originating from stocked smolts indicated the great importance of stocking itself in the management of this population. In addition to the stocked fish, individuals from natural spawning were an important component of the stocks. To optimize the effects of stocking with younger sea trout stages while simultaneously enhancing the importance of natural reproduction, stocking should be performed in tributaries that lack natural spawning grounds or in stream segments located upstream from artificial barriers. The negative impact fishing pressure has on spawning stock structure by eliminating larger, older individuals is a worrying phenomenon.

Key words: age structure, fecundity, fry growth, fish marking, stocking effectiveness

11. Spis fotografii

Fot. 1 Przepławka dla ryb w formie kaskadowego bystrotoku wybudowana w 2012 r. przy jazie młyńskim w Lęborku (km 57+720); fot: A.M. Lejk..... 36
Fot. 2a-f. Znaczki fluorescencyjne powstałe w otolitach (strzałki) troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w wyniku znakowania immersyjnego w roztworze alizaryny red S o stężeniu 200 mg dm^{-3}, obserwowane pod mikroskopem epifluorescencyjnym Nikon Eclipse 90*i* (Nikon Corp., Japonia), przy 100x powiększeniu, po okresie: (a) 10 dni; (b) 30 dni; (c) 60 dni; (d, e) 8 m-cy; (f) 20 m-cy od przeprowadzonego znakowania. Fotografie a-d, f - zastosowany filtr G-2A (EX 510-560 nm, DM 575 nm, BA 590 nm); e - zastosowany filtr B-2A (EX 450-490 nm, DM 505 nm, BA 520 nm); fot: A.M. Lejk 45
Fot. 3a-f. Znaczki fluorescencyjne powstałe w otolitach (strzałki) troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w wyniku znakowania immersyjnego w roztworze alizaryny red S o stężeniu 200mg dm^{-3}, obserwowane pod mikroskopem epifluorescencyjnym Nikon Eclipse 90*i* (Nikon Corp., Japonia), przy 40x powiększeniu, po okresie: (a-c) 32 m-ce; d-f) 44 m-ce od przeprowadzonego znakowania. Fotografie a-f zastosowany filtr G-2A (EX 510-560nm, DM 575nm, BA 590nm); fot: A.M. Lejk 46
Fot. 4a-b. Fotograficzna prezentacja sposobu wykonywania pomiarów oocytów troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. obserwowane pod mikroskopem LEICA MZ 16A (LEICA Microsystems Ltd., Szwajcaria). 48

