

Funkcjonowanie i ochrona wód płynących

Szczecin 2021



UNIWERSYTET SZCZECIŃSKI
INSTYTUT BIOLOGII



ODDZIAŁ SZCZECIN

Funkcjonowanie i ochrona wód płynących

Pod redakcją:
Roberta Czerniawskiego
Pawła Bilskiego



WOJEWÓDZKI FUNDUSZ
OCHRONY ŚRODOWISKA
I GOSPODARKI WODNEJ
W SZCZECINIE

Publikacja konferencyjna została dofinansowana ze środków Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Szczecinie

Szczecin 2021

Recenzenci

Prof. dr hab. inż. Robert Czerniawski, Uniwersytet Szczeciński

Prof. dr hab. Ryszard Gołdyn, Uniwersytet Adama Mickiewicza

Prof. dr hab. Michał Grabowski, Uniwersytet Łódzki

Prof. dr hab. Krzysztof Kukuła, Uniwersytet Rzeszowski

Prof. dr hab. Agnieszka Popiela, Uniwersytet Szczeciński

Prof. dr hab. Mirosław Przybylski, Uniwersytet Łódzki

Prof. dr hab. inż. Krzysztof Szoszkiewicz, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

Prof. dr hab. Bartłomiej Wyżga, Instytut Ochrony Przyrody w Krakowie, Polska Akademia Nauk

Prof. dr hab. Maciej Zalewski, Uniwersytet Łódzki, Europejskie Regionalne Centrum
Ekohydrologii, Polska Akademia Nauk

Dr hab. inż. Piotr Dębowski, profesor Instytutu Rybactwa Śródlądowego

Dr hab. inż. Przemysław Czerniejewski, profesor Zachodniopomorskiego Uniwersytetu
Technologicznego

Dr hab. Paweł Napiórkowski, profesor Uniwersytetu Kazimierza Wielkiego

Dr hab. inż. Arkadiusz Nędzarek, profesor Zachodniopomorskiego Uniwersytetu Technologicznego

Dr hab. inż. Adam Tański, profesor Zachodniopomorskiego Uniwersytetu Technologicznego

Dr hab. Joanna Zalewska-Gałosz, profesor Uniwersytetu Jagiellońskiego

Dr hab. Piotr Zieliński, profesor Uniwersytetu w Białymstoku

Dr hab. Janusz Żbikowski, profesor Uniwersytetu Mikołaja Kopernika

Dr hab. Andrzej Mikulski, Uniwersytet Warszawski

Dr inż. Michał Łopata, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski

Zdjęcie na okładce: Czarna Hańcza, fot. Piotr Nieznański

Fundacja Forum Inicjatyw Społecznych

Redakcja techniczna: Anna Kompowska

© Copyright by Uniwersytet Szczeciński, Instytut Biologii, Szczecin 2021

© Copyright by Drawieński Park Narodowy, Drawno 2021

ISBN 978-83-7867-832-8

Druk i wydawca:

volumina.pl Daniel Krzanowski

ul. Ks. Witolda 7-9, 71-063 Szczecin

tel. 91 812 09 08

druk@volumina.pl, www.voluminamarket.pl

volumina .pl

Spis treści

<i>Renata Augustyniak, Jolanta Grochowska, Michał Łopata, Renata Tandyrak, Paweł Sowiński, Anna Płachta, Rafał Karczmarczyk, Hubert Kowalski</i> Warunki hydrochemiczne silnie przekształconej antropogenicznie rzeki Lamus (Łódź, Polska)	5
<i>Rafał Bernaś, Anna Wąs-Barcz, Anita Poćwierz-Kotus, Piotr Dębowski, Grzegorz Radtke</i> Nowe badania z zakresu genetyki populacyjnej i genomiki polskich populacji troci wędrowniej <i>Salmo trutta</i> i łososia atlantyckiego <i>Salmo salar</i>	21
<i>Przemysław Czerniejewski, Adam Brysiewicz, Lucyna Kirczuk, Katarzyna Dziewulska, Izabela Rząd</i> Struktura populacji czebaczka amurskiego <i>Pseudorasbora parva</i> w rzece Wardynce (północno-zachodnia Polska)	43
<i>Piotr Dębowski, Rafał Bernaś, Grzegorz Radtke, Waldemar Święcki</i> Monitoring funkcjonowania przepławek w dorzeczu Drawy z wykorzystaniem technologii RFID	57
<i>Jolanta Grochowska, Michał Łopata, Renata Augustyniak, Anna Płachta, Renata Tandyrak, Hubert Kowalski, Rafał Karczmarczyk, Mohammed Z. Alhamarna</i> Charakterystyka hydrochemiczna źródeł rzeki Pasłęki	73
<i>Hanna Hajdukiewicz</i> Rozwój lasów nadrzecznych na tle transformacji koryt rzek karpaccich w XX wieku	85
<i>Muhammad Shoaib Juman Jamro, Mikołaj Piniewski, Mateusz Grygoruk</i> Analiza wieloletniej zmienności wskaźnika odpływu podstawowego rzek Polski . . .	101
<i>Józef Jeleński, Patrick Emil Uhl</i> Zastosowanie modelu numerycznego HEC-RAS do rewitalizacji rzek na przykładzie rozwiązania problemu wciętego koryta Raby w Pcimiu . . .	115

<i>Krzysztof Kukuła, Aneta Bylak, Elżbieta Hałoń, Ewa Kukuła</i> Odtwarzanie się ichtiofauny w okresowo wysychającym potoku: rola czynników naturalnych i antropogenicznych	139
<i>Michał Łopata, Jolanta Grochowska, Renata Augustyniak, Renata Tandyrak, Rafał Karczmarczyk, Hubert Kowalski</i> Możliwości wykorzystania nowoczesnych technik monitoringu ilościowego wód płynących w warunkach małych cieków pojeziernych	161
<i>Andrzej Mikulski</i> Ekologiczne aspekty samooczyszczania rzek	177
<i>Eugeniusz Pronin, Małgorzata Pronin</i> Stężenie biogenów w wodach rzek usytuowanych w zlewniach typowo rolniczych w trzech województwach Polski	205
<i>Grzegorz Radtke, Rafał Bernaś, Piotr Dębowski</i> Monitoring efektywności tarła wędrownych ryb łososiowatych w rzekach północnej Polski	221
<i>Elżbieta Szeląg-Wasielewska</i> Różnorodność fototrofów w sestonie małego strumienia na Pojezierzu Poznańskim (środkowo-zachodnia Polska)	237
<i>Barbara Wojtasik</i> Meiobentos jako wskaźnik gwałtownych katastrof środowiskowych na przykładzie wpływu pożaru zakładu „Polifarb” na stan ekologiczny rzeki Kaczej w Gdyni	251
<i>Maciej Ziulkiewicz, Rafał Grulke, Norbert Gajda</i> Identyfikacja dopływu substancji biogenych ze strefy hyporeicznej do koryta cieków źródłiskowego na obszarze podmiejskim	263
<i>Robert Czerniawski, Krzysztof Polec, Tomasz Krepski, Łukasz Sługocki, Anna Kompowska, Iwona Goździk, Nadhira Benhadji</i> Wpływ sposobu użytkowania zlewni na stężenie chlorofilu a , zawiesiny i substancji rozpuszczonych w Drawie i jej dopływach	283

**Renata Augustyniak¹, Jolanta Grochowska¹, Michał Łopata¹, Renata Tandyrak¹,
Paweł Sowiński², Anna Płachta^{1,3}, Rafał Karczmarczyk^{1,3}, Hubert Kowalski¹**

¹ Katedra Inżynierii Ochrony Wód i Mikrobiologii Środowiskowej, Instytut Inżynierii i Ochrony Środowiska, Wydział Geoinżynierii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, ul. Prawocheńskiego 1, 10-720 Olsztyn

² Katedra Gleboznawstwa i Mikrobiologii, Wydział Rolnictwa i Leśnictwa, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Plac Łódzki 3, 10-727 Olsztyn

³ Naukowe Koło Ekologów, Wydział Geoinżynierii UWM w Olsztynie

Warunki hydrochemiczne silnie przekształconej antropogenicznie rzeki Lamus (Łódź, Polska)

Wstęp

Wody powierzchniowe, które znajdują się na obszarach miejskich poddane są wyjątkowo silnej antropopresji. Historycznie w miarę rozwoju osiedli ludzkich oraz prowadzenia działalności przemysłowej wody powierzchniowe służyły do celów zaopatrzenia w wodę ludności oraz zakładów przemysłowych (Zetland, 2011). Powstające ścieki były zazwyczaj odprowadzane bezpośrednio do wód lub do ziemi, powodując ich degradację (Turoboyski, 1979). Konieczność utrzymania odpowiednich parametrów jakości wód do celów komunalnych, jak i produkcyjnych, doprowadziła do utworzenia i udoskonalenia infrastruktury doprowadzającej wodę do miejsc jej użytkowania, odbierania oraz dynamicznego rozwoju metod oczyszczania ścieków. Rozwój infrastruktury wodociągowo-kanalizacyjnej prowadzony był w miarę możliwości finansowych oraz dostępnych technologii materiałowych. Pierwsze systemy kanalizacyjne w miastach miały zazwyczaj charakter kanalizacji ogólnospławnej – odbierającej ścieki bytowo-gospodarcze, produkcyjne oraz opadowe (Imhoff i Imhoff, 1996).

Łódź jest przykładem miasta o bogatej historii przemysłowienia. Korzystne położenie u zbiegu granic trzech zaborów doprowadziło do intensywnego rozwoju przemysłu włókienniczego. Przemysł ten jest uznawany za jeden z najbardziej obciążających środowisko i jednocześnie wodochłonnych (Koziorowski, 1980). Intensywnemu rozwojowi przemysłu towarzyszył znaczący wzrost ilości mieszkańców w mieście. Brak odpowiedniej infrastruktury kanalizacyjnej oraz przede wszystkim tej służącej do oczyszczania ścieków spowodował degradację wszystkich rzek płynących

przez miasto, gdyż trafiała do nich całość ścieków wytworzonych na tym obszarze (<http://www.gos.lodz.pl/oczyszczalnia/odrobina-historii/> dostęp: 09.04.2021). Czynnikiem dodatkowo utrudniającym samooczyszczanie cieków na obszarze Łodzi był spadek ilości płynącej wody wywołany obniżeniem poziomu wód gruntowych w wyniku intensywnego ich poboru do celów produkcyjnych (Kronenberg, 2021). Poważne zagrożenie sanitarne dla ludności oraz uciążliwości zapachowe przyspieszyły decyzję o zabudowaniu koryt praktycznie wszystkich rzek łódzkich. W 1916 roku rozpoczęto prace budowlane, które prowadzono do lat trzydziestych XX w., aż do całkowitego skanalizowania i przykrycia łódzkich rzek. Cieki, które były umiejscowione w krajobrazie, zniknęły z niego na długie lata i zostały niemal całkowicie zapomniane. Obecnie po prawie wieku od ich przykrycia są one na nowo częściowo odkrywane i eksponowane jako atrakcja turystyczna, stanowiąc ciekawy element miejskiego krajobrazu Łodzi (Pierzchała, 2017, <https://podroze.onet.pl/polska/lodzkie/100-lat-podziemnej-rzeki-lodki-w-lodzi/ltlqsz7>, dostęp: 09.04.2021).

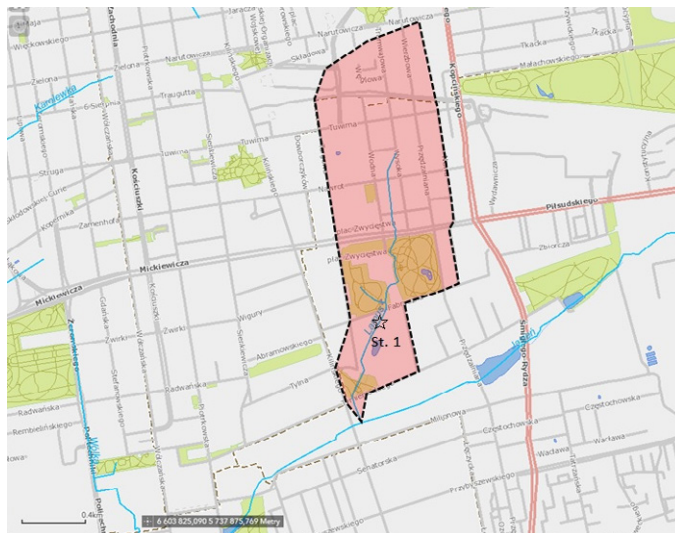
Zabudowane cieki Łodzi zwyczajowo są przez mieszkańców nazywane rzekami. Według kryterium wielkości przepływu i wielkości obszaru alimentacyjnego mogłyby być klasyfikowane jako strumyki bądź strumienie (Bajkiewicz-Grabowska, 2017, 2019), jednak ze względu na fakt, że płyną w korytach silnie przekształconych przez człowieka można je obecnie zaklasyfikować jako cieki antropogeniczne (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski, 2006). W klasyfikacji zgodnej z Ramową Dyrektywą Wodną odpowiadają kategorii silnie zmienionych części wód.

Jedną z takich ukrytych całkowicie pod ziemią, zapomnianych rzek Łodzi jest Lamus (Pierzchała, 2017). Znając burzliwą historię całkowitej degradacji łódzkich rzek w wyniku odprowadzania ścieków w przeszłości kwestia obecnego stanu hydrochemicznego cieku, który funkcjonuje w skrajnie zmienionych warunkach środowiskowych (m.in. brak dostępu światła, sztuczne koryto, przekształcona antropogenicznie zlewnia) jest interesującym zagadnieniem. Dlatego celem niniejszych badań była ocena stanu hydrochemicznego tej rzeki.

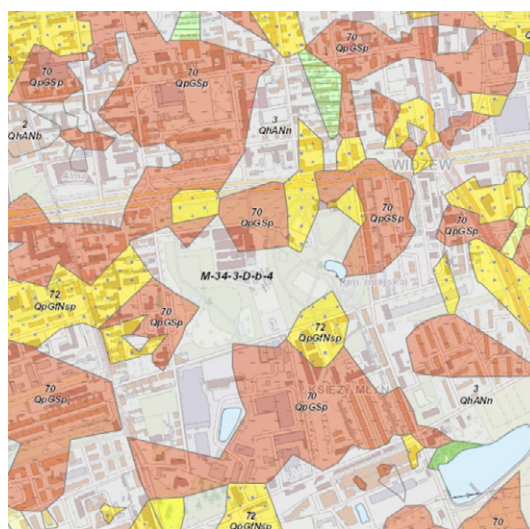
Opis obiektu badań

Obiektem badań była rzeka Lamus w Łodzi, położona na terenie dzielnic Widzew i Śródmieście. Jest to ciek V rzędu, prawobrzeżny dopływ rzeki Jasień (dorzecze Odry), o długości ok. 2 km, który całkowicie biegnie pod ziemią. Przykrycie i podziemną zabudowę rzeki Lamus, jak również większości innych niewielkich rzek Łodzi wykonano w I połowie XX w. Według źródeł historycznych Lamus była rzeką o najszybszym biegu wód w Łodzi, co pozwalało wykorzystać energię płynącej wody do napędzania maszyn tkackich i młynów (Gałczyńska, 2017).

Wyznaczona ogólna powierzchnia zlewni rzeki Lamus wynosi 140,8 ha, lecz po uwzględnieniu istniejących i funkcjonujących dwóch dużych kolektorów kanalizacji ogólnospławnej i deszczowej, które odbierają znaczną część wód i kierują ją bezpośrednio do rzeki Jasień, powierzchnia funkcjonującej zlewni może być mniejsza (licząc od Parku Źródliśka do ujścia Lamusa do Jasienia) (rys. 1).



Rys.1. Zlewnia rzeki Lamus wraz z zaznaczonym miejscem poboru próbek (źródło: <http://mapa.lodz.pl/>, zmienione)

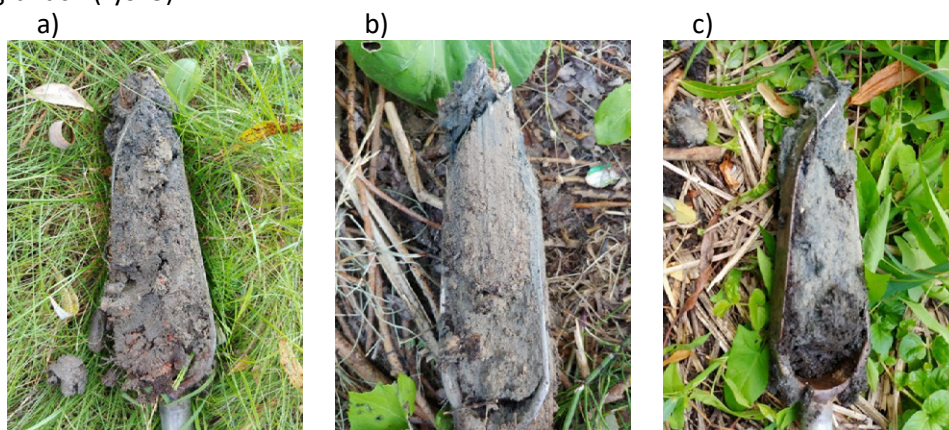


Rys. 2. Mapa geologiczna gruntów zlewni rzeki Lamus (skala 1:10000, źródło: www.geolog.pgi.gov.pl)

Na podstawie mapy geologiczno-inżynierskiej (www.geolog.pgi.gov.pl) (rys. 2) stwierdzono, że na głębokości 1 m i 4 m p.p.t. występują:

- grunty antropogeniczne, nasypowe niebudowlane (3 QhANn),
- plejstocenyckie lodowcowe grunty spoiste (70 QpGSp),
- plejstocenyckie wodnolodowcowe grunty niespoiste (72 QpGfNsp),
- plejstocenyckie zastoiskowe grunty spoiste (74 QpGzSp).

W ramach badań wykonano również wiercenia na terenie zlewni przy użyciu świdra typu Instorf – przykłady typów grunów są zamieszczone na poniższych fotografiach (rys. 3).



Rys. 3. Typy grunów występujące w zlewni rzeki Lamus: grunt antropogeniczny (a), glina średnia/ciężka (b), piaski luźne i gliniaste (c) (fot. P. Sowiński)

Niespoiste grunty obszaru zlewni pozwalają na szybszą migrację wód w rejonie ich występowania, natomiast obszary grunów spoistych spowalniają ich przemieszczanie się w gruncie. Na terenie zlewni w rejonie stanowiska badawczego powierzchniowo dominują grunty antropogeniczne nasypowe niebudowlane (QhANn), co sprzyja migracji zanieczyszczeń z powierzchni gleby w głąb gruntu.

Metodyka

Badania składu chemicznego wód rzeki Lamus przeprowadzono sześciokrotnie w terminach: 29.11.2019 r., 18.02.2020 r., 15.04.2020 r., 17.06.2020 r., 12.08.2020 r., 09.11.2020 r. na jednym stanowisku badawczym (rys. 1). Wodę pobierano ze studzienki (rys. 4) usytuowanej na terenie parkingu Łódzkiej Specjalnej Strefy Ekonomicznej czerpakiem do plastikowych pojemników o pojemności 2 litrów. Pomiar przepływu wykonano w poszczególnych terminach badawczych metodą Harlachera, przy użyciu przepływomierza hydroakustycznego Sontek Flow-Tracker.



Rys. 4. Studzienka na stanowisku pomiarowym na rzece Lamus (fot. R. Augustyniak)

Oprócz poboru próbek wody do pełnych analiz chemicznych, wykonywano pomiary temperatury i zawartości tlenu oraz odczynu i przewodności elektrolitycznej przy użyciu sondy wieloparametrycznej ProDSS 4-port Digital Sampling System (YSI).

Analizy chemiczne wód obejmowały następujące oznaczenia:

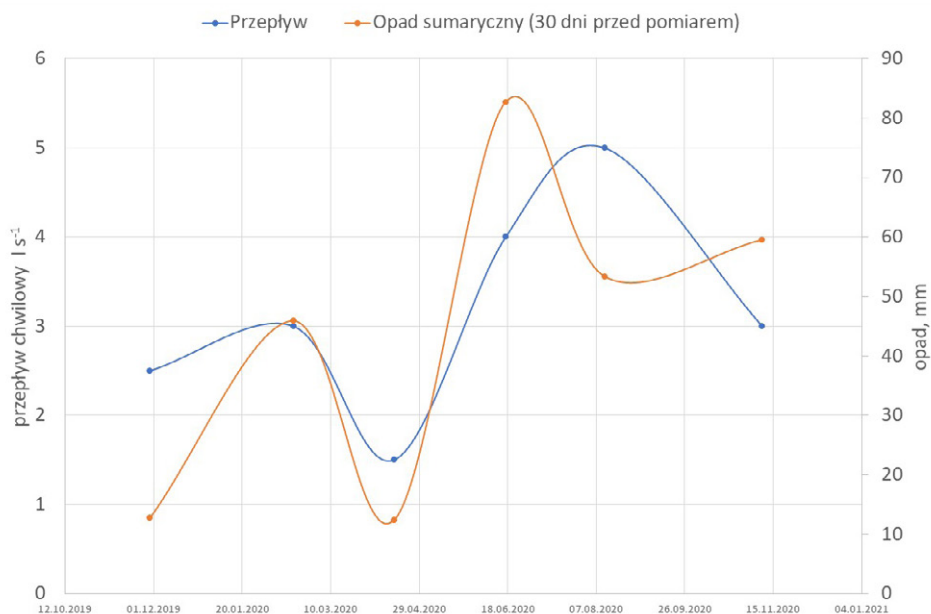
- azot azotanowy(V) – azotany – (spektrofotometrycznie z kwasem fenolodisulfonowym, spektrofotometr NANOCOLOR UV/VIS, MACHEREY – NAGEL, λ – 437 nm),
- azot amonowy (kolorymetrycznie, Merck SQ 118),
- azot organiczny (różnica azotu ogólnego oraz azotu amonowego i azotanowego),
- azot ogólny – TN – (analizator węgla i azotu TOC-TN firmy Hach),
- rozpuszczony fosfor reagujący(V) – fosforany (SRP) – (spektrofotometrycznie z molibdenianem amonowym i chlorkiem cyny(II), λ – 690 nm), spektrofotometr NANOCOLOR UV/VIS, MACHEREY – NAGEL),
- całkowity fosfor organiczny (TOP) (różnica fosforu ogólnego TP i rozpuszczonego fosforu reagującego SRP),
- fosfor ogólny – TP – (mineralizacja z kwasem siarkowym i nadsiarczanem amonowym, spektrofotometrycznie z molibdenianem amonowym i chlorkiem cyny (II), spektrofotometr NANOCOLOR UV/VIS, firma MACHEREY – NAGEL, λ – 690 nm),
- alkaliczność (metoda miareczkowa 0,1 M kwasem solnym wobec oranżu metylowego),
- twardość ogólna (metoda miareczkowa z wersenianem disodowym wobec czerni eriochromowej),
- wapń (metoda miareczkowa z wersenianem disodowym wobec mureksydu),
- magnez (różnica twardości ogólnej i twardości wapniowej),
- żelazo, mangan (kolorymetrycznie, spektrofotometr Merck SQ 118),

- chlorki metodą argentometryczną,
- chemiczne zapotrzebowanie tlenu metodą z manganianem(VII) potasu (ChZT-Mn),
- pięciodobowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu metodą rozcieńczeń,
- ogólny węgiel organiczny (OWO; Total Organic Carbon – TOC) – za pomocą analizatora węgla i azotu TOC-TN firmy Hach.

Oznaczenia wykonywano zgodnie z metodyką przewidzianą dla wód powierzchniowych (Hermanowicz i in., 1999) lub też za pomocą gotowych testów odczynnikowych firmy Merck. Powiązania pomiędzy badanymi parametrami przeanalizowano statystycznie metodą korelacji prostej (Statistica, wersja 13.3, Tibco Software). Dane poddano transformacji logarytmicznej w celu przybliżenia do rozkładu normalnego (Microsoft Excel).

Wyniki i dyskusja

Mierzone wartości przepływu chwilowego rzeki Lamus w okresie badań mieściły się w zakresie od $1,5 \text{ l s}^{-1}$ w kwietniu 2020 roku do 5 l s^{-1} w sierpniu 2020 roku (tab. 1, rys. 5). Porównując dane z 30-dniowym opadem sumarycznym (w mm) z okresów sprzed daty pomiaru chwilowego można zaobserwować pewną zbieżność pomiędzy tymi parametrami – była ona istotna statystycznie ($r=0,886$, $p<0,05$, $n=6$). Może to wskazywać na podobne funkcjonowanie kanału rzeki Lamus do systemu kanalizacyjnego – dopływ wód odbywa się najprawdopodobniej nie tylko w gruncie, ale również trafia do niej za pomocą sieci kanałów deszczowych.



Rys. 5. Zestawienie przepływów chwilowych rzeki Lamus i sumarycznych opadów (okresy 30-dniowe przed każdym pomiarem)

Średni odpływ jednostkowy z wielolecia dla terenu Łodzi wynosi ok. $4 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ (Gutry-Korycka, 2018), a według Tomalskiego (2016) oraz Jokiela i Tomalskiego (2007) wartości odpływu dla rzek Łodzi mogą mieścić się w przedziale od $2 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ do $6 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$. Zatem wartości przepływów chwilowych mierzone na stanowisku badawczym na rzece Lamus zdają się potwierdzać wyznaczoną wielkość jej obszaru alimentacyjnego.

Tabela 1. Wartości średnie, minimalne i maksymalne badanych parametrów fizyko-chemicznych wody rzeki Lamus w okresie badań

Parametr	Średnia	Min	Max
PRZEPŁYW	3,17	1,5	5
ODCZYN [pH]	6,83	5,38	7,42
PRZEWODNOŚĆ ELEK. [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	1248,7	1211	1272
CHLORKI [$\text{mg Cl}^{-} \text{ dm}^{-3}$]	106,8	100	115
BZT5 [$\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$]	2,6	1,9	4,1
UTLENIALNOŚĆ ChZT - Mn [$\text{mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$]	1,8	0,5	2,2
ALKALICZNOŚĆ [mval dm^{-3}]	6,7	6,0	7,2
TWARDOŚĆ OGÓLNA [mval dm^{-3}]	11,21	11,07	11,36

Tabela 1. Wartości średnie, minimalne i maksymalne badanych... (cd.)

Parametr	Średnia	Min	Max
WAPŃ [mg Ca dm ⁻³]	153,50	67,8	185,6
MAGNEZ [mg Mg dm ⁻³]	27,53	10,8	57,6
FOSFOR MINERALNY [mg P dm ⁻³]	0,090	0,023	0,136
FOSFOR ORGANICZNY [mg P dm ⁻³]	0,150	0,041	0,271
FOSFOR OGÓLNY [mg P dm ⁻³]	0,235	0,134	0,407
AZOT AMONOWY [mg N dm ⁻³]	0,260	0,111	0,810
AZOT AZOTANOWY(V) [mg N dm ⁻³]	0,070	0,021	0,171
AZOT ORGANICZNY [mg N dm ⁻³]	1,018	0,45	2,45
AZOT OGÓLNY [mg N dm ⁻³]	1,335	0,71	2,75
OWO [mg C dm ⁻³]	2,515	1,92	2,80
ŻELAZO [mg Fe dm ⁻³]	1,05	0,87	1,71
MANGAN [mg Mn dm ⁻³]	0,76	0,53	1,48
ZAWIESINA [mg dm ⁻³]	12,5	0,8	58,8
TEMPERATURA [°C]	11,5	10,4	12,4
TLEN [mg O ₂ dm ⁻³]	4,8	4,5	5,1
NASYCENIE TLNEM [%]	44,0	40,9	45,0

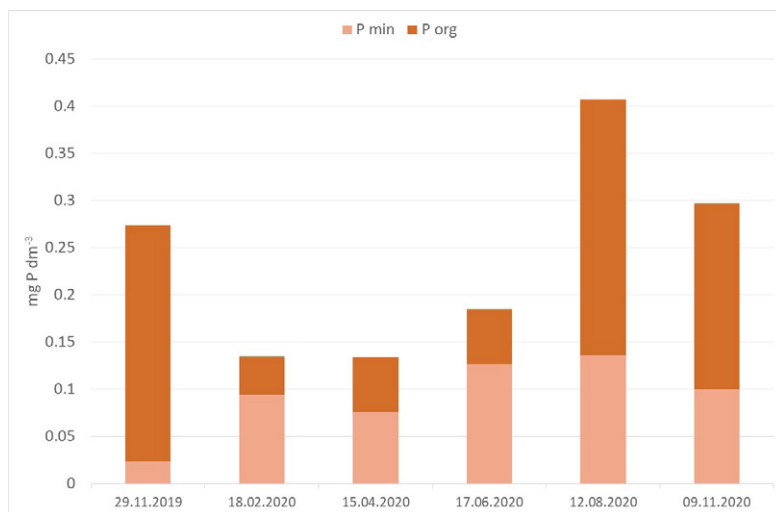
Temperatura wody i zawartość tlenu w wodach badanej rzeki w okresie badań charakteryzowały się niewielką zmiennością (tab. 1) i prawdopodobnie nie były powiązane z warunkami temperaturowymi panującymi na powierzchni. Jest to z pewnością wynik całkowitego zabudowania rzeki. Pomimo ograniczonego kontaktu z atmosferą natlenienie wód należy ocenić jako umiarkowane, nie obserwowano jednak objawów zagniwania, co również potwierdza hipotezę, że wody rzeki nie są zanieczyszczane bezpośrednio dużą ilością ścieków bytowo-gospodarczych, a raczej odbierają ścieki opadowe. Ścieki te charakteryzują się dość dużą rozpiętością składu chemicznego – zależy to od rodzaju powierzchni, z której są odprowadzane, czasu trwania i natężenia opadów (Imhoff i Imhoff, 1996). Charakterystyczne dla ścieków opadowych są podwyższone stężenia przewodności elektrolitycznej właściwej oraz chlorków, które mogą pochodzić z procesu wymywania skał i gleb oraz np. ze środków do przeciwdziałania gołedzi (Dojlido, 1995, Wu i in., 2013). W wodzie badanej rzeki występowały dość znaczne koncentracje chlorków, między 102 a 115 mg Cl⁻ dm⁻³ (tab. 1), jednak według Dojlido (1995) w wodach rzecznych mogą występować wyższe koncentracje tego jonu osiągające kilkaset mg Cl⁻ dm⁻³. Dla niezanieczyszczonych słodkich wód powierzchniowych zawartość chlorków powinna wynosić poniżej 15 mg Cl⁻ dm⁻³ (tzw. chlorki normalne) (Gomółka i Szypowski, 1973). Ich zawartość jest stabilna, gdyż chlorki nie ulegają

w wodach przemianom chemicznym i biochemicznym. Wzrost ilości chlorków i wahania stężeń mogą zatem informować o zanieczyszczeniu antropogenicznym (Dojlido, 1995). Zawartość chlorków w wodzie rzeki Lamus była istotnie dodatnio skorelowana z zawartością azotu ogólnego ($r=0,892$, $n=6$, $p<0,05$) oraz z ujemnie – z zawartością tlenu rozpuszczonego ($r=-0,951$, $n=6$, $p<0,05$), co może sugerować zanieczyszczenie pochodzenia ściekowego. Nie stwierdzono natomiast istotnej korelacji pomiędzy zawartością chlorków, a wartościami przewodności elektrolitycznej właściwej (tu wartość korelacji była tylko nieco poniżej wartości granicznej), materii organicznej oraz fosforu.

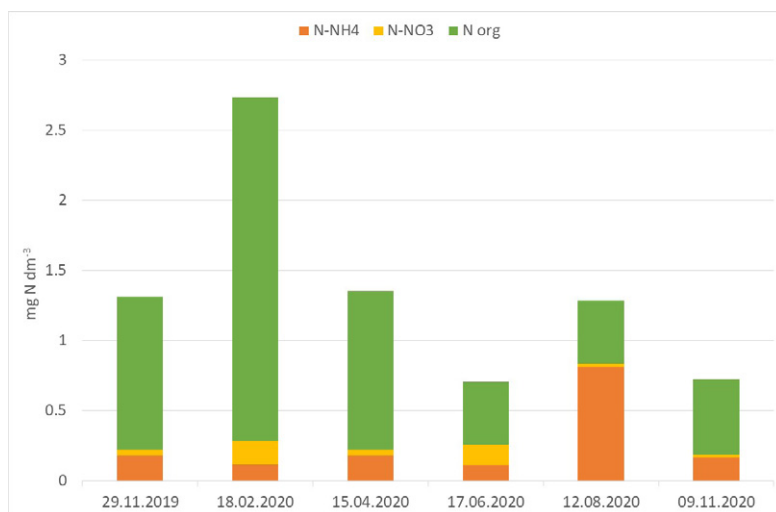
Przewodność elektrolityczna wód rzeki Lamus była bardzo wysoka, podczas badań wahała się w przedziale od 1211 do 1272 $\mu\text{S cm}^{-1}$, zdecydowanie przekraczając wartości dopuszczalne dla klasy II jakości wód powierzchniowych (typ naturalnego cieków odniesienia – 17 – JCWPP PNp)(DzU. 2019, poz. 2149). Towarzyszyła jej wysoka zawartość wapnia, którego przeciętne stężenie oscylowało wokół 153 mg Ca dm^{-3} , lecz nie stwierdzono istotnej korelacji pomiędzy tymi parametrami. Jony dwuwartościowe obecne w wodzie, głównie wapniowe i magnezowe we wszystkich możliwych połączeniach, powodują jej twardość. Parametr ten jest jednym z ważniejszych wskaźników określających wody powierzchniowe. Wartości twardości ogólnej w badanej rzece zawarte były w przedziale od 11,07 do 11,36 mval dm^{-3} (tab. 1), co według Elbanowskiej i in. (1999) pozwala je określić jako bardzo twarde. Wodę rzeki Lamus cechowała również wysoka alkaliczność sięgająca 7,2 mval dm^{-3} (tab. 1). Zawartość wapnia była istotnie skorelowana z alkalicznością ($r=0,833$, $n=6$, $p<0,05$) oraz fosforanami ($r=0,895$, $n=6$, $p<0,05$), co wskazuje na istotną rolę tego pierwiastka w krążeniu fosforu. W szczytowym okresie sezonu wegetacyjnego (sierpień) nie notowano obniżenia się koncentracji tego pierwiastka, co wskazuje na brak intensywnych procesów produkcji pierwotnej (Dojlido, 1995), co jest zrozumiałe ze względu na niekorzystne warunki świetlne i niewysoką temperaturę. Również nie odnotowano dużych zmian odczynu wody który był w zakresie od 5,38 do 7,42 pH, a najwyższą wartość zanotowano w czerwcu 2020 r. (tab. 1).

Wody rzeki Lamus były umiarkowanie zasobne w substancje pożywkowe, jednak obserwowany poziom związków fosforu należy ocenić jako podwyższony. Koncentracje fosforu ogólnego zawierały się w przedziale od 0,134 do 0,407 mg P dm^{-3} (tab. 3, rys. 6), co przekracza normy dla klasy II jakości wód powierzchniowych (typ naturalnego cieków odniesienia – 17 – JCWPP PNp)(DzU. 2019, poz. 2149). W składzie fosforu ogólnego w lutym, w kwietniu i w czerwcu dominowała forma mineralna, a w kolejnych miesiącach forma organiczna. Zawartość fosforu ogólnego istotnie zależała od ilości formy organicznej tego pierwiastka ($r=0,919$, $n=6$, $p<0,05$), natomiast jak już wspomniano wcześniej zawartość fosforanów była powiązana dodatnio ze stężeniem wapnia. Interesujący jest fakt, że zawartość fosforu nie była istotnie skorelowana z zawartością typowych pierwiastków biorących udział w krążeniu fosforu – żelaza i manganu. Można to wyjaśnić zbytnim niskim stosunkiem żelaza do fosforu – wg Jensena i in. (1992)

powinien on wynosić 15:1, aby żelazo było czynnikiem kontrolującym stężenie fosforu. Również odczyn badanych wód nie sprzyjał wytrącaniu związków fosforu, szczególnie z manganem. Reakcja ta efektywnie przebiega w podwyższonym pH (optymalny zakres pH 9–10) w warunkach tlenowych (Kowal i Świdarska-Bróż, 2005).



Rys. 6. Zmienność sezonowa oznaczanych form fosforu w wodach cieku Lamus w okresie badań (całkowita wysokość słupków odpowiada ogólnej zawartości pierwiastka; P min – fosfor mineralny, P org – fosfor organiczny)

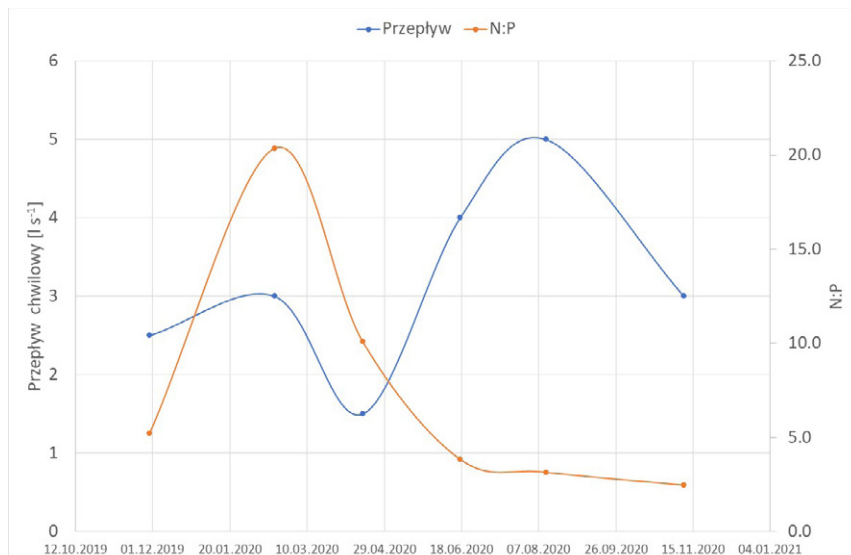


Rys. 7. Zmienność sezonowa zawartości oznaczanych form azotu w wodach rzeki Lamus w okresie badań (całkowita wysokość słupków odpowiada ogólnej zawartości pierwiastka)

Odmienne do związków fosforu koncentracje związków azotowych zazwyczaj kształtowały się na poziomie nie przekraczającym II klasy jakości wód powierzchniowych dla jednolitych części wód powierzchniowych typu 17 (PNp) (DzU. 2019, poz. 2149). Stężenie azotu ogólnego wahało się między 0,71 a 2,75 mg N dm⁻³ i prawie w całym okresie badań formą dominującą azotu był azot organiczny, z wyjątkiem sierpnia 2020, gdy zaobserwowano najwyższą koncentrację azotu amonowego (rys. 7).

Przemiany związków azotowych są zależne przede wszystkim od temperatury i warunków tlenowych (Koszelnik, 2009; Górniak i Kajak, 2020). Obserwowana dominacja azotu organicznego oraz raczej niskie stężenia azotanów wskazują na ograniczone możliwości mineralizacji materii organicznej w warunkach tlenowych. Odnotowane w sierpniu 2020 podwyższenie zawartości azotu amonowego (rys. 7), któremu towarzyszył wzrost obu badanych form fosforu (ryc. 6) i przewodności wydaje się wskazywać na dopływ zanieczyszczeń, gdyż jednocześnie nie obserwowano znaczących wahań temperatury, odczynu czy też natlenienia, które mogłyby znacząco wpłynąć na procesy przemian związków azotowych. Jednak obserwowany w tym czasie przepływ chwilowy był największy, co może w pewnym stopniu tłumaczyć ten wzrost ilości obu kluczowych biogenów.

Stosunek N:P w okresie badań zmieniał się w zakresie od 2,5 (listopad 2020) do 20,4 (luty 2020) (rys. 8). Niższe wartości tego ilorazu obserwowano zazwyczaj przy większych przepływach. Przez większość roku iloraz ten wynosił poniżej 10, co wskazuje na azot jako pierwiastek limitujący produkcję biologiczną cieku. Potwierdzeniem limitującej roli azotu była również stwierdzona istotna korelacja pomiędzy azotem ogólnym i BZT₅ ($r=0,861$, $n=6$, $p<0,05$) oraz azotem organicznym i BZT₅ ($r=0,975$, $n=6$, $p<0,05$), przy braku istotnych współczynników korelacji pomiędzy fosforem i BZT₅.