12. Spis rysunków

Rys. 1 Potencjalne strategie życiowe Salmo trutta w zlewni z obecnością jeziora ● miejsce tarła; □ stanowiska ryb dorosłych (–) jeziorowa- lub rzeczna- osiadła, (–) rzeka-dopływy, (–) jezioro-dopływy, (–) jeziorowa, (–) semi-anadromiczna, oraz (–) anadromiczna (FERGUSON I IN., 2019)..... 10
Rys. 2 Liczba wypuszczonych smoltów troci wędrownej w wieku 1+ i 2+ oraz masa odłowionych troci w latach 1979-2016. Na łączną masę złowionych ryb składają się połowy komercyjne wykonane w strefie otwartej i przybrzeżnej Morza Bałtyckiego w granicach Polskich O Obszarów Morskich oraz w rzekach. Dane za lata 1979-1981 uwzględniają również połowy pstrąga tęczowego (BARTEL I KARDELA, 2011; ICES, 2017). 17
Rys. 3 Liczba tarlaków troci wędrownej pozyskanych w jeziorze Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (źródło: SPN). 23
Rys. 4 Zarybienia dorzecza Łeby trocią wędrowną *Salmo trutta* m. *trutta* L. (tys. szt.) dokonane w ramach realizacji rządowego Programu „Zarybianie Polskich Obszarów Morskich" oraz przez użytkowników rybackich, w latach 2000-2016 (ICES, 2017; Spółka Rybacka Sandacz s.c.; Z.O. PZW w Słupsku). 24
Rys. 5 Połowy (kg) ryb „łososiowatych" w Jeziorze Łebsko w latach 1951-2016 oraz wielkość połowów troci na jednostkę nakładu połowowego (CPUE) wyrażona w kilogramie troci na żak na dzień, w latach 2007-2016 (źródło: SPN). 25
Rys. 6 Połowy (kg) troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w Jeziorze Łebsko, w latach 2007-2016 z podziałem na poszczególne miesiące. Obszar wyróżniony szarym kolorem oznacza okres wyłączony z połowów troci. Połowy zrealizowane w listopadzie dotyczą wyłącznie tarlaków pozyskanych do przeprowadzenia sztucznego tarła (źródło: SPN). 27
Rys. 7 Zaraportowane połowy wędkarskie troci wędrownej wyrażone masą (kg) oraz liczbą (szt.) złowionych osobników, zrealizowane w dorzeczu Łeby, w latach 2003-2016 (źródło: Z.O. PZW w Słupsku, Z.O. PZW w Gdańsku). 28
Rys. 8 Komercyjne połowy troci wędrownej (szt.) oraz CPUE (szt./dzień połowowy) w przybrzeżnej strefie Morza Bałtyckiego w okolicach ujścia rzeki Łeby, w obszarze objętych kwadratami rybackimi: M5, M6, M7, N5, N6, N7, O5, O6, O7, w latach 2000-2016 (źródło: Centrum Monitorowania Rybołówstwa w Gdyni). 29
Rys. 9 Mapa dorzecza Łeby wraz z zaznaczonymi budowlami hydrotechnicznymi. Opracowano na podstawie Atlasu Podziału Hydrograficznego Polski (CZARNECKA, 2005; źródło: RZGW Gdańsk, SAMORZĄD WOJ. POM. 2004, materiały własne). Numeracja przegród hydrotechnicznych zgodna z Tabelą 1. 32
Rys. 10 Schemat dokonywania analizy wieku oraz pomiarów przyrostów rocznych na przykładzie obrazu łuski samicy troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w wieku 2.1+ (*l.caud.* 57,8cm, M=1895g), z wykorzystaniem programu komputerowego NIS-Elements BR 3.1 (Nikon Corporation, Japan); FW - przyrost słodkowodny, SW - przyrost morski, SW + - morski przyrost krawędziowy w roku złowienia. 39
Rys. 11 Fotografie łusek hodowlanego narybku troci wędrownej odłowionego w marcu po przeżyciu pierwszej zimy w basenach hodowlanych Gospodarstwa Rybackiego w Żelkówku; fot: A.M. Lejk. 40
Rys. 12 Fotografie łusek narybku troci wędrownej odłowionego jesienią w dopływach rzeki Łeby, w wieku odpowiednio (a-b) 0+ oraz (c-d) 1+; fot: A.M. Lejk. 41

Rys. 13 Graficzne przedstawienie zastosowanej metody walidacji wieku troci wędrownej na podstawie obrazu łuski oraz przekroju poprzecznego twardego promienia płetwy grzbietowej. Preparaty obserwowane w świetle przechodzącym pod lupą Lupa Nikon AZ 100M (łuska - pow. 20x, promień pow. 40x): (a) samica w wieku 1.1+ (*l.caud.* 58,9 cm, M*c* =2380 g); (b) samica w wieku 2.1+ (*l.caud.* = 60,6 cm, M*c* = 2717 g). Objaśnienia symboli: FW - przyrost słodkowodny; SW - przyrost morski; fot: A.M. Lejk. 43
Rys. 14 Lokalizacja stanowisk monitoringowych wytypowanych w dorzeczu Łeby. Numeracja stanowisk zgodna z Tabelą 2; T - zainstalowany automatyczny rejestrator temperatury wody. 50
Rys. 15 Udział (%) poszczególnych grup wiekowych wśród osobników troci wędrownej: (a) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (n = 1399) oraz (b) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w VIII-IX, w latach 2013-2016 (n = 157), w ramach realizacji zadań ochronnych SPN 61
Rys. 16 Udział (%) osobników troci wędrownej w poszczególnych grupach wiekowych z uwzględnieniem płci (F - samice, M - samce): (a) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych prowadzonych w listopadzie, w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (n = 1399) oraz (b) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w VIII-IX, w latach 2013-2016 (n = 157), w ramach realizacji zadań ochronnych SPN. 63
Rys. 17 Długości (*l.caud*., cm) badanych: (a) samic oraz (b) samców troci wędrownej pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 1556); (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają błąd standardowy od średniej (*SE*); wąsy oznaczają odchylenie standardowe od średniej (*SD*). Wartości oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,05$). 65
Rys. 18 Udział (%) samic i samców troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w poszczególnych klasach długości *l.caud.* (cm), odłowionych z jeziora Łebsko w ramach realizacji zadań ochronnych SPN w VIII-IX, w latach 2013-2016* (n = 157). 66
Rys. 19 Udział (%) samic i samców troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w poszczególnych klasach długości *l.caud.* (cm), odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (n = 1399)..... 67
Rys. 20 Rozkłady długości (*l.caud*., cm) hodowlanych i dzikich samic troci wędrownej pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 1223), w grupach wieku: a) A.1+ (n = 645), b) A.2+ (n = 545), c) A.3+ (n = 33); (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają błąd standardowy od średniej (*SE*); wąsy oznaczają odchylenie standardowe od średniej (*SD*). Wartości w obrębie poszczególnych lat, oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,05$). Osobniki hodowlane pochodzą z zarybień smoltami; osobniki dzikie pochodzą z naturalnego tarła bądź zarybień młodszymi stadiami. Dla każdej grupy wiekowej zaznaczono przerywaną linią okres, od którego spodziewano się powrotów znakowanych dorosłych osobników pochodzących z zarybień dorzecza Łeby znakowanymi smoltami troci. 69
Rys. 21 Rozkłady długości (*l.caud*., cm) hodowlanych i dzikich samców troci wędrownej pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 331), w grupach wieku: a) A.1+ (n = 319), b) A.2+ (n = 12); (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają błąd standardowy od średniej (*SE*); wąsy oznaczają odchylenie standardowe od średniej (*SD*). Wartości w obrębie poszczególnych lat, oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD

Tukey'a, $P < 0,05$). Osobniki hodowlane pochodzą z zarybień smoltami; osobniki dzikie pochodzą z naturalnego tarła bądź zarybień młodszymi stadiami. Dla każdej grupy wiekowej zaznaczono przerywaną linią okres, od którego spodziewano się powrotów znakowanych dorosłych osobników pochodzących z zarybień dorzecza Łeby znakowanymi smoltami troci. 71
Rys. 22 Rozkłady długości (*l.caud*., cm) a) dzikich i b) hodowlanych osobników troci wędrownej, w grupach wieku A.1+, A.2+ oraz A.3+ pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 1554), w zależności od wieku smoltyfikacji; (+) oznacza wartość średnią; (–) oznacza medianę; ramki oznaczają 25%-75%; wąsy oznaczają zakres wartości nieodstających. Wartości w obrębie poszczególnych grup wieku morskiego, oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,05$). Osobniki hodowlane pochodzą z zarybień smoltami; osobniki dzikie pochodzą z naturalnego tarła bądź zarybień młodszymi stadiami. 72
Rys. 23 Masy ciała (g) badanych: (a) samic oraz (b) samców troci wędrownej pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 1556); (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają błąd standardowy od średniej (*SE*); wąsy oznaczają odchylenie standardowe od średniej (*SD*). Wartości oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD Tukey'a, $P < 0,05$). 73
Rys. 24 Masa hodowlanych i dzikich a) samic i b) samców troci wędrownej pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 1554), w poszczególnych grupach wieku; (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają błąd standardowy od średniej (*SE*); wąsy oznaczają odchylenie standardowe od średniej (*SD*). Wartości w obrębie poszczególnych lat, oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *t*, $P < 0,05$; test *U* Mann'a-Whitney'a, $P < 0,05$). Osobniki hodowlane pochodzą z zarybień smoltami; osobniki dzikie pochodzą z naturalnego tarła bądź zarybień młodszymi stadiami. 74
Rys. 25 Zależność pomiędzy długością (*l.caud.*, cm) a masą ciała (M*c*, g): (a) samic (n = 1224, równanie regresji: Log M*c* = -2,2371 + 3,1543*Log *l.caud.*, $R^2 = 0,9512$, ANOVA, $P < 0,001$, ±95% CI); (b) samców (n = 332, równanie regresji: Log M*c* = -2,0315 + 3,0357*Log *l.caud.*, $R^2 = 0,8326$, ANOVA, $P < 0,001$, ±95% CI); (c) dzikich (n = 501, równanie regresji: Log M*c* = -1,8083 + 2,9117*Log *l.caud.*, $R^2 = 0,9181$, ANOVA, $P < 0,001$, ±95% CI); (d) hodowlanych (n = 1055, równanie regresji: Log M*c* = -2,5144 + 3,2706*Log *l.caud.*, $R^2 = 0,9589$, ANOVA, $P < 0,001$, ±95% CI) troci. Wartości na osi odciętych i rzędnych przedstawione są w postaci zlogarytmowanej. 76
Rys. 26 Zależność między długością ryby *l.caud.* (cm) a: (a) całkowitym promieniem łuski *R* (równanie regresji: y = -208,2066 + 59,3285**l.caud.*, $R^2 = 0,7566$, ANOVA, $P < 0,001$, ±95% CI); (b) całkowitą liczbą sklerytów na łusce *N* (równanie regresji: y = 8,8598 + 1,5375* *l.caud.*, $R^2 = 0,7403$, df = 1,1554, $P < 0,001$, ±95% CI). 80
Rys. 27 Zależność między długością ryby *l.caud.* (cm) w momencie złowienia a wielkością przyrostu łuski (µm), odpowiednio w pierwszym, drugim oraz trzecim pełnym roku spędzonym w morzu. Kreskowanymi elipsami oraz trójkątnymi znacznikami wyszczególniono morskie przyrosty ryb w roku migracji tarłowej, w obrębie poszczególnych grup. 82
Rys. 28 Liczba sklerytów odłożonych na łuskach samic i samców troci w trakcie: a) I oraz b) II* przyrostu morskiego; wartość średnia; wąsy oznaczają ±95% przedział ufności (*CI*). 86
Rys. 29 Skumulowany udział (%) osobników troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. wśród których stwierdzono występowanie jednego lub dwóch znaków tarłowych na łuskach, w