Rys. 8. Przepływ chwilowy ciekłu Lamus a wartości ilorazu N:P podczas badań

Obciążenie rzeki Lamus materią organiczną było niewielkie. BZT_5 określające materię łatwo rozkładalną zmieniało się w zakresie od 1,9 do 4,1 mg O_2/l (tab. 1), najwyższą wartość osiągając w kwietniu 2020. Niższe wahania wykazywała utlenialność (ChZT-Mn) odzwierciedlająca ogólną zawartość związków organicznych, której wartości zmieniały się w przedziale od 0,5 do 2,4 mg $O_2 dm^{-3}$ (tab. 1) i zazwyczaj były niższe niż BZT_5 . Iloraz tych wskaźników (ChZT-Mn/ BZT_5) w okresie badań wynosił poniżej 1,1, co wskazuje na przewagę biodegradowalnej materii organicznej. Jak podają Siwiec i in. (2018) oraz Imhoff i Imhoff (1996), metoda nadmanganianowa oznaczania związków organicznych nie utlenia wszystkich występujących w próbce związków organicznych i np. w przypadku ścieków często spotyka się sytuację, że wartości biochemicznego zapotrzebowania tlenu są wyższe od wartości utlenialności. Wyższe wartości BZT_5 od CHZT-Mn stwierdzone podczas badań wód rzeki Lamus mogą świadczyć o obecności takich związków organicznych, które nie ulegają rozkładowi w standardowych warunkach podczas utleniania za pomocą manganianu (VII) potasu, a które są jednak rozkładalne biologicznie. Natomiast zawartość materii organicznej wód rzeki Lamus określona stężeniem węgla organicznego (OWO) była niewielka, ale bardzo wyrównana i zmieniała się nieznacznie w zakresie od 1,92 mg C dm^{-3} (sierpień 2020) do 2,80 mg C dm^{-3} (czerwiec 2020), co jest raczej niską wartością w porównaniu do wartości spotykanych w wodach rzecznych według Dojlido (1995). Górniak i Kajak (2020) podają natomiast, że zawartość OWO w wodach rzecznych mieści się w zakresie od 1 do 40 mg C dm^{-3} . Zdecydowanie więcej węgla w wodzie badanego ciekłu występowało w formie nieorganicznej, której pośrednim wskaźnikiem jest twardość węglanowa (alkaliczność) (Dojlido, 1995).

Stosunek OWO do BZT_5 jest wskaźnikiem, który mówi o tym, czy w wodzie lub ściekach zachodziły procesy oczyszczania biologicznego. Podczas badań wartość tego ilorazu mieściła się w zakresie od 0,63 do 1,33, co wskazuje na ograniczone procesy samooczyszczania. Imhoff i Imhoff (1996) podają, że dla ścieków surowych stosunek ten wynosi ok. 0,7 natomiast dla ścieków oczyszczonych biologicznie – od 3 do 5.

Zmodyfikowana przez działania antropogeniczne rzeka Lamus jest przykładem nietypowego ekosystemu rzecznoego, zasilanego głównie wodami opadowymi, o czym świadczy istotny związek korelacyjny pomiędzy przepływem a ilością opadu. W silnie zmienionych warunkach środowiskowych (brak dostępu światła, niewysoka, stabilna temperatura wód, umiarkowana zawartość tlenu, niezbyt duże wahania przepływu w cyklu rocznym, prawdopodobny dopływ ścieków deszczowych) jest ona przykładem wód silnie zmineralizowanych (wysokie przewodnictwo właściwe, bardzo wysoka twardość wody, wysoka zawartość chlorków). Notowane zawartości związków organicznych były niewysokie i nie obserwowano wyraźnych ich wahań w cyklu rocznym, co świadczy o bardzo mocno ograniczonej zdolności produkcji pierwotnej, pomimo obecności łatwo dostępnych związków azotu i fosforu w wodzie cieką (azot mineralny, fosfor mineralny). Nadmiar fosforu w wodzie i ograniczona dostawa związków azotowych sprawia, że to azot w tym wypadku jest pierwiastkiem limitującym produkcję, o czym świadczy niski stosunek N:P stwierdzany przez większą część roku.

Finansowanie

Badania były częściowo finansowane ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego zgodnie z decyzją numer 6722/IA/SP/2017.

Literatura

- Bajkiewicz-Grabowska E. 2019. Spojrzenie hydrografa na typologię polskich rzek. [w:] Czerniawski R., Bilski P. (red.). Funkcjonowanie i ochrona wód płynących, volumina.pl Daniel Krzanowski, Szczecin: 21–33.
- Bajkiewicz-Grabowska E., 2017. Sieć rzeczna pojezierzy. [w:] Czerniawski R., Bilski P. (red.) Funkcjonowanie i ochrona wód płynących. volumina.pl Daniel Krzanowski, Szczecin: 21–33.
- Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z., 2006. Hydrologia ogólna. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Dojlido J., 1995. Chemia wód powierzchniowych. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko. Białystok.
- Elbanowska H., Zerbe J., Siepak J. 1999. Fizyczno-chemiczne badania wód. Wydawnictwo Naukowe UAM. Poznań.
- Gałczyńska M., 2017. Rzeka Lamus z zapomnienia wraca na powierzchnię. Nie będzie jedyna. <https://wiadomosci.onet.pl/lodz/rzeka-lamus-z-zapomnienia-wraca-na-powierzchnie-nie-bedzie-jedyna/ezkp2lp>, dostęp: 30.03.2021.

- Gomółka E., Szypowski W. 1973. Ćwiczenia laboratoryjne i rachunkowe z chemii wody. Skrypt Politechniki Wrocławskiej. Wrocław.
- Górniak A., Kajak Z., 2020. Hydrobiologia. Limnologia. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Gutry-Korycka M., 2018. Zasoby wód płynących Polski. Uwarunkowania, wykorzystanie, zmiany. IMGW-PIB. Warszawa.
- Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziarowski B., Zerbe J. 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Arkady. Warszawa.
- Imhoff K., Imhoff K., 1996. Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Wydawnictwo Projprzem-Eko.
- Jensen H.S., Kristensen P., Jeppesen E., Skytthe A. 1992. Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release in shallow lakes. *Hydrobiologia*. 235/236: 731–743.
- Jokiel P., Tomalski P., 2005. Odptyw oraz fizykochemiczne właściwości wód płynących w sąsiedztwie węzła autostrad A1 i A2 w okolicy Łodzi. *Acta Scientiarum Polonorum, Formatio Circumiectus*. 4 (2): 3–20.
- Koszelnik P., 2009. Źródła i dystrybucja pierwiastków biogenych na przykładzie zespołu zbiorników zaporowych Solina-Myczkowce. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej. Rzeszów.
- Kowal A., Świdarska-Bróż M. 2005. Oczyszczanie wody. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Koziarowski B. 1980. Oczyszczanie ścieków przemysłowych. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne. Warszawa.
- Kronenberg M. 2021. Wojna o rzekę. https://www.woda.edu.pl/artykuly/wojna_o_rzeka/, dostęp: 09.04.2021.
- <https://podroze.onet.pl/polska/lodzkie/100-lat-podziemnej-rzeki-lodki-w-lodzi/ltlqsz7>. dostęp: 09.04.2021.
- Pierchala W. 2017. Rzeki Lamus i Jasień w Łodzi zostaną odsłonięte. Prace nad mapą łódzkich rzek trwają. <https://lodz.naszemiasto.pl/rzeki-lamus-i-jasien-w-lodzi-zostana-odsloniete-prace-nad/ar/c13-3999077>. dostęp: 30.03.2021.
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych). *Dziennik Ustaw Rzeczypospolitej Polskiej*. 07.11.2019, poz. 2149.
- Siwiec T., Reczek L., Michel M.M., Gut B., Hawer-Stojek P., Czajkowska J., Józwiakowski K., Gajewska M., Bugajski P. 2018. Correlations between organic pollution indicators in municipal wastewater. *Archives of Environmental Protection*. 1. 44 (4): 50–57.
- Tomalski P. 2016. Sezonowa zmienność stanów wód podziemnych w dolinie Sokołówki (Łódź). [w:] Hejduk L., Kaznowska E. (red.) *Hydrologia zlewni zurbanizowanych*. Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN. 39: 49–61.
- Turoboyski L., 1979. *Hydrobiologia techniczna*. PWN. Warszawa.

Wu Y., Liu N., Fan X. 2013. Performance evaluation of highway snow-melting agents. [w:] *Chang S.-Y., Bahar S.K. Al, Zhao J. (red.) Advances in civil engineering and building materials*. Taylor and Francis Group, London.

Zetland D. 2011. The end of abundance. Economic solutions to water scarcity (digital edition 1.2). Aguanomic Press, Amsterdam – Mission Viejo, pdf version.

www.geolog.pgi.gov.pl/.

**Rafał Bernaś¹, Anna Wąs-Barcz², Anita Poćwierz-Kotus³, Piotr Dębowski¹,
Grzegorz Radtke¹**

¹ Instytut Rybactwa Śródlądowego, Zakład Ryb Wędrownych, Rutki 49, 83-330 Żukowo

² Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Zakład Zasobów Rybackich, ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia

³ Instytut Oceanologii PAN Sopot, Zakład Genetyki i Biotechnologii Morskiej, ul. Powstańców Warszawy 55, 81-712 Sopot

Nowe badania z zakresu genetyki populacyjnej i genomiki polskich populacji troci wędrownej *Salmo trutta* i łososia atlantyckiego *Salmo salar*

Wstęp

W Polsce występują dwa gatunki ryb z rodzaju *Salmo*. Są to łosoś atlantycki *Salmo salar* L. i troć *Salmo trutta* L. Występowanie i ewolucja obu gatunków na naszym obszarze jest ściśle związana z Morzem Bałtyckim, które ze swoją polodowcową historią i słoną wodą stanowi idealne siedlisko. Unikalność bałtyckich populacji ma swoje genetyczne odzwierciedlenie. Łososie i trocie ze zlewni Bałtyku różnią się genetycznie od form atlantyckich (Bourret i in., 2013; Bekkevold i in., 2020). Gatunki te mają zbliżone cykle życiowe, w których rozród i początkowy wzrost odbywa się w wodzie słodkiej, by po transformacji spłynąć do morza, gdzie żerują, rosną i dojrzewają, a następnie powracają do swojej macierzystej rzeki na tarło (Crisp, 2000). W przypadku łososia jest to najczęściej występująca strategia życiowa, natomiast w przypadku troci dotyczy to anadromicznej formy gatunku, czyli troci wędrownej. Osiadła forma troci w Polsce nazywana jest pstrągiem potokowym, którego cały cykl życiowy odbywa się w wodzie słodkiej (Klemetsen i in., 2003). W wyniku czynników antropogenicznych, takich jak zabudowa hydrotechniczna rzek, zanieczyszczenia wód czy nadmierna eksploatacja, w ciągu ostatnich stu lat wiele naturalnych populacji z obszaru zlewni Morza Bałtyckiego wymarło, a stan pozostałych uległ znacznemu pogorszeniu (HELCOM, 2011). W przypadku łososia, z 90 dzikich populacji bałtyckich do dzisiaj przetrwało jedynie około 30 (Koljonen, 2001). Liczba dzikich bałtyckich populacji troci jest znacznie większa i według najnowszych danych jest ich ponad 500 (ICES, 2020). W Polsce, historycznie łosoś atlantycki występował w zlewni Wisły i Odry oraz w większych rzekach

pomorskich (Bartel, 1997). Niestety wszystkie nasze rodzime populacje łososia wymarły. Stało się to mniej więcej w tym samym okresie, w latach sześćdziesiątych XX wieku w zlewni Wisły i rzekach Pomorza, a ostatnia populacja występująca w Drawie w zlewni Odry wyginęła w latach osiemdziesiątych XX wieku (Bartel, 2001).

W Polsce jest obecnie około 25 rzek, w których regularnie odbywa się naturalne tarło troci, głównie na terenie Pomorza, ale także w dorzeczu Wisły i Odry (ICES, 2020). Historycznie, zasięg występowania gatunku był znacznie większy, a największe tarliska zlokalizowane były w karpackich dopływach Wisły, które zostały jednak odcięte na skutek powstania szeregu barier migracyjnych (Dębowski, 2018). Forma osiadła troci, czyli pstrąg potokowy, ma znacznie większy zasięg występowania, który pokrywa się w większości z historycznym występowaniem formy wędrownej, poszerzonym o nowe lokalizacje będące efektem zarybień (Bernaś i in., 2019).

W odpowiedzi na utratę rodzimych populacji łososia, Polska rozpoczęła program restytucji tego gatunku. Jako źródłową populację wybrano łotewską populację z rzeki Dźwiny, która w tamtym okresie była najbliższą geograficznie, dostępną populacją (Bartel, 2001). Program restytucji prowadzony jest do dzisiejszego dnia. Początkowe efekty zarybień były obiecujące. Obserwowano wstępujące na tarło łososie oraz ich gniazda w Drawie (Dębowski i Gancarczyk, 1998), a od 1997 roku poławiano wstępujące łososie w kilku rzekach, zwłaszcza w Wieprzy (Bartel, 2001; Pilecka-Rapacz, 2011). Niestety w kolejnych latach ilości odławianych w rzekach łososi malały i, co istotne, nie udawało się potwierdzić skutecznej reprodukcji poprzez odłów narybku. Wyjątek stanowiła rzeka Słupia, gdzie od 1999 roku corocznie stwierdza się obecność narybku łososia pochodzącego z naturalnego tarła. W ostatnich dwóch latach dziki narybek stwierdzany był także w Drawie i Korytnicy oraz w Łupawie (Bernaś i in., 2009; Radtke i in., 2017; ICES, 2020).

Rozwój genetyki populacyjnej jest ściśle związany z ewolucją markerów molekularnych. Ich zmiana w trakcie ostatnich kilkudziesięciu lat polegała najpierw na rozwoju metod opartych na elektroforezie białek i analizie fragmentów mitochondrialnego DNA. Następnie, dzięki reakcji łańcuchowej polimerazy, zaczęto wykorzystywać markery związane z genomowym DNA i sekwencjonowaniem (Schlötterer, 2004). Ten rozwój, przejawiający się z jednej strony w możliwościach wykorzystania coraz to bardziej informatywnych markerów genetycznych, a z drugiej, w coraz większej mocy obliczeniowej komputerów, dobrze ilustruje rozwój i kierunki badań genetycznych ryb z rodzaju *Salmo* w Polsce i na świecie.

Celem tej metaanalizy jest przedstawienie wyników badań z zakresu genetyki populacyjnej i genomiki polskich populacji łososia i troci, które przeprowadzono przede wszystkim w ostatniej dekadzie w Polsce. Nowe badania zostały omówione w kontekście wcześniejszych analiz genetycznych i zmian zachodzących w polskich populacjach, także na tle pozostałych krajów bałtyckich.

Pierwsze prace poświęcone genetyce polskich populacji

Pierwszymi pracami genetycznymi, w których badano polskie populacje ryb łososiowatych, były badania cytogenetyczne. Dzięki nim poznaliśmy w szczególności kariotypy naszych populacji oraz występujące w nich polimorfizmy chromosomalne (Woźnicki i Jankun, 1994; Woźnicki i in., 1994; Woźnicki i in., 1997; Woźnicki i in., 1998; Woźnicki i in., 1999). Jednak cytogenetyka jest na tyle specyficznym działem genetyki, że w tym miejscu nie będziemy szczegółowo omawiać tych prac (powinno to być tematem osobnej metaanalizy).

W przypadku genetyki populacyjnej, w pierwszej kolejności badano polimorfizmy mitochondrialnego DNA. Pierwszą pracą dotyczącą polskich populacji troci była analiza zmienności sekwencji DNA mitochondrialnego regionu kontrolnego w odległych geograficznie i morfologicznie europejskich populacjach (Bernatchez i in., 1992). W ramach tej pracy przeanalizowano 24 populacje, w tym z pomorskiej rzeki Słupi oraz z ujścia Wisły. Stwierdzono występowanie 12 genotypów mitochondrialnych wśród badanych populacji i wyodrębniono 5 linii filogenetycznych: atlantycką, dunajską, śródziemnomorską, adriatycką i marmurkową. Ten klasyczny już podział obowiązuje do dnia dzisiejszego, z tym że został jeszcze rozwinięty w trakcie nowych badań o kolejne podgrupy ewolucyjne takie jak: zlewnia Duero (Suárez i in., 2001), zlewnia Tygrysu (Bardakci i in., 2006) i klaster bałkański (Marić i in., 2006). W polskich populacjach stwierdzono występowanie tylko genotypów atlantyckich z grupy AT1.

W pracy poświęconej postglacjalnej kolonizacji Europy północnej przez *Salmo trutta* i zmienności jej mitochondrialnego DNA porównano populacje z obszaru Islandii, Irlandii, Szkocji, Danii, Szwecji, Francji, Hiszpanii i Polski, którą reprezentowała populacja z pomorskiej rzeki Łeby (Hynes i in., 1996). Wyniki wykazały obecność w naszej populacji 5 haplogrup atlantyckich, spośród obserwowanych 30, wspólnych z populacjami z Danii, Szwecji i Wysp Brytyjskich.

W obszernej analizie poświęconej polimorfizmom segmentów NAD1 i NAD5/6 mitochondrialnego DNA u troci wędrownej z sześciu rzek: Wisły, Drwęcy, Słupi, Wieprzy, Parsęty i Regi, zidentyfikowano 16 złożonych haplotypów i stwierdzono, że jedynie populacja z rzeki Słupi odróżnia się od pozostałych. Autorzy zasugerowali, że brak zróżnicowania troci pomorskiej i wiślanej jest wynikiem przepływu genów powstałego na skutek mieszania populacji w trakcie zarybień (Włodarczyk i Wenne, 2001).

W swojej klasycznej już pracy będącej metaanalizą historii ewolucyjnej troci z obszaru całej Europy, północnej Afryki i Azji zachodniej, Bernatchez (2001) przeanalizował również populacje z rzeki Łeby, Słupi i Wisły. W pracy potwierdzono istnienie pięciu głównych linii ewolucyjnych, które powstały w wyniku geograficznej izolacji w plejstocenie.

W polskich populacjach zaobserwowano występowanie trzech haplogrup atlantyckich: ATs1r1, ATs1r2 i ATs1r13, z czego w populacjach pomorskich występowały wszystkie trzy, a w populacji wiślanej tylko haplogrupa ATs1r1 (Bernatchez, 2001).

Z kolei analizie poświęconej zgodności filogeograficznej pomiędzy mitochondrialnym DNA a markerami polimorficznych sekwencji położonych pomiędzy genami kodującymi regionu ITS rybosomalnego DNA poddano 86 populacji *Salmo trutta* z obszaru Europy, Wysp Brytyjskich, Afryki północnej, Azji Mniejszej, zlewni Morza Czarnego, Kaspijskiego i Azowskiego (Presa i in., 2002). Polskie populacje reprezentowane były w tym badaniu przez troć pochodzącą z ujścia Wisły oraz populację troci ze zlewni Jeziora Wdzydze. Wyniki okazały się porównywalne z tymi uzyskanymi w analizach mitochondrialnego DNA. Główne rozbieżności wynikały ze zmienności osobniczej i przypuszczalnych rekombinacji sekwencji ITS1 w obszarach hybrydyzacji pomiędzy genetycznie różnymi, ale historycznie zachodzącymi na siebie, grupami filogenetycznymi. Ponadto, zaobserwowano istnienie starej filogenetycznie sekwencji ITS1 w obszarze śródziemnomorsko-południowo-wschodnim (rMEDA), która nie była widoczna w różnicowaniu mitochondrialnego DNA. Co interesujące, z punktu widzenia polskich populacji sekwencja rMEDA występuje w populacji troci z Jeziora Wdzydze, a brak jej u troci wiślanej. Może to świadczyć o jej endemicznym charakterze i znacznie starszym rodowodzie (Presa i in., 2002).

Równocześnie prowadzono badania polimorfizmu białek enzymatycznych. W pierwszej publikacji tego typu zbadano stado łososi z gospodarstwa „Aquamar” w Miastku, utworzone z osobników pochodzących ze łotewskiej rzeki Daugavy (Łuczyński in., 1997). W stadzie stwierdzono występowanie tylko 4 polimorficznych loci spośród 38 badanych. Średnia liczba alleli w locus wynosiła 1,1, a średnia heterozygotyczność 0,037. Zasugerowano, że zaobserwowana obniżona zmienność w tym stadzie łososia, powstała w wyniku ograniczonej liczby kombinacji rodzicielskich.

Metodę opartą na analizie polimorfizmów alloenzymatycznych wykorzystano również do badań populacji troci wędrownej. Łuczyński i in. (2000) przeprowadzili rozdział elektroforetyczny 33 loci genetycznych dla prób pochodzących z populacji troci wędrownej z rzeki Wisły, Stupi, Parsęty i Regi, z których 7 okazało się polimorficznych ze średnią liczbą alleli na locus 1,2. Średnia heterozygotyczność obserwowana wahała się pomiędzy 0,035 a 0,057. Stwierdzono, że dystanse genetyczne pomiędzy badanymi populacjami były bardzo małe z maksimum na poziomie 0,001. Nie znaleziono międzygatunkowych hybryd pomiędzy trocią i łososiem atlantyckim. W tej publikacji autorzy sugerują również, że brak zróżnicowania pomiędzy populacjami pomorskimi i wiślaną jest wynikiem zarybiania materiałem nie miejscowym. Nie stwierdzono spośród badanych układów enzymatycznych markerów genetycznych przydatnych do odróżniania troci pomorskiej od wiślanej (Łuczyński i in., 2000).

Rozwój badań opierających się na wykorzystaniu markerów mikrosatelitarnego DNA miał swoje odzwierciedlenie również w badaniach polskich populacji troci. Pierwsza publikacja, oparta na analizie polimorfizmu pięciu loci mikrosatelitarnych zakładała oszacowanie poziomu zróżnicowania genetycznego pomiędzy dwoma liniami hodowlanymi troci wiślanej z Zakładu Hodowli Ryb Łososiowatych IRS w Rutkach, próbą pochodzącą od tarlaków wiślanych złowionych w Świbnie oraz tarlakami z rzeki Regi z dwóch sezonów. Dodatkowo, do analizy włączono osobniki osiadłej formy z dorzecza Dunajca i Raduni. W publikacji stwierdzono obniżoną ilość alleli wśród ryb hodowlanych, podobny poziom heterozygotyczności we wszystkich badanych grupach oraz tylko pięć alleli prywatnych. Poziom zróżnicowania genetycznego pomiędzy parami populacji (F_{ST}) był niski i nieistotny ($P < 0,05$) dla par: tarlaki z Wisły vs. tarlaki z rzeki Regi z 1996 oraz tarlaki z Regi vs. pierwsza linia hodowlana z Rutek. Najwyższe wartości F_{ST} obserwowano w porównaniach z populacją niewędrowną. Autorzy zwrócili uwagę, że zróżnicowanie genetyczne populacji wiślanej i pomorskiej było na podobnym poziomie, a populacje hodowlane (oryginalnie z Wisły) są genetycznie podobne do troci z rzeki Regi (Wąs i Wenne, 2002).

W kolejnej pracy Wąs i Wenne (2003), w oparciu o analizę polimorfizmu 7 loci mikrosatelitarnych, wykonali porównanie populacji z sześciu rzek: Drwęcy, Wisły, Słupi, Wieprzy, Parsęty i Regi. Współczynnik zróżnicowania F_{ST} dla par populacji wykazał istotne różnice pomiędzy populacjami z rzeki Wisły i Wieprzy oraz Parsęty, jak również pomiędzy trocią z Drwęcy, Wieprzy i Słupi. Poziom heterozygotyczności był podobny we wszystkich analizowanych populacjach a osobniki z sześciu rzek grupowały się w jedną potencjalną populację.

Po roku 2003, przez następne 10 lat nie ukazała się żadna publikacja poświęcona genetyce polskich populacji troci i łososia. Nie oznacza to, że nie prowadzono badań w tym kierunku, jednak ograniczały się one do powstawania prac dyplomowych. Z drugiej strony, to zahamowanie rozwoju badań wynikało z przekonania, że ówczesny stan wiedzy był zadowalający oraz z przesunięcia zainteresowania naukowców w kierunku innych gatunków. Syntetyczne zestawienie prac z lat 1992–2003 znajduje się w tabeli 1.

Zmiany w zarządzaniu populacjami ryb łososiowatych w Polsce

W obecnych granicach Polski zarybienia rzek trocią i łososiem w niedużej skali prowadzono już w drugiej połowie XIX wieku (Kotłder, 1958). Jednak masowe zarybienia sięgające setek tysięcy osobników można datować dopiero od końca lat 60. – 70. XX wieku (Bartel, 2011). W tamtym okresie aż do końca lat 80. swobodnie mieszano materiał zarybieniowy zwłaszcza troci z obszaru Pomorza. Dopiero

od początku lat 90. zaczęto przestrzegać zasady zarybiania rzek materiałem pozyskanym od tarlaków miejscowych. Dotyczyło to przede wszystkim troci wędrownej, ponieważ w przypadku zarybień pstrągiem potokowym do dzisiaj nie jest to przestrzegane (Bernaś i Wąs-Barcz, 2020). Zasada ta nie jest też sformalizowana żadnym aktem prawnym, a funkcjonuje na zasadzie umowy, chyba że, co staje się coraz częstsze, użytkownik rybactwa w ogłoszonym przetargu określa wymogi odnośnie pochodzenia ryb.

Przyczyną tych zmian były wyniki badań populacyjnych z użyciem szybko rozwijających się metod genetycznych, które wykazały wiele niekorzystnych zjawisk zachodzących w populacjach łososi i troci będących pod wpływem zarybień. Wraz z pojawianiem się kolejnych badań genetycznych coraz lepiej rozumiano mechanizmy zachodzące w naturalnych populacjach i zaczęto identyfikować zagrożenia związane z zarybianiem i mieszaniem populacji (Ryman, 1981; Hindar i in., 1991; Waples, 1999; Frankham i in., 2002; Laikre i in., 2010). Nie oznacza to, że wcześniej krajowi naukowcy nie zastanawiali się nad konsekwencjami mieszania populacji. Już pod koniec lat 50. ubiegłego wieku prof. Żarnecki protestował przeciwko zarybianiu górnej Wisły trocią pochodzącą z rejonu Pomorza (Żarnecki, 1959), obawiając się utraty lokalnych adaptacji wiślanej populacji troci. Co interesujące, sama koncepcja lokalnych adaptacji w literaturze światowej pojawia się mniej więcej w podobnym okresie (Levene i in., 1953; Williams, 1966).

Tabela 1. Informacje genetyczne dotyczące polskich populacji łososia i troci pochodzące z recenzowanej literatury naukowej z lat 1992–2003. Od lewej: gatunek i forma ekologiczna, rok poboru próby, rzeka z której pochodzi populacja, pochodzenie, miejsce poboru próby, typ markera genetycznego, liczba zbadanych osobników z polskich populacji, średnia heterozygotyczność obserwowana H_o , średnia heterozygotyczność oczekiwana H_e , zróżnicowanie haplotypów h , zakres współczynnika zmienności F_{ST} , literatura

Gatunek/forma	Rok poboru	Rzeka	Pochodzenie	Miejsce	Typ markera	N	H_o	H_e	h	F_{ST}	Literatura
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	1990	Słupia, Wisła	dzikie	Słupsk, Świbno	mtDNA	6					Bernatchez i in., 1992
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	1991	Łeba	dzikie	Jezioro Łebsko	mtDNA	18			0,66		Hynes i in., 1996
<i>Salmo salar</i>	1995	Daugava	hodowla	Aqumar Miastko	alozymy	90					Łuczyski i in., 1997
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	1990–1994	Wisła, Słupia, Parsęta, Rega	dzikie	Świbno, Słupsk, Rościno, Trzebiatów	alozymy	600	0,02			0-0,001	Łuczyski i in., 2000
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	1996	Rega, Parsęta, Wieprza, Słupia, Wisła, Drwęca	dzikie	Trzebiatów, Rościno, Darłowo, Słupsk, Świbno, Lubicz	mtDNA	240			0,71–0,80		Włodarczyk i Wenne, 2001
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	1990–1991	Słupia, Łeba, Wisła	dzikie	Słupsk, J. Łebsko, Świbno	mtDNA	24			0,679		Bernatchez i in., 2001
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta/fario</i>	1995–1997	Rega, Wisła, Radunia	dzikie/hodowla	Trzebiatów, Świbno, Rutki	STR	239				0,003-0,2	Wąs i Wenne, 2002
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta/lacustris</i>	1997	Wisła, Jezioro Wdzydze	dzikie/hodowla	Świbno, Grzybow-ski Młyn	mtDNA/rDNA			0,65			Presà i in., 2002
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	1996	Rega, Parsęta, Wieprza, Słupia, Wisła, Drwęca	dzikie	Trzebiatów, Rościno, Darłowo, Słupsk, Świbno, Lubicz	STR	238	0,63	0,65		0-0,001	Wąs i Wenne, 2003

Nowe badania genetyczne

Od początku obecnego wieku nastąpił szybki rozwój genetyki, w tym genetyki i genomiki populacyjnej. Pojawiły się nowe metody związane z sekwencjonowaniem całych genomów i umożliwiające wychwytywanie sygnałów ewolucyjnych (Luikart i in., 2003; Charlesworth i Charlesworth, 2017). Ulepszano też standardowe metody: np. w przypadku mikrosatelitarnego DNA do odczytu polimorfizmów wykorzystywano już sekwenatory kapilarne co znacznie uwiarygodniło metodę. Dodatkowo udostępnienie do analiz genetycznych komputerów dużej mocy z Trójmiejskiej Akademickiej Sieci Komputerowej TASK, a później PL-GRID, umożliwiło wykonywanie zaawansowanych obliczeń (<https://task.gda.pl>).

Pojawienie się nowych możliwości w metodyce wraz ze zmianą podejścia do mieszania populacji spowodowało, że na nowo podjęto kwestie nie rozwiązane we wcześniejszych badaniach genetycznych oraz próbowano sprawdzić na ile zmiana podejścia poskutkowała zmianami następującymi w naszych populacjach.

W tym rozdziale omówione zostaną ważniejsze badania z tego okresu. Zestawienie prac z lat 2013–2020 znajduje się w tabeli 2.

Pierwszą nową pracą poświęconą różnicowaniu polskich populacji troci wędrownej z Wisły i Słupi była analiza, w której użyto przeznaczoną dla łososia norweskiego mikromacierz iSelect Illumina, zawierającą 15 225 markerów SNP, z której wyodrębniono następnie panel 39 polimorficznych loci. W pracy po raz pierwszy wykazano różnicowanie populacji wiślanej od pomorskiej oraz stwierdzono obecność genotypów wiślanych w populacji z rzeki Słupi i odwrotnie. Autorzy zwrócili uwagę na skuteczność zastosowanego panelu SNP w rozróżnianiu populacji pomorskiej od wiślanej oraz na możliwość wykrycia przepływu genów pomiędzy nimi (Drywa i in., 2013).

Z kolei pierwszą pracą, w której opisano strukturę genetyczną populacji troci z jednego dorzecza w obszarze południowego Morza Bałtyckiego, była analiza poświęcona populacji z rzeki Słupi (Bernaś i in., 2014). W pracy analizowano polimorfizmy mikrosatelitarnego DNA pomiędzy trocią pochodzącą z zarybień i dziką oraz pomiędzy kilkoma częściami dorzecza. Stwierdzono istnienie struktury genetycznej w populacji i przedstawiono efekty obniżania zmienności na skutek wykorzystywania do sztucznego tarła zbyt małej liczby kombinacji rodzicielskich.

Tabela 2. Informacje genetyczne dotyczące polskich populacji łososia i troci pochodzące z recenzowanej literatury naukowej z lat 2013–2020. Od lewej: gatunek i forma ekologiczna, rok poboru próby, rzeka z której pochodzi populacja, pochodzenie, miejsce poboru próby, typ markera genetycznego, liczba zbadanych osobników z polskich populacji, średnia heterozygotyczność obserwowana H_o , średnia heterozygotyczność oczekiwana H_e , zróżnicowanie haplotypów h , zakres współczynnika zmienności F_{ST} , literatura

Gatunek/forma	Rok poboru	Rzeka	Pochodzenie	Miejsce	Typ markera	N	H_o	H_e	h	F_{ST}	Literatura
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	2009	Słupia, Wisła	dzikie/hodowla	Słupsk, Rutki	SNP	24	0,47	0,34		0,029	Drywa i in., 2013
<i>Salmo salar</i> / <i>Salmo trutta</i>	2009	Daugava, Wisła	hodowla	Rutki	SNP	12					Drywa i in., 2014
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	2008–2009	Słupia	dzikie/hodowla	Dolna Słupia, Słupsk, Kacza	STR	216	0,81	0,8		0,001–0,038	Bernaś i in., 2014
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	2009	Słupia, Drwęca	dzikie	Słupsk, Lubicz	SNP	100	0,271	0,275		0,008–0,17	Poćwierz-Kotus i in., 2014
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i> / <i>fario</i>	2009	Rega, dopływ Drawy, Chojnówka	dzikie/hodowla	Trzebiatów, Szczecin, Otulina DPN	mtDNA/STR	54	0,37	0,35			Skuza i in., 2014
<i>Salmo salar</i>	2011	Słupia, Daugava	dzikie/hodowla	dolna Słupia, „Aquamar”, Żelkówko	SNP	84	0,33	0,32		0,21–0,27	Poćwierz-Kotus i in., 2015
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	2010	Rega, Parsęta, Wieprza	dzikie	Trzebiatów, Rościno, Darłowo	mtDNA/STR	30	0,8	0,47		0,23–0,36	Achrem i in., 2015
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	1971, 2003, 2010	Wisła, Drwęca	dzikie/hodowla	Świbno, Lubicz, „Aquamar”	STR	489		0,65		0–0,057	Wąs i Bernaś, 2016
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	1996, 2009	Rega, Parsęta, Wieprza, Słupia, Wisła, Drwęca	dzikie/hodowla	Trzebiatów, Rościno, Darłowo, Słupsk, Świbno, Lubicz, „Aquamar”	SNP	595	0,271	0,267		0,007–0,095	Wenne i in., 2016

Tabela 2. Informacje genetyczne dotyczące polskiej populacji lososia i troci pochodzące z recenzowanej... (cd.)

Gatunek/forma	Rok poboru	Rzeka	Pochodzenie	Miejsce	Typ markera	N	H _o	H _E	h	F _{ST}	Literatura
<i>Salmo salar</i>	1951–1957, 1965–1971, 2011	Wisła, Drawa, Stupia	dzikie/ hodowla	dolna Wisła, Drawa, Dolna Stupia	SNP	73	0,301	0,3		0,12–0,34	Bernaś i in., 2016
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	2001, 2003	Wisła	dzikie/ hodowla	Świbno, „Aquamar”	STR	266	0,677				Wąs-Barcz i in., 2017
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	2010	Wisła	hodowla	Rutki	cdNA, NGS	6					Małachowicz i in., 2017
<i>Salmo trutta</i> m. <i>trutta</i>	2008–2009	Stupia, Wisła	dzikie/ hodowla	Stupsk, Zatoka Gdańska, „Aquamar”, Rutki	SNP	111	0,33	0,32		0,004–0,05	Bernaś i in., 2020
<i>Salmo trutta</i> m. <i>fario/trutta</i>	2016–2018	Drwęca, Wisła, Raba, Pasłęka, Rega, Parsęta, Radunia, Zagórska Struga	hodowla/ dzikie	Folusz, Myślenice, Rumia, Rościno, Trzebiatów, Czarczi Jar, Rutki, Dąbie	STR	434	0,64	0,65		0,01–0,24	Bernaś i Wąs- -Barcz, 2020

W tym samym roku ukazała się praca poświęcona zróżnicowaniu genetycznemu populacji troci z obszaru południowego i wschodniego Morza Bałtyckiego (Poćwierz-Kotus i in., 2014). W tym celu przeanalizowano 10 anadromicznych populacji troci z Danii, Polski, Litwy, Estonii i Rosji z użyciem panelu loci SNP. Wyniki wykazały istnienie genetycznego podziału na populacje południowe i wschodnie troci, a także, że populacja z Niemna grupuje się z polskimi populacjami i, co ciekawe, jest bliższa genetycznie populacji wiślanej od populacji ze Słupi (Poćwierz-Kotus i in., 2014).

Badano również populacje łososia. Poćwierz-Kotus i in. (2015) wykorzystali mikromacierz SNP zawierającą ponad 6 tysięcy loci. Powstanie tej mikromacierzy, było możliwe dzięki wcześniejszym badaniom poświęconym zsekwencjonowaniu całego genomu łososia (Lien i in., 2011; Lien i in., 2016). W pracy porównano narybek łososia ze Słupi z 2011 roku ze stadami łososia hodowanego w Miastku oraz łososiami z rzeki Morrum w Szwecji i litewskimi łososiami z Niemna. Analizy wykazały, że narybek ze Słupi jest potomstwem łososi, które pochodziły z zarybień materiałem z rzeki Daugavy. Jednocześnie zaobserwowano niewielki dystans genetyczny pomiędzy łososiami ze stada hodowlanego a tymi odłowionymi w Słupi ($F_{ST}=0.02$). Wśród osobników pochodzących ze Słupi nie stwierdzono żadnego udziału genotypów szwedzkich ani litewskich. Stwierdzono również, że populacje łososia z Niemna, Daugavy i Morrum charakteryzują się silnym zróżnicowaniem genetycznym ($F_{ST}=0.2$). Jest to o tyle istotne, że na tej podstawie można było wysnuć wniosek, że populacja z Niemna należy do osobnej grupy filogenetycznej, do której prawdopodobnie należały wymarłe polskie populacje łososia. Taka sugestia pojawiła się już wcześniej (Säisä i in., 2005), choć analizy oparte na mitochondrialnym DNA wskazywały raczej na przynależność populacji z Niemna do wschodniej grupy filogenetycznej (Leliūna i Virbickas, 2006).

Z kolei w pracy poświęconej pozycji filogenetycznej wymarłych polskich populacji łososia (Bernaś i in., 2016) przeanalizowano historyczny materiał genetyczny pochodzący od łososi z rzeki Wisły z lat 50. i z rzeki Drawy z lat 60. z użyciem mikromacierzy SNP, a uzyskane genotypy zostały porównane z genotypami z sąsiednich populacji bałtyckich i stadem hodowlanym łososia z Miastka. Analiza uzyskanych genotypów wykazała, że polskie wymarłe populacje dzielił znaczny dystans genetyczny, a populacja z Odry była bliżej spokrewniona z litewską niż wiślaną. Stwierdzono również, że analizowane osobniki zarówno z Wisły jak i z Odry były niejednorodnie genetycznie. Jest to pośredni dowód na to, że w latach 50. i 60. ubiegłego wieku populacje te znajdowały się już na granicy wymarcia i były pod wpływem takich negatywnych efektów genetycznych jak dryf genetyczny czy efekt szyjki butelki. Co ciekawe ślady takich procesów zaobserwowano także w populacji z Niemna, która pod koniec XX wieku również była zagrożona wymarciem: wszystkie obliczone parametry zmienności genetycznej w tej populacji były najniższe spośród analizowanych populacji, co wskazuje na przejście krytycznego momentu związanego ze znacznym spadkiem liczebności.

W efekcie przeprowadzonych badań przedstawiono hipotezę, że populacje z obszaru południowego Bałtyku, czyli wymarłe polskie i litewska, tworzyły osobny kłaster filogenetyczny niezwiązany ze szwedzkimi populacjami łososa z południowego Bałtyku. Jednocześnie istotne dystanse genetyczne pomiędzy populacjami z Odry, Wisły i Niemna wskazywały na istnienie bliskich geograficznie, ale odseparowanych refugium. Wydaje się, że było to powiązane z formowaniem się Morza Bałtyckiego i cofaniem się lodowca w trakcie ostatniego zlodowacenia, a zwłaszcza z uwalnianiem przez lodowiec ujść tych rzek (Uścińowicz, 1999).

W pracy poświęconej badaniu historycznej populacji troci wędrownej z rzeki Wisły (Wąs i Bernaś, 2016) przeanalizowano archiwalne próby troci wędrownej z Wisły i porównano je z obecną trocią wiślaną oraz ze stadami hodowanymi troci wykorzystywanymi do zarybień dorzecza Wisły. W pracy zastosowano multipleks 12 loci mikrosatelitarnych. Materiałem archiwalnym troci wiślanej były łuski pochodzące od osobników stada zimowego z 1971 roku, które zostały porównane z rybami domniemanego stada zimowego odłowionymi w dolnej Wiśle w 2010 roku i stadem hodowanym troci z gospodarstwa „Aquamar” w Miastku. Stado to zostało utworzone na bazie osobników troci wiślanej o cechach stada zimowego. Jako osobniki reprezentujące letnią formę troci wykorzystano dojrzałe trocie odłowione w ujściu Wisły i w Drwęcy w 2003 roku. Wyniki wykazały, że w historycznej populacji troci z Wisły poziom zmienności genetycznej był wyższy niż u obecnej troci wiślanej. Analiza klasteryzacji wykazała, że historyczne stado zimowej troci wędrownej znacznie różniło się od obecnej troci wiślanej i stada hodowanego w Miastku. Jest to dowód na to, że genotypy zimowej troci wiślanej z okresu sprzed powstania zapory we Włocławku miały unikalny skład, odmienny od obecnego stada letniego lub zimowego oraz na fakt, że te polimorfizmy zostały utracone. Wskazywały też jasno na istnienie genetycznych zmian czasowych. Stwierdzono również praktycznie brak zróżnicowania genetycznego pomiędzy obecnie występującymi trociami wiślanymi o cechach rasy zimowej i letniej ($F_{ST}=0.004-0.008$). Zasugerowano swobodny przepływ genów pomiędzy osobnikami potencjalnie zimowymi i letnimi, a także, że nie ma dowodów na to, że takie zróżnicowanie genetyczne faktycznie występowało lub, że nie można tego stwierdzić przy użyciu markerów neutralnych (Wąs i Bernaś, 2016).