latach 2007-2016 (n = 156). Dane dla okresu wczesnojesiennego dotyczą wyłącznie lat 2013-2016. 87
Rys. 30 Udział (%) hodowlanych osobników troci wędrownej: (a) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych prowadzonych w listopadzie, w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (n = 1399) oraz (b) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w sierpniu-wrześniu, w latach 2013-2016 (n = 157*), w ramach realizacji zadań ochronnych SPN. 89
Rys. 31 Udział (%) hodowlanych troci, pochodzących z zarybień smoltem wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2012 (niebieska linia) oraz średni skumulowany (czerwona lina) udział znakowanych ryb wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w sierpniu-wrześniu w ramach realizacji zadań ochronnych SPN i wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2013-2016. 90
Rys. 32 Udział (%) dzikich oraz pochodzących z zarybień wylęgiem, znakowanych (ARS) osobników troci: (a) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w sierpniu-wrześniu, w latach 2012-2016 (n = 146**) oraz (b) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2012-2016 (n = 72). Linią przerywaną zaznaczono średni udział ryb znakowanych (ARS) wyliczony dla okresu 2012-2016. 91
Rys. 33 Udział (%) troci znakowanych alizaryną red S (ARS), pochodzących z zarybień wylęgiem wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w sierpniu-wrześniu oraz listopadzie, w latach 2012-2016. Linią przerywaną, przedstawiono skumulowany udział (%) znakowanych (ARS) osobników troci dla obu sezonów. 92
Rys. 34 Skumulowany udział (%) poszczególnych roczników troci wędrownej znakowanych alizaryną red S (ARS), zidentyfikowanych wśród dojrzałych osobników, odłowionych w latach 2012-2016 (razem sezony sierpień-wrzesień oraz listopad, n = 47). 93
Rys. 35 Skumulowany udział (szt.) osobników troci wędrownej znakowanych alizaryną red S, pozyskanych w jeziorze Łebsko w sezonach tarłowych 2012-2016 (razem sezony sierpień-wrzesień oraz listopad, n = 47), reprezentujących roczniki 2010-2014. 93
Rys. 36 Związek między liczbą wylęgu troci wędrownej poznakowanego alizaryną red S i wypuszczonego do dorzecza Łeby w latach 2010-2014, a udziałem (%) znakowanych osobników pochodzących z poszczególnych roczników wśród dorosłych ryb odłowionych w jeziorze Łebsko; $y = 2{,}4776 + 0{,}0701*x$, $R^2 = 0{,}9292$, df = 1,3, $P < 0{,}01$, ±95% CI. 94
Rys. 37 Stosunek samców (M) do samic (F) troci wędrownej odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (dane SPN). 95
Rys. 38 Udział (%) samic i samców troci wędrownej: (a) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko podczas kampanii tarłowych prowazonych w listopadzie, w celu pozyskania produktów płciowych, w latach 2007-2016 (n = 1592; dane SPN) oraz (b) wśród osobników odłowionych z jeziora Łebsko w sierpniu-wrześniu, w latach 2013-2016 (n = 157*), w ramach realizacji zadań ochronnych SPN. 96
Rys. 39 Płodność absolutna (F_a, szt. jaj) oraz względna (F_w, szt. jaj/kg M*c*) badanych samic troci wędrownej w grupach wieku A.1+ i A.2+ (n = 49); (+) oznacza wartość średnią; (–) oznacza medianę; ramki oznaczają 25%-75%; wąsy oznaczają zakres wartości nieodstających. 99