W pracy, w której wykorzystano własny panel loci SNP (Wenne i in., 2016), przeanalizowano dwa zestawy prób troci wędrownej pochodzące z tych samych lokalizacji pobrane w 1996 roku i w 2009 roku. Były to populacje troci z rzeki Regi, Parsęty, Słupi, Drwęcy i ujścia Wisły oraz próba ze stada hodowanego „Aquamar” w Miastku z 2005 roku. Wyniki analiz wykazały niskie zróżnicowanie pomiędzy populacjami próbkowanymi w 1996 roku (F_{ST} od 0 do 0,005) przy jednoczesnym braku zróżnicowania pomorskich populacji troci od troci wiślanej. Interesująca okazała się analiza nowych prób pochodzących z 2009 roku. Wykazano, że obecnie populacje pomorskie

troci różnicują się od troci z rzeki Wisły (F_{ST} od 0,01 do 0,03) oraz pomiędzy sobą. Analiza wykazała również, że trocie pochodzące ze stada w Miastku znacznie różniły się od pozostałych populacji ($F_{ST}=0.1$) i były najściślej zróżnicowane wewnętrznie. Najbliższe genetycznie stadu z Miastka okazały się trocie odłowione w ujściu Wisły ($F_{ST}=0,06$), co sugerowało istotny udział troci pochodzących z zarybień tym stadem w obszarze ujścia Wisły. Wyniki uzyskane w tej pracy wykazały istnienie istotnych genetycznych zmian czasowych zachodzących w polskich populacjach troci, a także że zastosowana zmiana podejścia do zarybiania poprzez zaprzestanie mieszania populacji, korzystnie wpłynęła na poziom zmienności troci (Wenne i in., 2016).

W pracy poświęconej określeniu udziału genotypów pomorskich w obecnej populacji troci wiślanej oraz zbadaniu udziału troci pochodzących ze stad hodowlanych w połowach na obszarze ujścia Wisły (Bernaś i in., 2020) wykorzystano nową, przeznaczoną dla gatunku *Salmo trutta* mikromacierz SNP zawierającą 5509 loci (Linlökken i in., 2017). Jednym z założeń pracy było wychwycenie sygnałów selekcji poprzez analizę loci odstających, zmapowanie ich pozycji w genomie referencyjnym i następnie przypisanie im anotacji genowych. Jest to o tyle istotne, że identyfikacja sygnałów selekcyjnych może pomóc w zrozumieniu czynników genetycznych i ścieżek ważnych cech biologicznych, ponieważ regiony te mogą mieć adaptacyjne i funkcjonalne znaczenie (Gutierrez i in., 2016). Domniemane loci odstające zostały przypisane do ich pozycji chromosomalnej na podstawie opublikowanego referencyjnego genomu łosia (Lien i in., 2011). W pracy wykazano wysoki, około 30% udział troci pochodzących z hodowli w Miastku wśród osobników odłowionych w ujściu Wisły co sugeruje ich istotny udział w połowach. Jednocześnie wykazano znaczny udział troci pomorskiej wśród troci poławianych w południowej Zatoce Gdańskiej (28%), a także istotny udział genotypów pomorskich w samej linii hodowlanej z Miastka. Stwierdzono również, że pewien poziom naturalnej reprodukcji ciągle występuje w dorzeczu Wisły. Wykryto 83 loci odstające, które wskazywały na istnienie presji selekcyjnej wśród badanych stad troci wędrowej. Ogólnie około 2% analizowanych loci zostało sklasyfikowane jako będące pod wpływem selekcji. Część wykrytych loci odstających była również związana z systemami i procesami istotnymi z punktu widzenia selekcji i z pochodzeniem ryb. Przykładem mogą być różnice w ekspresji insulinopodobnego czynnika wzrostu IGF1 związane z selekcją antropogeniczną w kierunku szybkiego wzrostu i późnego dojrzewania (Tymchuk i in., 2009) czy zwiększonej ekspresji łańcuchów kolagenu alfa 1 obserwowanej u hodowlanych łosia poddawanych stresowi (Moghadam i in., 2017). Co istotne, zaobserwowano, że inne procesy selekcyjne są widoczne wśród troci pochodzących ze stada hodowlanego w Miastku niż u troci z rzeki Słupi (Bernaś i in., 2020).

W pracy poświęconej zmienności genetycznej głównych linii hodowlanych pstręga potokowego wykorzystywanych do zarybień w Polsce i ich relacji względem anadromicznych populacji z terenu Pomorza (Bernaś i Wąs-Barcz, 2020) jako marker

genetyczny zastosowano multipleks 13 loci mikrosatelitarnych. Do analiz wybrano jedenaście populacji troci z obszaru Polski północnej i południowej oraz jedną słowacką, hodowlaną populację pstrąga potokowego często wykorzystywaną do zarybień w Polsce. W pracy wykazano, że badane stada i populacje znacznie różnią się genetycznie względem siebie oraz poziomem zmienności wewnętrznej, która była najniższa w zamkniętych stadach hodowlanych z Rutek i Dąbia. Bardziej zróżnicowane wewnętrznie okazały się stada z południowej Polski i Słowacji. Wykryto wyraźny podział na linie hodowlane z południa i z północy Polski oraz że anadromiczne populacje pomorskie (Parsęta, Rega) grupują się w naturalny sposób z liniami północnymi. Jest to istotny dowód na to, że zarybianie rzek północnej Polski południowymi liniami hodowlanymi pstrąga potokowego może wpłynąć na strukturę genetyczną północnych populacji, w tym na populacje anadromiczne. W pracy przedstawiono przykład efektów takiej introgresji, jakim jest populacja pstrąga potokowego z rzeki Pastęki. W populacji tej zaobserwowano wpływy wcześniejszych zarybień obcymi liniami genetycznymi oraz występowanie genomów lokalnych tylko u połowy badanych osobników (Bernaś i Wąs-Barcz, 2020).

Wnioski i przyszłe prace

Pionierskie i podstawowe badania genetyczne polskich populacji łososia i troci pozwoliły usystematyzować pozycję filogenetyczną naszych populacji. Zakwalifikowały nasze populacje względem mitochondrialnego DNA do grupy atlantyckiej (Bernatchez, 1996; Hynes, 1996; Bernatchez, 2001) przy jednoczesnym braku domieszek np. z grupy dunajskiej. W opinii autorów te kwestie nie są jeszcze w pełni rozpoznane, biorąc pod uwagę stwierdzenie haplotypów dunajskich w słowackiej populacji z rzeki Poprad, dopływie Dunajca (Kohout i in., 2012) czy interesującej obecności grupy rMEDA w rRNA populacji ze zlewni Jeziora Wdzydze (Presi i in., 2002). Ogólnie, zagadnienia związane z analizą mitochondrialnego DNA w polskich populacjach, zwłaszcza z obszaru południowej Polski, wymagają dalszych badań.

Jak możemy zaobserwować, wyniki kolejnych analiz genetycznych są odzwierciedleniem zmian zachodzących w polskich populacjach troci i łososia. Szczególnie istotne jest odtworzenie zróżnicowania genetycznego w pomorskich populacjach troci wędrownej po zaprzestaniu mieszania tych populacji, jako efekt homingu. Interesujące jest, że wystarczyły około 4 generacje, aby zmienność się pojawiła, mimo że sam homing w populacjach pomorskich nie jest wysoki (Dębowski i Bartel, 1995). Obecnie poziom zmienności w pomorskich populacjach troci i pomiędzy nimi mieści się najczęściej w przedziale F_{ST} 0,01–0,03 i jest typowy dla innych sąsiadujących ze sobą bałtyckich rzek trociowych (Lehtonen i in., 2009; Östergren i in., 2012; Koljonen i in., 2014; Petereit i in., 2018). Ogólnie za najlepiej rozpoznane, możemy uznać

populacje troci z Wisły, Słupi, Parsęty i Regi, które były badane najczęściej, także z użyciem mitochondrialnego DNA. Brak jest natomiast analiz z mniejszych rzek trociowych co jest konsekwencją zarybiania populacjami z innych dorzeczy: np. rzeka Ina zarybiana jest trocią z Regi, rzeka Reda – trocią wiślaną.

W przypadku łososia, ze względu na brak rodzimych populacji, ilość wykonanych prac jest znacznie mniejsza. Co ważne, udało się ustalić pochodzenie niewielkiej i wciąż o niepewnej przyszłości populacji z rzeki Słupi i jej relacje genetyczne z sąsiednimi rzekami łososiowymi (Poćwierz-Kotus i in., 2015). Obecnie wiemy, że powstała z osobników wypuszczanych w ramach zarybień linią z Daugavy. Udało się także ustalić relacje genetyczne pomiędzy wymarłymi populacjami łososia z Wisły i Drawy z sąsiednimi populacjami z Morrum, Niemna i obecnie występującą w Słupi (Bernaś i in., 2016).

Analizując stan rozpoznania genetycznego omawianych gatunków w Polsce można uznać go za zadowalający, także na tle innych krajów bałtyckich. Trzeba nadal monitorować zmiany zachodzące w polskich populacjach powtarzając duże badania populacyjne, powiedzmy co dekadę. Z drugiej strony, należałoby uzupełnić luki zwłaszcza w, wydawałoby się podstawowych, badaniach poświęconych np. analizie mitochondrialnego DNA, formie osiadłej troci czy nowo pojawiających się populacjach.

Szybki rozwój metod związanych z genomiką najprawdopodobniej wyznaczy dalszy kierunek badań, zwłaszcza, że w połowie 2019 roku opublikowano pełny genom troci (*Salmo trutta*); (fSalTru1.1: GCA_901001165.1). Pozwoli to, między innymi w analizach poświęconych sygnałom ewolucyjnym, na precyzyjniejszą identyfikację genów będących pod wpływem selekcji i lepsze zrozumienie procesów zachodzących w dzikich i hodowlanych populacjach.

Literatura

- Achrem M., Skuza L., Kirczuk L., Domagała J., Pilecka-Rapacz M., Czerniawski R. 2015. Genetic variation of *Salmo trutta* L. populations from the catchment areas of the Rega, Parsęta and Wieprza Rivers evaluated by RAPD and SSR markers. *Folia Biologica*. 63: 1–7.
- Bardakci F., Degerli N., Ozdemir O., Basibuyuk H.H. 2006. Phylogeography of the Turkish brown trout *Salmo trutta* L.: mitochondrial DNA PCR-RFLP variation. *Journal of Fish Biology*. 68: 36–55.
- Bartel R. 1997. Preliminary results on restoration of atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in Poland. *Archives of Polish Fisheries*. 5: 201–207.
- Bartel R., 2001, Return of salmon back to Polish waters. *International Journal of Ecohydrology and Hydrobiology*. 1: 377–392.
- Bartel R. 2011. Czy i dlaczego musimy mówić o konieczności zarybiania rybami wędrownymi. [w:] Użytkownik Rybacki 2011. Kondycja polskiego rybactwa śródlądowego. Konferencja PZW, Spała 2011. Wydawnictwo Wieś Jan: 71–85.

- Bernaś R., Burzyński A., Dębowski P., Poćwierz-Kotus A., Wenne R. 2014. Genetic diversity within sea trout population from an intensively stocked southern Baltic river, based on microsatellite DNA analysis. *Fisheries Management and Ecology*. 21: 398–409.
- Bernaś R., Wąs-Barcz A., Dębowski P., Radtke G. 2019. Zabudowa hydrotechniczna, przepływ genów i model gospodarowania – przypadek troci *Salmo trutta* L. [w:] Czerniawski R., Bilski P. (red.) *Funkcjonowanie i ochrona wód płynących*. Wydawnictwo volumina.pl. Szczecin: 125–134.
- Bernaś R., Poćwierz-Kotus A., Dębowski P., Wenne R. 2016. The genetic relationship between extirpated and contemporary Atlantic salmon *Salmo salar* L. lines from the southern Baltic Sea. *Genetics Selection Evolution*. 48: 29.
- Bernaś R., Wąs-Barcz A. 2020. Genetic structure of important resident brown trout breeding lines in Poland. *Journal of Applied Genetics*. 61: 239–247.
- Bernaś R., Poćwierz-Kotus A., Árnýasi M., Kent M.P., Lien S., Wenne R. 2020. Genetic Differentiation in Hatchery and Stocked Populations of Sea Trout in the Southern Baltic: Selection Evidence at SNP Loci. *Genes*. 11: 1–16.
- Bernatchez L., Guyomard R., Bonhomme F. 1992. DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta* populations. *Molecular Ecology*. 1: 161–173.
- Bernatchez L. 2001. The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. *Evolution*. 55: 351–379.
- Bekkevold D., Höjesjö J., Nielsen E.E., Aldvén D., Als T.D., Sodeland M., Kent M.P., Lien S., Hansen M.M. 2020. Northern European *Salmo trutta* (L.) populations are genetically divergent across geographical regions and environmental gradients. *Evolutionary Application*. 13:400–416.
- Bourret V., Kent M.P., Primmer C.R., Vasemägi A., Karlsson S., Hindar K., McGinnity P., Ver-spoor E., Bernatchez L., Lien S. 2013. SNP-array reveals genome-wide patterns of geographical and potential adaptive divergence across the natural range of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Molecular Ecology*. 22: 532–551.
- Charlesworth B., Charlesworth D. 2017. Population genetics from 1966 to 2016. *Heredity*. 118: 2–9.
- Crisp T. 2000. *Trout and Salmon: Ecology, Conservation and Rehabilitation*. Oxford: Blackwell. Science. 209 p.
- Drywa A., Poćwierz-Kotus A., Wąs A., Dobosz S., Kent M.P., Lien S., Bernaś R., Wenne R. 2013. Genotyping of two populations of Southern Baltic Sea trout *Salmo trutta* m. *trutta* using an Atlantic salmon derived SNP-array. *Marine Genomics*. 9: 25–32.
- Drywa A., Poćwierz-Kotus A., Dobosz S., Kent M.P., Lien S., Wenne R. 2014. Identification of multiple diagnostic SNP loci for differentiation of three salmonid species using SNP-arrays. *Marine Genomics*. 15: 5–6.
- 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.

- Dębowski P., Gancarczyk J. 1998. Łosoś znowu w Drawie? Komunikaty Rybackie. 2:26–27.
- Dębowski P. 2018. The largest Baltic population of sea trout (*Salmo trutta* L.): its decline, restoration attempts, and current status. Fisheries & Aquatic Life. 26: 81–100.
- Frankham R., Ballou J.D., Briscoe D.A. 2002. Introduction to Conservation Genetics. Cambridge University Press. Cambridge.
- Gutierrez A.P., Yáñez J.M., Davidson W.S. 2016. Evidence of recent signatures of selection during domestication in an Atlantic salmon population. Marine Genomics. 26: 41–50.
- 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. No. 126A.
- Hindar K., Ryman N., Utter F. 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 48: 945–957.
- Hynes R.A., Ferguson A., McCann M.A. 1996. Variation in mitochondrial DNA and post-glacial colonization of north western Europe by brown trout. Journal of Fish Biology. 48: 54–67.
- ICES. 2020. Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). ICES Scientific Reports. 2: 22. 261 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5974>.
- 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.
- Kohout J., Jašková I., Papoušek I., Šedivá A., Šlechta V. 2012. Effects of stocking on the genetic structure of brown trout, *Salmo trutta*, in Central Europe inferred from mitochondrial and nuclear DNA markers: effects of stocking on brown trout populations. Fisheries Management and Ecology. 19: 252–263.
- Koljonen M.L. 2001. Conservation goals and fisheries management units for Atlantic salmon in the Baltic Sea area. Journal of Fish Biology. 59: 269–288.
- Koljonen M.L., Gross R., Koskiniemi J. 2014. Wild Estonian and Russian sea trout (*Salmo trutta*) in Finnish coastal sea trout catches: results of genetic mixed-stock analysis. Hereditas. 151: 177–195.
- Kołder W. 1958. Stocking of the upper Vistula River system with salmon and sea trout from 1879 to 1954. Roczniki Nauk Rolniczych. 73B (2): 215–267.
- Laikre L., Schwartz M.K., Waples R.S., Ryman N. 2010. The Genetic Monitoring Working Group. Compromising genetic diversity in the wild: unmonitored large-scale release of plants and animals. Trends in Ecology & Evolution. 25: 520–529.
- Lehtonen P.K., Tonteri A., Sendek D., Titov S., Primmer C.R. 2009. Spatio-temporal genetic structuring of brown trout (*Salmo trutta* L.) populations within the River Luga, northwest Russia. Conservation Genetics. 10: 281–289.
- Leliūna E., Virbickas J. 2006. Phylogeographic Characteristics of the Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) Population of the Nemunas River. Acta Zoologica Lituanica. 16: 229–234.
- Levene H. 1953. Genetic equilibrium when more than one ecological niche is available. American Naturalist. 87: 331–333.

- Lien S., Gidskehaug L., Moen T., Hayes B.J., Berg P.R., Davidson W.S., Omholt S.W., Kent M.P. 2011. A dense SNP-based linkage map for Atlantic salmon (*Salmo salar*) reveals extended chromosome homeologies and striking differences in sex-specific recombination patterns. *BMC Genomics*. 19: 12: 615.
- Lien S., Koop B.F., Sandve S.R., Miller J.R., Kent M.P., Nome T., Hvidsten T.R., Leong J.S., Minkley D.R., Zimin A., Grammes F., Grove H., Gjuvsland A., Walenz B., Hermansen R.A., von Schalburg K., Rondeau E.B., Di Genova A., Samy J.K.A., Olav Vik J., Vigeland M.D., Caler L., Grimholt U., Jentoft S., Inge Våge D., de Jong P., Moen T., Baranski M., Palti Y., Smith D.R., Yorke J.A., Nederbragt A.J., Tooming-Klunderud A., Jakobsen K.S., Jiang X., Fan D., Hu Y., Liberles D.A., Vidal R., Iturra P., Jones S.J.M., Jonassen I., Maass A., Omholt S.W., Davidson W.S. 2016. The Atlantic salmon genome provides insights into rediploidization. *Nature*. 533: 200–205.
- Linløkken A.N., Haugen T.O., Kent M.P., Lien S. 2017. Genetic differences between wild and hatchery-bred brown trout (*Salmo trutta* L.) in single nucleotide polymorphisms linked to selective traits. *Ecology and Evolution*. 7: 4963–4972.
- Luikart G., England P.R., Tallmon D., Jordan S., Taberlet P. 2003. The power and promise of population genomics: From genotyping to genome typing. *Nature Review Genetics*. 4: 981–994.
- Łuczynski M., Bartel R., Marczyński A. 1997. Biochemical genetic characteristic of the farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) stock developed in Poland for the restoration purposes. *Archives of Polish Fisheries*. 5: 241–246.
- Łuczynski M., Bartel R., Vuorinen J.A., Domagała J., Żółkiewicz L., Brzuzan P. 2000. Biochemical genetic characteristics of four Polish sea trout (*Salmo trutta trutta* L.) populations. *Polish Archives of Hydrobiology*. 47: 21–28.
- Marić S., Sušnik S., Simonović P., Snoj A. 2006. Phylogeographic study of brown trout from Serbia, based on mitochondrial DNA control region analysis. *Genetics Selection Evolution*. 38: 411–430.
- Moghadam H.K., Johnsen H., Robinson N., Andersen Ø., H. Jørgensen E., Johnsen H.K., Bæhr V.J., Tveiten H. 2017. Impacts of early life stress on the methylome and transcriptome of atlantic salmon. *Scientific Reports*. 7: 5023.
- Östergren J., Nilsson J. 2012. Importance of life-history and landscape characteristics for genetic structure and genetic diversity of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology of Freshwater Fish*. 21: 119–133.
- Pilecka-Rapacz M. 2011. Charakterystyka wiekowo-wzrostowa tarłowych migrantów łososi (*Salmo salar* L.) Wiewrzy. *Roczniki Ochrony Środowiska*. 13: 1441–1452.
- Poćwierz-Kotus A., Bernaś R., Dębowski P., Kent M.P., Lien S., Kesler M., Titov S., Leliūna E., Jespersen H., Drywa A., Wenne R. 2014. Genetic differentiation of southeast Baltic populations of sea trout inferred from single nucleotide polymorphisms. *Animal Genetics*. 45: 96–104.
- Poćwierz-Kotus A., Bernaś R., Kent M.P., Lien S., Leliūna E., Dębowski P., Wenne R. 2015. Restitution and genetic differentiation of salmon populations in the southern Baltic genotyped with the Atlantic salmon 7K SNP array. *Genetics Selection Evolution*. 47: 1–9.

- Presa P., Pardo B.G., Martinez P., Bernatchez L. 2002. Phylogeographic congruence between mtDNA and rDNA ITS markers in brown trout. *Molecular Biology and Evolution*. 19: 2161–2175.
- Radtke G., Bernaś R., Dębowski P., Morzuch J., Skóra M. 2017. Tarliska łososia, *Salmo salar* L., w dorzeczu Słupi. *Roczniki Naukowe PZW*. 30: 5–20.
- Ryman N. 1981. Conservation of genetic resources – experiences from the brown trout (*Salmo trutta*). *Ecological Bulletins*. 34: 61–74.
- Skuza L., Achrem M., Pilecka-Rapacz M., Czerniawski R., Domagała J., Kirczuk L. 2014. Genetic variability of *Salmo trutta* L. species from the catchment areas of the Drawa and Rega rivers evaluated using RAPD and SSR markers. *Polish Journal of Natural Sciences*. 29: 161–175.
- Säisä M., Koljonen M.-L., Gross R., Nilsson J., Tähtinen J., Koskiniemi J., Vasemägi A. 2005. Population genetic structure and postglacial colonization of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Baltic Sea area based on microsatellite DNA variation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 62: 1887–1904.
- Schlötterer C. 2004. The evolution of molecular markers just a matter of fashion? *Nature Reviews Genetics*. 5: 63–69.
- Suárez J., Bautista J.M., Almodóvar A., Machordom A. 2001. Evolution of the mitochondrial control region in Palaearctic brown trout (*Salmo trutta*) populations: the biogeographical role of the Iberian Peninsula. *Heredity*. 87: 198–206.
- Tymchuk W.E., Beckman B., Devlin R.H. 2009. Altered expression of growth hormone/insulin-like growth factor I axis hormones in domesticated fish. *Endocrinology*. 150: 1809–1816.
- Uścińowicz S. 1999. Southern Baltic area during the last deglaciation. *Geological Quarterly*. 43: 137–148.
- Waples R.S. 1999. Dispelling some myths about hatcheries. *Fisheries*. 24: 12–21.
- Wąs A., Wenne R. 2002. Genetic differentiation in hatchery and wild sea trout (*Salmo trutta*) in the Southern Baltic at microsatellite loci. *Aquaculture*. 204: 493–506.
- Wąs A., Wenne R. 2003. Microsatellite DNA Polymorphism in Intensely Enhanced Populations of Sea Trout (*Salmo trutta*) in the Southern Baltic. *Marine Biotechnology*. 5:234–243.
- Wąs A., Bernaś R. 2016. Long-term and seasonal genetic differentiation in wild and enhanced stocks of sea trout (*Salmo trutta m. trutta* L.) from the Vistula River, in the southern Baltic—Management implications. *Fisheries Research*. 17: 57–65.
- Wąs-Barcz A., Bernaś R., Wenne R. 2017. The genetic approach for assessing sea trout stock enhancement efficiency – An example from the Vistula River. *Fisheries & Aquatic Life*. 25: 65–75.
- 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.
- Williams G.C. 1966. *Adaptation and natural selection*. Princeton University Press. Princeton (NJ)
- Włodarczyk E., Wenne R. 2001. Mitochondrial DNA variation in sea trout from coastal rivers in the southern Baltic region. *ICES Journal of Marine Science*. 58: 230–237.
- Woźnicki P., Jankun M. 1994. Chromosome polymorphism of Atlantic salmon (*Salmo salar*) from the River Dźwina, Baltic Sea Basin: arm length and NOR location variation of the eighth chromosome. *Canadian Journal of Zoology*. 72: 364–367.

- Woźnicki P., Ráb P., Jankun M. 1994. New cytotype of highly polymorphic NOR bearing chromosome pair in Atlantic salmon *Salmo salar* L. *Cytobios.* 79: 59–62.
- Woźnicki P., Jankun M., Łuczyński M. 1997. Chromosome studies in brown trout (*Salmo trutta* m. *fario*) from Poland: hypothetical evolution of the 11th, 12th and 14th chromosome pairs in the *Salmo* karyotype. *Cytobios.* 91: 207–214.
- Woźnicki P., Jankun M., Łuczyński M. 1998. Chromosome polymorphism in *Salmo trutta* morpha *lacustris* from Poland, Wdzydze Lake population: variation in the short arm length of chromosome eleven. *Aquatic Sciences.* 60: 367–375.
- Woźnicki P., Jankun M., Kucharczyk D., Boroń A., Łuczyński M. 1999. Cytogenetic characterization of sea trout (*Salmo trutta*) from Poland. *Copeia.* 2: 501–505.
- Żarnecki S. 1959. Czy zarybianie i jednostronne połowy wprowadzą zmiany genotypowe u ryb? *Kosmos „A”.* 8(1): 15–26.

Słowniczek:

- Adaptacja lokalna** – mechanizm w biologii ewolucyjnej, w którym populacja organizmów tak ewoluuje, że jest lepiej przystosowana do lokalnego środowiska niż osobniki z innych populacji tego gatunku żyjące gdzie indziej.
- Allozymy** – alleliczne formy białka (enzymu), kodowane przez jeden polimorficzny locus genowy.
- FST** – współczynnik utrwalenia, najczęściej stosowana miara zróżnicowania genetycznego. Przyjmuje wartości od 0 do 1, gdzie 0 to brak zróżnicowania a 1 całkowite zróżnicowanie. Najczęściej obliczany jako wariancja frekwencji alleli między populacjami, porównywanej do całkowitej wariancji frekwencji obserwowanych alleli.
- Genomika** – dziedzina biologii molekularnej zajmująca się analizą genomu organizmów.
- Haplogrupa** – grupa podobnych haplotypów, czyli serii alleli genów położonych w specyficznym miejscu na chromosomie.
- Loci odstające** – to takie loci, które wykazują wyższe lub niższe wartości zmienności od oczekiwanych. Są identyfikatorem selekcji.
- Mikromacierz SNP** – płytka z naniesionymi w regularnych pozycjach mikroskopowej wielkości polami, zawierającymi różniące się od siebie sekwencją fragmenty DNA w tym wypadku oligonukleotydy loci SNP. Fragmenty te są sondami, które wykrywają przez hybrydyzację komplementarne do siebie cząsteczki DNA. Sygnał, będący rezultatem hybrydyzacji ze znakowanym DNA identyfikuje, które sekwencje są obecne w badanej próbce.
- Mikrosatelity** – sekwencje mikrosatelitarne to proste, najczęściej tandemowe powtórzenia, zbudowane z jednego do sześciu nukleotydów. Mikrosatelity zwykle występują w niekodujących fragmentach genów, jak i w obszarach pozagenowych. Ich duża zmienność polega na różnej liczbie powtórzeń motywu podstawowego w określonym miejscu. Ze względu na wysoki stopień polimorfizmu są doskonałymi markerami genetycznymi.

mtDNA – mitochondrialne DNA. DNA mitochondrialne to mały okrągły chromosom znajdujący się wewnątrz mitochondriów. Mitochondria to organelle znajdujące się w komórkach będących miejscami produkcji energii. Mitochondria, a tym samym mitochondrialne DNA, u kręgowców są przekazywane z matki na potomstwo.

rRNA – rybosomalny RNA. Częsteczki kwasu rybonukleinowego wchodzące w skład rybosomów, które biorą udział w procesie biosyntezy białek.

SNP – polimorfizm pojedynczego nukleotydu. Zmienność sekwencji DNA, która polega na zmianie pojedynczego nukleotydu (A, T, C lub G) pomiędzy osobnikami danego gatunku lub drugim, odpowiadającym chromosomem danego osobnika.

**Przemysław Czerniejewski¹, Adam Brysiewicz², Lucyna Kirczuk^{3,4},
Katarzyna Dziewulska^{3,4}, Izabela Rząd⁵**

- ¹ Katedra Towaroznawstwa, Oceny Jakości, Inżynierii Procesowej i Żywnienia Człowieka, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, ul. Kazimierza Królewicza 4, 71-550 Szczecin
- ² Instytut Technologiczno-Przyrodniczy, al. Hrabka 3, 05-090 Falenty
- ³ Katedra Hydrobiologii, Instytut Biologii, Uniwersytet Szczeciński, ul. Felczaka 3c, 71-412 Szczecin
- ⁴ Centrum Biologii Molekularnej i Biotechnologii, Uniwersytet Szczeciński, ul. Wąska 13, 71-415 Szczecin
- ⁵ Instytut Nauk o Ziemi, Uniwersytet Szczeciński, ul. Wąska 13, 71-415 Szczecin

Struktura populacji czebaczka amurskiego *Pseudorasbora parva* w rzece Wardynce (północno-zachodnia Polska)

Wstęp

Inwazje ekspansywnych gatunków obcych są jednym z najistotniejszych zagrożeń różnorodności biologicznej z powodu nieprzewidzianych skutków jakie niesie za sobą pojawienie się nowego gatunku w środowisku (IUCN, 2000). Nowo wprowadzone gatunki (gatunki obce), mogą stać się inwazyjnymi i stanowić poważne zagrożenie ekonomiczne i ekologiczne (Pimentel i in., 2000; Gozlan i in., 2005; Gozlan i in., 2010b), powodując zmiany siedlisk natywnych gatunków (Rosecchi et al., 1993), a konkurując z gatunkami rodzimymi, mogą wpływać na zagęszczenie i bioróżnorodność w obrębie ekosystemu (Pimentel i in., 2005). Przykładowo, Pimentel i in. (2000) oszacowali, że całkowite straty w światowej gospodarce wynikające z obecności gatunków obcych wynoszą około 5% rocznej produkcji. Według Gozlana i in. (2010a) wśród ryb słodkowodnych, aż 625 gatunków zostało wprowadzonych do wód poza naturalnym zasięgiem ich występowania. Jedną z form walki z gatunkami inwazyjnymi jest ich eliminacja ze środowiska wodnego i zapobieganie ich powrotowi (Britton i in., 2008). Jednakże w wodach, w których eliminacja tych gatunków jest niemożliwa, aby ograniczyć negatywny wpływ i dalsze rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych można zastosować metody kontroli i powstrzymywania (ang. *control and containment*

methods) (Sorensen i Stacey, 2004). Stąd niezbędne jest monitorowanie populacji tych gatunków i ich siedlisk (Britton i Brasier, 2006, Gozlan i in., 2010a).

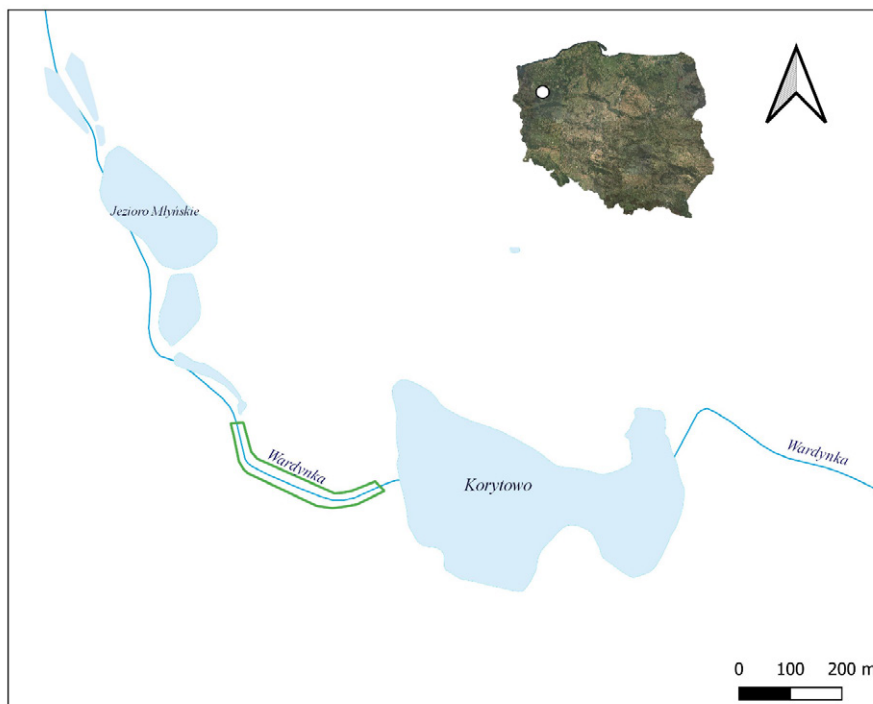
Czebaczek amurski *Pseudorasbora parva*, (Temminck and Schlegel, 1846) jest jednym z najmniejszych inwazyjnych gatunków w europejskich wodach. Wielkość ciała tej ryby powoduje trudności w zlokalizowaniu ich populacji (Rosecchi i in., 1993; Gozlan i in., 2010b). Do Europy został wprowadzony nieświadomie wraz z materiałem zarybieniowym gatunków ryb roślinożernych (amur biały *Ctenopharyngodon idella*, tołpyga pstra *Aristichthys nobilis*, tołpyga biała *Hypophthalmichthys molitrix*). Po raz pierwszy na naszym kontynencie był stwierdzony w 1961 r. w południowej Rumunii (w gospodarstwie rybackim Nucet – dorzecze Dimbovity) i w Albanii (Băñărescu, 1999; Knezević i in., 1981), skąd rozprzestrzenił się na obszar prawie całej Europy (Gozlan i in., 2010b). W Polsce po raz pierwszy stwierdzono jego obecność w 1990 r. w wodach stawów w dolinie Baryczy k. Milicza (Witkowski, 1991), skąd z materiałem zarybieniowym rozprzestrzenił się nie tylko do innych obiektów stawowych, ale również do naturalnych wód powierzchniowych (Witkowski, 2002; Witkowski i Wiśniewolski, 2005). Obecnie gatunek ten w Polsce jest już szeroko rozprzestrzeniony, głównie w środkowych i nizinnych regionach. Znane są również nieliczne stanowiska tego gatunku w północnej części kraju, gdzie zasiedla stawy hodowlane, drobne zbiorniki, jeziora oraz rzeki – w tym również małe cieki i rowy melioracyjne (Czerniejewski i in., 2019). Gatunek ten z racji bardzo szybkiego rozprzestrzeniania się, negatywnego oddziaływania na rodzime hydrobionty i przenoszenia infekcyjnych chorób (*Sphaerothecum destruens* (*Protista: Mezomycetozoea*)) uważany jest w Europie za „międzynarodowego szkodnika” (Welcomme, 1992; Rosecchi i in., 1993; Gozlan i in., 2005; Pinder i in., 2005).

Celem niniejszej pracy była analiza i ocena struktury populacji czebaczka amurskiego w cyklu rocznym w zakresie wieku, długości, masy, zależności L-W oraz współczynnika Fultona w rzece Wardynce, małym cieku Pomorza Zachodniego. Niniejsze opracowanie jest częścią badań nad ekologią populacji *P. parva* w małych rzekach w Polsce, niezbędną do sformułowania planu zarządzania, mającego na celu ograniczenie potencjalnych szkód w środowisku, jakie może spowodować ta szybko powiększająca się populacja inwazyjnego gatunku.

Materiał i metody

Populację czebaczka, monitorowano w rzece Wardynce (zlewnia rzeki Odra, północno-zachodnia Polska, GPS: 53°08'43,49"N, 15°34'09,54"E), przeprowadzając comiesięcznie odłowy w okresie od maja 2019 do października 2020 r. (rys. 1). Średnia głębokość cieku w miejscu połowu wynosiła 0,1–0,4 m. W tej lokalizacji dno było pokryte warstwą kamieni (15%), żwiru (45%), piasku (35%) z niewielkim udziałem

mułu (5%), urozmaicone zagłębieniami, stanowiącymi kryjówki dla ryb. Parametry hydrochemiczne wody na tym stanowisku przedstawiono w tabeli 1.



Rys. 1. Lokalizacja stanowiska badawczego na rzece Wardynce

Tabela 1. Średnie wartości parametrów hydrochemicznych rzeki Wardynki

Parametr	Temperatura [°C]	pH	Przewodność [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]	O ₂ [mg dm^{-3}]	N-NO ₃ [mg dm^{-3}]	N-NH ₄ [mg dm^{-3}]	P-PO ₄ [mg dm^{-3}]
Wartość średnia	16,1	7,61	644	4,11	4,58	0,18	0,91
Zakres	2,11–18,1	7,49–7,69	596–674	2,31–5,68	4,11–4,68	0,17–0,20	0,81–0,98

Połówów ryb dokonano z pomocą atestowanego agregatu (Hans Grassl GmbH IG, ELT60IIHI, Germany) na odcinku 100 m, w całej szerokości koryta rzeki. Łącznie złowiono 683 osobniki czebaczka amurskiego, które po przewiezieniu do laboratorium uśpieniu w MS-222, następnie mierzono (długość całkowita, TL, mm i długość standardowa, SL, mm) z użyciem elektronicznej suwmiarki z dokładnością do 0,1 mm oraz ważono z dokładnością do 0,1 g, używając wagi cyfrowej. Płeć określono na podstawie wyglądu gonad. U ryb najmniejszych w wieku 0+ płeć nie została oznaczona.

Obliczono współczynnik Fultona ($CF = 100 \cdot W / TL^3$) (Le Cren 1951) oraz parametry regresji ciężaru ciała na długość (WLR). Zależność ta ma charakter potęgowy ($W = a \cdot TL^b$), dlatego też obie zmienne logarytmowano w celu linearyzacji regresji ($\log W = a + b \times \log TL$), gdzie „a” jest punktem przecięcia prostej regresji z osią y, „b” jest nachyleniem prostej regresji. Wartość nachylenia (b) zależności WLR, wskazuje czy zależność jest izometryczna ($b = 3$) czy allometryczna ($b \neq 3$) (Froese 2006).

Do oceny struktury wieku ryb pobrano 10 łusek pomiędzy płetwą grzbietową a ogonową z miejsca znajdującego się powyżej linii nabocznej ryby (Rosecchi i in., 1993). Łuski oczyszczono metodą zanurzenia alkalicznego (Huang i in., 2015) i po wyschnięciu włożono pomiędzy szkiełka podstawowe. Wiek osobników określano poprzez liczenie pierścieni rocznych. Badania wieku wykonano za pomocą stereomikroskopu Nikon Eclipse E600 wyposażonego w kamerę wideo HD i oprogramowanie do analizy obrazu Lucia (Nikon).

W celu określenia istotności różnic w wielkości samic i samców w poszczególnych miesiącach roku posłużono się jednoczynnikową analizą ANOVA, a jako test post-hoc użyto testu Kruskala-Wallisa. Przed wykonaniem analizy przeprowadzono badania normalności rozkładów zmiennych za pomocą testu Shapiro-Wilka oraz jednorodności wariancji za pomocą testu Levene’a. W celu porównania dwóch grup pod względem długości ciała i całkowitej oraz masy zastosowano test U Manna-Whitneya. Ponadto, dla oceny istotności różnic w liczbie samców i samic w poszczególnych miesiącach (proporcja płci) zastosowano test χ^2 (Łomnicki, 2021). Obliczenia statystyczne wykonano przy wykorzystaniu pakietu STATISTICA 12.0 PL (StatSoft, Polska).

Wyniki

Struktura płci

W odłowionej populacji, łącznie 683 ryb, zanotowano istotną statystycznie dysproporcję w strukturze płci zarówno dla całej próby ($\chi^2 = 24,8066$, $p < 0,01$), jak i dla poszczególnych miesięcy (tab. 2). Udział samców był istotnie statystycznie większy w lutym, czerwcu, sierpniu i grudniu. Proporcja płci dla całej próby ryb wynosiła 1:0,64.

Tabela 2. Struktura płci czebaczka amurskiego z rzeki Wardynki w poszczególnych miesiącach, wraz z wynikami testu χ^2

Miesiąc	Samce (M)	Samice (F)	Juvenile (wiek 0+) ¹	Proporcja płci (M:F)	χ^2	p ²
Styczeń	14	8	15	1:0,57	2,45	*
Luty	43	13	–	1:0,30	24,11	****
Marzec	20	10	–	1:0,50	5,00	*
Kwiecień	16	14	–	1:0,88	0,20	*
Maj	54	43	2	1:0,80	1,87	*
Czerwiec	57	46	3	1:0,81	1,76	*
Lipiec	38	15	21	1:0,39	14,97	****
Sierpień	48	21	–	1:0,44	15,85	****
Wrzesień	45	38	13	1:0,84	0,89	*
Październik	12	13	5	1:1,08	0,06	*
Listopad	13	12	1	1:0,92	0,06	*
Grudzień	21	9	–	1:0,43	7,20	**

¹ Płeć nieoznaczona.

² * ns, ** p<0,05, *** p <0,01, **** p<0,001.

Struktura wielkości osobników ryb

Długość całkowita (TL) odłowionych osobników wahała się w zakresie od 2,50 do 10,60 cm (średnia 6,24 cm) natomiast długość standardowa (SL) zmieniała się od 2,10 do 9,50 cm (średnia 5,20 cm). Pomiedzy TL a SL zanotowano istotną statystycznie korelację liniową. Dla całej próby równanie to przyjęło postać: $TL = 0,1807 + 1,1645 \times SL$ ($R^2 = 0,98744$, $p < 0,001$), dla samców: $TL_M = 0,2292 + 1,1562 \times SL$ ($R^2 = 0,985255$, $p < 0,001$), natomiast dla samic: $TL_F = 0,1854 + 1,1642 \times SL$ ($R^2 = 0,984064$, $p < 0,001$). W przypadku ryb juwenilnych (0+) o nieoznaczonej płci zależność tą przedstawia równanie $TL = 0,0214 + 1,1969 \times SL$ ($R^2 = 0,994408$, $p < 0,001$).