Rys. 40 Zależność pomiędzy płodnością absolutną (F_a): (a) długością *l.caud.* (b) masą całkowitą (M*c*) samic troci wędrownej (n = 50, równanie regresji; długość: Log F_a = -1,6238 + 3,0544*Log *l.caud.*, R^2 = 0,8093, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI; masa: Log F_a = 0,4845 + 0,9787*Log M*c*, R^2 = 0,8736, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI). Wartości na osi odciętych i rzędnych przedstawione są w postaci zlogarytmowanej. 100
Rys. 41 Porównanie obserwowanej i modelowanej płodności absolutnej F_a (szt. jaj) samic troci wędrownej, uzyskanej na podstawie modelu regresji liniowej Log F_a = 0,4845 + 0,9787*Log M*c*, R^2 = 0,8736. 101
Rys. 42 Korelacja między płodnością absolutną (F_a) a całkowitą masą ciała (M*c*) dzikich i znakowanych samic troci wędrownej (równanie regresji; dzikie (n = 17): Log F_a = 0,8189 + 0,8758*Log M*c*, R^2 = 0,7734, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI; hodowlane (n = 33): Log F_a = 0,452 + 0,99*Log M*c*, R^2 = 0,8951, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI). Wartości na osi odciętych i rzędnych przedstawiono w postaci zlogarytmowanej. 102
Rys. 43 Zależność między całkowitą masą ciała M*c* (g) a płodnością względną F_w (szt. jaj/kg M*c*) samic troci wędrownej (n = 50); równanie regresji: F_w = 2625,5882-0,0085*M*c*, R^2 = 0,0006, ANOVA, p = 0,8656, ±95% CI. 102
Rys. 44 Związek pomiędzy średnią średnicą ziaren ikry D_{ooc} (mm) a masą ciała M*c* (g) badanych samic troci wędrownej (n = 40); równanie regresji: Log D_{ooc} = 0,2417 + 0,1364*Log M*c*, R^2 = 0,4847, ANOVA, *P* < 0,001 ±95% CI. 104
Rys. 45 Zależność między całkowitą masą ciała (M*c*) a średnią masą ziaren ikry M_{ooc} (mg) dzikich i hodowlanych samic troci wędrownej (równanie regresji; dzikie (n = 17): M_{ooc} = -123,418 + 60,4955*Log M*c*, R^2 = 0,3619, ANOVA, *P* < 0,05, ±95% CI; hodowlane (n = 33): M_{ooc} = -117,449 + 58,4592*Log M*c*, R^2 = 0,6780, ANOVA, *P* < 0,001, ±95% CI). Wartości na osi odciętych przedstawiono w postaci zlogarytmowanej. 104
Rys. 46 Zależność między masą somatyczną ciała M*s* (g) a masą gonad M*g* (g) badanych samic troci wędrownej (n = 50); równanie regresji: Log M*g* = -1,7206 + 1,3472*Log M*s*, R^2 = 0,8613, ANOVA, *P* < 0,001 ±95% CI. 105
Rys. 47 Zależność między masą gonady M*g* (g) a średnią średnicą ziarna ikry M_{ooc} (mg) samic troci wędrownej (n = 50); równanie regresji: M_{ooc} = -42,0279 + 45,4732*Log M*g*, R^2 = 0,6225, ANOVA, *P* < 0,001. 106
Rys. 48 Wartość indeksu gonado-somatycznego (GSI, %) znakowanych i dzikich samic troci wędrownej (n= 49) w grupach wiekowych: (a) A.1+ i (b) A.2+. Punkty centralne oznaczają wartość średnią, ramki oznaczają błąd standardowy (*SE*), wąsy oznaczają odchylenie standardowe (*SD*). Wartości oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie (*P* > 0,05). 107
Rys. 49 Dynamika migracji poszczególnych roczników hodowlanych osobników troci, w próbach zebranych w latach 2007-2016. Liczba osobników określona wielkością punktu. 108
Rys. 50 Dynamika migracji poszczególnych roczników dzikich osobników troci, w próbach zebranych w latach 2007-2016. Liczba osobników określona wielkością punktu. 108
Rys. 51 Długość ciała *l.caud.* (cm) narybku troci wędrownej w wieku 0+ odłowionego na monitorowanych stanowiskach (n = 1349), w latach 2010-2013. (–) oznacza medianę; (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają 25%-75%; wąsy oznaczają zakres wartości nieodstających. Wartości w obrębie poszczególnych lat, oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test Dunn'a, *P* < 0,05). Wartości średnie dla poszczególnych stanowisk (podane pod ich nazwami) oznaczone różnymi indeksami literowymi różnią się istotnie statystycznie (test Dunn'a, *P* < 0,05). 112