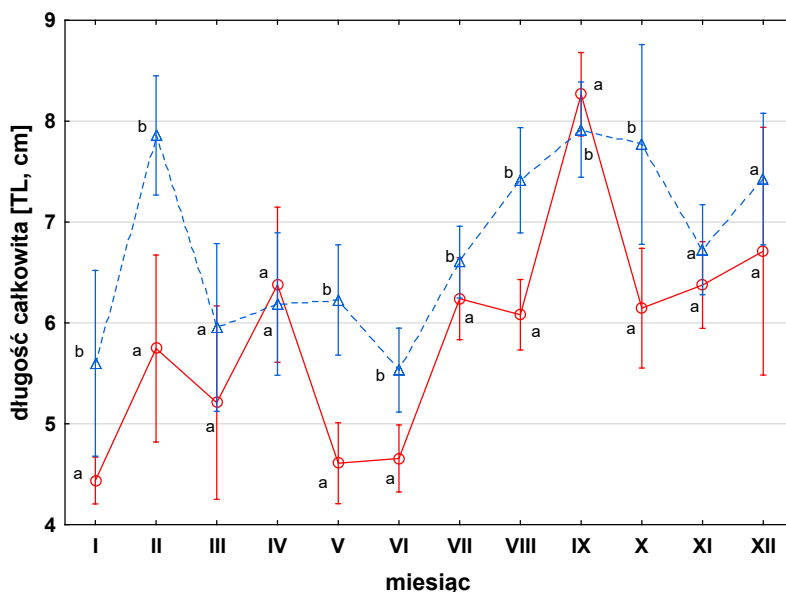
W porównaniu do samic (tab. 3) samce charakteryzowały się istotnie statystycznie większą długością całkowitą (U Mann-Whitney test, $Z = -6,9513$, $p < 0,001$), długością ciała ($Z = -6,9048$, $p < 0,001$) oraz masą jednostkową ($Z = -6,4122$, $p < 0,001$).

Tabela 3. Średnia (\pm SD) długość całkowita (TL), standardowa (SL) (w cm) oraz ciężar ciała (w g) samic, samców oraz osobników niedojrzałych czebaczka amurskiego w rzece Wardynce

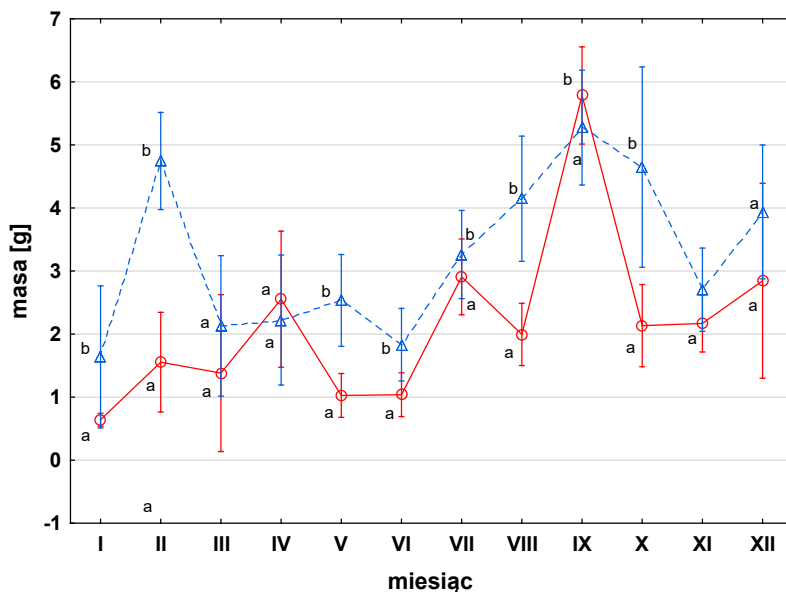
Grupa	Długość całkowita (TL)	Długość standardowa (SL)	Ciężar (g)
samice	5,71 \pm 1,57	4,75 \pm 1,33	2,02 \pm 1,84
samce	6,76 \pm 1,19	5,64 \pm 1,56	3,32 \pm 2,73
wiek 0+*	5,01 \pm 2,07	4,17 \pm 1,73	1,88 \pm 2,56

* Płeć nieoznaczona.

Istotne statystycznie różnice między samicami i samcami zanotowano również w długości całkowitej (ANOVA, $F=27,0216$, $p < 0,001$) i masie badanych ryb (ANOVA, $F = 22,5189$, $p < 0,001$) w poszczególnych miesiącach roku (rys. 2 i 3). We wszystkich miesiącach roku, z wyjątkiem kwietnia i września, samce charakteryzowały się większą długością całkowitą i masą jednostkową.



Rys. 2. Długość całkowita (TL, cm) czebaczka amurskiego odłowionego w poszczególnych miesiącach. Wartości oznaczone różnymi literami (a, b) pokazują istotne różnice między samicami (o) i samcami (Δ) w danym miesiącu ($P < 0,05$; ANOVA test Kruskala-Wallis); średnia \pm SD



Rys. 3. Masa jednostkowa (W, g) czebaczka amurskiego odłowionego w poszczególnych miesiącach. Wartości oznaczone różnymi literami (a, b) pokazują istotne różnice między samicami (o) i samcami (Δ) w danym miesiącu ($P < 0,05$; ANOVA test Kruskala-Wallis); średnia \pm SD

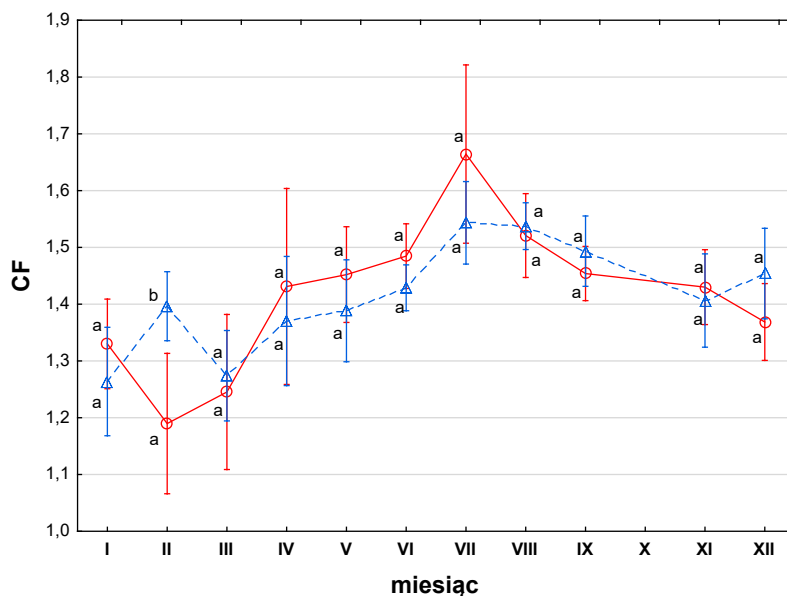
Kondycja ryb

Średnia wartość współczynnika Fultona dla całej próby ryb wyniosła $1,44 \pm 0,24$. Samice ($CF_F = 1,44 \pm 0,23$) charakteryzowały się zbliżoną kondycją do samców ($CF_M = 1,43 \pm 0,22$) (test U Manna-Whitneya, $Z = 0,0872$, $p = 0,93$). Natomiast kondycja osobników niedojrzałych wyniosła $CF_J = 1,47 \pm 0,34$. Również nie stwierdzono istotnych różnic pomiędzy samcami i samicami w poszczególnych miesiącach (rys. 4).

Wyznaczone parametry regresji długość-ciężar ciała (WLR) podano w tabeli 4. Dane wskazują, że wszystkie grupy ryb charakteryzowały się wzrostem allometrycznym (allometria dodatnia) przy czym parametr $b > 3,0$.

Tabela 4. Parametry zależności pomiędzy długością a masą ($\text{Log}W = a + b \log\text{TL}$) czebaczka amurskiego z rzeki Wardynki

	a	b	R ²	p
Cała próba	-2,2679	3,2335	0,9604	<0,001
Samice	-2,2776	3,2547	0,9612	<0,001
Samce	-2,3127	3,2835	0,9608	<0,001
Juvenilne	-2,2377	3,2293	0,9601	<0,001

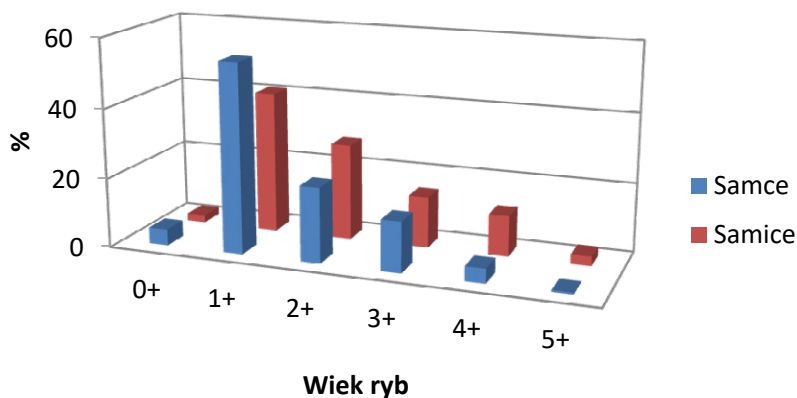


Rys. 4. Miesięczne wahania wartości współczynnika kondycji (CF) czebaczka amurskiego z rzeki Wardynki. Wartości oznaczone różnymi literami (a, b) pokazują istotne różnice w CF między samicami (o) i samcami (Δ) w danym miesiącu ($P < 0,05$; test Kruskala-Wallis); średnia \pm SD

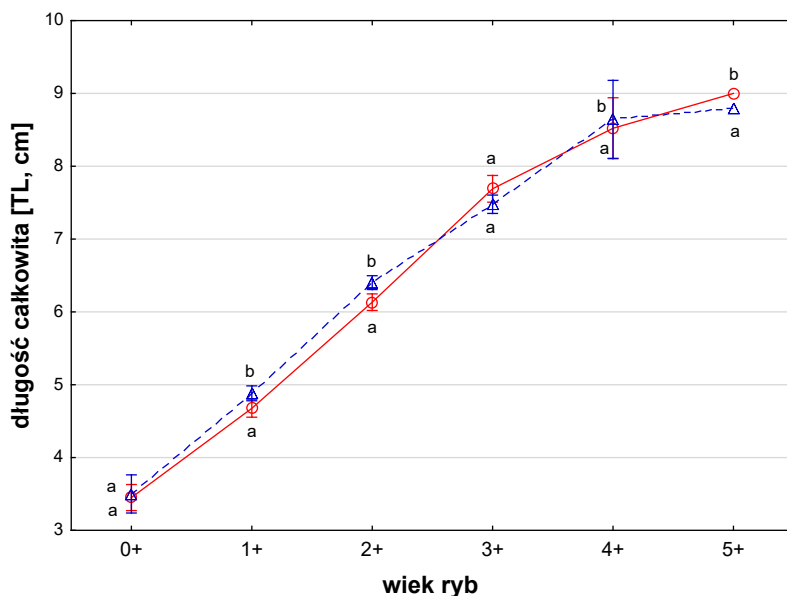
Struktura wieku populacji

Wśród złowionych 683 ryb zanotowano 6 grup wieku (0+ – 5+), z wyraźną dominacją osobników w grupach wieku 1+ (45,83%) i 2+ (23,78%). Uwzględniając płeć (rys. 5) zarówno u samic, jak i u samców zanotowano również dominację powyższych grup wiekowych. U samic ich udział wyniósł łącznie 76,05%, natomiast u samców 68,67%.

Na rys. 6. przedstawiono długości całkowite badanych ryb w poszczególnych grupach wiekowych. W większości z nich samce charakteryzowały się większą długością całkowitą w porównaniu do samic, co wskazuje na większy przyrost ciała osobników tej pierwszej płci.



Rys. 5. Struktura wieku samic i samców czebaczka amurskiego z rzeki Wardynki



Rys. 6. Średnia długość całkowita (TL, mm) samic i samców czebaczka amurskiego w poszczególnych grupach wiekowych w rzece Wardynce. Wartości oznaczone różnymi literami (a, b) pokazują istotne różnice między samicami (o) i samcami (Δ) w danej grupie wiekowej ($P < 0,05$; ANOVA test Kruskala-Wallisa); średnia \pm SD

Dyskusja

W wodach Europy od końca XX wieku czebaczek amurski, systematycznie zwiększa swoją liczebność oraz zasięg występowania (Gozlan i in., 2010a). Ryba ta nie tylko spotykana jest już w wodach stojących i ciekach, ale również w rowach melioracyjnych

i kanałach nawadniających (Záhorská i in., 2013; Benzer i Benzer, 2020). Również w Polsce notuje się wzrost zasięgu występowania tego gatunku (Grabowska i in., 2008; Czerniejewski i in., 2019; Rechulicz, 2019). Intensywne rozprzestrzenianie się w polskich akwenach oraz odporność na zmienne warunki środowiskowe tego gatunku w dużej mierze prowadzi do zmniejszania liczebności gatunków ryb karpiowatych. Potwierdzają to badania Rechulicza (2019), które wykazały, że obecność czebaczka amurskiego, co prawda nie wpłynęła na zmiany zagęszczenia ryb, ale zmniejszyła liczbę gatunków ryb rodzimych. Ponadto, zanotowano znaczące różnice w składzie ichtiofauny przed i po pojawieniu się czebaczka amurskiego zarówno w wodach płynących (Kennard i in., 2005), jak i w stojących (Britton i in., 2010). Ze względu na dużą plastyczność w dostosowaniu się do panujących warunków środowiska ryby te nie tylko stanowią konkurencję pokarmową dla gatunków rodzimych, ale również poprzez wysoką płodność zaczynają dominować na zajmowanych siedliskach.

Parametry fizykochemiczne wody takie jak termika, tlen rozpuszczony, pH i światło mogą wpływać na tempo rozwoju zarodków ryb (Asoh i Yoshikawa, 2002). Plastyczność fenotypowa jest ważną cechą gatunków inwazyjnych. W przypadku czebaczka amurskiego dostosowywanie się do nowych siedlisk jest duże nawet w ekstremalnie trudnych warunkach (Záhorská i in., 2014). Ekspresja i regulacja genów wymaga również wpływu zewnętrznych czynników środowiskowych na wzrost embrionów w trakcie rozwoju embrionalnego. Dlatego dysproporcja w szybkości rozwoju embrionalnego *P. parva* może być również postrzegana jako strategia przedłużania gatunku (Rosecki i in., 1993). Okres wykluwania się zapłodnionych jaj czebaczka amurskiego (w temp $24 \pm 1^\circ\text{C}$) wynosi około dwóch dni, czyli znacznie krócej niż u rodzimego szczupaka, a po 20 dniach od wyklucia i intensywnego żerowania ryby wyglądem przypominają już dorosłe osobniki (Zhu i in., 2018). Biorąc pod uwagę niejednokrotnie większą płodność osobniczą tego gatunku w porównaniu do gatunków rodzimych, można oczekiwać że czebaczek amurski będzie dalej zwiększał zasięg swojego występowania (Copp i in., 2005; Grabowska i Przybylski, 2015).

Stosunkowo małe rozmiary ciała osiągnane przez czebaczka sprawiły, że nie jest on obiektem zainteresowania dorosłych ryb drapieżnych. W europejskich populacjach tego gatunku średnie długości w poszczególnych latach życia znacznie różnią się od siebie. Przykładowo, długość w pierwszym roku życia wynosi między 26 a 76 mm (Gozlan i in., 2010b). W przypadku osobników z rzeki Wardynki ich średnia długość w wieku 1+ mieściła się w podawanym wyżej zakresie. Maksymalny wiek osobników w populacjach wynosi zwykle 3 lub 4 lata, chociaż u ryb w niektórych populacjach odnotowano maksymalny wiek 5 lat (Rosecchi i in., 1993; Britton i in., 2007; Zahorska i in., 2010; Kapusta i in., 2008). Również w rzece Wardynce odnotowano pojedyncze osobniki w wieku 5+, jednakże ponad 65% stanowiły ryby w wieku 1+ i 2+. Potwierdza to, że w tej rzece warunki środowiskowe umożliwiają czebaczce amurskiemu

skuteczny rozród, a niewielka liczebność drapieźników umożliwi osobnikom tego gatunku osiągnięcie nie tylko dojrzałości płciowej i gotowości do tarła, ale również znacznego wieku. Warto przy tym zaznaczyć, że większość czebaczków w wieku 1+ i 2+ charakteryzuje się osiągnięciem dojrzałości płciowej (Zahorska i Kovac, 2009). Biorąc powyższe pod uwagę oraz wysoką płodność tego gatunku i brak lub niewielką ilość drapieźników w rzece Wardynce można oczekiwać dalszego wzrostu liczebności populacji czebaczka, a także ekspansji i zasiedlenia rzek niższego rzędu (m.in. Iny do której uchodzi Wardynka) i jezior położonych w zlewni Wardynki. Jednakże to szybkie rozprzestrzenianie czebaczka dotyczy głównie niewielkich cieków, w których brakuje naturalnych drapieźników, a warunki bytowe bardzo często nie stanowią dla niego zagrożenia. W większych akwenach obecność drapieźników w naturalny sposób zmniejsza populację tego gatunku (Rechulicz, 2019), co może ograniczać jego ekspansję.

Ciekawym zjawiskiem jest również to, że czebaczek zajmuje często te same siedliska co ryby łososiowate (Beyer i in., 2007). Wardynka zlokalizowana jest w północno-zachodniej części Polski i na wielu odcinkach ma charakter cieków górskiego (szybki przepływ wody oraz żwirowo-piaszczyste dno). W badaniach monitoringowych notowano w tej rzece obecność ryb łososiowatych m.in. nierodzimego pstrąga tęczowego (*Oncorhynchus mykiss*), ponadto Wardynka objęta jest programem zarybień rybami łososiowatymi (Keszka i in., 2013). W rzece Wardynce stwierdzono również występowanie naturalnych miejsc tarłowych dla troci wędrownej (Tański i in. 2013). W związku z tym liczna populacja rozprzestrzeniającego się inwazyjnego czebaczka amurskiego może znacznie ograniczać, a nawet zagrażać rybom łososiowatym (głównie w stadiach larwalnych i młodocianych), wypierając je i zajmując cenne przyrodniczo siedliska.

Parametry hydrochemiczne na badanym stanowisku wskazują, iż w wodach rzeki Wardynki czebaczek amurski ma dobre warunki zarówno żerowiskowe, jak i rozrodcze. Choć jako ryba łatwo dostosowująca się do nowo zajmowanych siedlisk występuje także w silnie zeutrofizowanych ciekach o niskiej zawartości tlenu w wodzie (Czerniejewski i in., 2019). Biorąc pod uwagę parametry hydrochemiczne w rzece Wardynce i innych ciekach o gorszej jakości wody, w których występuje czebaczek amurski (Czerniejewski i in., 2019), można stwierdzić lepszą kondycję, rozmiary i masę odłowionych ryb z badanej rzeki. Jakkolwiek średnie długości (TL i SL) i masy (W) złowionych ryb w badanym cieku nie różniły się od danych podawanych przez Kapustę i in. (2008), Zahorską i in. (2010) oraz Zahorską i Kovac (2009) dla innych nierodzimych populacji zasiedlających wody Europy.

Wśród badanych osobników czebaczka amurskiego z rzeki Wardynki we wszystkich miesiącach roku, z wyjątkiem kwietnia i września, samce w porównaniu do samic charakteryzowały się większą długością całkowitą i masą jednostkową. Ponadto, we wszystkich grupach wiekowych samce charakteryzowały się większą długością całkowitą w porównaniu do drugiej płci, co wskazuje na większy przyrost ich ciała.

Może to być spowodowane wysoką płodnością samic i wydatkiem energetycznym na produkcję jaj lub też jest cechą ochronną gatunku, gdyż mniej liczne i mniejsze rozmiarowo samice, będą rzadziej atakowane przez drapieżniki, co pozwoli im na dalsze powiększanie populacji w siedlisku.

Duża odporność na niekorzystne warunki środowiska i brak drapieżnictwa sprzyja kolonizacji przez czebaczka amurskiego wód Europy (Rosecki i in., 1993). Dodatkowo, dochodzi do tego również ryzyko wprowadzania przez ten gatunek chorób zakaźnych np. eukariotycznego patogenu wewnątrzkomórkowego *Sphaerothecum destruens* (Özcan i Tarkan, 2019). W związku z tym konieczne wydaje się dalsze prowadzenie badań monitoringowych czebaczka amurskiego na różnych stanowiskach, gdyż ten inwazyjny gatunek jest obecnie jedną z ryb najbardziej rozprzestrzeniających się w wodach Europy (Zahorska i in., 2014). W metodach monitorowania jego ekspansji wykorzystanie są metody sztucznej inteligencji (Benzer i Benzer, 2020), która określa perspektywy dalszej ekspansji gatunku. Wyniki badań wskazują, że populacja czebaczka amurskiego w rzece Wardynce będzie dalej zasiedlać nowe fragmenty tej rzeki, dlatego powinno się szukać skutecznych metod spowolnienia jej ekspansji w celu ochrony rodzimej bioróżnorodności.

Literatura

- Bănărescu P. 1999. *Pseudorasbora parva* (Temmnick et Schlegel 1846). [w:] Bănărescu P. (red.) The freshwater fishes of Europe. 5.I. *Cyprinidae* 2/I. AULA Verlag, Wiesbaden: 207–224.
- Benzer S.S., Benzer R. 2020. Growth Properties of *Pseudorasbora parva* in Süreyyabey Reservoir: Traditional and Artificial Intelligent Methods. *Thalassas. An International Journal of Marine Sciences*. 36: 149–156.
- Beyer K., Copp G.H., Gozlan R.E. 2007. Microhabitat use and interspecific associations of introduced topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* and native fishes in a small stream. *Journal of Fish Biology*. 71: 224–238.
- Britton J.R., Brazier M. 2006. Eradicating the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, from a recreational fishery in northern England. *Fisheries Management and Ecology*. 13: 329–335.
- Britton J.R., Brazier M., Davies G.D. Chare S.I. 2008a. Case studies on eradicating the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* from fishing lakes in England to prevent their riverine dispersal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 18: 867–876.
- Britton J.R., Davies G.D., Harrod C. 2010. Trophic interactions and consequent impacts of the invasive fish *Pseudorasbora parva* in a native aquatic foodweb: A field investigation in the UK. *Biological Invasions*. 12: 1533–1542.
- Copp G.H., Bianco P.G., Bogutskaya N., Eros T., Falka I., Ferreira M.T., Fox M.G., Freyhof J., Gozlan R.E., Grabowska J., Kovac V., Moreno-Amich R., Naseka A.M., Penaz M., Povz M., Przybylski M., Robillard M., Russell I.C., Stakenas S., Sumer S., Vila-Gispert A., Wiesner C. 2005. To be, or not to be, anon-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyology*. 21:242–262.

- Czerniejewski P., Zatoń K., Kasowska N., Brysiewicz A. 2019. Age structure, condition and length increase of the topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva* Schlegel 1842) in non-native populations of small rivers of Poland. *Journal of Water and Land Development*. 40: 113–118. DOI: 10.2478/jwld-2019-0012.
- Froese R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*. 22 (4): 241–253.
- Gozlan R.E., Andreou D., Asaeda T., Beyer K., Bouhadad R., Burnard D., Caiola N., Cacic P., Djikanovic V., Esmaili R., Falka I., Golicher D., Harka A., Jeney G., Kovac V., Musil J., Povz M., Nocita A., Poulet N., Virbickas T., Wolter C., Tarkan A., Tricarico E., Trichkova T., Verreyckhen H., Witkowski A., Zhang C., Zweimueller I. Britton J.R., 2010b. Pancontinental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish and Fisheries*. 11: 315–340.
- Gozlan R.E., Britton J.R., Cowx I., Copp G.H., 2010a. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology*. 76: 751–786.
- Gozlan R.E., St-Hilaire S., Feist S.W., Martin P., Kent M.L. 2005. Disease threat to European fish. *Nature*. 435: 1046.
- Grabowska J., Przybylski M. 2015. Life-history traits of non-native freshwater fish invaders differentiate them from natives in the Central European bioregion. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 25:165–178.
- Grabowska J., Witkowski A., Kotusz J. 2008. Inwazyjne gatunki ryb w polskich wodach – zagrożenie dla rodzimej ichtiofauny. [w:] Użytkownik rybacki – nowa rzeczywistość. Konferencja PZW. 19–21.03.2008 Spała. Warszawa. Wydawnictwo PZW. 90–96.
- Huang S., Wang Y., Zheng X., Wang W., Cao X. 2015. Comparative analysis of three methods of making scale specimens for small fish. *Environmental Biology of Fishes*. 98: 697–703.
- IUCN. 2000. IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species. www.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/Rep-2000-051.pdf.
- Kapusta A., Bogacka-Kapusta E., Czarnecki B. 2008. The significance of stone moroko *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel) in the small-sized fish assemblages in the littoral zone of the heated Lake Lichenskie. *Archives of Polish Fisheries*. 16: 49–62.
- Kennard M.J., Arthington A.H., Pusey B.J., Harch B.D. 2005. Are alien fish a reliable indicator of river health? *Freshwater Biology*. 50: 174–193.
- Keszka S., Tański A., Raczyński M., Pender R., Furdyna A., Potkański Ł. 2013. Ichtyofauna systemu rzeki Iny. *Roczniki Naukowe Polskiego Związku Wędkarskiego*. 26: 117–149.
- Knezevič B. 1981. *Pseudorasbora parva*, new genus and species in Lake Skardar. *Glasnik Republickogo Zarvoda Zastih za Prirode Muzeja*. 14: 79–84.
- Le Cren C.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in perch, *Perca fluviatilis*. *Journal of Animal Ecology*. 20, 201–219.
- Łomnicki T. 2021. Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Özcan G., Tarkan A.S. 2019. Distribution revised – fifteen years of changes in the invasion of a freshwater fish, *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel, 1846) in Turkey. *Transylvanian Review Systematical and Ecological Research*. 21: 69–80.

- Pimentel D., Lach L., Zuniga R., Morrison D. 2000. Environmental and economic costs of non-indigenous species in the United States. *BioScience*. 50: 53–65.
- Pinder A.C., Gozlan R.E. Britton J.R. 2005. Dispersal of the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae), in the UK: a vector for an emergent infectious disease. *Fisheries Management and Ecology*. 12: 411–414.
- Rechulicz J. 2019. Changes in a fish community in a small river related to the appearance of the invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846). *Water*, 11: 1857, 1–13. <https://doi.org/10.3390/w11091857>.
- Rosecchi E., Crivelli A., Catsadorakis G. 1993. The establishment and impact of *Pseudorasbora parva*, an exotic fish species introduced into Lake Mikri Prespa (northwestern Greece). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*. 3: 223–231.
- Sorensen P.W., Stacey N.E. 2004. Brief review of fish pheromones and discussion of their possible uses in the control of non-indigenous teleost fishes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 38: 399–417.
- Tański A., Bonisławska M., Brysiewicz A., Korzelecka-Orkisz A., Formicki K., Wesółowski P. 2013. Zasadność budowy tarlisk dla wędrownych ryb łososiowatych w zlewni Iny na tle badań środowiskowych. Część III – pozostałe doptywy Iny. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. T. 13. 4(44): 129–144.
- Welcomme R.L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Science Symposia*. 194: 3–14.
- Witkowski A. 1991. *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) (Cyprinidae, Gobioninae) nowy gatunek w polskiej ichtiofaunie. *Przegląd Zoologiczny*. 35: 323–331.
- Witkowski A. 2002. Introduction of fishes into Poland: benefaction or plague. *Nature Conservation*. 59: 41–52.
- Witkowski A., Wiśniewolski W. 2005. Ryby i minogi Biebrzy, jej starorzeczy i doptywów. [w:] Dyrzc A., Werpachowski C. (red.) *Przyroda Biebrzańskiego Parku Narodowego*. Wydawnictwo Biebrzański Park Narodowy, Osowiec-Twierdza: 247–255.
- Záhorská E., Kováč V., Katina S. 2010. Age and growth in a newly-established invasive population of topmouth gudgeon. *Central European Journal of Biology* 5 (2): 256–261. DOI: 10.2478/s11535-010-0002-8.
- Záhorská E., Kováč V., Švolíková K., Kapusta A. 2014. Reproductive parameters of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) from a heated Lake Licheńskie (Poland). *Central European Journal of Biology*. 9(2): 212–219.
- Zahorska E., Kovac V. 2009. Life history traits of invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* from Slovakia. *Journal of Applied Ichthyology*. 25: 466–469.
- Záhorská E., Švolíková K., Kováč V. 2013. Do invasive populations of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*, Temminck and Schlegel) from disturbed and undisturbed habitats follow different life-histories? *International Review of Hydrobiology*. 98: 61–70.
- Zhu D., Yang K., Sun N., Wang W., Zhou X. 2018. Embryonic and larval development of the topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* (Teleostei: Cyprinidae). *Zoologia*. 35: 1–8.

Piotr Dębowski, Rafał Bernaś, Grzegorz Radtke, Waldemar Święcki

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. S. Sakowicza, Zakład Ryb Wędrownych, Rutki 49,
83-330 Żukowo

Monitoring funkcjonowania przepławek w dorzeczu Drawy z wykorzystaniem technologii RFID

Wstęp

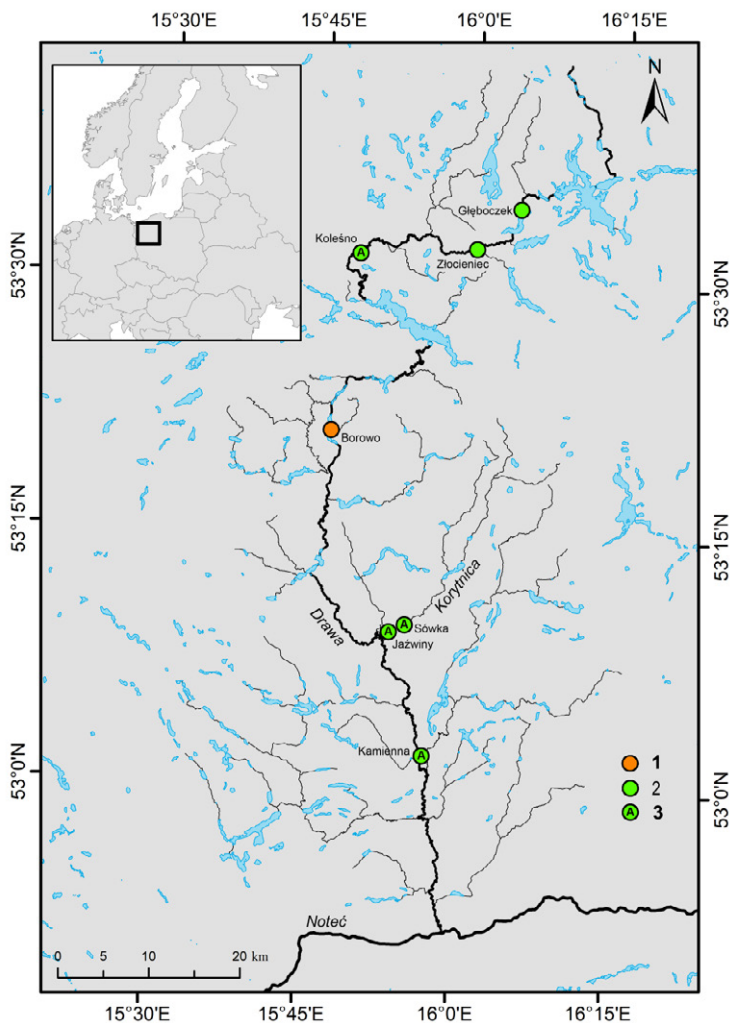
Drawa jest prawym dopływem Noteci. Noteć prawym dopływem Warty, a ta prawym dopływem Odry. Płyynie z Pojezierza Drawskiego, w kierunku południowym, przez Równinę Drawską, Pojezierze Wałeckie i Kotlinę Gorzowską. Rzeka ma 192 km długości i powierzchnię zlewni 3291 km². W dolnym biegu, pomiędzy 68. a 27. km od ujścia, przepływa przez Drawieński Park Narodowy, który obejmuje także prawie cały największy dopływ Drawy – Płociczną.

Ichtyofauna dorzecza jest bardzo zróżnicowana, także dzięki licznym jeziorom, zwłaszcza w górnej części. W latach 2010–14 stwierdzono tu występowanie 33 gatunków ryb i minogów, z których najczęstsze i najliczniejsze były: kiełb *Gobio gobio*, okoń *Perca fluviatilis* i płoć *Rutilus rutilus* (Czerniawski i in., 2016).

W dorzeczu Drawy występowało kilka gatunków ryb wędrownych: łosoś *Salmo salar*, jesiotr atlantycki *Acipenser oxyrinchus*, troć *Salmo trutta* i certa *Vimba vimba*, które jednak albo całkowicie wyginęły albo obecnie występują w stanie szczątkowym (Kaj, 1953; Bartel, 1993; Sych, 1998; Wiśniewolski i in., 2004; Arndt i in., 2006). Za główną przyczynę tego stanu uważa się przegrodzenie tras wędrówek ryb przez budowle hydrotechniczne. Wprawdzie na odcinku od morza do ujścia Drawy system wodny jest drożny, ale na samej Drawie znajduje się kilka przegród: na 32. km – EW „Kamienna”, 89. – EW „Borowo”, 130. – MEW „Koleśno”, 154. – próg w Złocieńcu i na 162. km od ujścia próg w Głębocku (rys. 1); poprzegradzane są też w wielu miejscach dopływy Drawy. Szczególnie niekorzystną rolę odegrała pierwsza z przegród, wybudowana na przełomie XIX i XX wieku, zaporą elektrowni „Kamienna” wyposażona w niefunkcjonującą przepławkę (Kaj, 1954; Chełkowska i Chełkowski, 1974; Przybył, 1976; Dębowski i Gancarczyk, 2013; Dębowski i in., 2016). Przegrody te wpływają negatywnie także na stan populacji ryb potadromicznych i, lokalnie, niewędrownych (Dębowski i in., 1996, 2000; Czerniawski i in., 2016; Dębowski i Bernaś, 2017).

W ramach projektu LIFE13 NAT/PL/000009 w latach 2018–19 zniwelowano jedną przegrodę (próg w Złocieniu) i wybudowano przepławki na pięciu przegrodach hydrotechnicznych oraz zbadano efektywność czterech z nich: dwóch na Drawie – na jazie MEW w Koleśnie i EW „Kamienna”, i dwóch na lewym dopływie Korytnicy – na jazie w Sówce i MEW w Jażwinach (rys. 1).

Celem badań była ocena: czy ryby i jakie ich gatunki potrafią znaleźć wejście do przepławek oraz czy są w stanie je pokonać płynąc pod prąd i z prądem wody. Zastosowano w nim system RFID (*radio frequency identification* – automatyczna identyfikacja radiowa) (Prentice i in., 1990; Castro-Santos i in., 1996).



Rys. 1. Dorzecze Drawy. Przegrody hydrotechniczne: udrożnione (1, 2 i 3), udrożnione w ramach projektu LIFE (2 i 3) oraz monitorowane systemem RFID (3)

Metoda

System RFID

Ryby znakowane były znaczkami PIT (*passive integrated transponder* – pasywne zintegrowane transpondery). Znaczkę te przy przejściu przez pole elektromagnetyczne emitują sygnały radiowe zawierające unikalne kody. Pole wytwarzane jest przez tzw. anteny pętlowe, które naprzemiennie wytwarzają pole elektromagnetyczne i odbierają sygnał a następnie przekazują go do odbiornika dekodującego i rejestrującego. Anteny te umieszczano w przepławkach, w szczelinach między komorami (fot. 1) lub na dnie. Użyto aparatury firmy OregonRFID: rejestratorów RFID LF HDX, zasilaczy, znaczków testowych, regulatorów strojenia, znaczków PIT HDX 12mm i 23 mm.



Fot. 1. Antena pętlowa RFID w szczelinie przepławki (Fot. Piotr Dębowski, IRŚ)

Połów i znakowanie ryb

Ryby łowiono metodą elektropołowu poniżej i powyżej stopni. Po uśpieniu ryb w roztworze etomidatu (Propiscin, IRŚ), znaczkę PIT, w zależności od wielkości ryby o długościach 12 mm (0.1 g) lub 23 mm (0.6 g), wprowadzano do jamy ciała przy pomocy iniektora. Poznakowano wszystkie złowione ryby powyżej 9 cm długości: do mniej więcej 16 cm (zależnie od gatunku) – znaczkami 12 mm, powyżej – znaczkami 23 mm.

Ryby, po odpiciu, wypuszczono poniżej stopnia oraz, w Jażwinach i Sówce, także powyżej. W Kamiennej i Koleśnie akcje takie przeprowadzono w 2020 roku dwukrotnie, odpowiednio 28 kwietnia i 13 maja oraz 30 kwietnia i 12 maja, a w Jażwinach i Sówce – jednokrotnie, 27–28 kwietnia i 29 kwietnia. W poszczególnych miejscach poznakowano od 183 do 414 ryb (tab. 1).

Tabela 1. Poznakowane ryby

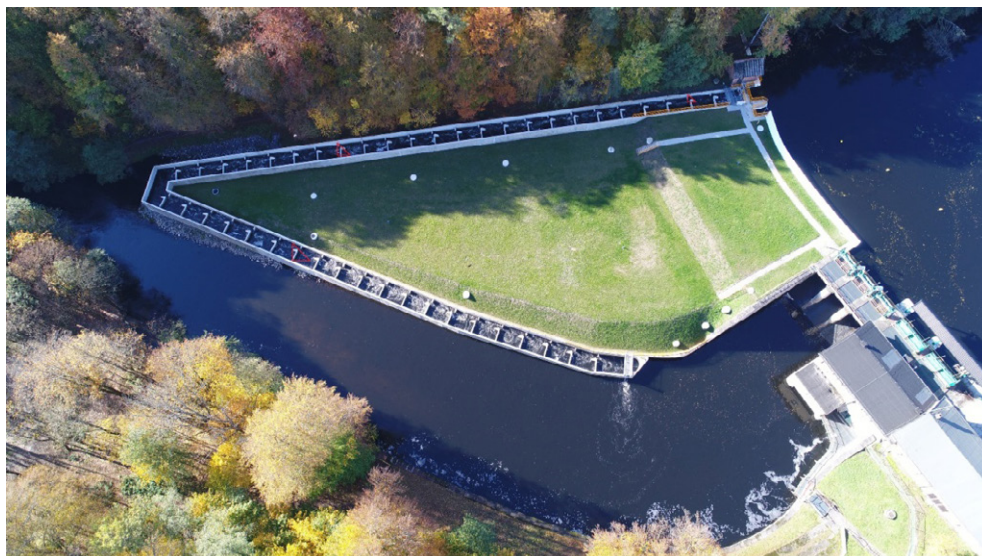
Przepławka	Gatunek	Złowione poniżej – wypuszczone poniżej	Złowione powyżej – wypuszczo- ne poniżej	Złowione powyżej – wypuszczo- ne powyżej	Zakres długości (cm)
Kamienna	jazgarz	3			14–14
	jaż		2		45–51
	jelec	1	5		11–14
	kiełb	45	18		10–16
	kleń	1	1		19–19
	lin		3		18–28
	lipień	1			18
	miętus	39	6		11–30
	okoń	19	3		10–30
	płoc		89		14–27
	szczupak	1	2		16–33
	ukleja		30		10–15
	węgorz	2			39–62
	wzdrenga	1			17
		Razem	113	159	
	TOT		272		
	gatunków		14		
Koleśno	jazgarz	2			10–10
	jaż	1			11
	jelec	1			13
	karaś sr	1			13
	kiełb	134	14		9–15
	kleń	100	13		10–30
	krąp	1	4		10–14

Tabela 1. Poznakowane ryby (cd.)

Przepławka	Gatunek	Złowione poniżej – wypuszczone poniżej	Złowione powyżej – wypuszczo- ne poniżej	Złowione powyżej – wypuszczo- ne powyżej	Zakres długości (cm)
	leszcz		4		11–19
	lin	6	8		11–41
	miętus	16			15–32
	okoń	22	20		9–22
	płoc	10	26		10–21
	szczupak	10	10		18–48
	ukleja	1			13
	węgorz	3			38–54
	wzdreęga		7		10–26
	R-m	306	106		
	TOT		412		
	gatunków		15		
Jaźwiny	certa	2			23–25
	jelec	16	2	2	12–27
	kiełb	6	12		9–16
	kleń	18	11	5	16–34
	lin		4	3	18–35
	miętus	30	3	2	13–26
	okoń	3	7	3	11–18
	płoc	1	59	17	11–29
	pstrąg potokowy	2			28–40
	sandacz		1		27
	strzebla potokowa	1			9
	szczupak		2	1	33–55
	wzdreęga		3	1	14–16
	Razem	79	104	34	
	TOT		217		
	gatunków		13		

Tabela 1. Poznakowane ryby (cd.)

Przepławka	Gatunek	Złowione poniżej – wypuszczone poniżej	Złowione powyżej – wypuszczo- ne poniżej	Złowione powyżej – wypuszczo- ne powyżej	Zakres długości (cm)	
Sówka	jazgarz	4			10–13	
	jelec	37	1	1	11–27	
	kiełb	55	1	1	10–16	
	kleń	32	7	6	18–32	
	leszcz	2	2	1	13–20	
	lin		4	3	14–33	
	miętus	1			22	
	okoń	20	7	15	11–26	
	palia	1			30	
	płoć	4	19	19	11–26	
	pstrąg potokowy	1			40	
	szczupak	3	8	2	30–50	
	pstrąg tęczowy	1			33	
	ukleja		38	14	11–15	
	węgorz	1			66	
	wzdręga			9	14–21	
		Razem	162	87	71	
		TOT		320		
		gatunków		16		



Fot. 2. Przepławka przy EW „Kamienna” z zaznaczonymi miejscami instalacji anten RFID (Fot. Marcin Budniak, TPRIG)

Przepławki

Przepławka przy EW „Kamienna” na Drawie (fot. 2).

Przepławka szczelinowa zlokalizowana na prawym brzegu:

- przepływ – $1,7 \text{ m}^3/\text{s}$,
- długość – 226 m,
- liczba komór – 45,
- wymiary komór (długość x szerokość) – $4,5 \times 3,6 \text{ m}$,
- głębokość minimalna – 1,8 m,
- szerokość szczeliny – 0,55 m,
- różnica poziomów między komorami – 0,16 m.

W przepławce zainstalowano trzy anteny w szczelinach między komorami 15 i 16, 29 i 30, oraz 43 i 44, zasilane z sieci.

Wszystkie ryby wypuszczone poniżej stopnia: ryby złowione poniżej – w głównym nurcie przy lewym brzegu, a ryby złowione powyżej – przy prawym brzegu, przy pomocy do wodowania kajaków.

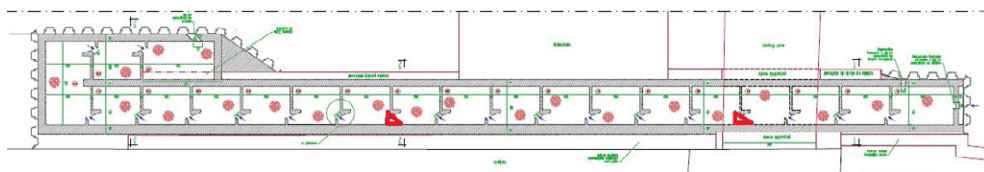
Przeprawka na Drawie przy MEW w Koleśnie (rys. 2).

Przeprawka szczelinowa zlokalizowana na lewym brzegu:

- przepływ – 0,3 m³/s,
- długość – 46 m,
- liczba komór – 19,
- wymiary komór (długość x szerokość) – 2,1 x 1,6 m,
- głębokość minimalna – 0,8 m,
- szerokość szczeliny – 0,25 m,
- różnica poziomów między komorami – 0,14 m.

W przepławce zainstalowano dwie anteny w szczelinach między komorami 9 i 10 oraz 16 i 17, zasilane z sieci.

Wszystkie ryby wypuszczono poniżej, w głównym nurcie, przy prawym brzegu, *vis-a-vis* wejścia do przepławki.



Rys. 2. Przeprawka przy MEW Koleśno z zaznaczonymi miejscami instalacji anten RFID

Przeprawka na Korytnicy przy MEW w Jaźwinach (fot. 3).

Przeprawka w formie kanału obiegowego zlokalizowana na prawym brzegu:

- przepływ – 0,47 m³/s,
- długość – 65 m,
- szerokość – 1,7 m,
- głębokość – 0,4 m,
- spadek – 3,25%.

W przepławce zainstalowano dwie anteny leżące na dnie przepławki, zasilane z sieci.

Większość ryb, 183 sztuki, wypuszczono poniżej, przy prawym brzegu, w okolicach wejścia do przepławki. Pozostałe 104 ryby, głównie płocie, klenie i kiełbie, wypuszczono na górnej wodzie, przy prawym brzegu, ok. 10 m powyżej wyjścia z przepławki.

Przepławka na Korytnicy przy jazie w m. Sówka (fot. 4).

Przepławka szczelinowa zlokalizowana na lewym brzegu:

- przepływ – 0,39 m³/s,
- długość – 42 m,
- liczba komór – 17,
- wymiary komór (długość x szerokość) – 2,35 x 2 m,
- głębokość minimalna – 0,9 m,
- szerokość szczeliny – 0,30 m,
- różnica poziomów między komorami – 0,15 m.

W przepławce zainstalowano dwie anteny w szczelinach między komorami 7 i 8 oraz 16 i 17, zasilane z akumulatorów.

Większość ryb, 249 sztuki, wypuszczono poniżej, przy lewym brzegu, poniżej wejścia do przepławki, przy pomoście do wodowania kajaków. Część ryb, 71 sztuk, głównie płoci, okoni i uklei, wypuszczono na górną wodę, około 20 m powyżej wyjścia z przepławki, przy lewym brzegu.



Fot. 3. Przepławka przy MEW Jażwiny z zaznaczonymi miejscami instalacji anten RFID (Fot. Marcin Budniak, TPRIIG)



Fot. 4. Przepławka przy jazie Sówka z zaznaczonymi miejscami instalacji anten RFID (Fot. Marcin Budniak, TPRIIG)

Wyniki

Przeprawka przy EW „Kamienna” na Drawie

Anteny w przepławce zarejestrowały 35 ryb (tab. 2). Stanowi to 13% poznakowanych osobników. Reprezentowały 5 z 14 poznakowanych gatunków. Były to przede wszystkim ryby złowione na górnej wodzie: głównie płocie (23 ryby) i kiełbie (7 ryb). W ogóle nie zarejestrowano miętusów i okoni, które w większości były złowione poniżej. Spośród ryb, które weszły do przepławki, 66% dotarło do górnej anteny. Pierwsza antena znajdowała się na ok. 70 metrze przepławki, czyli ryby, które do niej dotarły były w stanie pokonać 15 szczelin między komorami. Badanie wykazało, że jest to możliwe dla płoci od 15 cm długości, kiełbi od 12 cm, uklei od 12 cm, jeliców od 11 cm, lipieni od 18 cm, linów od 28 cm i jazi od 45 cm.

Tabela 2. Ryby zarejestrowane w przepławce Kamienna

Gatunek	Poznakowano	Zarejestrowane	% z poznakowanych	Górna antena	% z zarejestrowanych	Zakres długości zarejestrowanych (cm)
jazgarz	3		0			
jaź	2	1	50	1	100	45
jelec	6	1	17	0	–	11
kiełb	63	7	11	4	57	12–14
kleń	2		0			
lin	3	1	33	1	100	28
lipień	1	1	100	0	–	18
miętus	45		0			
okoń	22		0			
płoc	89	23	26	17	74	15–26
szczupak	3		0			
ukleja	30	1	3	0	–	12
węgorz	2		0			
wzdręga	1		0			
TOT	272	35	13	23	66	

Przepławka na Drawie przy MEW w Koleśnie

Zarejestrowano w przepławce 82 ryby, 20% ryb poznakowanych (tab. 3). Z ryb złowionych poniżej stopnia do przepławki weszło 16%, a z ryb przerzuconych z górnej wody – 31%. Najwięcej zarejestrowało się kleni i kiełbi, a największy procent, z liczniejszych ryb, płoci. Pierwsza antena znajdowała się na ok. 16 metrze przepławki, czyli ryby, które do niej dotarły pokonały 8 szczelin między komorami. Były to: kiełbie od 9 cm, klenie od 11 cm, okonie od 10 cm, płocie od 13 cm, miętusy od 15 cm, węgorze od 38 cm, liny od 24 cm, jelce od 13 cm i wzdręgi od 21 cm.

Przepławka na Korytnicy przy MEW w Jaźwinach

Z ryb wypuszczonych poniżej przepławki 68, czyli 37%, zostało zarejestrowanych w przepławce (tab. 4). Najwięcej do przepławki weszło płoci (przerzucone z górnej wody) i miętusów (złowione poniżej), odpowiednio 42 i 64% znakowanych. Prawie wszystkie ryby zarejestrowały się też na górnej antenie, czyli po przejściu prawie całej przepławki; poza miętusami, które w większości zatrzymały się w przepławce. Siedem z tych ryb zawróciło i spłynęło w dół. Dwie ryby: kleń i miętus, po przejściu przepławki w Jaźwinach, przeszły też przepławkę w Sówce; zajęło im to, odpowiednio, 16 i 5 dni. Ze 104 ryb wypuszczonych na górnej wodzie w przepławce zarejestrowały się tylko trzy: jelec, płoć i wzdręga. Dolna antena znajdowała się ok. 15 m od wejścia do przepławki, powyżej odcinka o największym spadku. Do tej anteny dotarły: płocie od 13 cm, miętusy od 13 cm, klenie od 22 cm, kiełbie od 10 cm, wzdręgi od 14 cm, okonie od 14 cm, jelce od 21 cm, liny od 19 cm, pstrągi od 28 cm, strzeble od 9 cm i szczupaki od 47 cm. Ryby złowione powyżej stopnia i tam wypuszczone, poza trzema, nie wykazały chęci do migracji w dół.

Tabela 3. Ryby zarejestrowane w przepławce Koleśno

Gatunek	Poznakowano	Zarejestrowane	% z poznakowanych	Górna antena	% z zarejestrowanych	Zakres długości zarejestrowanych (cm)
jazgarz	2		0			
jaź	1		0			
jelec	1	1	100	1	100	13
karaś sreb.	1		0			
kiełb	148	19	13	10	53	9–14
kleń	113	19	17	19	100	11–30

Tabela 3. Ryby zarejestrowane w przepławce Kolešno (cd.)

Gatunek	Poznakowano	Zarejestrowane	% z poznakowanych	Górna antena	% z zarejestrowanych	Zakres długości zarejestrowanych (cm)
krąp	5		0			
leszcz	4		0			
lin	14	2	14	1	50	24–41
miętus	16	5	31	1	20	15–18
okoń	42	16	38	11	69	10–22
płoc	36	16	44	16	100	13–20
szczupak	20		0			
ukleja	1		0			
węgorz	3	3	100	3	100	38–59
wzdrenga	7	1	14	1	100	21
TOT	414	82	20	63	77	

Tabela 4. Ryby wypuszczone poniżej stopnia i zarejestrowane w przepławce Jażwiny

Gatunek	Poznakowano	Zarejestrowane	% z poznakowanych	Górna antena	% z zarejestrowanych	Zakres długości zarejestrowanych (cm)
certa	2		0			
jelec	18	2	11	2	100	21–25
kiełb	18	4	22	4	100	10–14
kleń	29	6	21	6	100	22–28
lin	4	1	25	1	100	19
miętus	33	21	64	10	48	13–26
okoń	10	3	30	3	100	14–15
płoc	60	25	42	24	96	13–28
pstrąg potokowy	2	1	50	1	100	28

Tabela 4. Ryby wypuszczone poniżej stopnia i zarejestrowane... (cd.)

Gatunek	Poznakowano	Zarejestrowane	% z poznakowanych	Górna antena	% z zarejestrowanych	Zakres długości zarejestrowanych (cm)
sandacz	1		0			
strzebla potokowa	1	1	100	1	100	9
szczupak	2	1	50	1	100	47
wzdreğa	3	3	100	3	100	14–16
TOT	183	68	37	56	82	

Przepławka na Korytnicy przy jazie w m. Sówka

Spośród ryb wypuszczonych poniżej w przepławce zarejestrowano 76, czyli 31% (tab. 5). Najwięcej w przepławce zarejestrowano kiełbi, kleni, okoni i uklei. 80% ryb doszło do górnej anteny. Spośród nich 13, m.in. 5 kleni i 3 kiełbie, zawróciły i spłynęły w dół. Cztery ryby: dwa jelce, okoń i płoć, wypuszczone na dolną wodę, popłynęły w dół i zarejestrowały się po kilku dniach w przepławce w Jażwinach. Z ryb wypuszczonych na górną wodę w przepławce zarejestrowały się 4: trzy ukleje i jeden kleń. Pierwsza antena znajdowała się na 17 metrze przepławki, czyli ryby, które do niej dotarły pokonały 7 szczelin między komorami. Były to: kiełbie od 10 cm, klenie od 18 cm, okonie od 13 cm, ukleje od 12 cm, płocie od 15 cm, szczupaki od 33 cm, liny od 26 cm, jelce od 14 cm, leszcze od 19 cm, pstrągi od 40 cm, miętusy od 19 cm.

Tabela 5. Ryby wypuszczone poniżej stopnia i zarejestrowane w przepławce Sówka

Gatunek	Poznakowano	Zarejestrowane	% z poznakowanych	Górna antena	% z zarejestrowanych	Zakres długości zarejestrowanych (cm)
jazgarz	4		0			
jelec	38	2	5	2	100	14–23
kiełb	56	16	29	15	94	10–14
kleń	39	14	36	11	79	18–30

Tabela 5. Ryby wypuszczone poniżej stopnia i zarejestrowane... (cd.)

Gatunek	Poznakowano	Zarejestrowane	% z poznakowanych	Górna antena	% z zarejestrowanych	Zakres długości zarejestrowanych (cm)
leszcz	4	1	25	0	–	19
lin	4	3	75	3	100	26–33
miętus	1		0			
okoń	27	13	48	12	92	13–26
palia	1		0			
płoc	23	9	39	7	78	15–26
pstrąg potokowy	1	1	100	1	100	40
szczupak	11	5	45	4	80	33–50
pstrąg tęczowy	1		0			
ukleja	38	12	32	6	50	12–15
węgorz	1		0			
TOT	249	76	31	61	80	

Dyskusja

W badaniu użyto ryb złowionych w pobliżu stopni. Jest to procedura najczęściej stosowana (np. Bao i in., 2019; Lothian i in., 2019), pozostawiająca jednak wątpliwości co do motywacji ryb, która w ocenie odnajdywania wejścia do przepławki ma znaczenie kluczowe (Roscoe i Hinch, 2010; Kemp 2012). Wątpliwości te dotyczą zwłaszcza ryb niewędrownych, których migracje mają charakter nieobligatoryjny, fakultatywny (Lucas i Baras, 2001). Dlatego niewiele jest prac badających zagadnienie u takich ryb (Bunt i in., 2012). Problem ten wystąpił najjaskrawiej w badaniu przepławki przy stopniu Kamienna. Większość ryb pod tym stopniem złowiono przy brzegu między kamieniami. Były to głównie miętusy, okonie i kiełbie. Najwyraźniej nie zamierzały one migrować w górę i, poza dwoma kiełbami, nie zarejestrowały się w przepławce. Przeciwnie płocie przerzucone z górnej wody, których jedna czwarta popłynęła w górę przepławką. Zapewne zadziałało tu zjawisko homingu, stwierdzone w tym kontekście np. przez Forty i in. (2016) u pstrągów, i które zaobserwowano także na pozostałych stopniach i u ryb różnych gatunków. Wydaje się, że jest to skuteczna

metoda zwiększenia motywacji ryb do wykorzystywania przepławki i może być zalecana w podobnych badaniach. Pamiętając o tym zastrzeżeniu, w konkluzji należy ograniczyć się do stwierdzenia, że ryby większości gatunków występujących w pobliżu stopnia były w stanie znaleźć i pokonać przepławkę, rezygnując przy tym z ilościowej oceny tej zdolności.

Drugim badanym zagadnieniem była zdolność ryb do pokonania całej przepławki. Z powodów technicznych związanych z możliwymi lokalizacjami anten, uzyskane wyniki nie pozwalały na pomiar czasu pokonywania całej przepławki. Każda jednak rejestracja na dowolnej antenie dowodzi, że zarejestrowana ryba była w stanie pokonać co najmniej kilka komór, a tym samym, krytyczne prędkości wody w szczelinach przepławek. W większości przypadków możliwe było także stwierdzenie czy ryba zatrzymywała się w przepławce, zawracała, czy pokonywała całą przepławkę. Znakomita większość ryb różnych gatunków i rozmiarów szybko przepływała przepławką na górną wodę. Pewne wątpliwości może jedynie wzbudzać stosunkowo częste zawracanie ryb w górnej części przepławki w Sówce, co sugeruje trudności w pokonywaniu wyjścia z przepławki, czyli sforsowanie ostatniej szczeliny.

Duża część miętusów na różnych przepławkach, a także mniej liczne okonie i kiełbie, wpływały do przepławki i tam zostawały. Prawdopodobnie warunki panujące w przepławce – turbulencja, wysokie natlenienie wody, okazywały się dla tych ryb atrakcyjne i przepławkę zasiedlały.

W konkluzji można stwierdzić, że z badanych przepławek były w stanie skorzystać ryby wszystkich liczniejszych gatunków występujących zarówno poniżej jak i powyżej stopnia. Były wśród nich także gatunki niereofilne i osobniki niewielkich rozmiarów. Oznacza to odtworzenie łączności pomiędzy ichtiofauną powyżej i poniżej badanych przegród, zwiększenie efektywnych wielkości populacji ryb potamodromicznych oraz potencjalnego zasięgu występowania ryb wędrownych.

Literatura

- Arndt G.M., Gessner J., Bartel R. 2006. Characteristics and availability of spawning habitat for Baltic sturgeon in the Odra River and its tributaries. *Journal of Applied Ichthyology*. 22 (Suppl. 1): 172–181.
- Bao J., Weiwei L., Zhang C., Mi X., Li H., Zhao X., Cao N., Twardek W.M., Cooke S.J., Duan M. 2019. Quantitative assessment of fish passage efficiency at a vertical-slot fishway on the Daduhe River in Southwest China. *Ecological Engineering*. 141.
- Bartel R. 1993. Anadromous fishes in Poland. *Bulletin of Sea Fisheries Institute*. 1: 3–15.
- Bunt C.M., Castro-Santos T., Haro A. 2012. Performance of fish passage structures at upstream barriers to migration. *River Res. Appl.* 28: 457–478.
- Castro-Santos T., Haro A., Walk S. 1996. A passive integrated transponder (PIT) tag system for monitoring fishways. *Fisheries Research*. 28: 253–262.

- Chełkowska B., Chełkowski Z. 1974. Gospodarka łososiem Drawy w XXX-leciu PRL. Gospodarka Rybacka. 26 (7): 16–20.
- Czerniawski R., Domagała J., Dębowski P., Bernaś R., Pilecka-Rapacz M., Gancarczyk J., Krepki T., Sługocki Ł., Kraczek G., Bilski P. 2016. Ichtyofauna wód płynących dorzecza Drawy. Roczniki Naukowe PZW. 29: 43–87.
- Dębowski P., Gancarczyk J. 2013. Funkcjonowanie przepławki na jazie elektrowni „Kamienna” na rzece Drawie. Komunikaty Rybackie. 4: 1–7.
- Dębowski P., Bernaś R., Skóra M., Morzuch J. 2016. Mortality of silver eel (*Anguilla anguilla*) migrating downstream through a small hydroelectric plant on the Drawa River in northern Poland. Archives of Polish Fisheries. 24: 69–75.
- Dębowski P., Bernaś R. 2017. Zmiany ichtyofauny rzek Drawieńskiego Parku Narodowego w okresie od 1997 do 2012 roku. [w:] Czerniawski R., Bilski P. (red.). Funkcjonowanie i ochrona wód płynących. Wydawnictwo volumina.pl., Szczecin: 403–416.
- Dębowski P., Radtke G., Gancarczyk J., Gancarczyk A. 1996. Tarliska *Salmo trutta* L. w dorzeczu środkowej i górnej Płocicznej. Zoologica Poloniae. 41(Supplement): 165–169.
- Dębowski P., Terlecki J., Gancarczyk J., Martyniak A., Kozłowski J., Wziątek B., Hliwa P. 2000. Ichtyofauna rzek Drawieńskiego Parku Narodowego. Roczniki Naukowe PZW. 13: 87–108.
- Forty M., Spees J., Lucas M.C. 2016. Not just for adults! Evaluating the performance of multiple fish passage designs at low-head barriers for the upstream movement of juvenile and adult trout *Salmo trutta*, Ecological Engineering 94: 214–224.
- Kaj J. 1953. Restytucja łososia (*Salmo salar* L.) w rzekach polskich w oparciu o jego naturalne tarliska w rzece Drawie i Gdzie. Roczniki Nauk Rolniczych 67, B, 1: 111–121.
- Kaj J. 1954. Występowanie i zasięg wędrówek łososi i troci w rzekach Pomorza Zachodniego. Roczniki Nauk Rolniczych 68, B, 4: 537–556.
- Kemp P.S. 2012. Bridging the gap between fish behaviour, performance and hydrodynamics: An ecohydraulics approach to fish passage research. River Research and Applications. 28: 403–406.
- Lothian A.J., Gardner C.J., Hull T., Griffiths D., Dickinson E.R., Lucas M.C. 2019. Passage performance and behaviour of wild and stocked cyprinid fish at a sloping weir with a Low Cost Baffle fishway. Ecological Engineering. 130: 67–79.
- Lucas M.C., Baras E. 2001. Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science, Oxford, England
- Prentice E.F., Flagg T.A., McCutcheon C.A., Brastow D.F. 1990. PIT-tag monitoring systems for hydroelectric dams and fish hatcheries. American Fisheries Society Symposium. 7: 323–334.
- Przybył A. 1976. Występowanie i możliwości zachowania dwuśrodowiskowych ryb anadromicznych w zlewni środkowej Warty. Badania Fizjograficzne nad Polska Zachodnią. 29, Ser. C. Zoologia: 7–38.
- Roscoe D.W., Hinch S.G. 2010. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. Fish and Fisheries 11: 12–33.
- Sych R. 1998. Program restytucji ryb wędrowniczych w Polsce – od genetyki do początków realizacji. Bioróżnorodność w środowisku wodnym. 13 (7): 71–86.
- Wiśniewolski W., Augustyn L., Bartel R., Depowski R., Dębowski P., Klich M., Kolman R., Witkowski A. 2004. Restytucja ryb wędrowniczych a drożność polskich rzek. WWF Polska. Warszawa.

**Jolanta Grochowska¹, Michał Łopata¹, Renata Augustyniak¹, Anna Płachta²,
Renata Tandyrak¹, Hubert Kowalski¹, Rafał Karczmarczyk¹, Mohammed Z. Alhamarna¹**

¹ Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Geoinżynierii, Katedra Inżynierii Ochrony Wód i Mikrobiologii Środowiskowej, ul. Prawocheńskiego 1, 10-720 Olsztyn

² Naukowe Koło Limnologów

Charakterystyka hydrochemiczna źródeł rzeki Pasłęki

Wstęp

Cechą obszarów objętych zasięgiem zlodowacenia bałtyckiego jest bogactwo wód powierzchniowych. Jeziora powstały na tych terenach najczęściej wskutek akumulacyjnej i erozyjnej działalności lodowca (Krzywicki, 2005; Błaszkiwicz, 2007; Kostrzewski i in., 2008), rzeki natomiast utworzyły się w układach zagłębień wytopiskowych. Jeziora i rzeki zasilane są wodami powierzchniowymi i podziemnymi (Jończak, 2010). Składowymi zasilania powierzchniowego są opady, spływy powierzchniowe oraz ujścia systemów drenarskich. Zasilanie podziemne to głównie młaki, wysięki i źródła, które są formą naturalnego wypływu wód podziemnych na powierzchnię terenu, pełniących rolę ogniwa pomiędzy wodami powierzchniowymi a podziemnymi (Jokiel, 1997; Wiśnios i in., 2015). Wody podziemne, ze względu na odizolowanie od powierzchni terenu przez mniej lub bardziej miększą warstwę pokrywy glebowej, utwory zwietrzelinowe i skały, są lepiej od wód powierzchniowych chronione przed zanieczyszczeniami pochodzącymi z atmosfery i powierzchni ziemi (Glińska-Lewczuk, 2005). Jednakże zdarzają się przypadki skażenia, zanieczyszczenia, a nawet zatrucia wód podziemnych. Określenie cech hydrochemicznych wody z obszarów źródłiskowych może być informacją służącą do rozpoznania jakości wód podziemnych. Zdaniem Mazurek i in. (2014) wody w niszach źródłiskowych, zasilanych przez wypływy wód podziemnych, w różnym stopniu odzwierciedlają skład chemiczny zasilających je wód podziemnych. Taka sytuacja może mieć miejsce, gdy występuje wiele rozproszonych wypływów wód podziemnych – źródła, wycieków i wysięków. Chemizm wody w cieku zasilanym przez wypływy wód podziemnych jest wówczas efektem mieszania się eksfiltrujących wód, o zróżnicowanych parametrach fizyczno-chemicznych (Ziułkiewicz, 2007). Jakatierynczuk-Rudczyk (2007) podaje, że ważną rolę w modyfikowaniu chemizmu wód w obrębie źródłisk odgrywa strefa przejściowa (hyporeiczna), stanowiąca

przeźren kontaktu wód powierzchniowych i wód podziemnych. W strefie tej znajduje się znaczna ilość materii organicznej, która ulegając mineralizacji wyczerpuje tlen. Zdaniem Małka i Krakowiana (2009) oraz Zielińskiego i in. (2017) skład chemiczny wód źródlanych determinowany jest rodzajem podłoża, gleby oraz szaty roślinnej. Badania Małka i in. (2010) pozwoliły wyodrębnić grupę źródeł znajdującą się na terenie drzewostanów świerkowych jako uboższą w jony Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+ , SO_4^{-2} , Cl i o niższej przewodności elektrolitycznej. Skład wód podziemnych kształtują także procesy mineralizacji substancji organicznej zachodzące najintensywniej w partiach stropowych torfowisk. Efektem mineralizacji substancji organicznej jest najczęściej wymywanie ze strefy przypowierzchniowej produktów utlenienia: głównie azotanów i siarczanów (Novák i in., 2005). Chemizm wód podziemnych wiąże się również z przemianami części mineralnych zawartych w torfach, a także z utlenianiem pirytu i wytrącaniem węglanu wapnia (Rydelek, 2013).

Celem pracy jest określenie chemizmu obszaru źródłiskowego pojeziernej rzeki Pasłęki, który dotąd nie był badany.

Materiał i metody

Rzeka Pasłęka zaliczana jest do makroregionu Pojezierze Mazurskie oraz mezoregionu Pojezierze Olsztyńskie. Jest to rzeka I rzędu, o długości 211 km, która uchodzi do Zalewu Wiślanego w miejscowości Nowa Pasłęka. Pasłęka to pojezierny ciek z układem zagłębień odpływowych (Bajkiewicz-Grabowska, 2002). Rzeka przepływa przez jeziora Pasłęk, Wymój, Sarąg, Łęguty i Isąg oraz przez sztucznie utworzony Zalew Pierzchalski. Długość górnego biegu rzeki od jej źródeł do ujścia z jeziora Isąg razem z odcinkami jeziornymi przez które płynie (8,8 km), wynosi 40,5 km. Rzeczywista długość górnego biegu Pasłęki z uwzględnieniem jej meandrowania daje łącznie 31,5 km. Rozwinięcie rzeki wynosi 1,3 (30,1%), a krętość 0,96. Spadek jednostkowy odcinka od źródeł rzeki do ujścia w jeziorze Isąg nie jest jednakowy w poszczególnych odcinkach profilu podłużnego. Spadek ten zawiera się w granicach 0,6‰ – 3,82‰ co daje średnią wartość na poziomie 1,7‰. Tego typu profil nazywany jest schodkowym – występowanie naprzemiennie odcinków z małym i dużym spadkiem (Bajkiewicz-Grabowska i Mioduszewski, 2009).

Źródła Pasłęki zlokalizowane są około 25 km na południowy zachód od Olsztyna, na terenie bagiennym, w sąsiedztwie miejscowości Gryźliny. Obszar źródłiskowy opisują następujące współrzędne geograficzne: 20°20'50,7" E oraz 53°36'12,26" N. Znajduje się on na wysokości 158 m n.p.m. Źródła Pasłęki mają charakter bifurkacji punktowej. Odpływ wody podziemnej z obszaru źródłiskowego odbywa się w dwóch kierunkach: na południowy wschód do Jeziora Plusznego i na północny zachód do jeziora Pasłęk (Grochowska, 2015) (rys. 1).



Rys. 1. Plan sytuacyjny źródeł Pastęki
(https://mapy.geoportal.gov.pl/imap/lmgp_2.html?gpmap=gp0)

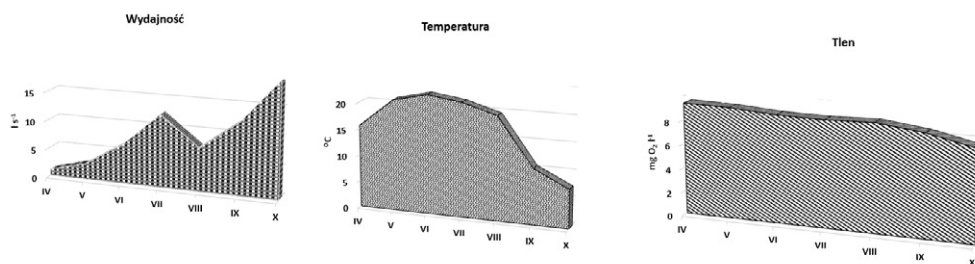
Pomiary terenowe i pobór próbek wody wykonano w okresie od kwietnia do października 2020 r. Pomiary wydajności źródeł wykonano przepływomierzem elektromagnetycznym z płaskim sensorem firmy Valeport. Próbki wody z obszaru źródliskowego pobrano za pomocą czepaka na jednym stanowisku pomiarowym usytuowanym w centralnym punkcie źródła do plastikowych butelek o pojemności 1 l (rys. 1). W terenie mierzono temperaturę wody i zawartość tlenu przy pomocy sondy optycznej proODO firmy YSI, jak również odczyn i przewodność elektrolityczną przy użyciu miernika wieloparametrycznego MultiLine F/SET-3 firmy WTW. Analizy chemiczne obejmowały następujące oznaczenia: azot azotanowy (V) (spektrofotometrycznie z kwasem fenolodisulfonowym, NANOCOLOR UV/VIS, MACHEREY – NAGEL, $\alpha - 437$ nm), azot amonowy (kolorymetrycznie, Merck SQ 118), azot ogólny (analyzer węgla i azotu TOC-TN firmy Hach), azot organiczny (różnica azotu ogólnego oraz azotu amonowego i azotanowego), fosfor fosforanowy (V) (spektrofotometrycznie

z molibdenianem amonowym i chlorkiem cyny (II), $\alpha - 690$ nm), NANOCOLOR UV/VIS, MACHEREY – NAGEL), fosfor organiczny (różnica fosforu ogólnego i fosforanowego (V)), fosfor ogólny (mineralizacja z kwasem siarkowym i nadsiarczanem amonowym, spektrofotometrycznie z molibdenianem amonowym i chlorkiem cyny (II), NANOCOLOR UV/VIS, firma MACHEREY – NAGEL, $\alpha - 690$ nm), alkaliczność (metoda miareczkowa 0,1 M kwasem solnym wobec oranżu metylowego), twardość ogólna (metoda miareczkowa z wersenianem disodowym wobec czerni eriochromowej), wapń (metoda miareczkowa z wersenianem disodowym wobec mureksydu), magnez (różnica twardości ogólnej i twardości wapniowej), żelazo i mangan (kolorymetrycznie, Merck SQ 118), chlorki metodą argentometryczną.

Wyniki i dyskusja

Wydajność jest jedną z najważniejszych charakterystyk źródeł. Ilość wypływającej wody jest wypadkową wielu czynników takich jak warunki hydrogeologiczne, położenie, typ wypływu, powierzchnia obszaru zasilania oraz ilość wody zgromadzonej w przestrzeniach skalnych i tempo jej uzupełniania (Moniewski, 2016). Pomiar wydajności źródeł Pastęki wykazywały jej zmienność sezonową. Najniższą wartość zanotowano wiosną – 1,07 l/s, a w kolejnych sezonach parametr ten sukcesywnie wzrastał do maksimum jesienią – 19,84 l/s. Według klasyfikacji Mainzera są to źródła stałe o V kategorii wydajności.

Temperatura wody w źródłach może być pośrednim wskaźnikiem warunków obiegu wody, świadcząc o głębokości i czasie krążenia wód (Szcucińska i Wasilewski, 2013). Stała termika lub małe wahania temperatury w ciągu roku mogą wskazywać na to, że zbiornik wody podziemnej zasilającej dane źródło jest bardzo pojemny. Ponadto, może odznaczać się na tyle długim czasem wymiany wód i może być na tyle dobrze izolowany, że pomimo sezonowych zmian temperatury doływających do zbiornika wód infiltracyjnych, termika odpływu reprezentuje warunki uśrednione dla dłuższego okresu. Z kolei gwałtowne zmiany termiki wód po opadach lub w czasie roztopów świadczą o szybkiej dostawie płytkich wód infiltracyjnych, co z reguły wiąże się z niewielką zasobnością zbiornika. Temperatura wód pobranych z obszaru źródłiskowego Pastęki wykazywała zmienność sezonową. Ciepłota wód uzależniona była przede wszystkim od temperatury powietrza, co może wskazywać na niewielką pojemność zbiornika wód podziemnych zasilających źródło. Najwyższą temperaturę zanotowano w sezonie letnim, najniższą zaś jesienią (rys. 2). Ponadto, tak jak podaje Buczyński i in. (2007) źródła o małej wydajności charakteryzują się wyższą temperaturą niż wypływy bardziej wydajne, jak też temperatura wydajniejszych źródeł nie wykazuje prostego związku ze średnią roczną temperaturą powietrza i wysokością nad poziomem morza.



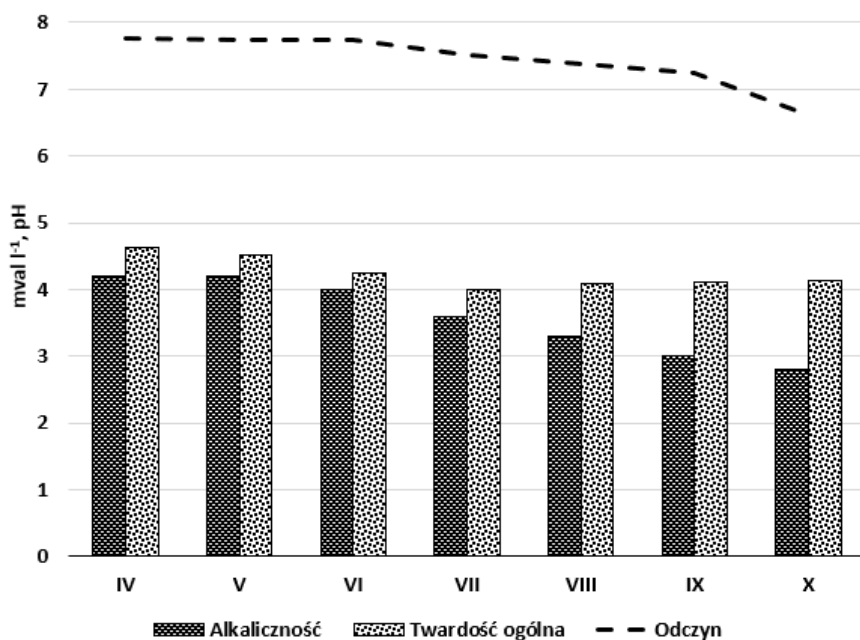
Rys. 2. Wydajność oraz układy termiczno-tlenowe obszaru źródłiskowego Pastęki

Warunki tlenowe są jednym z najważniejszych parametrów wody decydujących o warunkach środowiskowych. Natlenienie wód obszaru źródłiskowego Pastęki wykazywało zmienność sezonową. Podczas pierwszych badań wykonanych wiosną zanotowano zawartość tlenu na poziomie $9,4 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$, co odpowiadało 102,3% nasycenia przy temperaturze $17,4^\circ\text{C}$. Niewielkie przesylenie wody tlenem mogło być związane z procesami produkcyjnymi i wzmożoną fotosyntezą. Latem zawartość tlenu kształtowała się na poziomie $8,87 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ (92,1% nasycenia). W okresie jesiennym natlenienie wód było najniższe i wynosiło 62,6% – $7,6 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ (rys. 2). Taka sytuacja prawdopodobnie wynikała z przewagi procesów destrukcji materii organicznej nad jej produkcją i zahamowaniem rozwoju glonów przy spadku temperatury i nasłonecznienia.

Wody badanego obszaru źródłiskowego charakteryzowały się odczynem bliskim obojętnego. Najwyższą wartość odczynu – 7,76 pH zanotowano wiosną, najniższą zaś jesienią – 6,61 pH (rys. 3). Wody źródlane cechują się odczynem słabo zasadowym w przypadku, gdy znajdują się na obszarach zbudowanych ze skał węglanowych (Szostakiewicz-Hołownia, 2012). Obniżenie odczynu w okresie jesiennym mogło mieć związek ze wzmożoną dostawą substancji humusowych z terenów bagiennych otaczających źródła w czasie intensywnych opadów atmosferycznych. Przewodność elektrolityczna jest miarą ogólną rozpuszczonych w wodzie substancji mineralnych (Dojlido, 1995). Analizowane próbki wody w różnych okresach badań różniły się istotnie pod względem wartości wspomnianego wskaźnika. Wiosną konduktywność wód wynosiła $420 \mu\text{S cm}^{-1}$ w okresie letnim zaś $238 \mu\text{S cm}^{-1}$. Podobne wartości przewodności elektrolitycznej zanotowali Grochowska i in. (2018) w eutroficznym Jeziorze Czarnym, położonym wśród torfowisk.

Zasadowość badanych wód źródłanych zmieniała się w zakresie od $2,8 \text{ mval l}^{-1}$ do $4,2 \text{ mval l}^{-1}$ (rys. 3). Najwyższą wartość zaobserwowano w okresie wiosennym, najniższą zaś jesienią. Wody obszaru źródłiskowego Pastęki można zaliczyć do II grupy, a więc do wód średnio zbuforowanych (Olszewski i Paschalski, 1959). Wartości twardości ogólnej analizowanych próbek wody wahały się od $4,0 \text{ mval l}^{-1}$ do $4,64 \text{ mval l}^{-1}$ ($200,2\text{--}232,2 \text{ mg CaCO}_3 \text{ l}^{-1}$). Podczas okresu badawczego wartości te

różniły się nieznacznie, a najwyższą wartość zanotowano wiosną (rys. 3). Wody źródeł Pastęki można uznać za średnio twarde według klasyfikacji Dojlidy (1995). O twardości wody decydowała przede wszystkim zawartość wapnia, którego koncentracje wykazywały wahania sezonowe i zmieniały się w granicach od $62,8 \text{ mg Ca l}^{-1}$ w okresie letnim do $78,5 \text{ mg Ca l}^{-1}$ w okresie wiosennym (rys. 4). Drugim ważnym jonem był magnez ($8,0 \text{ mg Mg l}^{-1}$ – $9,6 \text{ mg Mg l}^{-1}$). Stosunek wapnia do magnezu zmieniał się w następujący sposób: 9,81:1, 8,61:1, 8,56:1, 6,54:1, 7,09:1, 7,73:1, 8,56:1, co świadczy o wyraźnej dominacji jonów wapniowych w wodzie i jego wpływie na wartości twardości ogólnej.