Rys. 52 Frekwencje (%) w klasach długości narybku troci w grupach wieku 0+ ● i 1+ ● odłowionego na stanowisku Sitnica 1 w: (a) 2010 (n = 79), (b) 2011 (n = 57), (c) 2012 (n = 36) oraz (d) 2013 (n = 43) roku. 113
Rys. 53 Frekwencje (%) w klasach długości narybku troci w grupach wieku 0+ ● i 1+ ● odłowionego na stanowisku Sitnica 2 w: (a) 2010 (n = 63), (b) 2011 (n = 21), (c) 2012 (n = 22) oraz (d) 2013 (n = 36) roku. 114
Rys. 54 Frekwencje (%) w klasach długości narybku troci w grupach wieku 0+ ● i 1+ ● odłowionego na stanowisku Reknica w: (a) 2010 (n = 93), (b) 2011 (n = 60), (c) 2012 (n = 109) oraz (d) 2013 (n = 61) roku. 115
Rys. 55 Frekwencje (%) w klasach długości narybku troci w grupach wieku 0+ ● i 1+ ● odłowionego na stanowisku Struga Rybnicka w: (a) 2011 (n = 193), (b) 2012 (n = 146), oraz (c) 2013 (n = 129) roku. 116
Rys. 56 Frekwencje (%) w klasach długości narybku troci w grupach wieku 0+ ● i 1+ ● odłowionego na stanowisku Leśna Struga w: (a) 2011 (n = 193), (b) 2012 (n = 146), oraz (c) 2013 (n = 129) roku. 117
Rys. 57 Związek pomiędzy długością i masą ciała (L-WR) narybku troci odłowionego na monitorowanych stanowiskach i poddanego analizie szczegółowej, w latach 2010-2013 (n = 395); równanie regresji: Log M*c* = -1,9745 + 3,0361*Log *l.caud.*, R^2 = 0,9766, ANOVA, *P* < 0,001; (o) Reknica, (□) Sitnica 1 i 2, (◊) Struga Rybnicka, (Δ) Leśna Struga. 118
Rys. 58 Współczynnik kondycji *K* Fultona narybku troci wędrownej w wieku 0+ odłowionego na monitorowanych stanowiskach i poddanego analizie szczegółowej (n = 364), w latach 2010-2013. (–) oznacza medianę; (+) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają 25%-75%; wąsy oznaczają zakres wartości nieodstających. Wartości w obrębie poszczególnych lat, oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test Dunn'a, *P* < 0,05). Wartości średnie dla poszczególnych stanowisk (podane pod ich nazwami) oznaczone różnymi indeksami literowymi różnią się istotnie statystycznie (test Dunn'a, *P* < 0,05). 122
Rys. 59 Zagęszczenie narybku troci wędrownej (ind./100 m^2) w wieku (a) 0+ i (b) 1+ na monitorowanych stanowiskach, w latach 2010-2013, oszacowane w oparciu o metodę MWL (*Maximum Weighted Likelihood*; CARLE I STRUB, 1978). Wartości średnie dla całego okresu badań, znajdujące się pod nazwą stanowiska, oznaczone odmiennymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test Tukey'a, *P* < 0,05). 124
Rys. 60 Rozkłady temperatury wody w badanych ciekach, zarejestrowane od dnia zarybienia wylęgiem do dnia odłowu narybku troci *Salmo trutta* L., w latach 2010-2013. Temperatury wody zrekonstruowano na podstawie równań regresji liniowej (rozdział 4.2.8). 128
Rys. 61 Oszacowane zagęszczenie narybku *Salmo trutta* (ind./100 m^2, słupki) w wieku 0+ na monitorowanych stanowiskach, w latach 2010-2013, oraz średnia długość ryb (*l.caud.*, cm); (–) oznacza medianę; (x) oznacza wartość średnią; ramki oznaczają 25%-75%; wąsy oznaczają zakres wartości nieodstających. 129
Rys. 62 Udział (%) gniazd troci z podziałem na grupy wielkościowe (0,5-1 m małe; 1-2 m średnie; >2 m gniazda duże) oraz skumulowany udział (szt.) gniazd zinwentaryzowanych w latach 2007-2016 w badanym fragmencie dorzecza Łeby. 130