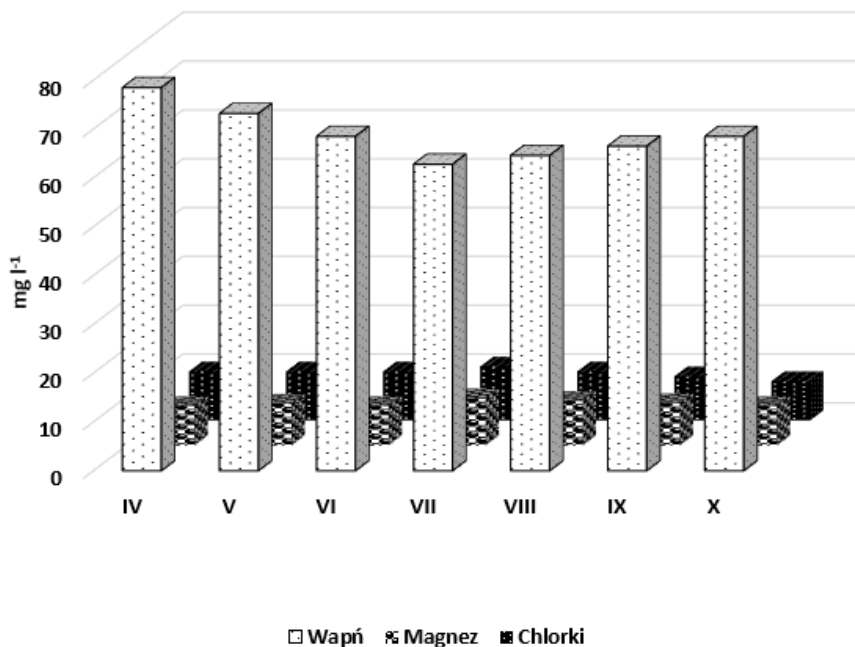


Rys. 3. Właściwości buforowe i odczyn wód obszaru źródłiskowego

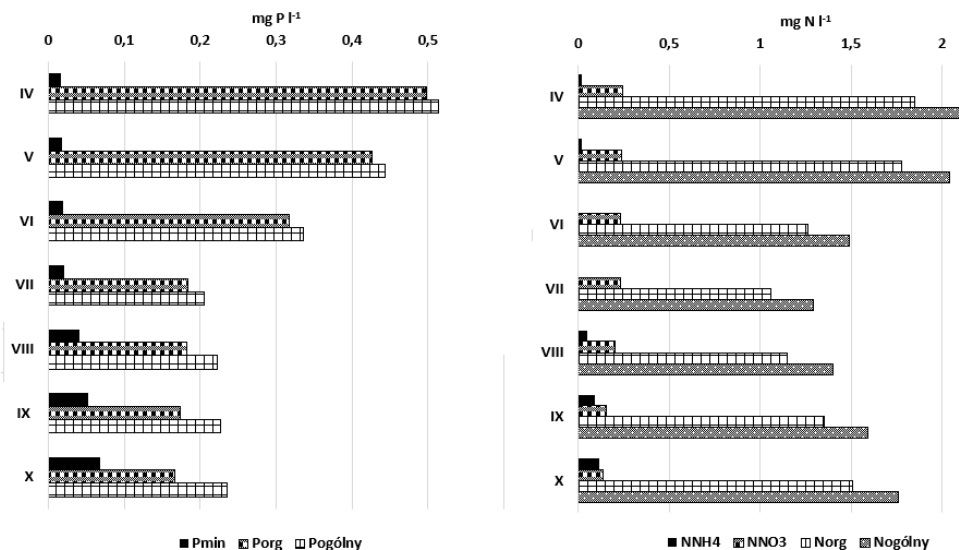
Chlorki zawarte w wodzie mogą pochodzić z gleby, ze źródeł naturalnych, ścieków przemysłowych i bytowo-gospodarczych, miejskich ścieków opadowych zawierających sól stosowaną do odśnieżania, a także z solanek. Geneza chlorków w wodach podziemnych jest różnorodna. Pewnych ilości chlorków mogą dostarczać opady atmosferyczne, niewielkie ilości dostają się do wód podziemnych z wietrzejących minerałów skał magmowych zawierających chlor, takich jak glinokrzemiany szeregów sodalitu i skapolitu oraz apatyty. Występują one jednak w nieznacznych ilościach, a procesy wietrzenia przebiegają powoli. Źródłem niewielkich ilości chlorków mogą być także ciekłe inkluzje w minerałach skał magmowych. Znaczne ilości jonów Cl mogą

natomiast pochodzić z łatwo rozpuszczalnych minerałów skał osadowych, głównie halitu (NaCl) (Wons, 2004). Do płytko występujących wód podziemnych chlorki dostają się często wraz z różnego typu zanieczyszczeniami. Podwyższona zawartość chlorów występuje we wszystkich ściekach przemysłowych i gospodarczych oraz niekiedy w odpadach stałych. Zawartość chlorków w wodzie przeznaczonej do picia nie powinna przekraczać 250 mg l^{-1} (Wons, 2004). Stężenia chlorków w badanych próbkach wody źródlanej mieściły się w granicy od $8,0 \text{ mg Cl l}^{-1}$ do $11,0 \text{ mg Cl l}^{-1}$ (rys. 4). Nie stwierdzono wyraźnej zmienności sezonowej. Najniższe stężenie chlorków zanotowano w okresie jesiennym, a najwyższe w okresie letnim. Biorąc pod uwagę wyniki Olszewskiego i Paschalskiego (1959) wody analizowanego obszaru źródłiskowego należy uznać za niezanieczyszczone.

Zawartość fosforu mineralnego w wodzie badanego źródła zmieniała się od $0,016 \text{ mg P l}^{-1}$ w okresie wiosennym do $0,068 \text{ mg P l}^{-1}$ jesienią (rys. 5). Ogólna zawartość fosforu zanotowana podczas analizy wody ze źródeł rzeki Pastęki wahała się w granicach od $0,205 \text{ mg P l}^{-1}$ do $0,514 \text{ mg P l}^{-1}$ (rys. 5). Badania wykazały, że w strukturze fosforu przeważała forma organiczna, co jest cechą wód zeutrofizowanych. Odnotowane koncentracje fosforu ogólnego są wysokie, typowe dla wód żywnych (Grochowska i in., 2013). Taka zawartość fosforu w wodzie i przewaga formy organicznej może być wynikiem bagnistego otoczenia obszaru źródłiskowego (Ścibor i in., 2015). Najwyższe stężenie azotu amonowego zaobserwowano w okresie jesiennym i wynosiło ono $0,113 \text{ mg N l}^{-1}$. Nie zanotowano jego obecności w pierwszych miesiącach sezonu letniego. W całym okresie badań zawartość azotu azotanowego w wodach obszaru źródłiskowego utrzymywała się na poziomie od $0,136 \text{ mg N l}^{-1}$ do $0,247 \text{ mg N l}^{-1}$. Koncentracje azotu ogólnego zmieniały się od $1,29$ do $2,12 \text{ mg N l}^{-1}$ (rys. 5). W strukturze azotu ogólnego wyraźnie dominowała forma organiczna, co jest cechą wód zeutrofizowanych.

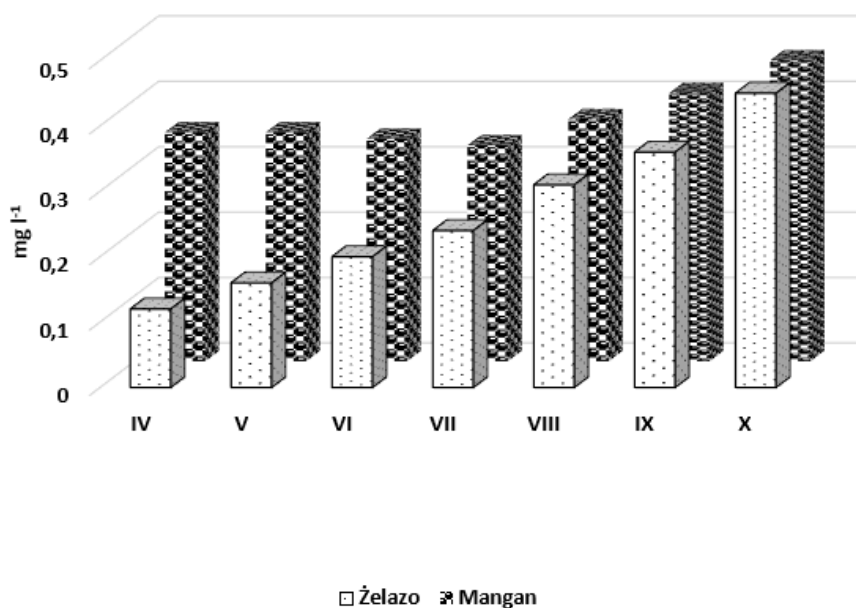


Rys. 4. Zmiany zawartości wapnia, magnezu oraz chlorków w wodach obszaru źródliskowego



Rys. 5. Zmiany zawartości związków fosforu i azotu w wodach obszaru źródliskowego

Wody podziemne często zawierają stężenia substancji mineralnych i organicznych przekraczające normę dla wód do picia i na potrzeby gospodarcze, dotyczy to w szczególności związków żelaza i magnezu. Metale ciężkie oraz żelazo i mangan są to pierwiastki naturalnie występujące w środowisku. Wzrost stężenia tych pierwiastków może być spowodowany czynnikami geologicznymi oraz antropogenicznymi (Siepak i in., 2007). Najwyższe przekroczenia zawartości żelaza i manganu notuje się w wodach podziemnych na terenach rolniczych (Pawęska i in., 2016). Pierwiastki te są również odpowiedzialne za smak i kolor wody. W wodach źródeł rzeki Pasłęki żelazo występowało w dość niskich stężeniach. Wartości te wahały się od 0,12 mg Fe l⁻¹ do 0,45 mg Fe l⁻¹ (rys. 6). Występowanie żelaza wykazywało zmienność sezonową, która polegała na stałym wzroście ilości od wiosny do jesieni. Podczas całego okresu badań koncentracje manganu różniły się nieznacznie i zawierały się w zakresie od 0,33 mg Mn l⁻¹ w okresie letnim do 0,46 mg Mn l⁻¹ w okresie jesiennym (rys. 6).



Rys. 6. Zmiany zawartości żelaza i manganu w wodach obszaru źródłiskowego

Wnioski

1. Źródła rzeki Pasłęki są terenem bifurkującym.
2. Wydajność źródeł Pasłęki wykazywała zmienność sezonową. Według klasyfikacji Mainzera są to źródła stałe o V kategorii wydajności.
3. Temperatura i natlenienie wód pobranych z obszaru źródłiskowego Pasłęki wykazywały zmienność sezonową.
4. Wody badanego obszaru źródłiskowego charakteryzowały się odczynem bliskim obojętnego. Wartości przewodności elektrolitycznej badanej wody wskazują na jej eutroficzny charakter. Stężenia chlorków w badanych próbkach pozwalają uznać wodę obszaru źródłiskowego za niezanieczyszczoną.
5. Odnotowane wartości zasadowości ogólnej wody obszaru źródłiskowego pozwalają zakwalifikować ją do II grupy, a więc do wód średnio zbuforowanych.
6. Wody źródeł Pasłęki można uznać za średnio twarde. O twardości ogólnej decydowała zawartość w wodzie jonów wapniowych.
7. Ogólna zawartość fosforu i azotu w wodzie świadczy o jej eutroficznym charakterze, na co wskazuje także przewaga form organicznych w strukturze obu biogenów.

Literatura

- Bajkiewicz-Grabowska E. 2002. Obieg materii w systemach rzeczno-jeziornych. Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego. Warszawa.
- Bajkiewicz-Grabowska E., Magnuszewski A. 2009. Przewodnik do ćwiczeń z hydrologii. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Błaszkiwicz M. 2007. Geneza i ewolucja mis jeziornych na młodoglacjalnym obszarze Polski – wybrane problemy. *Studia Limnologica et Telmatologica*. 1(1): 5–16.
- Buczyński S., Olichwer T., Staśko S., Tarka R., 2007. Zawodnienia formacji fliszowej Karpat w oparciu o wyniki badań źródeł Beskidu Krynickiego w rejonie Tylicza. *Współczesne Problemy Hydrogeologii XIII*. Wydawnictwo Akademii Górniczo-Hutnicza. Krynica: 403–409.
- Dojlido J.R. 1995. *Chemia wód powierzchniowych*. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok.
- Glińska-Lewczuk K. 2005. Problematyka ochrony obszarów źródłiskowych na obszarach wiejskich Pojezierza Mazurskiego. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 503: 81–90.
- Grochowska J. 2015. Obieg wybranych makropierwiastków i związków biogenych w systemie rzeczno-jeziornym na przykładzie górnej Pasłęki. Wydawnictwo Komitetu Inżynierii Środowiska PAN. Lublin.
- Grochowska J., Płachta A., Łopata M., Gołaś I., Augustyniak R., Tandyrak R., Parszuto K., Tur M. 2018. Preliminary characteristics of the water chemistry of Lake Czarne located in catchment of Drwęca River. *Environmental Problems*. 3 (3): 173–178.

- Grochowska J., Brzozowska R., Łopata M. 2013. Durability of changes in phosphorus compounds in water of an urban lake after application of two reclamation methods. *Water Science and Technology*. 68.1: 234–239.
- Jakatierynczuk-Rudczyk E. 2007. Strefa hyporeiczna, jej funkcjonowanie i znaczenie. *Kosmos-Problemy Nauk Biologicznych*, 56 (1–2): 181–196.
- Jokiel P., 1997. Źródła, ich rola w środowisku i znaczenie w gospodarce wodnej. *Acta Universitatis Lodzianensis. Folia Geographica Physica*. 2: 5–7.
- Jończak J. 2010. Chemizm wód zasilających Jarostawiankę (Zlewnia Wieprzy). *Słupskie Prace Geograficzne*. 7: 83–102.
- Kostrzewski A., Zwoliński Z., Andrzejewski L., Florek W., Mazurek M., Niewiarowski W., Podgórski Z., Rachlewicz G., Smolska E., Stach A., Szmańda J., Szpakowski J. 2008. Współczesny morfosystem strefy młodoglacjalnej. *Landform Analysis*. 7: 7–11.
- Krzywicki T. 2005. Dzieje krajobrazu. *Przyroda i krajobraz*. 2: 1–3.
- Małek S., Astel A., Krakowian K., Opałacz J. 2010. Ocena jakości wód źródlanych w rejonie Skrzycznego i Baraniej Góry. *Sylwan*. 154 (7): 499–505.
- Małek S., Krakowian K. 2009. Analiza przydatności do picia wód źródeł Zimnika i Czarnej w Beskidzie Śląskim. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*. 38: 245–253.
- Mazurek M., Kruszyk R., Szpikowska G. 2014. Transformacja składu chemicznego wód podziemnych w niszach źródłiskowych na obszarach młodoglacjalnych (Dorzecze Parsęty). *Monografia Komitetu Gospodarki Wodnej PAN*, 20: 355–369.
- Moniewski P. 2016. Zmienność wydajności wybranych źródeł Polski i środkowej Europy w latach 2003–2014. *Annales – Polonia, Sectio B*. 71 (1): 29–44. *Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Lublin*.
- Novák M., Adamova M., Wieder R.K., Bottrell S.H. 2005. Sulfur mobility in peat. *Applied Geochemistry*. 20 (4): 673–681.
- Olszewski P., Paschalski J. 1959. Wstępna charakterystyka limnologiczna niektórych jezior Pojezierza Mazurskiego. *Zeszyty Naukowe Wyższej Szkoły Rolniczej. Olsztyn*. 4: 1–109.
- Pawęska K., Malczewska B., Bawiec A., Bauerek A. 2016. The content of iron and manganese and some heavy metals in wells on the example of water from the wells of Gorzyce Community. *Inżynieria Ekologiczna*. 49: 131–135.
- Siepak M., Frankowski M., Ziota A., Przybyłek J. 2007. Metale ciężkie oraz żelazo i mangan w wodach podziemnych piętra neogeńskiego miasta Poznania. *Współczesne Problemy Hydrogeologii*. 13 (3): 879–888.
- Szczucińska A.M., Wasilewski H. 2013. Seasonal water temperature variability of springs from porous sediments in Gryżynka Valley, Western Poland. *Quaestiones Geographicae*. 32 (3): 111–117.
- Szostakiewicz-Hołownia M. 2012. Chemizm wód źródlanych zlewni Potoku Macelowego w Pieninach. *Pieniny-Przyroda i Człowiek* 12: 33–41.
- Ścibor K., Rydelek P., Stępień M. 2015. Wpływ wybranych torfowisk na kształtowanie składu chemicznego płytkich wód podziemnych Drawieńskiego Parku Narodowego. *Przegląd Geograficzny*. 63(10/2): 1099–1104.

- Wiśnios M., Kanownik W., Bogdał A. 2015. Hydrochemistry of springs in the Ojców National Park. *Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circumiectus*. 14(3): 205–217.
- Wons M. 2010. Chlorides as a source of ecological threats to groundwaters appropriated for drinking. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*. 55(4): 178–180.
- Zieliński P., Kołakowska A., Jusik Sz., Jakatirynczuk-Rudczyk E. 2017. Roślinność naczyniowa wybranych źródlisk Parku Krajobrazowego Puszczy Knyszyńskiej. Materiały Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej „Źródła Polski ostoja geo- i bioróżnorodności”, Białystok-Supraśl, 18–20 września 2017.
- Ziułkiewicz M. 2007. Zróżnicowanie hydrochemiczne wód podziemnych w niszy źródłiskowej. Źródła Polski. Wybrane problemy krenologiczne. Wydział Nauk Geograficznych Uniwersytetu Łódzkiego. 225–235.

Hanna Hajdukiewicz

Instytut Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk, al. Mickiewicza 33, 31-120 Kraków

Rozwój lasów nadrzecznych na tle transformacji koryt rzek karpackich w XX wieku

Wstęp

W drugiej połowie XIX wieku dna dolin rzek polskich Karpat cechował brak lub jedynie sporadyczne występowanie nadrzeczного lasu (Wyźga i in., 2012). W XX wieku nastąpił znaczny wzrost lesistości polskich Karpat, a jednocześnie wzdłuż większych rzek rozwinął się las nadrzeczny i w rezultacie współcześnie lasy nadrzeczne są istotnym elementem krajobrazu dolin rzecznych w Karpatach. W XX wieku doszło również do istotnych zmian morfologii koryt rzek karpackich, głównie w wyniku ich regulacji oraz nadmiernej eksploatacji żwiru (Hajdukiewicz i in., 2019). Uwarunkowania, rozmieszczenie i dynamika wielkoskalowych zmian lesistości w polskich Karpatach są już dobrze rozpoznane (Kozak i in., 2007; Munteanu i in., 2014), brak natomiast rozpoznania przyczyn i przebiegu rozwoju nadrzecznych lasów w dolinach rzek karpackich.

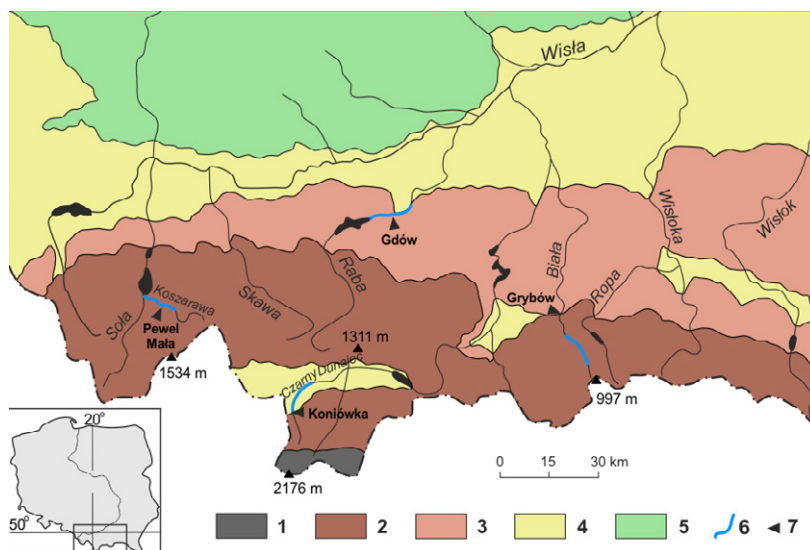
Obecność zbiorowisk leśnych na brzegach oraz w obrębie rzek górskich podnosi walory środowiskowe korytarzy rzecznych (Kondolf i in., 2007). W ostatnich dwudziestu latach w dolinach rzek karpackich wyznaczono szereg obszarów chronionych Natura 2000 w celu ochrony bioróżnorodności zalesionych korytarzy rzecznych (poprzez ochronę ich wybranych gatunków i siedlisk), które jeszcze 100 lat wcześniej nie były zalesione.

Rozpoznanie wpływu obecności nadrzeczного lasu na funkcjonowanie rzek górskich ma kluczowe znaczenie dla poprawy zarządzania rzekami, które powinno uwzględniać zarówno korzystne, jak i ewentualne niekorzystne skutki występowania zbiorowisk leśnych w korytarzach rzek.

Celem artykułu jest przedstawienie zmian geometrii planarnej rzek karpackich w ciągu XX wieku, określenie przyczyn i przebiegu rozwoju nadrzeczного lasu w dolinach rzek na tle zmian morfologii ich koryt oraz określenie skutków jego obecności dla ekosystemów rzecznych i zarządzania rzekami.

Obszar badań

Ekspansję nadrzecznego lasu w XX wieku zilustrowano na przykładzie czterech rzek odwadniających różne części polskich Karpat: dolnego odcinka Koszarawy, środkowego odcinka Czarnego Dunajca, górnego biegu Białej Tarnowskiej oraz środkowego biegu Raby. Czarny Dunajec odwadnia Karpaty Wewnętrzne, mając źródła w wysokogórskim masywie Tatr (z najwyższym punktem w zlewni położonym na wysokości 2176 m n.p.m.), a następnie płynie na długości 38 km na przedpolu Tatr (rys. 1). Średnie roczne sumy opadów wynoszą od 1200 do 1700 mm w wysokogórskiej części zlewni i od 800 do 900 mm w jej części położonej na przedpolu Tatr (Niedźwiedz i Obrębska-Starkłowa, 1991). Odcinek badawczy o długości 12,1 km wyznaczono w obrębie Kotliny Orawsko-Nowotarskiej (rys. 1). Pomimo wysokich sum opadów w Tatrach, Czarny Dunajec charakteryzuje się stosunkowo niską zmiennością przepływów, z najniższym (453) spośród badanych rzek współczynnikiem nieregularności przepływów (ilorazem najwyższego i najniższego zanotowanego przepływu) w postęrnku wodowskazowym Koniówka zlokalizowanym na początku badanego odcinka rzeki (rys. 1). Jest to wynikiem stosunkowo dużej retencji wody związanej z głęboką cyrkulacją wód krasowych oraz infiltracją wody w grube pokrywy stokowe i gliny lodowcowe w Tatrach (Kundzewicz i in., 2014). Jednak stosunkowo duży spadek koryta oraz niekohezyjny charakter osadów tworzących równinę aluwialną powoduje, że rzeka w nieuregulowanych odcinkach tworzy koryto wielonurtowe.



Rys. 1. Lokalizacja badanych odcinków Czarnego Dunajca, Koszarawy, Białej Tarnowskiej i Raby. 1 – góry wysokie; 2 – góry średnie i niskie; 3 – pogórza; 4 – kotliny śródgórskie i przedgórskie; 5 – wyżyny; 6 – analizowane odcinki rzek; 7 – posterunki wodowskazowe

Pozostałe analizowane rzeki — Koszarawa, Biała Tarnowska i Raba – odwadniają Zewnętrzne Karpaty Zachodnie, przecinając fliszowe kompleksy piaskowcowo-tupkowe. Dna ich koryt są wyścielone głównie piaskowcowymi żwirami. Zlewnia Koszarawy o maksymalnej wysokości 1534 m n.p.m. jest położona w zachodniej części polskich Karpat (rys. 1). Napływ oceanicznych mas powietrza z zachodu i północnego zachodu przynosi tu stosunkowo duże opady, dlatego średnie roczne sumy opadów w zlewni wynoszą od 900 do > 1300 mm (Niedźwiedź i Obrębska-Starkłowa, 1991). Źródła Koszarawy znajdują się na wysokości ok. 1000 m n.p.m. W posterunku wodowskazowym Pewel Mała (rys. 1) współczynnik nieregularności przepływów wynosi 1400, co wskazuje na umiarkowaną zmienność odpływu ze zlewni. Reżim hydrologiczny rzeki, stosunkowo duży spadek koryta oraz dostawa gruboziarnistego materiału z podcinanych zboczy doliny (Owczarek, 2007) warunkują formowanie się wielonurtowego lub krętego koryta w odcinkach rzeki nieskrępowanych zabudową regulacyjną. Rozwój lasu w korytarzu rzeczonym badano w dolnym biegu Koszarawy w odcinku o długości 10,6 km (rys. 1).

Biała Tarnowska odwadnia wschodnią część Zewnętrznych Karpat Zachodnich, a górna część jej zlewni, z najwyższym punktem o wysokości 997 m n.p.m. (rys. 1), charakteryzuje się rzeźbą gór niskich. Średnie roczne sumy opadów w tej części zlewni wynoszą od 800 do 950 mm (Niedźwiedź i Obrębska-Starkłowa, 1991). W posterunku wodowskazowym Grybów rejestrującym odpływ z górnej części zlewni (rys. 1) współczynnik nieregularności przepływów wynosi 7500, co świadczy o braku większych zbiorników wód podziemnych w tym obszarze. Duża zmienność przepływów i dostawa gruboziarnistego materiału piaskowcowego do rzeki sprzyjają kształtowaniu się wielonurtowego koryta w jej górnym biegu (Wyźga i in., 2016). Rozwój nadrzecznych lasów analizowano w odcinku o długości 9,1 km położonym stosunkowo blisko źródeł rzeki (rys. 1), który cechuje się największym spadkiem koryta i największym przyrostem powierzchni zlewni spośród czterech badanych odcinków rzek. W połowie XX wieku, po wysiedleniu ludności łemkowskiej z Beskidu Niskiego, ziemie rdzennych mieszkańców w dnach dolin, w tym także w badanym odcinku Białej Tarnowskiej, zostały upaństwowione (Lach i Wyźga, 2002).

Badany odcinek Raby o długości 16,6 km jest usytuowany w jej środkowym, pogórskim biegu (rys. 1). Źródła rzeki znajdują się na wysokości 780 m n.p.m., a najwyższy punkt zlewni ma wysokość 1311 m n.p.m. Średnie roczne sumy opadów w górskiej części zlewni wynoszą od 900 do 1200 mm, a w części pogórskiej od 750 do 900 mm (Niedźwiedź i Obrębska-Starkłowa, 1991). W posterunku wodowskazowym Gdów w połowie badanego odcinka rzeki (rys. 1) współczynnik nieregularności przepływów wynosi 2000. Stosunkowo duża zmienność odpływu jest wynikiem małej retencji wody we fliszowym podłożu i wysokich opadów generowanych z oceanicznych mas powietrza na stokach z przewagą ekspozycji północno-zachodniej (Wyźga, 1991). W dwóch

ostatnich stuleciach w wyniku zmian intensywności rolniczego i pasterskiego gospodarowania w zlewni następowały zmiany układu koryta w badanym odcinku rzeki: koryta jednonurtowego na wielonurtowe w XIX wieku i z powrotem do morfologii jednonurtowej w XX wieku (Wyźga, 1993; Wyźga i in., 2016).

Metody badań

W analizach wykorzystano następujące materiały kartograficzne i fotogrametryczne: mapy III zdjęcia topograficznego Monarchii Austro-Węgierskiej (Spezialkarte der österreichisch-ungarischen Monarchie) w skali 1:25000 z lat 70. XIX wieku, ortofotomapy utworzone z archiwalnych zdjęć lotniczych wykonanych około połowy XX wieku w skali od 1:10000 do 1:24000 (Czarny Dunajec – 1954, Raba – 1955, Koszarawa – 1958, Biała – 1967) oraz ortofotomapy z 2009 roku w skali 1:10000 udostępnione przez Główny Urząd Geodezji i Kartografii. Zeskanowanym mapom austriackim nadano georeferencje w układzie współrzędnych PL-1992 metodą rektyfikacji w punktach kontrolnych. Średni błąd położenia punktu na mapie (błąd RMS) dla poszczególnych arkuszy III zdjęcia topograficznego mieścił się w przedziale 5–10 m. Błąd RMS ortorektyfikacji archiwalnych zdjęć lotniczych wynosił od 0,5 do 1,3 m, a błąd RMS ortofotomap z 2009 roku 0,25 m. Rozmiar piksela ortofotomap utworzonych ze zdjęć lotniczych z połowy XX wieku wynosił 0,5 m, a ortofotomap z 2009 roku 0,25 m. Materiały źródłowe przeanalizowano metodami GIS w celu określenia czasowych zmian udziału lasów i innych kategorii pokrycia terenu w korytarzach czterech rzek. Analizy koncentrowały się na zmianach względnego udziału poszczególnych kategorii pokrycia terenu w całkowitej powierzchni korytarzy rzecznych, co pozwoliło na porównanie zmian tych kategorii pomiędzy badanymi rzekami. Granice obszaru zalewowego i strefy aktywnej rzeki wyznaczono na mapach archiwalnych i ortofotomapach oraz zdigitalizowano za pomocą oprogramowania ArcGIS. Następnie w obrębie strefy aktywnej badanych rzek wyróżniono i zdigitalizowano kępy. Obszar zalewowy podzielono na las nadrzeczny, tereny niezalesione (łąki i pastwiska, grunty orne i nieużytki) oraz tereny zabudowane. Oprócz tych kategorii/podkategorii, lasy nadrzeczne i kępy zgrupowano w oddzielną kategorię obejmującą obszary leśne w korytarzach rzecznych. Odcinki badawcze analizowanych rzek podzielono na segmenty o długości 100 m, w których wydzielono poligony wyznaczające zasięg poszczególnych kategorii pokrycia terenu. Dla każdego odcinka obliczono łączną powierzchnię korytarza rzecznego, obszar równi zalewowej i strefy aktywnej rzeki, a także powierzchnie kęp, lasów nadrzecznych, terenów niezalesionych, terenów zabudowanych oraz łącznie lasów nadrzecznych i kęp. Następnie obliczono procentowy udział poszczególnych kategorii pokrycia terenu w łącznej powierzchni korytarza każdej rzeki, otrzymując średnie proporcje tych kategorii w poszczególnych analizowanych okresach dla badanych

odcinków czterech rzek. Statystyczną istotność różnic udziału poszczególnych kategorii pokrycia terenu w całkowitej powierzchni korytarza rzecznoego pomiędzy trzema datami określono za pomocą nieparametrycznego testu Friedmana (tab. 1).

Wyniki

Zmiany geometrii planarnej rzek

Od drugiej połowy XIX wieku do pierwszego dziesięciolecia obecnego stulecia wszystkie analizowane rzeki uległy znacznemu zwężeniu (test Friedmana, $p < 0,00001$), ale różniły się one intensywnością i czasem wystąpienia tego procesu (tab. 1, rys. 2). Szerokość Czarnego Dunajca odwadniającego Karpaty Wewnętrzne zmniejszyła się o 3/4, a stopień zwężenia rzeki w obu analizowanych okresach był podobny (tab. 1, rys. 2). Do połowy XX wieku szerokość Czarnego Dunajca zmalała średnio z 42,7% do 22,6% szerokości korytarza rzecznoego, w końcu tego okresu zajmując maksymalnie 60,7% szerokości korytarza. W ciągu tego okresu rzeka zachowała wielonurtowy układ koryta, a średni udział kęp w powierzchni korytarza rzecznoego zwiększył się dwukrotnie.

Pomiędzy połową XX wieku a 2009 rokiem szerokość Czarnego Dunajca zmniejszyła się średnio do 10,6% szerokości korytarza rzecznoego, w 2009 roku zajmując maksymalnie 34,8% szerokości korytarza (rys. 2). W ciągu tego okresu zmiany geometrii planarnej rzeki przebiegały jednak odmiennie w górnej i dolnej części badanego odcinka. W górnej części rzeka została całkowicie uregulowana, a w rezultacie średnia liczba koryt małej wody zmalała z 2,1 do 1,3, kępy zostały całkowicie wyeliminowane z rzeki, a jej szerokość uległa zmniejszeniu do 7% szerokości korytarza rzecznoego. W dolnej części odcinka rzeka pozostała nieuregulowana i w 2009 roku średnia liczba koryt małej wody wynosiła tam 3,3, a średnia szerokość rzeki stanowiła 17,6% szerokości korytarza rzecznoego. W tej części odcinka kępy zajmowały w 2009 roku 4,6% powierzchni korytarza rzecznoego, a ich udział w powierzchni rzeki wzrósł do 26%, co wskazuje na rozwój koryta wielonurtowego z udziałem kęp.

Tabela 1. Zmiany udziału kategorii pokrycia terenu w całkowitej powierzchni korytarza rzeczno-ego w badanych odcinkach Czarnego Dunajca, Koszarawy, Białej Tarnowskiej i Raby od lat 70. XIX wieku do 2009 roku. Przedstawione liczby reprezentują średnie wartości pokrycia terenu w 100-metrowych segmentach korytarzy rzecznych. Pokazano także statystyczną istotność różnic pomiędzy analizowanymi datami określoną testem Friedmana

Kategorie pokrycia terenu	Procent powierzchni korytarza rzeczno-ego			Poziom istotności
	lata 70. XIX wieku	połowa XX wieku	2009 rok	
<i>Czarny Dunajec</i>				
Strefa aktywna rzeki	42,7	22,6	10,6	$p < 0,00001$
Kępy	2,4	4,8	1,5	$p < 0,00001$
Obszar zalewowy	57,3	77,4	89,4	$p < 0,00001$
Las nadrzeczny	0,0	12,1	28,5	$p < 0,00001$
Tereny niezalesione *	55,4	62,7	50,4	$p < 0,00001$
Tereny zurbanizowane	1,9	2,6	10,5	$p < 0,00001$
<i>Koszarawa</i>				
Strefa aktywna rzeki	28,1	28,8	18,2	$p < 0,00001$
Kępy	0,4	2,0	1,7	$p = 0,003$
Obszar zalewowy	71,9	71,2	81,8	$p < 0,00001$
Las nadrzeczny	7,5	28,8	46,5	$p < 0,00001$
Tereny niezalesione *	64,0	39,2	28,6	$p < 0,00001$
Tereny zurbanizowane	0,4	3,4	6,7	$p < 0,00001$
<i>Biała Tarnowska</i>				
Strefa aktywna rzeki	57,8	19,9	16,3	$p < 0,00001$
Kępy	0,0	0,6	1,0	$p < 0,00001$
Obszar zalewowy	42,2	80,1	83,7	$p < 0,00001$
Las nadrzeczny	2,4	27,6	45,3	$p < 0,00001$
Tereny niezalesione *	36,8	51,4	36,0	$p = 0,0001$
Tereny zurbanizowane	3,0	1,1	2,4	$p = 0,0003$

Tabela 1. Zmiany udziału kategorii pokrycia terenu w całkowitej powierzchni... (cd.)

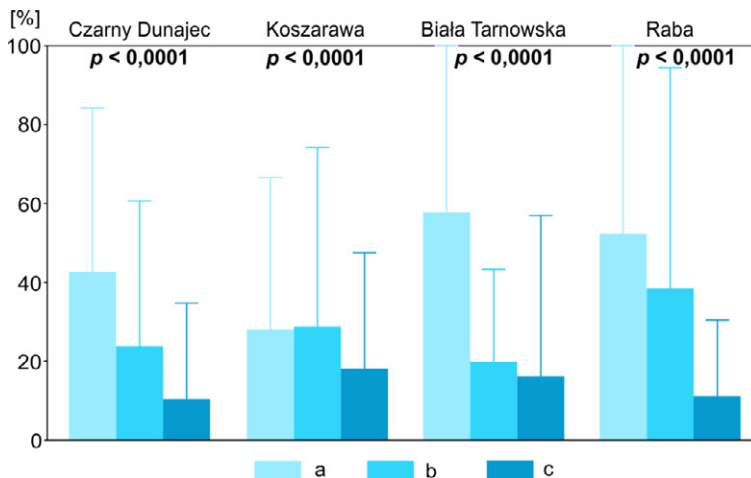
Kategorie pokrycia terenu	Procent powierzchni korytarza rzecznego			Poziom istotności
	lata 70. XIX wieku	połowa XX wieku	2009 rok	
<i>Raba</i>				
Strefa aktywna rzeki	52,2	38,5	11,2	$p < 0,00001$
Kępy	0,0	2,5	0,0	$p < 0,00001$
Obszar zalewowy	47,8	61,5	88,8	$p < 0,00001$
Las nadrzeczny	5,5	34,1	45,9	$p < 0,00001$
Tereny niezalesione *	41,9	26,9	40,1	$p < 0,00001$
Tereny zurbanizowane	0,4	0,5	2,8	$p < 0,00001$

* Kategoria „tereny niezalesione” obejmuje grunty orne, łąki i pastwiska oraz nieużytki.

W 2009 roku szerokość Koszarawy odwadniającej zachodnią część polskich Karpat była o 1/3 mniejsza niż w drugiej połowie XIX wieku, ale zwężenie rzeki miało miejsce w drugiej połowie XX wieku (tab. 1, rys. 2). W latach 70. XIX wieku szerokość rzeki stanowiła średnio 28,1% szerokości jej korytarza i do połowy XX zmieniła się nieznacznie do 28,8%, natomiast maksymalna szerokość zwiększyła się z 66,5% do 74,1% szerokości korytarza (rys. 2). Pomimo braku zmiany średniej szerokości rzeki, średnia liczba koryt małej wody zwiększyła się z 1,4 w latach 70. XIX wieku do 1,75 w połowie XX wieku, natomiast udział kęp w całkowitej powierzchni korytarza rzecznego nie uległ istotnej zmianie.

W ostatnich 60 latach średnia szerokość Koszarawy zmniejszyła się do 18,2%, a maksymalna do 47,5% szerokości korytarza rzecznego (tab. 1, rys. 2). W tym okresie średnia liczba koryt małej wody zmalała do 1,4, a udział kęp w całkowitej powierzchni korytarza zmienił się nieznacznie.

Od lat 70. XIX wieku koryto Białej Tarnowskiej odwadniającej wschodnią część polskich Karpat uległo zwężeniu o niemal 3/4 pierwotnej szerokości, lecz większość tych zmian nastąpiła w pierwszej części tego okresu (tab. 1, rys. 2). Pomiedzy latami 70. XIX wieku a połową XX wieku średnia szerokość rzeki zmniejszyła się z 57,8% do 19,9% szerokości jej korytarza, a szerokość maksymalna ze 100% do 43,3% (rys. 2). Średnia liczba koryt małej wody zmalała w tym czasie z 2,1 do 1,5, natomiast udział kęp w całkowitej powierzchni korytarza nie zmienił się istotnie.



Rys. 2. Średni i maksymalny udział strefy aktywnej rzeki w całkowitej powierzchni korytarza rzecznej w badanych odcinkach Czarnego Dunajca, Koszarawy, Białej Tarnowskiej i Raby w latach 70. XIX wieku (a), w połowie XX wieku (b) oraz w 2009 roku (c)

Pomiędzy połową XX wieku a 2009 rokiem średnia szerokość Białej zmniejszyła się z 19,9% do 16,3% szerokości korytarza rzecznej (tab. 1). W tym okresie zaznaczył się jednak wzrost maksymalnej szerokości rzeki do 57% szerokości korytarza (rys. 2) oraz wzrost średniej liczby koryt małej wody do 1,8. Udział kęp w całkowitej powierzchni korytarza nie uległ istotnej zmianie; należy jednak zaznaczyć, że przy znacznym spadku szerokości rzeki udział kęp w obrębie jej strefy aktywnej wzrósł w ciągu 130 lat do 6,1%.

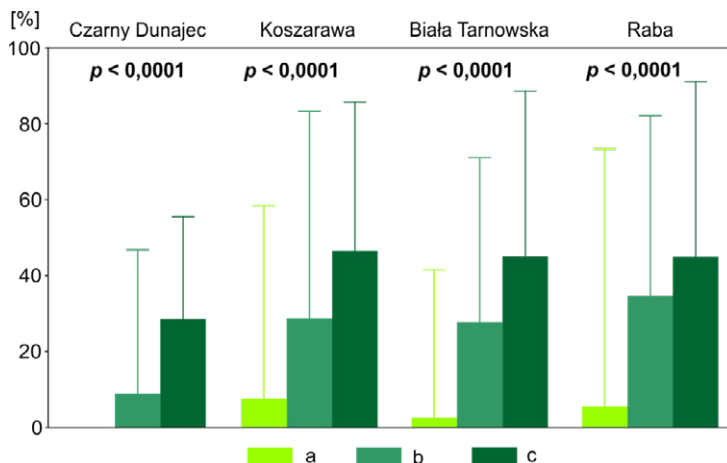
Od drugiej połowy XIX wieku szerokość koryta Raby w odcinku pogórskim zmalała o ponad 3/4, przy czym większa część tego zwężenia miała miejsce w drugiej połowie XX wieku (tab.1, rys. 2). Od lat 70. XIX wieku do połowy XX wieku średnia szerokość Raby zmniejszyła się z 52,2% do 38,5% szerokości jej korytarza, natomiast szerokość maksymalna zmieniła się nieznacznie ze 100% do 94,2% (rys. 2). W drugiej połowie XIX wieku rzeka płynęła prostym lub wielonurtowym korytem o średniej liczbie koryt małej wody 1,45 i współczynniku krętości równym 1,10. W połowie XX wieku średnia liczba koryt małej wody była taka sama, ale rzeka płynęła krętym korytem o współczynniku krętości 1,29. W tym pierwszym analizowanym okresie udział kęp w całkowitej powierzchni korytarza Raby zwiększył się z 0% do 2,5%.

W drugiej połowie XX wieku średnia szerokość Raby znacznie zmalała do 11,2% (tab. 1, rys. 2), a szerokość maksymalna do 30,5% szerokości jej korytarza (rys. 2). Jednocześnie kręte koryto zostało zastąpione korytem prostym o współczynniku krętości 1,03, a kępy zostały całkowicie wyeliminowane.

Zmiany pokrycia terenu w obszarze zalewowym

Zmiany udziału obszarów zalewowych w całkowitej powierzchni korytarza analizowanych rzek były odwrotne do zmian udziału strefy aktywnej rzek. Pomiedzy drugą połową XIX wieku a pierwszym dziesięcioleciem obecnego stulecia obszar zalewowy tych rzek znacznie się poszerzył (test Friedmana, $p < 0,00001$), ale poszczególne rzeki różniły się czasem i stopniem poszerzenia ich obszarów zalewowych (tab. 1, rys. 3).

W Czarnym Dunajcu udział obszaru zalewowego w całkowitej powierzchni korytarza rzecznego wzrósł z 57,3% w latach 70. XIX wieku do 77,4% w połowie XX wieku i do 89,4% w 2009 roku (tab. 1). W drugiej połowie XIX wieku brzegi rzeki były całkowicie wylesione, ale w połowie XX wieku las nadrzeczny porastał już 12,1% powierzchni korytarza rzecznego (tab. 1, rys. 3). Udział terenów niezalesionych zwiększył się z 55,4% do 62,7% powierzchni korytarza, a powierzchnia terenów zabudowanych wzrosła nieznacznie (tab. 1). W drugim okresie udział terenów niezalesionych zmalał do 50,4%, udział terenów zurbanizowanych znacznie wzrósł do 10,5% powierzchni korytarza (tab. 1), natomiast obszar nadrzeczного lasu zwiększył się dwu i półkrotnie do 28,5% powierzchni korytarza (ryc. 3). Proces ekspansji nadrzeczного lasu przebiegał jednak odmiennie w górnej i dolnej części badanego odcinka. W górnej części, w której koryto rzeki zostało uregulowane w drugiej połowie XX wieku, udział powierzchni korytarza rzecznego porośniętej lasem nadrzecznym wzrósł do 7,5% w połowie XX wieku i do 27% w 2009 roku. W dolnej części, gdzie rzeka pozostała nieuregulowana, 21% powierzchni korytarza było porośnięte lasem nadrzecznym już w połowie XX wieku, a do 2009 roku odsetek ten wzrósł do 30%.



Rys. 3. Średni i maksymalny udział nadrzeczного lasu w całkowitej powierzchni korytarza rzecznego w badanych odcinkach Czarnego Dunajca, Koszarawy, Białej Tarnowskiej i Raby w latach 70. XIX wieku (a), w połowie XX wieku (b) oraz w 2009 roku (c)

W dolinie Koszarawy powierzchnia obszaru zalewowego nie zmieniła się istotnie w pierwszym badanym okresie. Pomimo tego, udział nadrzecznego lasu w całkowitej powierzchni korytarza wzrósł z 7,5% do 28,5% (rys. 3), a terenów zurbanizowanych z 0,4% do 3,4% kosztem terenów niezalesionych, których odsetek zmalał z 64% do 39,2% (tab. 1). W drugim analizowanym okresie obszar zalewowy wzrósł z 71,2% do 81,8% powierzchni korytarza rzecznego (tab. 1). Udział nadrzecznego lasu zwiększył się do 48,2% (rys. 3), a terenów zurbanizowanych do 6,7%, natomiast odsetek terenów niezalesionych zmalał do 28,6% (tab. 1).

W dolinie Białej Tarnowskiej od lat 70. XIX wieku do połowy XX wieku powierzchnia obszaru zalewowego niemal podwoiła się, wzrastając z 42,2% do 80,1% powierzchni korytarza rzecznego (tab. 1). Udział nadrzecznego lasu w powierzchni korytarza rzecznego zwiększył się w tym okresie z 2,4% do 27,6% (rys. 3), udział terenów niezalesionych wzrósł z 36,8% do 51,4%, natomiast udział terenów zurbanizowanych zmalał trzykrotnie do 1,1% (tab. 1). Pomiędzy połową XX wieku a 2009 rokiem powierzchnia obszaru zalewowego zwiększyła się w niewielkim stopniu do 83,7% powierzchni korytarza rzecznego (tab. 1). Udział nadrzecznego lasu w powierzchni korytarza wzrósł jednak znacznie do 45,3% (rys. 3) kosztem terenów niezalesionych, które zmniejszyły się do 36%. Powierzchnia terenów zurbanizowanych zwiększyła się natomiast do 2,4% (tab. 1).

W korytarzu rzeczonym Raby udział obszaru zalewowego w powierzchni korytarza zwiększył się od lat 70. XIX wieku do połowy XX wieku z 47,8% do 61,5% (tab. 1). Udział nadrzecznego lasu wzrósł w tym okresie znacznie bardziej – z 5,5% do 34,1% (rys. 3) – co odbyło się częściowo kosztem terenów niezalesionych, których udział zmniejszył się z 41,9% do 26,9%, natomiast udział terenów zurbanizowanych nie zmienił się znacząco (tab. 1). W drugim analizowanym okresie obszar zalewowy zwiększył się w jeszcze większym stopniu do 88,8% (tab. 1). Jednocześnie nastąpił wzrost udziału w całkowitej powierzchni korytarza wszystkich kategorii pokrycia terenu w obszarze zalewowym: nadrzecznego lasu do 45,9% (rys. 3), terenów niezalesionych do 40,1% i terenów zurbanizowanych do 2,8% (tab. 1).

Dyskusja

Przyczyny zmian geometrii planarnej rzek karpackich

W drugiej połowie XIX wieku rzeki karpackie płynęły szerokimi i płytkimi, wielonurtowymi korytami. Było to wynikiem szybkiego odpływu wód wezbraniowych i dużej dostawy rumowiska dennego z silnie wylesionych i intensywnie użytkowanych rolniczo i pastersko zlewni górskich (Wyźga, 1993; Wyźga i in., 2016). Szybka migracja koryt małej wody lub ich nagłe przerzuty w czasie wezbrań uniemożliwiały rozwój kępi w obrębie szerokich rzek (Wyźga i in., 2012).

W XX wieku powszechnymi tendencjami rozwojowymi rzek górskich Europy było zwężanie się ich koryt i wcinanie połączone z transformacją koryt wielonurtowych w koryta jednonurtowe (Rinaldi i in., 2013) i takie zmiany cechowały również rzeki polskich Karpat (Wyźga, 1993; Wyźga i in., 2016; Hajdukiewicz i in., 2019). Koryta rzek analizowanych w niniejszym studium uległy zwężeniu od 21% do 65% ich szerokości z drugiej połowy XIX wieku. Główną przyczyną zmniejszenia szerokości rzek karpackich była regulacja ich koryt. W pogórskim odcinku Raby i w Białej Tarnowskiej intensywne prace regulacyjne rozpoczęto w pierwszym dziesięcioleciu XX wieku i w ciągu kilku- kilkunastu lat doprowadziły one do zastąpienia szerokiego, wielonurtowego koryta znacznie węższym korytem jednonurtowym o umocnionych brzegach (Wyźga, 1993, 2001; Szuba, 2012). W czasie przerwy w pracach regulacyjnych w latach 40. i 50. Raba zniszczyła zabudowę regulacyjną, odtwarzając naturalne koryto, które jednak miało mniejszą szerokość niż przed rozpoczęciem prac regulacyjnych. W ciągu pierwszej połowy XX wieku dostawa rumowiska do rzeki zmalała, czego wynikiem był wzrost krętości rzeki. Radykalne zmniejszenie szerokości rzeki spowodowała dopiero powtórna regulacja koryta Raby przeprowadzona w drugiej połowie XX wieku (Wyźga, 2001, Wyźga i in. 2016). Natomiast zwężenie koryta Białej w wyniku prac regulacyjnych przeprowadzonych w pierwszych dziesięcioleciach XX wieku okazało się trwałe pomimo dużego spadku rzeki, a więc i dużej energii jej przepływów wezbraniowych w badanym odcinku. Prawdopodobnie było to wynikiem niewielkiej miąższości zwirowych aluwii na dnie doliny i wcięcia się zwężonej rzeki w podłoże skalne, co dodatkowo zwiększyło jej poziomą stabilność. W drugiej połowie wieku szerokość Białej zmalała już w niewielkim stopniu (rys. 2), a do kontynuacji zwężania się rzeki mogło się przyczynić zmniejszenie dynamiki transportu rumowiska w rzece w wyniku znacznego wzrostu lesistości w górskiej części zlewni oraz eksploatacji żwiru z koryta.

W badanym odcinku Czarnego Dunajca do połowy XX wieku prace regulacyjne prowadzono jedynie lokalnie, na niewielką skalę. Zmniejszenie szerokości jego koryta w tym okresie było głównie spowodowane zmianami środowiskowymi w zlewni – takimi jak wzrost jej lesistości i bardziej wyrównany przebieg opadów po zakończeniu małej epoki lodowej – zmniejszającymi dynamikę odpływu wody i transportu rumowiska w rzece (Zawiejska, Wyźga, 2010; Wyźga i in., 2012). W drugiej połowie XX wieku regulacja koryta rzeki w górnej części odcinka badawczego spowodowała znaczne zmniejszenie jego szerokości (Hajdukiewicz, Wyźga, 2019), natomiast niewielkie zwężenie rzeki w dolnej części odcinka było najprawdopodobniej spowodowane eksploatacją żwiru z rzeki prowadzoną w latach 50. i 60. (Wyźga i in., 2010; Zawiejska i in., 2015) i zmianami użytkowania ziemi w zlewni zmniejszającymi dynamikę transportu rumowiska w rzece (Wyźga i in., 2012).

W Koszarawie, podobnie jak w wielu innych beskidzkich dopływach głównych rzek karpackich, prace regulacyjne podjęto dopiero w drugiej połowie XX wieku i kontynuowano je do początku XXI wieku, i to właśnie regulacja koryta była przyczyną zwężenia rzeki w tym okresie. W połowie XX wieku szerokość tej rzeki była nawet nieco większa niż w latach 70. XIX wieku (rys. 2), co mogło być wynikiem wystąpienia bardzo dużego wezbrania kilka miesięcy przed wykonaniem zdjęcia lotniczego w 1958 roku.

Przyczyny i przebieg ekspansji nadrzecznego lasu w XX wieku

Eksplozja demograficzna w XIX-wiecznej Galicji w połączeniu z brakiem pozarolniczych źródeł utrzymania ludności spowodowały, że w drugiej połowie XIX wieku uprawiano lub wypasano każdy dogodny teren, a w Karpatach dna dolin były szczególnie przydatne dla rolnictwa. Szybka boczna migracja płytkich koryt ówczesnych rzek (Adamczyk, 1981) powodowała łatwe niszczenie roślinności drzewiastej porastającej ich brzegi. Odzwierciedleniem tej sytuacji był brak nadrzecznego lasu w dolinach rzek karpackich i bezpośredni kontakt szerokich koryt rzecznych z terenami rolniczymi (Baumgart-Kotarba, 1980; Wyźga i in., 2012, 2016). Taka sytuacja była wówczas typowa również dla innych górskich obszarów Europy (np. Kondolf i in., 2002, 2007).

W dolinach Czarnego Dunajca, Białej Tarnowskiej i Raby przyrost powierzchni nadrzecznego lasu między drugą połową XIX wieku i 2009 rokiem był niemal identyczny jak przyrost obszaru zalewowego w korytarzach tych rzek (tab. 1). Las nadrzeczny rozwinął się tu na wyższych, bocznych partiach dawnego szerokiego dna tych rzek, które zostały wyłączone z rzek po przeprowadzeniu regulacji ich koryt. Nad Czarnym Dunajcem i Białą do połowy XX wieku przyrost obszaru zalewowego był większy od przyrostu powierzchni nadrzecznego lasu (tab. 1). W tych dolinach rolnictwo i pasterstwo długo pozostały jedynym źródłem utrzymania ludności i tereny wyłączone z rzek wykorzystywano głównie pod wypas. Tereny te cechowała jednak obecność bardzo płytkich, kiepskiej jakości gleb i w miarę pojawiania się innych źródeł utrzymania ludności (praca w przemyśle, usługach i turystyce) w drugiej połowie XX wieku były one stopniowo wyłączane z działalności pasterskiej lub rolniczej i pozostawiane do zarośnięcia przez las łęgowy.

W dolinie Raby w połowie XX wieku przyrost powierzchni leśnej dwukrotnie przekraczał przyrost obszaru zalewowego (tab.1) i sytuacja ta była spowodowana dwoma przyczynami. Po pierwsze, położenie doliny środkowej Raby w pobliżu kilku miast stwarzało miejscowej ludności możliwość pozarolniczych źródeł zarobkowania i w rezultacie wyłączania z produkcji rolniczej i pasterskiej terenów o najgorszych glebach, także tych, które były obszarem funkcjonowania rzeki jeszcze przed podjęciem prac regulacyjnych na początku XX wieku. Po drugie, rozwój krętego koryta Raby w połowie XX wieku spowodował, że na zakolach rzeka erodowała użytkowane rolniczo

tereny położone poza obszarem funkcjonowania jej szerokiego koryta z XIX wieku, jednocześnie pozostawiając nienaruszone znaczne obszary swego XIX-wiecznego koryta porośnięte lasem łęgowym.

Natomiast w dolinie Koszarawy do połowy XX wieku rozwój nadrzecznej lasu zachodził bez zwężenia rzeki, a w drugiej połowie wieku przyrost powierzchni lasu był większy od przyrostu obszaru zalewowego (tab. 1). Podobnie jak w przypadku innych rzek odwadniających zachodnią część Beskidów, dominujący udział skał piaszczystych w zlewni Koszarawy powoduje, że jest ona rzeką o obciążeniu dennym i transportuje niewielkie ilości zawiesiny, czego efektem są małe miąższości drobnoziarnistych osadów deponowanych w obszarze zalewowym. Dolny odcinek tej rzeki znajduje się w bezpośrednim sąsiedztwie miasta i pojawienie się pozarolniczych źródeł utrzymania w XX wieku pozwoliło miejscowej ludności na rezygnację z rolniczego lub pasterskiego użytkowania terenów o kiepskich glebach w korytarzu rzeczonym i pozostawianie ich do zarosnięcia lasem łęgowym nawet bez zwężenia rzeki w wyniku prac regulacyjnych.

Skutki rozwoju nadrzecznych lasów dla ekosystemów rzecznych i zarządzania rzekami

Obecność nadrzecznej lasu i porastanie brzegów rzek przez drzewa ma istotne znaczenie dla funkcjonowania ekosystemów rzecznych (Hajdukiewicz i Wyźga, 2019). Rodzaj roślinności nadbrzeżnej wpływa na strukturę siedlisk wodnych i wymianę troficzną między siedliskami lądowymi i wodnymi (Capon i Petit, 2018). Drzewa i krzewy porastające brzegi rzeki dostarczają allochtoniczną materię organiczną do koryta, wzbogacając rzeczny bazę pokarmową, co jest szczególnie istotne dla bezkręgowców wodnych (Hoover i in., 2011; Riss i in., 2020). Na nadbrzeżnych drzewach żerują lub odpoczywają bezkręgowce lądowe, które spadając do wody stają się pokarmem dla ryb (Paetzold i in., 2007). Obecność drzew wzdłuż koryt rzecznych zwiększa termiczne zróżnicowanie siedlisk rzecznych poprzez zacienienie części lustra wody, zapobiegając nadmiernemu nagrzewaniu się wody latem, niekorzystnemu dla ryb łososiowatych. Poważne do koryta drzewa zwiększają hydrauliczne zróżnicowanie siedlisk rzecznych, ułatwiają zatrzymywanie drobnej materii organicznej w ciekach, są wykorzystywane jako siedliska przez organizmy rzeczne, a ich drewno i liście stanowią pokarm organizmów bezkręgowych (Wyźga i in., 2003). Lasy nadrzeczne są także źródłem dostawy do koryt rzecznych nasion różnych gatunków roślin, które następnie są przemieszczane i rozprzestrzeniane przez płynącą wodę, przyczyniając się do zwiększenia bioróżnorodności ekosystemu nadrzecznej wzdłuż korytarza rzecznej.

Wraz z rozwojem nadrzecznej lasu i kęp zwiększa się dostawa grubego rumoszu drzewnego do koryt rzecznych. Duże nagromadzenia rumoszu drzewnego wywierają istotny wpływ na morfologię rzek górskich, ich potencjał do zatrzymywania osadów

w korytach oraz na hydraulikę przepływów wezbraniowych (Wyźga i in., 2003). Przenoszony przez wody wezbraniowe rumosz drzewny może jednak formować zatory pod mostami, zwiększając zagrożenie powodziowe na dnach dolin (Hajdukiewicz i in., 2016). Ponieważ wiadomo, że w uregulowanych rzekach górskich rumosz drzewny może być przenoszony na znaczne odległości (Wyźga i in., 2017), najlepszą metodą eliminacji stwarzanego przez niego zagrożenia powodziowego nie jest wycinka nadrzecznych lasów, tylko przebudowa mostów na konstrukcje bez filarów posadowionych w obrębie koryta (Wyźga, 2007).

Podsumowanie

Od drugiej połowy XIX wieku do pierwszej dekady obecnego stulecia wszystkie analizowane rzeki karpackie uległy znacznemu zwężeniu wynoszącemu od 35% w przypadku Koszarawy do 78% w przypadku Raby. W wyniku zmniejszenia szerokości rzek wzrósł udział obszarów zalewowych w całkowitej powierzchni korytarza rzeczno; w Białej zwiększył się on aż dwukrotnie, z 42% do 84%. Brzeżne, wyższe partie dawnego dna rzek wyłączone z nich w wyniku regulacji koryt i wcinania się rzek stały się miejscem rozwoju nadrzeczno lasu, a w dolinach Koszarawy i Raby las rozwijał się także na części dawnego obszaru zalewowego wskutek utraty opłacalności gospodarki rolnej i pasterskiej na gruntach o słabych glebach. W rezultacie udział nadrzeczno lasu w korytarzach badanych rzek zwiększył się z 0%–7,5% w latach 70. XIX wieku do 28,5%–46,5% w 2009 roku. Podczas gdy wzrost lesistości zlewni karpaccy w XX wieku był zależny głównie od czynników socjodemograficznych (Munteanu i in., 2014), zarastanie lasem den dolin w polskich Karpatach nawiązywało do czasu i skali prowadzonych regulacji koryt rzecznych. Zmniejszenie się w XX wieku dynamiki odpływu wody i transportu rumowiska w rzekach w wyniku wzrostu lesistości zlewni (Wyźga i in., 2012) umożliwiło rozwój kęp w obrębie rzek. Regulacja koryt wiązała się jednak z eliminacją kęp i w rezultacie przetrwały one jedynie w odcinkach nieuregulowanych.

Rozwój zbiorowisk leśnych w korytarzach rzek górskich znacząco wpłynął na funkcjonowanie rzek. Ma to kluczowe znaczenie dla poprawy zarządzania rzekami górkimi, które powinno uwzględniać zarówno korzystny wpływ zbiorowisk leśnych na ekosystemy rzeczne i walory środowiskowe korytarzy rzecznych, jak i wzrost zagrożenia powodziowego powodowany przez dostawę grubego rumoszu drzewnego do koryt rzecznych.

Badania zrealizowano w ramach projektu badawczego UMO-2015/19/N/ST10/01505 finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki.

Literatura

- Adamczyk M. 1981. Rzeki Karpat Północnych w XVIII i XIX wieku. *Wierchy*. 49: 227–240.
- Baumgart-Kotarba M. 1980. Braided channel changes at chosen reaches of the Białka River (the Podhale, Western Carpathians). *Studia Geomorphologica Carpatho-Balcanica*. 14: 113–134.
- Capon S, Pettit N.E. 2018. Turquoise is the new green: Restoring and enhancing riparian function in the Anthropocene. *Ecological Management and Restoration*. 19: 44–53.
- Hajdukiewicz H., Wyżga B., Mikuś P., Zawiejska J., Radecki-Pawlik A. 2016. Impact of a large flood on mountain river habitats, channel morphology, and valley infrastructure. *Geomorphology*. 272:55–67.
- Hajdukiewicz H., Wyżga B., Zawiejska J. 2019. Twentieth-century hydromorphological degradation of Polish Carpathian rivers. *Quaternary International*. 504: 181–194
- Hajdukiewicz H., Wyżga B. 2019. Aerial photo-based analysis of the hydromorphological changes of a mountain river over the last six decades: The Czarny Dunajec, Polish Carpathians. *Science of the Total Environment*. 648: 1598–1613.
- Hoover T.M., Pinto X., Richardson J.S. 2011. Riparian canopy type, management history, and successional stage control fluxes of plant litter to streams. *Canadian Journal of Forest Research*. 41: 1394–1404.
- Kondolf G.M., Piegay H., Landon N. 2002. Channel response to increased and decreased bedload supply from land use change: contrasts between two catchments. *Geomorphology*. 45: 35–51.
- Kondolf G.M., Piegay H., Landon N. 2007. Changes in the riparian zone of the lower Eygues River, France, since 1830. *Landscape Ecology*. 22: 367–384.
- Kozak J., Estreguil C., Troll M. 2007. Forest cover changes in the northern Carpathians in the 20th century: a slow transition. *Journal of Land Use Science*. 2: 127–146.
- Kundzewicz Z.W., Stoffel M., Kaczka R.J., Wyżga B., Niedźwiedz T., Pińskwar I., Ruiz-Villanueva V., Łupikasza E., Czajka B., Ballesteros-Canovas J.A., Małarzewski Ł., Choryński A., Janecka K., Mikuś P. 2014. Floods at the northern foothills of the Tatra Mountains – a Polish-Swiss research project. *Acta Geophysica*. 62: 620–641.
- Lach J., Wyżga B. 2002. Channel incision and flow increase of the upper Wisłoka River, southern Poland, subsequent to the reforestation of its catchment. *Earth Surface Process and Landforms*. 27: 445–462.
- Munteanu C., Kuemmerle T., Boltziar M., Butsic V., Gimmi U., Kaim D., Király G., Konkoly-Gyuró É., Kozak J., Lieskovský J., Mojses M., Müller D., Ostafin K., Ostapowicz K., Shandra O., Štych P., Walker S., Radeloff V.C., Halada L. 2014. Forest and agricultural land change in the Carpathian region: a meta-analysis of long-term patterns and drivers of change. *Land Use Policy*. 38: 685–697.
- Niedźwiedz T., Obrębska-Starkłowa B. 1991. *Klimat*. [w:] Dynowska I., Maciejewski M. (red.) *Dorzecze górnej Wisły*. PWN. Warszawa-Kraków, 68–84.
- Owczarek P. 2007. Transformacja koryt rzecznych w warunkach dostawy grubofrakcyjnego materiału stokowego (na przykładzie średniogórskich dopływów Odry i Wisły). *Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego*. 2510: 1–133.

- Paetzold A., Sabo J.L., Sadler J.P., Findlay S.E.G., Tockner K., 2007. Aquatic-terrestrial subsidies along river corridors. [w:] Wood P.J., Hannah D.M., Sadler J.P. (red.) *Hydroecology and Ecohydrology: Past, Present and Future*. Wiley. Chichester, 57–74.
- Rinaldi M., Wyźga B., Dufour S., Bertoldi W., Gurnell A., 2013. River processes and implications for fluvial ecogeomorphology: a European perspective. [w:] Shroder J., Butler D., Hupp C.R. (red.) *Treatise on Geomorphology*. 12. Ecogeomorphology. Academic Press. 37–52.
- Riis T., Melly-Quinn M., Aguiar F.C., Manolaki P., Bruno D., Bejarano M.D., Clerici N., Rosário Fernandes M., Franco J.C., Pettit N., Portela A.P., Tammeorg O., Tammeorg P., Rodríguez-González P.M., Dufour S. 2020. Global Overview of Ecosystem Services Provided by Riparian Vegetation. *BioScience*. 70 (6): 501–514.
- Szuba K. 2012. Przemiany stosunków wodnych w zlewni i dolinie Dunajca w kontekście poszukiwania środków ograniczenia zagrożenia powodziowego. *Czasopismo Techniczne. Środowisko*. 23: 237–259.
- Wyźga B. 1991. Present-day downcutting of the Raba River channel (Western Carpathians, Poland) and its environmental effect. *Catena*. 18: 551–566.
- Wyźga B. 1993. Present-day changes in the hydrologic regime of the Raba River (Carpathians, Poland) as inferred from facies pattern and channel geometry. [w:] Marzo M., Puigdefábregas C. (red.) *Alluvial Sedimentation*. 17: 305–316.
- Wyźga B. 2001. A geomorphologist's criticism of the engineering approach to channelization of gravel-bed rivers: case study of the Raba River. *Polish Carpathians Environmental Management*. 28: 341–358.
- Wyźga B. 2007. Gruby rumosz drzewny: depozycja w rzece górskiej, postrzeganie i wykorzystanie do rewitalizacji cieków górskich. Instytut Ochrony Przyrody PAN. Kraków.
- Wyźga B., Kaczka R.J., Zawiejska J. 2003. Gruby rumosz drzewny w ciekach górskich – formy występowania, warunki depozycji i znaczenie środowiskowe. *Folia Geographica, Series Geographica-Physica*. 33-34: 117–138.
- Wyźga B., Hajdukiewicz H., Radecki-Pawlik A., Zawiejska J. 2010. Eksploatacja osadów z koryt rzek górskich – skutki środowiskowe i procedury oceny. *Gospodarka Wodna*. 6: 243–249.
- Wyźga B., Zawiejska J., Radecki-Palik A., Hajdukiewicz H. 2012. Environmental change, hydromorphological reference conditions, and the restoration of Polish Carpathian rivers. *Earth Surface Processes and Landforms*. 37: 1213–1226.
- Wyźga B., Zawiejska J., Hajdukiewicz H. 2016. Multi-thread rivers in the Polish Carpathians: Occurrence, decline and possibilities of restoration. *Quaternary International*. 415: 344–356.
- Wyźga B., Mikuś P., Zawiejska J., Ruiz-Villanueva V., Kaczka R.J., Czech W. 2017. Log transport and deposition in incised, channelized and multithread reach of a wide mountain river: tracking experiment during a 20-year flood. *Geomorphology*. 279: 98–111.
- Zawiejska J., Wyźga B. 2010. Twentieth-century channel change on the Dunajec River, southern Poland: patterns, causes and controls. *Geomorphology*. 117: 234–246.
- Zawiejska J., Wyźga B., Radecki-Pawlik A. 2015. Variation in surface bed material along a mountain river modified by gravel extraction and channelization, the Czarny Dunajec, Polish Carpathians. *Geomorphology*. 231: 353–366.

Muhammad Shoaib Juman Jamro, Mikołaj Piniewski, Mateusz Grygoruk

Katedra Hydrologii, Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Instytut Inżynierii Środowiska,
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, ul. Nowoursynowska 166,
02-787 Warszawa, e-mail: shoaib_jamro@sggw.edu.pl; mikolaj_piniewski@sggw.edu.pl;
mateusz_grygoruk@sggw.edu.pl

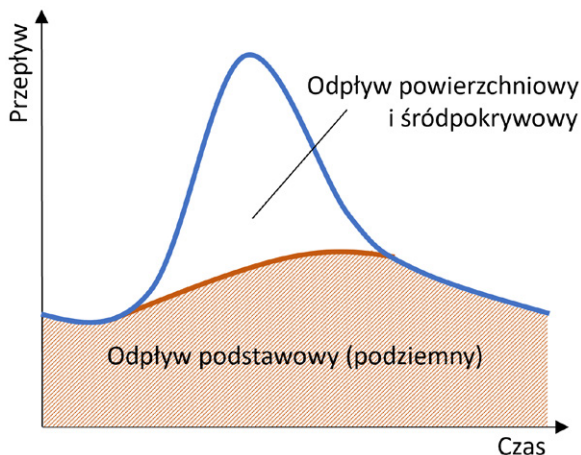
Analiza wieloletniej zmienności wskaźnika odpływu podstawowego rzek Polski

Wstęp

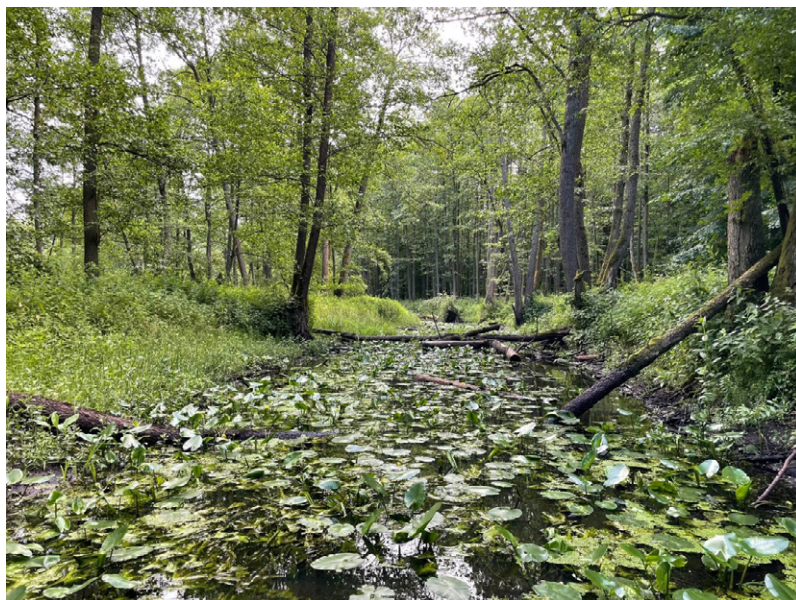
Pomimo znacznego zróżnicowania warunków klimatycznych, hydrogeologicznych i glebowych oraz zmieniającego się niekorzystnie dla bilansu wodnego pokrycia terenu zlewni, znaczna większość rzek Polski była dotychczas uważana za cieki stałe o określonym reżimie odpływu (Wrzesiński, 2017). Jakkolwiek, począwszy od deficytów opadów i susz, jakie wystąpiły w latach 2015 i 2016, a później pojawiały się regularnie powodując ubytki zasobów wodnych kraju, niektóre odcinki rzek zaczęły wysychać, powodując zagrożenie dla stabilności środowiska wodnego oraz gospodarki. Ze względu na fakt, że w okresach niżówek niemal 100% wód rzecznych pochodzi z drenażu wód podziemnych (Eagleson, 1970; Soczyńska i in., 1997), przyczyn okresowego zanikania przepływu rzek klimatu umiarkowanego pozostających w kontakcie hydraulicznymi z wodami podziemnymi pierwszego horyzontu wodonośnego zaczęto upatrywać w kurczących się zasobach wód podziemnych zlewni.

Odptyw rzeczny jest sumą kilku składowych wynikających z różnych dróg dopływu wody ze zlewni do cieku. Najogólniej mówiąc, składa się on z (1) szybkiego i reaktywnego odpływu powierzchniowego występującego w wyniku spływu do cieków wód pochodzących z opadów atmosferycznych lub z roztopów, (2) nieco wolniejszego i mniej labilnego odpływu śródpokrywowego (podpowierzchniowego) stanowiącego objętość wód przenikających do cieków z warstwy nienasyconej (np. w okresach roztopów, gdy część profilu glebowego jest jeszcze zamrożona, co uniemożliwia infiltrację) oraz (3) odpływu podstawowego (podziemnego), warunkującego stałość przepływu rzek nawet w okresach braku opadów (roztopów) i ilościowo, w dłuższych okresach, odzwierciedlającego zasilanie wód podziemnych zlewni w drodze infiltracji (rys. 1). Zanikanie przepływu rzek jest więc wynikiem zaniku podstawowej składowej odpływu rzecznej, jaką jest odpływ podziemny.

Zagadnienie okresowego zaniku przepływu rzek było szeroko badane w strefie śródziemnomorskiej i subtropikalnej, gdzie sezonowość przepływów rzecznych jest immanentną cechą większości cieków i niesie za sobą szereg konsekwencji przyrodniczych. Nawet chwilowy brak odpływu podstawowego powodujący zanik przepływu rzeki jest tam czynnikiem powodującym okresową fragmentację uprzednio ciągłego kontinuum rzecznego. Nawet w zlewniach regularnie doświadczających okresowego zaniku przepływu, zjawisko to powoduje pogorszenie stanu ekosystemów wodnych (Cotri i Datry, 2013), a czasami wręcz wymieranie niektórych taksonów ze względu na utrudnienia migracyjne spowodowane brakiem wody w rzekach (Bonada i in., 2007).



Rys. 1. Schemat graficznego rozdziału hydrogramu odpływu całkowitego na składowe: odpływ powierzchniowy i śródpokrywowy oraz odpływ podstawowy (podziemny) (za: Soczyńską, 1997)



Rys. 2. Rzeka Łutownia w Puszczy Białowieskiej 28.06.2021 r. W tym dniu, w kilku profilach wzdłuż biegu rzeki zmierzono zerowy przepływ. Fot. P. Osuch

W rzekach klimatu umiarkowanego, gdzie zjawisko okresowego zaniku przepływu spowodowane zanikiem odpływu podstawowego jest notowane i badane relatywnie od niedawna, prócz negatywnych konsekwencji środowiskowych dostrzeżono szereg negatywnych, społecznych i gospodarczych skutków tego zjawiska (Stubbington i in., 2017). Zauważono również, że o ile w Polsce stwierdzono coraz częstsze zaniki przepływu rzek szczególnie w ich źródłowych, niekontrolowanych hydrometrycznie odcinkach, to dotychczas nie wdrożono dedykowanego monitoringu tego zjawiska oraz nie zastosowano dedykowanych protokołów oceny stanu ekologicznego takich rzek w odróżnieniu do rzek stałych (Stubbington i in., 2018). Prowadzi to do zwiększenia ryzyka pogorszenia stanu cennych ekosystemów wodnych oraz zależnych od wód, nawet na obszarach o ograniczonej antropopresji (tak, jak np. w Puszczy Białowieskiej, gdzie niektóre rzeki okresowo wysychają w wyniku zanikania odpływu podstawowego; rys. 2). Dlatego, ze względu na rosnącą skalę zjawiska wysychania rzek w Polsce oraz wzrastające zagrożenie suszą zarówno w kontekście stanu ekosystemów jak i różnych gałęzi gospodarki, szczególną uwagę należy poświęcić ilościowej ocenie najważniejszego komponentu odpływu całkowitego, jakim jest odpływ podstawowy.

W niniejszej pracy podjęto próbę kwantyfikacji odpływu podstawowego w możliwie szerokiej skali przestrzennej i możliwie długim horyzoncie czasowym. W tym celu (1) dokonano graficznej analizy hydrogramów odpływu wybranych rzek Polski,

(2) obliczono udział odpływu podstawowego w całkowitej objętości odpływu rzecznego w wybranych profilach pomiarowych, (3) dokonano analizy trendów zmian wskaźnika odpływu podstawowego oraz (4) dokonano interpretacji uzyskanych wyników badań, wskazując możliwe kierunki dalszych badań tego zjawiska.

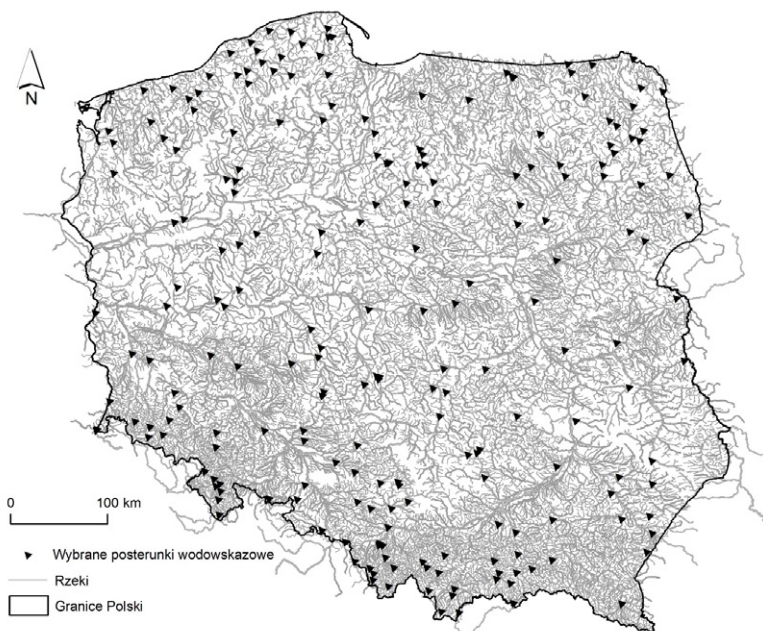
Materiał i metody

Analizę odpływu podstawowego rzek Polski przeprowadzono dla posterunków wodowskazowych Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego, rozmieszczonych równomiernie na obszarze całego kraju. W procedurze selekcji odpowiednich posterunków wodowskazowych poddanych dalszej analizie zastosowano rygorystyczne kryteria wyboru: wybrano posterunki (I) z co najmniej 50-letnich dostępnych danych (zgodnie z sugestią Ahiablame i in. 2013), (II) wolne od wpływu dużych zapór i innych znaczących budowli hydrotechnicznych oraz (III) posiadające mniej niż 10% brakujących danych. W wyniku analizy dostępnych danych hydrometrycznych wyselekcjonowano 217 posterunków wodowskazowych spełniających zadane kryteria (rys. 3).

Kwantyfikację odpływu podstawowego (podziemnego) rzek Polski przeprowadzono z wykorzystaniem metody graficznej analizy hydrogramu – Filtra Dwuparametrowego Eckhardta (Eckhardt 2005), wyrażoną następującym algorytmem:

$$b_k = \frac{(1-BFI_{max})\alpha b_{k-1} + (1-\alpha)BFI_{max}y_k}{1-\alpha BFI_{max}} \quad (\text{Równ. 1})$$

Gdzie b_k to odpływ podstawowy w k -tym dniu; α jest parametrem krzywej wysychania hydrogramu możliwym do oceny na podstawie charakterystyk regionalnych (którą przyjęto jako 0,975; zgodnie z sugestią Eckhardta (2005) dla rzek o zlewniach o dominujących utworach porowatych); y_k jest całkowitym przepływem danej rzeki w dniu k ; Wartość współczynnika BFI_{max} (najwyższego możliwego wskaźnika odpływu podstawowego BFI (ang. *baseflow index*) jest zwykle oceniana na podstawie pomiarów terenowych warunków hydrogeologicznych, ale Eckhardt (2005) zasugerował wartość 0,8 dla rzek stałych, w których zlewniach dominują utwory porowate, 0,5 dla rzek okresowych z porowatymi warstwami wodonośnymi i 0,25 dla rzek stałych, w których zlewniach dominują lite skały. Na podstawie analizy charakterystyki geograficznej zlewni wyselekcjonowanych wodowskazów przyjęto, że wartość BFI_{max} wynosi 0,8 dla wszystkich analizowanych punktów pomiarowych. Metoda ta pozwala na rozdzielenie hydrogramu odpływu całkowitego danej rzeki, a dwie główne składowe: odpływ podstawowy (podziemna składowa odpływu rzeczego) oraz – sumarycznie – odpływ powierzchniowy i śródpokrywowy (rys. 1). Skrypt filtra (równ. 1.) uruchomiono w programie *R*.



Rys. 3. Wybrane wodowskazy, dla których przeprowadzono analizę odpływu podstawowego, na tle sieci rzecznej i granic Polski. Źródło danych: MPHP, 2010

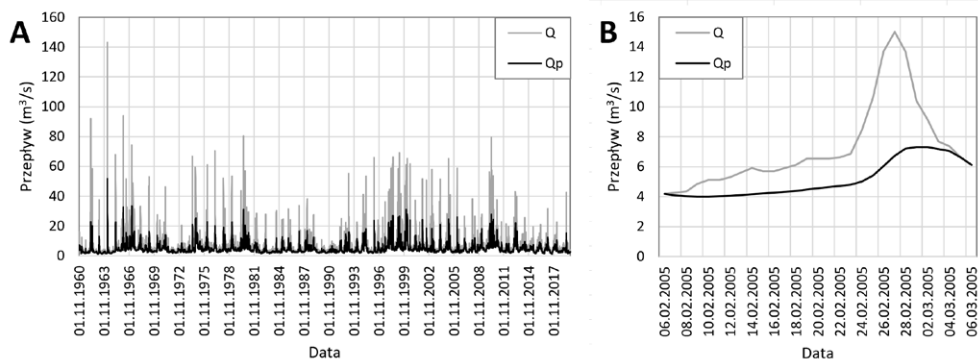
W następnym kroku analizy obliczono wskaźnik odpływu podstawowego, zdefiniowany jako stosunek objętości średniego wieloletniego odpływu podstawowego do całkowitego odpływu danej rzeki w tym samym okresie, wykorzystując wartości odpływu podstawowego uzyskane w drodze obliczeń wykonanych z wykorzystaniem równania 1. Uzyskane wyniki analizy wskaźnika BFI poddano analizie statystycznej w celu identyfikacji trendów zmian tego wskaźnika w czasie. W tym celu posłużono się testem Manna-Kendalla (Mann, 1945; Kendall, 1975), a w szczególności – obliczonymi wartościami poziomu istotności p oraz estymatorem Theila-Sena (Sen, 1968). Podejście to jest szeroko stosowane w literaturze hydrologicznej do analizy wieloletnich zmian wskaźników odpływu (Hamed, 2008; Mostowik, 2015)

Wyniki

Na podstawie graficznej analizy hydrogramów odpływu całkowitego w 217 posterunkach wodowskazowych dokonano kwantyfikacji odpływu podstawowego. Dla każdego z posterunków określono hydrogram odpływu całkowitego, łącznie odpływu powierzchniowego i śródpokrywowego oraz odpływu podstawowego (podziemnego). Powierzchnie analizowanych, wyselekcjonowanych zlewni wynosiły od 33 (Biała po Mikuszowice) do 15 915 km² (Noteć po Nowe Drezenko). Przykład hydrogramów

wraz z graficzną analizą znacznego wezbrania roztopowego Tanwi w profilu Osuchy przedstawiono na rysunku 4. Następnie, uzyskaną objętość odpływu podstawowego w każdym z analizowanych lat hydrologicznych odniesiono do całkowitej objętości odpływu, uzyskując wskaźnik odpływu podstawowego BFI.