13. Spis tabel

Tabela 1 Lista kluczowych przegród hydrotechnicznych zinwentaryzowanych w dorzeczu Łeby, o wysokości piętrzenia powyżej 0,5m. Numery w tabeli zgodne z Rys. 9. Opracowano na podstawie Mapy Podziału Hydrograficznego Polski (źródło: RZGW Gdańsk, SAMORZĄD WOJ. POM. 2004, materiały własne). 35

Tabela 2 Charakterystyka stanowisk monitoringowych zlokalizowanych w dorzeczu Łeby. Długość każdego stanowiska wynosiła 50m. Objaśniania symboli: i) 1 - rzeka prosta, 2 - pojedyncze zakręty, 3 - rzeka meandrująca, r - koryto uregulowane; ii) 1 - dno pozbawione ukryć, 2 pojedyncze ukrycia, 3 - liczne ukrycia, np. gałęzie, kępy roślinności, podmycia, korzenie w nurcie; iii) 1 - mniej niż 10% brzegów rzeki porośnięte drzewami/krzewami, 2 - między 10 a 50% brzegów rzeki porośnięte, 3 - ponad 50% brzegów porośnięte; iiii) fo - las, t - drzewa i/lub krzewy nadbrzeżne, m - łąka, pa - pastwiska, f - pola uprawne. Substrat: k - kamienie (75mm <d≤ 200mm), ż - żwir (2mm <d≤ 75mm), p - piasek (0,05mm <d≤ 2,0mm), m - muł (d< 0,05mm). 52

Tabela 3 Liczba wylęgu troci wędrownej *Salmo trutta* m. *trutta* L. (szt.) poznakowanego alizaryną red S, wypuszczona w poszczególnych stanowiskach monitoringowych w dorzeczu Łeby, w latach 2010-2013. Numeracja stanowisk zgodna z Tabelą 2. 53

Tabela 4 Parametry równań regresji liniowych wyliczonych na podstawie średnich dobowych wartości temperatur wody w rzece Łebie oraz w monitorowanych ciekach, zarejestrowanych w roku kalendarzowym 2014. 56

Tabela 5 Skumulowany rozkład (%) grup wieku okresu rzecznego troci odłowionych z jeziora Łebsko, w latach 2007-2016 (n = 1556), z uwzględnieniem płci oraz pochodzenia ryb. 59

Tabela 6 Rozkład (%) grup wieku okresu rzecznego troci (n = 575) odłowionych z jeziora Łebsko w okresie wczesnojesiennym (VIII-IX) oraz w listopadzie, w latach 2013-2016, z uwzględnieniem płci oraz pochodzenia ryb. 60

Tabela 7 Wartości testu $\chi^2_{df\ 1}$ (Chi^2) porównania proporcji udziału grupy wiekowej A.1+ oraz A.2+ wśród osobników odłowionych w listopadzie, w latach 2007-2016. Powyżej przekątnej wartości Chi^2, poniżej wartości prawdopodobieństwa. Wartości istotne statystycznie pogrubiono ($P < 0,05$). 62

Tabela 8 Charakterystyka dorosłych osobników troci wędrownej: długość i masa; wartość średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.) oraz parametry zależności długość-masa ciała ($W = a*L^b$), pozyskanych w latach 2007-2016 (n = 1556). Wartości parametrów *a* i *b* oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie w obrębie płci (ANCOVA, $P > 0,05$). 77

Tabela 9 Kondycja dorosłych osobników troci wędrownej wyrażona współczynnikiem kondycji *K* Fultona: wartość średnia ±*SD*. Wartości parametrów w rzędach oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie w obrębie grupy (test Dunn'a, $P > 0,05$); CV - współczynnik zmienności. 79

Tabela 10 Zmienność rocznych rzecznych przyrostów (FW) łusek (r, µm) oraz liczby sklerytów (N) odłożonych w poszczególnych przyrostach: wartość średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.), w zależności od wieku smoltyfikacji* oraz pochodzenia troci odłowionych z jeziora Łebsko, w latach 2007-2016 (n = 1556). Wartości r oraz N oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie w obrębie grup wiekowych (test *t*, $P > 0,05$). 81

Tabela 11 Zmienność rocznych przyrostów łusek (r, µm) oraz liczby sklerytów (N) odłożonych w poszczególnych przyrostach morskich (SW)*: wartość średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.), w

zależności od płci oraz pochodzenia troci odłowionych z jeziora Łebsko, w latach 2007-2016 (n = 1556). Wartości r oraz N oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie w obrębie grup wiekowych, między samicami i samcami oraz osobnikami dzikimi i hodowlanymi (test-t, *P* > 0,05). 84
Tabela 12 Charakterystyka badanych samic troci wędrownej (n = 50); wartość średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.). Wartości (w rzędach) oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie (test *t, P* > 0,05). 97
Tabela 13 Płodność absolutna (F_a) oraz względna (F_w) badanych samic troci wędrownej (n = 50); średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.). Wartości (w kolumnach) oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie (test *t*, *P* > 0,05)..... 98
Tabela 14 Charakterystyka ikry badanych samic troci wędrownej z dorzecza Łeby (n = 50); średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.). Wartości (w kolumnach) oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie (test *t*, *P* > 0,05). 103
Tabela 15 Względny udział (%) poszczególnych roczników hodowlanych osobników troci, w próbach zebranych w latach 2007-2016 (n = 1055). 109
Tabela 16 Względny udział (%) poszczególnych roczników dzikich osobników troci, w próbach zebranych w latach 2007-2016 (n = 501). 110
Tabela 17 Charakterystyka wylęgu troci wędrownej znakowanego alizaryną red S (ARS); wartość średnia ±SD, zakres (min.-maks.) oraz całkowita liczba wylęgu troci wypuszczonego do dorzecza Łeby w latach 2010-2013. Wartości (w kolumnach) oznaczone różnymi indeksami literowymi różniły się istotnie statystycznie (test *post hoc* HSD Tukey'a, *P* < 0,001). 111
Tabela 18 Charakterystyka narybku troci wędrownej w wieku 0+: długość i masa; wartość średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.); oraz parametry zależności długość-masa ciała ($W = a*L^b$), odłowionego na monitorowanych stanowiskach i poddanego analizie szczegółowej, w latach 2010-2013. Wartości parametrów *a* i *b* oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie w obrębie stanowisk (ANCOVA, *P* > 0,05) i poddanego analizie szczegółowej, w latach 2010-2013. Wartości parametrów *a* i *b* oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie w obrębie lat (ANCOVA, *P* > 0,05)..... 121
Tabela 19 Proporcja (P = z/[z + nz]) narybku troci wędrownej w grupie wiekowej 0+, znakowanego alizaryną red S (z) do narybku dzikiego (nz), odłowionego na monitorowanych stanowiskach, w latach 2010-2013. Wartości w wierszach oznaczone takimi samymi indeksami literowymi nie różniły się istotnie statystycznie od siebie (test χ^2, *P* > 0,05). 126
Tabela 20 Wartości średnich dobowych temperatur wody zarejestrowanych w badanych ciekach: wartość średnia ±*SD*, zakres (min.-maks.), w trakcie trwania sezonu wzrostu narybku troci *Salmo trutta* L. , w latach 2010-2013. Temperatury wody zrekonstruowano na podstawie równań regresji liniowej (rozdział 4.2.8). 127
Tabela 21 Wyniki analizy regresji wielokrotnej między wzrostem narybku troci wędrownej w grupie wiekowej 0+ odłowionego na monitorowanych stanowiskach i poddanego analizie szczegółowej (n = 364), w latach 2010-2013, a sumaryczną liczbą stopniodni oraz maksymalną średnią 7-dniową wartością temperatury wody w miesiącu lipcu (MaxTśr7, °C). Osobniki podzielono na dwie grupy ze względu na pochodzenie (dzikie, znakowane ARS). Wartości istotne statystycznie pogrubiono (*P* < 0,05). 129
Tabela 22 Wyniki testu χ^2 udziału (%) gniazd małych, średnich i dużych zinwentaryzowanych w dorzeczu Łeby, w latach 2007-2016. Wartości istotne statystycznie pogrubiono (*P* < 0,05).131