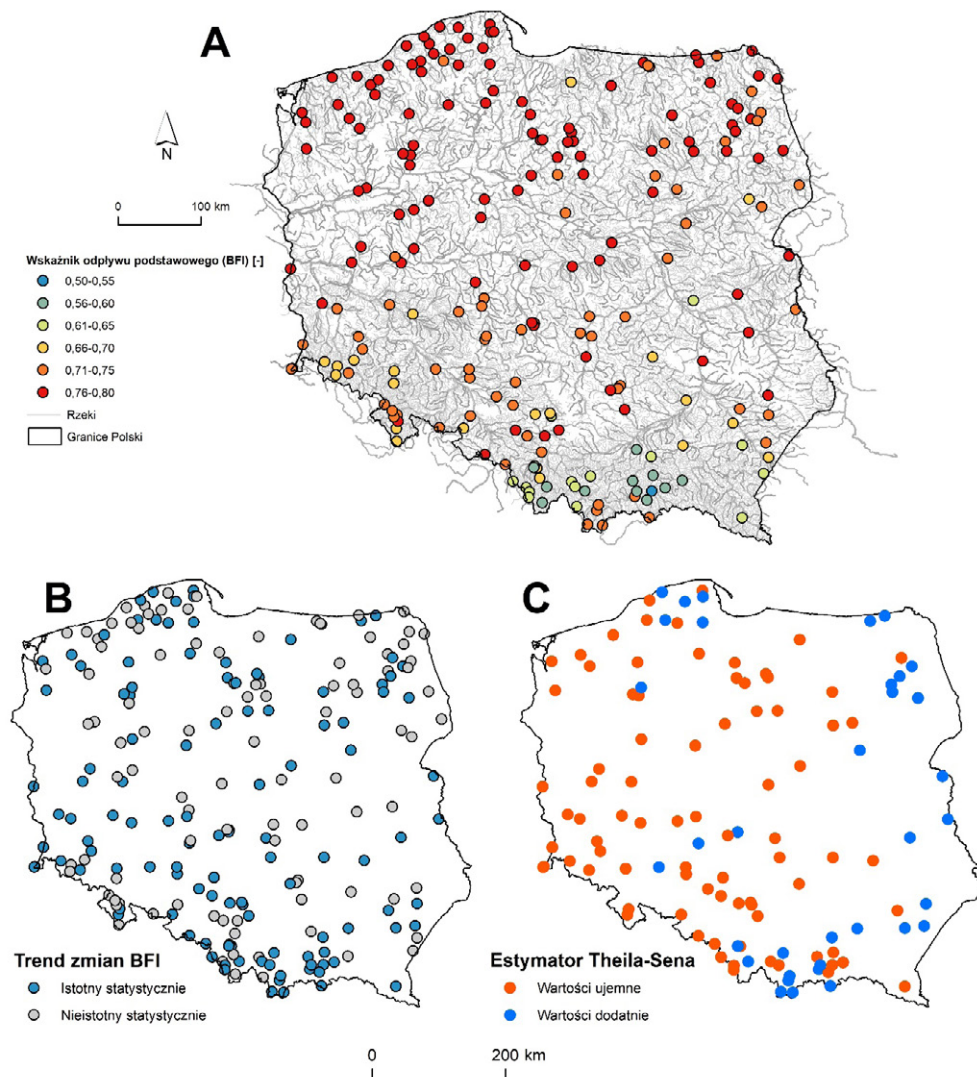
Wartości wskaźnika BFI analizowanych rzek Polski w analizowanych wieloletniach wynosiły od 0,54 do 0,80 (średnio 0,73 z odchyleniem standardowym $\sigma=0,06$). Najwyższe wartości wskaźnika odpływu podstawowego stwierdzono, z kilkoma wyjątkami, w rzekach o zlewniach w krajobrazie młodoglacjalnym (rys. 5A), w tym: w rz. Czarnej Hańczy (profil Czerwony Folwark), Drawie (profil Drawiny), Brdzie (profil Ciecholewy), Pisie (profil Dobrylas) oraz Drwęcy (profil Elgiszewo). We wszystkich tych zlewniach wartość wskaźnika BFI wynosiła ponad 0,79. W tej grupie dominowały więc zlewnie o stosunkowo wysokim udziale gleb dobrze przepuszczalnych, rozwiniętych na piaskach sandrowych.



Rys. 4. Przykładowy hydrogram odpływu całkowitego (Q) i podstawowego (Qp) rz. Tanew w profilu Osuchy w okresie 1960–2019 (A) oraz w okresie jednego przykładowego wezbrania, które zanotowano w okresie 06.02–06.03.2005 r (B).

Źródło danych: IMGW oraz opracowanie własne

Najniższe wartości wskaźnika odpływu podstawowego stwierdzono w rzekach Pogórza Karpackiego (Biała w Grybowie, Sękówka w Gorlicach, Wapienica w Podkępiu, Uszwica w Borzęcinie) oraz w Beskidach (Skawa w Jordanowie). Wskaźnik odpływu podstawowego z tych zlewni był niższy niż 0,58. W tej grupie dominowały więc z kolei zlewnie wykształcone na utworach fliszowych. W analizie zmienności wskaźnika odpływu podstawowego w wieloleciu wykazano, że w 116 spośród 217 analizowanych profili wodowskazowych występują istotne statystycznie trendy tego wskaźnika (rys. 5B). O ile przestrzenne rozmieszczenie profili, w których trendy zmian BFI zostały określone jako istotne statystycznie, nie pozwala na jednoznaczną interpretację ich regionalizacji, o tyle zaobserwowano, że wyższe istotności statystyczne trendów są charakterystyczne dla zlewni górskich.

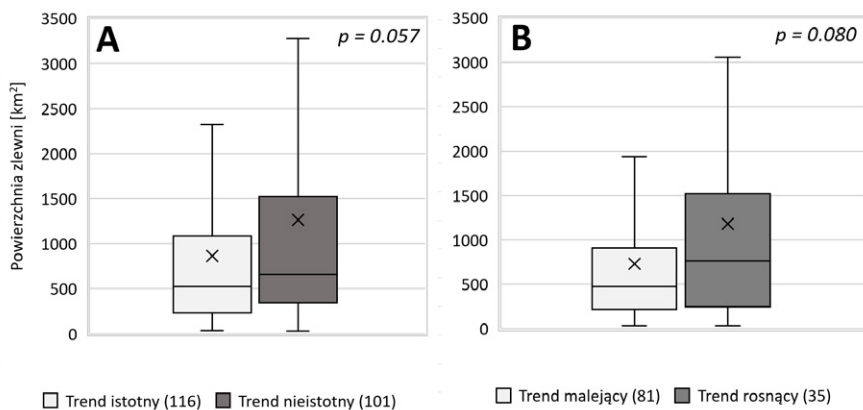


Rys. 5. **A** – obliczone wartości wskaźnika odpływu podstawowego (BFI) we wszystkich 217 badanych zlewniach; **B** – istotność statystyczna wykazanych trendów zmian wskaźnika odpływu podstawowego ($p < 0.01$); **C** – wartości estymatora Theila-Sena istotnych statystycznie trendów zmian BFI w okresie 1961–2019. Wartości ujemne oznaczają trend malejący, a wartości dodatnie – trend rosnący.
Źródło danych: opracowanie własne

Wartości estymatora Theila-Sena określono jedynie dla profili wodowskazowych, w których wykazano istotne statystycznie trendy zmian wskaźnika odpływu podstawowego. Wykazano, że w zdecydowanej większości przypadków analizowanych

rzek (81 profili) dominują malejące w czasie trendy BFI. Najsilniej malejące trendy wskaźnika odpływu podstawowego stwierdzono w zlewni Dobrzyca (po Wiesiołkę), Nysie Łużyckiej (po Gubin) oraz w Drwęcy (po profil Rodzone). Istotnie statystycznie, rosnące trendy wskaźnika odpływu podstawowego stwierdzono jedynie w przypadku 35 zlewni (rys. 5C), a najsilniej rosnące trendy stwierdzono w rzekach nizinnych o rozległych zlewniach: Biebrzy (po Burzyn oraz po Osowiec) i w Krznie (po Malową Górę). Regionalizacja kierunków trendów jest wyraźniejsza niż regionalizacja ich istotności statystycznej. Rosnące trendy wieloletnich zmian wskaźnika odpływu podstawowego reprezentowane dodatnimi wartościami estymatora Theila-Sena stwierdzono generalnie we wschodniej i południowej części kraju oraz na Kaszubach, podczas gdy trendy malejące (reprezentowane ujemnymi wartościami estymatora Theila-Sena) dominują w centralnej oraz zachodniej części Polski (rys. 5C).

Porównując powierzchnie zlewni rzek po rozpatrywane profile wodowskazowe stwierdzono na poziomie bliskim istotności statystycznej ($p = 0,057$; test T), że istotnie statystycznie trendy zmian wskaźnika odpływu podziemnego występują w zlewniach o mniejszej powierzchni (rys. 6A). Co więcej, malejące, istotnie statystycznie trendy BFI częściej występują w zlewniach o mniejszych powierzchniach (średnia A = 820 km²) niż w zlewniach większych (średnia A = 1220 km²) (rys. 6B).



Rys. 6. **A** – porównanie powierzchni zlewni, w których stwierdzono istotne i nieistotne trendy zmian wskaźnika odpływu podstawowego; **B** – porównanie powierzchni zlewni, w których stwierdzono istotnie statystycznie, rosnące i malejące trendy zmian wskaźnika odpływu podstawowego; x – wartość średnia, linia pozioma – mediana, dolna i górna krawędź skrzynki – 25 i 75 centyl rozkładu, dolny i górny wąs – 5 i 95 centyl rozkładu.

Wartości odstające nie zostały na wykresach przedstawione.

Źródło danych: opracowanie własne

Dyskusja

Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że w większości (53%) analizowanych profili wodowskazowych występują istotne statystycznie, przeważnie (70%) malejące, wieloletnie trendy wskaźnika odpływu podstawowego. Te ilościowe wskaźniki zmienności BFI stanowią pierwsze od lat, kompleksowe ujęcie problematyki kwantyfikacji najważniejszej – w klimacie umiarkowanym – składowej odpływu rzecznej w Polsce. Dostępne wyniki badań prowadzonych dotychczas w Polsce w tym zakresie opierają się bowiem albo na krótszych seriach danych oraz opracowaniu średnich wskaźników w poszczególnych makroregionach Polski (Bartnik i Jokiel, 2000), bądź też stanowią część dedykowanych, szczegółowych opracowań hydrologicznych poświęconych analizie lokalnych składowych odpływu w skali jednej, większej (Bajkiewicz-Grabowska i in., 2020) lub mniejszej zlewni (Brykała, 2009). Co ciekawe, najnowsze, kompleksowe prace w zakresie kwantyfikacji zanikania przepływu rzek Europy w zakresie zależności odpływu całkowitego od odpływu podstawowego nie wskazują Polski jako kraju objętego wysokim ryzykiem eskalacji tego zjawiska (Tramblay i in., 2021). Zaprezentowane w niniejszej pracy wyniki dają jednak podstawę, by sądzić, że wobec dominujących, malejących trendów BFI, rosnący udział odpływu bezpośredniego wraz z malejącym udziałem odpływu podstawowego może zagrażać stabilności hydrologicznej rzek Polski. Wyniki badań przedstawione w niniejszej pracy mogą ponadto stanowić materiał porównawczy z innymi dostępnymi kompleksowymi opracowaniami wartości odpływu podziemnego (*vide*: Orsztynowicz, 1987). Co więcej, same wartości wskaźnika odpływu podziemnego (BFI) stanowią istotny element innych analiz hydrologicznych i wzorów empirycznych, przez co określenie wartości tego wskaźnika w skali równomierne rozłożonych w przestrzeni Polski zlewni o niskim stopniu przekształcenia reżimu przepływu wykonane w niniejszej pracy w znacznym stopniu aktualizuje dotychczas dostępne informacje (Bartnik i Jokiel, 2000; Orsztynowicz, 1987).

Niespotykane wcześniej czynniki środowiskowe, takie jak okresowe zaniki przepływu uprzednio stałych rzek Polski, stanowią wyzwanie dla zarządzania tymi ekosystemami oraz ich ochrony (Arthington i in., 2014; Datry i in., 2017; Datry i in., 2014). Pojawiające się doniesienia naukowe odnośnie oddziaływania zaniku przepływu rzek spowodowanego utratą zasilania podziemnego (a więc zerowym odpływem podstawowym) na poszczególne biocenozy z jednej strony wskazują na możliwość zwiększenia różnorodności biologicznej takich rzek (Crobot i in., 2020). Z drugiej jednak strony, zjawiska zanikania odpływu podstawowego w rzekach powodują ograniczenie wartości świadczeń ekosystemów wodnych (Datry i in., 2018), przez co zostały uznane za jeden z najlepszych predyktorów oddziaływania zmian klimatu na odpływ rzeczny oraz reakcje ekosystemów z tym związane (Larned, 2019). Okresowe zaniki przepływu dotyczą głównie niewielkich cieków oraz źródłowych odcinków większych rzek.

Niosą one więc za sobą ryzyko utraty różnorodności biologicznej w dużo większej skali, gdyż to właśnie niewielkie rzeki w różnych typach krajobrazów są największym ogniskiem różnorodności biologicznej (Finn i in., 2011). Ryzyko to jest tym większe, im większym presjom wodno-gospodarczym podlegają te niewielkie rzeki, będąc równolegle narażone na okresowe zaniki przepływu (Grygoruk i in., 2015).

Estymacja objętości odpływu podstawowego wykonana w niniejszej pracy jest obarczona określoną niepewnością, wynikającą z przyjętych założeń oceny (w tym wartości wskaźnika BFI_{max} ; równanie 1. lub przyjęcia jedynie graficznej metody Eckhardta (2005), jako miarodajnej metody oceny odpływu podstawowego). Mając jednak świadomość niepewności oszacowania wartości wskaźnika odpływu podstawowego należy uznać, że wobec przyjętej skali analizy oraz długości serii analizowanych danych, praca ta stanowi krok w kierunku szczegółowej analizy zasobów wodnych Polski. Przyszłe badania tego zjawiska powinny obejmować weryfikację zbieżności wyników obliczeń uzyskanych innymi metodami graficznej analizy hydrogramu (np. Arnold i Allen, 1999; Arnold i in., 1995) oraz – możliwie – analizę zależności pomiędzy kierunkami trendów zmian odpływu podziemnego ze zmianami klimatu i zmianami pokrycia terenu zlewni badanych cieków. Istotną byłaby również analiza zależności pomiędzy stopniem antropopresji (m.in. pobory wód podziemnych, oddziaływanie kopalni odkrywkowych na zmienności odpływu podstawowego) a wybranymi wskaźnikami odpływu podstawowego. W warunkach zależności gospodarki Polski od poborów wód podziemnych oraz wobec rosnącej potrzeby dbałości o jakość ekosystemów wodnych, analiza odpływu podstawowego, wcześniej nie prowadzona w tak szerokiej skali czasowej i przestrzennej, wydaje się być niezbędnym krokiem w kierunku zrównoważonej gospodarki wodnej naszego kraju.

Wnioski

Średnia wartość wskaźnika odpływu podstawowego (BFI) rzek Polski w analizowanym okresie wyniosła 0,73 ($\sigma=0,06$). Wyraźnie wyższe wartości wskaźnika odpływu podstawowego ($BFI>0,7$) stwierdzono w rzekach Polski północnej, ze szczególnym wskazaniem na zlewnie położone w granicach maksymalnego zasięgu Złodowacenia Wisły. Może to wynikać zarówno z większej zasobności w wodę obszarów pojeziernych jak również z bardziej stabilnych zasobów wód podziemnych tego obszaru. Najniższe wartości wskaźnika odpływu podstawowego ($BFI<0,6$) wystąpiły w rzekach o zlewniach górskich i wyżynnych. W 116 spośród 217 analizowanych posterunków wodowskazowych stwierdzono istotne statystycznie trendy wieloletnich zmian wskaźnika BFI. W zdecydowanej większości były to trendy malejące, co obrazuje spadający udział wód podziemnych w zasilaniu rzek Polski. Rosnące trendy stwierdzono w kilku regionach Polski (głównie na Kaszubach, Podlasiu i w Małopolsce) jednak i tam stwierdzono występowanie lokalnie trendów malejących.

Malejący – generalnie – udział podziemnej składowej odpływu całkowitego rzek Polski można interpretować dwojako: z jednej strony stwierdzona zależność może oznaczać kurczące się zasoby wód podziemnych w Polsce. Z drugiej strony, uzyskane wyniki analiz można również interpretować jako wzrost udziału objętości szybkiego i reaktywnego odpływu powierzchniowego, który może wynikać ze wzrostu częstości i objętości opadów nawalnych, co można atrybuować postępującym zmianom klimatu. Odpowiednio – w mniej licznych zlewniach, w których stwierdzono rosnący trend wskaźnika odpływu podstawowego (m.in. na Podhalu, Kaszubach i Podlasiu) można podejrzewać albo rosnącą częstość niżówek i mniejszą objętość wód odpływu powierzchniowego, albo szybsze wyczerpywanie zasobów wód podziemnych. Nie można jednak również wykluczyć w tych zlewniach zwiększania stabilności zasobów wód podziemnych, co byłoby trendem odwrotnym do pozostałych regionów Polski.

Istotnie statystycznie trendy zmian wskaźnika odpływu podziemnego występują częściej w rzekach o mniejszych zlewniach (powierzchnie poniżej 1000 km²) niż w zlewniach drenujących większe obszary. Podobnie – istotnie statystycznie, malejące trendy BFI stwierdzono raczej w zlewniach mniejszych (powierzchnie poniżej 1000 km²). Wśród zlewni o określonych, rosnących, istotnych statystycznie trendach zmian wskaźnika odpływu podstawowego dominują zlewnie duże (średnia powierzchnia zlewni wynosi 1220 km²). Jakkolwiek, różnice te nie są istotne statystycznie ($p > 0,05$).

Literatura

- Ahiablame L., Chaubey I., Engel B., Cherkauer K., Merwade V. 2013. Estimation of annual baseflow at ungauged sites in Indiana USA. *Journal of Hydrology*. 476: 13–27.
- Arnold J.G., Allen P.M. 1999. Automated Methods for Estimating Baseflow and Ground Water Recharge from Streamflow Records. *JAWRA*. 35: 98084.
- Arnold J.G. Allen P.M., Muttiah R.S., Bernhardt G. 1995. Automated Base Flow Separation and Recession Analysis Techniques. *Groundwater*. 33, doi: 10.1111/j.1745-6584.1995.tb00046.x.
- Arthington A.H., Bernardo J.M., Ilhéu M. 2014. Temporary rivers: Linking ecohydrology, ecological quality and reconciliation ecology. *River Research and Applications*. 30: 1209–1215.
- Bajkiewicz-Grabowska E., Kobusińska M.E., Zalewski M., Niemirycz E., 2020. Sezonowa struktura odpływu rzeki Wisły do Morza Bałtyckiego. *Technologia wody*. 6 (68): 8–15.
- Bartnik A., Jokiel P., 2000. Średni odpływ podziemny w Polsce w latach 1971–1990 w świetle wyników uzyskanych metodami: Wundta i Killego. *Gospodarka Wodna*. 614 (2): 56–59.
- Bonada N., Rieradevall M., Prat N. 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia*. 589 (1): 91–106.
- Brykała D., 2009. Przestrzenne i czasowe zróżnicowanie odpływu rzecznoego w dorzeczu Skrzy Lewej. *Prace Geograficzne*. 221. Wydawnictwo Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN.

- Corti R., Datry T., 2013. Drying of a temperate, intermittent river has little effect on adjacent riparian arthropod communities. *Freshwater Biology*. 59, doi: 10.1111/fwb.12294.
- Crabot J., Polášek M., Bertrand L., Pařil P. 2020. Drying in newly intermittent rivers leads to higher variability of invertebrate communities. *Freshwater Biology*. <https://doi.org/10.1111/fwb.13673>.
- Datry T., Singer G., Sauquet E., Jorda-Capdevilla D., Von Schiller D., Stubbington R., Magand C., Pařil P., Miliřa M., Acuña V., Alves M.H., Augeard B., Brunke M., Cid N., Csabai Z., England J., Froebrich J., Koundouri P., Lamouroux N., Martí E., Morais M., Munné A., Mutz M., Pesic V., Previřić A., Reynau A., Robinson C., Sadler J., Skoulikidis N., Terrier B., Tockner K., Veselý D., Zoppini A. 2017. Science and Management of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams (SMIRES). *Research Ideas and Outcomes*. 3, e21774. <https://doi.org/10.3897/rio.3.e21774>.
- Datry T. i in. 2018. Flow intermittence and ecosystem services in rivers of the Anthropocene. *Journal of Applied Ecology*. 55: 353–364.
- Datry T. Larnet S.T., Trockner K. 2014. Intermittent Rivers: A Challenge for Freshwater Ecology, *BioScience*. 64: 229–235.
- Eagleson P.S., 1970. *Dynamic hydrology*. McGraw-Hill Companies. ISBN 9780070185968.
- Eckhardt K. 2005. How to construct recursive digital filters for baseflow separation. *Hydrological Processes* 10.1002/hyp.5675.
- Finn D.S. Bonada N., Murría C., Hughes J.M. 2011. Small but mighty: headwaters are vital to stream network biodiversity at two levels of organization. *Journal of the American Benthological Society*. 30: 963–980.
- Grygoruk M., Frąk M., Chmielewski A., 2015. Agricultural rivers at risk: dredging results in a loss of macroinvertebrates. Preliminary observations from the Narew catchment, Poland. *Water*. 7: 4511–4522, doi:10.3390/w7084511.
- Hamed K.H., 2008. Trend detection in hydrologic data: The Mann–Kendall trend test under the scaling hypothesis. *Journal of Hydrology*. 349: 350–363.
- Kendall M.G., 1975. *Rank Correlation Methods*, 4th edition, Charles Griffin, London.
- Larned S., 2019. Dry rivers offer a preview of climate change, *Eos*. 100, <https://doi.org/10.1029/>.
- Mann H.B., 1945. Non-parametric tests against trend, *Econometrica* 13: 163–171.
- Mostowik K., 2015. Odpływ rzeczny w Bieszczadach Wysokich w latach 1961–2015. *Prace Geograficzne*. 151: 75–91.
- MPHP, 2010. *Mapa Podziału Hydrograficznego Polski w skali 1:10000*. KZGW.
- Orsztynowicz J., 1987. Odpływ pochodzenia podziemnego – średni jednostkowy odpływ pochodzenia podziemnego. *Atlas Hydrologiczny Polski*. IMGW. Warszawa.
- Sen P.K., 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's Tau. *Journal of the American Statistical Association*. 63: 1379–1389.
- Soczyńska U. (red.), 1997. *Hydrologia Dynamiczna*. PWN. Warszawa.
- Stubbington R. Chadd R., Cid N. Csabai S., Miliřa M., Morais M., Munné A., Pařil P., Peřić V., Tziortzis I., Vendonschot R.S.M. Datry T. 2018. Biomonitoring of intermittent rivers and ephemeral streams in Europe: Current practice and priorities to enhance ecological status assessments. *Science of the Total Environment*. 618: 1096–1113.

- Stubbington R., England J., Wood P.J., Sefton C.E.M. 2017. Temporary streams in temperate zones: recognizing, monitoring and restoring transitional aquatic-terrestrial ecosystems. *WIREs Water*. 4:e1223.
- Tramblay Y., Rutkowska A., Sauquet E., Sefton C., Laaha G., Osuch M., Albuquerque T., Alves M.H., Banasik K., Beaufort A., Brocca L., Camici S., Zoltán C., Dakhlaoui H., De Girolamo A.M., Dörflinger G., Gallart F., Gauster T., Hanich L., Kohnova S., Mediero L., Plamen N., Parry S., Quintana-Seguí P., Tzoraki O., Datry T. 2021. Trends in flow intermittence for European rivers. *Hydrological Science Journal*. 66: 37–49.
- Wrzesiński D., 2017. Identyfikacja cech reżimu odpływu rzek w Polsce na różnych poziomach grupowania. *Badania Fizjograficzne. Seria A. Geografia Fizyczna*. DOI 10.14746/bfg.2017.8.18.

Józef Jeleński¹, Patrick Emil Uhl²

¹ JOT Doradztwo Inwestycyjno-Budowlane

² CREA Budownictwo sp. z o.o.

Zastosowanie modelu numerycznego HEC-RAS do rewitalizacji rzek na przykładzie rozwiązania problemu wciętego koryta Raby w Pcimiu

Wstęp

Na przełomie XX i XXI wieku w cywilizowanym świecie w coraz większym stopniu zauważano, że efektem prac inżynierskich w rzekach, prowadzonych celem zabezpieczenia terenów nadbrzeżnych przed powodzią i koryt przed erozją, była znacząca modyfikacja wielu rzek, przez co ich koryta utraciły stabilność, a same rzeki wartość środowiskową i estetyczną. To spowodowało, że poszukiwano bardziej przyjaznych dla środowiska sposobów zarządzania rzekami, zachowujących równowagę koryta przy zachowanych wartościach środowiska i krajobrazu. Uznano, że stosowana geomorfologia fluwialna jest taką dziedziną wiedzy i techniki, która umożliwia rozwiązania zasadniczo naśladujące zjawiska i formy naturalne zamiast preferowania twardych rozwiązań inżynierskich.

Nie wszyscy interesariusze uświadamiają sobie fakt, że za zły stan rzek w Polsce odpowiada ich regulacja, szczególnie wykonywana w drugiej połowie XX wieku według wytycznych biur projektowych z lat 70-tych, przygotowywanych dla realizacji planów budowy zbiorników zaporowych i kanałów „Wisła 1970” i „Odra 1980”. Były one oparte o tak zwane „racjonalne równania przepływu”, które dla ich stosowania wymagały, oprócz zasady ciągłości przepływu po równomiernie nachylonym dnie w łagodnie ukształtowanej trasie koryta o geometrycznych kształtach, umocnień brzegowych koryta o trapezowym przekroju i jednolitym nachyleniu skarp (Hey, 1997), co prowadzi do zaniedbania wpływu morfologii koryta na procesy korytowe i stan ekologiczny rzek. Obecnie stosowane metody diagnozy stanu koryt rzecznych oparte są o równania równowagi koryt (uwzględniające 9 zmiennych) i/lub o programy numeryczne, w których używane są albo wcześniej określone parametry pochodzące z rozwiązanych równań równowagi, albo parametry naturalnych przekrojów wybieranych w charakterystycznych miejscach doliny/koryta. Zastosowanie równań oporu przepływu dla określenia prędkości przepływu w przekroju wymaga określenia promienia hydraulicznego,

spadku lustra wody, uziarnienia rumowiska, charakterystyki roślinności. Przy wyborze przekrojów wymaga się, aby były wybierane w przybliżeniu proste odcinki koryta, a obliczane prędkość i głębokość przepływu poniżej nich zależały od szorstkości i kształtu przekroju, bez wpływu zlokalizowanych poniżej przeszkód, takich jak łachy, wychodnie skalne czy budowle hydrotechniczne (Bathurst, 1997). Jednocześnie, zamiast ustalonych w regulacji rzek wzorców w postaci „przekrojów typowych” stosuje się wytyczne o charakterze zagospodarowania przestrzennego zezwalające na odzyskiwanie właściwego kształtu koryt rzecznych o nieumocnionych brzegach, w postaci wyznaczenia szerokości pasów swobodnego kształtowania koryta rzeki. W obydwu wspomnianych przypadkach dla stosowania ich w Polsce konieczne jest przetłumaczenie norm, w przypadku równań równowagi – normy polskiej w języku angielskim (ISO 9195:1992(E)¹, a w przypadku szerokości pasów swobodnego kształtowania koryta rzek poszczególnych typów – z języka niemieckiego (Dahm i in., 2014).

Program HEC-RAS² do obliczeń hydrauliki rzek jest powszechnie dostępny w sieci i szeroko stosowany przez polskie biura projektów, głównie do obliczania przepływów przez sztucznie narzucone „przekroje typowe”. Wystarczy kilka telefonicznych konsultacji, by kolejne biuro zaczęło używać tego programu do wymiarowania i diagnozy koryt naturalnych w naturalnych dolinach oraz ewentualnych symulacji przepływów przez zmodyfikowane, naturalne koryta.

Zwracanie się do biur projektowych z opisem przedmiotu zamówienia wymagającym zaprojektowania naturalnej rzeki jest bezcelowe, gdyż rzeki naturalnej nie da się wybudować. Można jedynie oczekiwać, że za pomocą pewnych interwencji inżynierskich sugerowanych przez przyrodników z zacięciem geomorfologicznym można uzyskać zrównoważone koryto rzeczne w dolinie, w której zachowane są warunki dla siedlisk organizmów (w tym łączność wód płynących z gruntowymi), miejsce na wylewy wód powodziowych na terasie zalewowej i sedymentację pozakorytową. Jest to podstawą uzyskania zróżnicowanej morfologii koryta i w konsekwencji właściwych warunków do odtworzenia i rozwoju siedlisk korytowych i pozakorytowych, pod warunkiem jednakże,

-
- 1 ISO 9195:1992, Liquid flow measurement in open channels – Sampling and analysis of gravel-bed material. Norma powołana w normie PN-ISO 4364+ACI:2005 Pomiar przepływu w korytach otwartych: Pobieranie próbek materiału dennego, gdzie na stronie 6 w punkcie 2 jest wymieniona jako stanowiąca, a na stronie 16 w punkcie 10 zaleca się: „Jeżeli żwirowa warstwa obrukowania przykrywa [...] materiał korytowy, wówczas może być skuteczne pobranie próbki z warstwy obrukowania techniką pobierania powierzchniowego (patrz ISO 9195)”.
 - 2 **HEC-RAS** to program komputerowy, który w wersjach wcześniejszych niż 5.0 służył do jednowymiarowych obliczeń hydraulicznych w sieciach naturalnych i sztucznych koryt. Program rozwijany jest przez Hydrologic Engineering Center należący do korpusu inżynierskiego armii Stanów Zjednoczonych. HEC-RAS zawiera obecnie 4 składowe, jedno, dwu i trójwymiarowe: obliczenia profili zwierciadła wody, przepływów ustalonych, symulacje przepływów nieustalonych, transport rumowiska i analizę jakości wody. Wikipedia, <https://pl.wikipedia.org/wiki/HEC-RAS> (dostęp: 2021-01-22).

że rzeka będzie miała możliwość dynamicznego dopasowania swoich parametrów do stworzonych jej warunków „wstępnych” poprzez przewidywalne zmiany kształtu i morfologii koryta w korytarzu rozwoju jej przebiegu. Tak więc stosowanie modeli numerycznych do analizy i sugestii dotyczących naturalnych i renaturyzowanych rzek zawsze musi składać się z diagnozy i rozwiązania pochodzących od przyrodnika, który będzie mógł podać parametry koryta dla zastosowania ich w celowej analizie ułatwiającej ich zastosowanie w praktyce. Posiadanie opisów referencyjnych koryt dla poszczególnych typów rzek ułatwia w wielu krajach zarówno pracę przyrodnika, jak i pracę hydroinżyniera, który ma wtedy możliwość zastosowania odpowiednich technik obliczeniowych i symulacji numerycznych w oparciu o naturalny lub naturopodobny kształt koryta rzeki.

Rzeka Raba w Pcimiu, PLRW 2000142138399 (Raba od Skomielnianki do Zbiornika Dobczyce)

W Planie Gospodarowania Wodami określono Rabę w Pcimiu jako typ abiotyczny 14, (mała rzeka fliszowa). Opis tego typu jednolitych części wód powierzchniowych (Błachuta i inni, 2005) przedstawiono poniżej:

Mała rzeka fliszowa 14 (PI) 100 do 1000 km² powierzchni zlewni:

- **Utwory powierzchniowe:** flisz karpacki: piaskowce o różnej odporności, łupki, margle i zlepieńce, terasy zalewowe >300m.
- **Opis morfologiczny:** w dolinach wciosowych (V), rzadziej płaskodennych (U), bieg prosty lub lekko kręty, w dolinach płaskodennych kręty.
- **Spadek koryta:** 2–6‰ (rzadko >6‰).
- **Prędkość przepływu:** szybka, ruch wody turbulentny; regularny cykl bystry i plos, duże wahania przepływów,
- **Substrat dna:** otoczaki, kamienie, gruby gruz lub obtoczony żwir różnej wielkości; w spokojnych odcinkach piasek i ił; często wychodnie twardych skał tworzące skaliste progi.

W polskiej literaturze nie ma pełnego opisu referencyjnego dla tego typu rzeki. Poszukując odpowiednika typu rzeki takiej jak Raba w przepisach niemieckich, można wskazać typ 9 (D): podłoże krzemianowe, drobno- lub grubookruchowa rzeka średnich gór. Dobry stan takiej rzeki określony jest w tabeli 1, będącej tłumaczeniem tabeli ze strony 123 normatywnej publikacji (Dahm i in., 2014). Opis ten jest uszczegółowiony, co ułatwia orientację w celach osiągnięcia dobrego stanu wód, szczególnie jeśli chodzi o rodzaj i ilość dopuszczalnych przekształceń naturalnego charakteru rzeki, jej doliny i korytarza możliwego swobodnego przemieszczania się koryta.

Tabela 1. Krzemianowa, drobno- lub grubookruchowa rzeka średnich gór, typ 9 (D), (odpowiednik małej rzeki fliszowej typ 14 (Pl)). Źródło: Dahm i in., 2014

Dane podstawowe		Dobry stan ekologiczny (główne siedliska)		
Położenie rzeki		Wolna przestrzeń (lub w miejscowościach)		
Wielkość zlewni		100÷1000 km ²		
Forma doliny		Wąskie doliny o dużym spadku, doliny skrzynkowe, płaskie doliny; odcinki dolin skrzynkowych o niewielkim spadku		
Typ terenów zalewowych		(dla dorzecza > 1000 km ²) nie dotyczy		
	GP*	Nr	Parametr	Dobry stan ekologiczny (główne siedliska)
Struktura jcwpp	Przebieg, profil podłużny i struktura dna	1.1.	Przebieg koryta	Prosty do krętego w zależności od formy doliny i spadku
		1.2.	Erozja brzegów wklęsłych	Od sporadycznie słabej do sporadycznie silnej
		1.3.	Łąchy brzegowe	Niewiele do licznych
		1.4.	Sztuczne budowle kierujące	Niewiele do licznych
		nowy	Typ koryta	Głównie z bocznymi korytami (9a, 10), tylko w bardzo wąskich dolinach lub przy małych spadkach nierozgałęzione (9a, 11)
		2.1.	Budowle poprzeczne	Brak
		2.2.	Orurowania/przekrycia	Brak
		2.3.	Cofka	Brak
		2.4.	Łąchy śródkorytowe	Niewiele do licznych
		2.5.	Zróznicowanie prądu wody	Średnie do dużego
		2.6.	Zróznicowanie głębokości wody	Średnie do dużego
		2.7.	Derogacja przepływu	Niedozwolona
		3.1.	Substrat denny	Dominujące kamienie, miejscami żwir; drobniejsze osady głównie w obszarach o małej prędkości przepływu
		3.2.	Zróznicowanie substratu	Duże
		3.3.	Zabudowa dna > 10 m	Niedozwolona
		3.4.	Szczególna zabudowa dna	Nieliczna
		3.01.	Umocnienia dna	Najwyżej znikome umocnienie, niedozwolone oskałowania (z wyjątkiem naturalnych skał)
		nowe	Osady drobnoziarniste (piasek, pył, glina)	< 10% w strefach prądowych, gruboziarnistych, w spokojnych miejscach mogą być dominujące
			Osady gruboziarniste	Dominujące
			Część dynamiczna w stosunku do stabilnej dla dominującego substratu	Część dynamiczna duża do bardzo dużej
			Gruby rumosz drzewny (w proporcji do osadów dennych)	Nieliczny, > 2–5%
			Makrofity (pokrycie)	Duże do bardzo dużego: mchy, włosieniczniki, rzęśle
	Erozja denna i boczna	Najwyżej słaba		

Tabela 1. Krzemianowa, drobno- lub grubookruchowa rzeka średnich gór... (cd.)

Dane podstawowe		Dobry stan ekologiczny (główne siedliska)				
Położenie rzeki		Wolna przestrzeń (lub w miejscowościach)				
Wielkość zlewni		100÷1000 km ²				
Forma doliny		Wąskie doliny o dużym spadku, doliny skrzynkowe, płaskie doliny; odcinki dolin skrzynkowych o niewielkim spadku				
Typ terenów zalewowych		(dla dorzecza > 1000 km ²) nie dotyczy				
	GP*	Nr	Parametr	Dobry stan ekologiczny (główne siedliska)		
Struktura jcwsp	Przekrój porzecznicy, rodzaj brzegu, otoczenie jcwsp	4.1.	Przekrój poprzeczny	Płytki lub umiarkowanie głęboki, przekrój zbliżony do naturalnego lub przypominającego przekrój erozyjny		
		4.2.	Głębokość w przekroju	Płasko do umiarkowanie głęboko		
		4.3.	Erozja brzegów (Breitenerosion)	Brak		
		4.4.	Zróżnicowanie szerokości	Umiarkowane do dużego		
		4.5.	Przepust/przekrycie mostem	Bez utrudnień strukturalnych i z maksymalnie niskim deficytem przepływu wody (z rumowiskiem)		
		5.1.	Porost brzegów	Ciągły pas łągowy z typowymi dla siedliska lasami, np. grądy, olsy, łągi olszowe, lasy dębowo-wiązowe, wierzby, lasy pionierskie i wysokie		
		5.2.	Zabudowa brzegu	Brak		
		5.3.	Szczególne budowle brzegowe	Mało do niewielu		
		5.01.	Szczególne umocnienia brzegowe	Niewielki ciężar zabudowy, bez załamania i bez zagłębienia pod dnem		
		5.02.	Ocienienie lustra wody	pólcień > 25÷50%,		
		6.1.	Użytkowanie terenu	Głównie typowy dla siedliska las lub równina zalewowa, biotopy/nieużytki/sukcesja		
		6.2.	Pasy brzegowe	Ciągłe obustronne pasy brzegowe (obustronne > 50÷150 m szerokości) z typowymi siedliskami leśnymi/typowymi siedliskami nieleśnymi		
		6.3.	Budowle szkodliwe środowiskowo	Brak		
		6.01.	Specjalne formy środowiskowe	Niewiele do licznych (starorzecza, rynny wód powodziowych, obniżenia brzegów; w wąskich dolinach także bez wód na terenach zalewowych)		
		Łączność	nowe		Potrzebna część korytarza rozwoju strumienia	Co najmniej 25% do maksimum 50%
					Podłużna trudność migracji wstępującej	Brak lub tylko niewielka trudność przejścia
	Podłużna trudność migracji zstępującej			Brak lub tylko niewielka trudność przejścia		
	Poprzeczna łączność			Brak lub tylko niewielka trudność przejścia		
	Bilans równowagi rumowiska			Równowaga do niewielkiego deficytu		

Tabela 1. Krzemianowa, drobno- lub grubookruchowa rzeka średnich gór... (cd.)

Dane podstawowe			Dobry stan ekologiczny (główne siedliska)	
Położenie rzeki			Wolna przestrzeń (lub w miejscowościach)	
Wielkość zlewni			100÷1000 km²	
Forma doliny			Wąskie doliny o dużym spadku, doliny skrzynekowe, płaskie doliny; odcinki dolin skrzynekowych o niewielkim spadku	
Typ terenów zalewowych			(dla dorzecza > 1000 km²) nie dotyczy	
	GP*	Nr	Parametr	Dobry stan ekologiczny (główne siedliska)
Gospodarka wodna		nowe	Przepływ wody	Stale, obfite napełnienie wodą (brak znaczącego zmniejszenia lub zwiększenia naturalnej średniej prędkości przepływu w dominujących warunkach przepływu)
			Dynamika odpływu	Dynamiczny, wahania odpływu średnie do dużych (brak znaczącego obciążenia koryta i brzegów przez możliwość wylewu do terasy zalewowej)
			Płaska zabudowa dna	Niedopuszczalna
			Kolmatacja w cofkach	Niedopuszczalna
			Możliwość wylewów	Średnie, przeważnie niskie dla wyższych terenów zalewowych

* GP – główne parametry

Parametry mające potencjalnie najsilniejszy wpływ na biologiczne elementy jakości (makrozoobentos, ryby, makrofity) – oznaczono na niebiesko

9a = strome, wąskie doliny, jak również kręte lub płaskie doliny z wąskim korytarzem migracji koryta

10 = doliny wąskie, płaskie i kręte z równym i szerszym dnem

11 = odcinki dolin o małym spadku z równym dnem

W tabeli 2. zaczerpniętej z omawianych wytycznych niemieckich (str. 128) wskazano możliwość szacunkowego określenia zasięgu korytarza dla tego typu rzeki w zależności od szerokości naturalnego dna jej koryta S_{nat} .

Tabela 2. Określenie korytarza rozwoju koryta: krzemianowa, drobno- lub grubo-
okruchowa rzeka średnich gór, typ 9 (D), (odpowiednik małej rzeki fliszowej, typ 14 (PI).

Źródło: Dahm i in., 2014

Parametr:	Wskazanie:
Potencjalna naturalna szerokość dna* S_{nat}	Szerokość dna uregulowanego x 5
Minimalna szerokość korytarza rzeki	Szerokość S_{nat} x 3
Maksymalna szerokość korytarza rzeki	Szerokość S_{nat} x 10

* Przedstawiony wzór na obliczenie szerokości dna rzeki naturalnej S_{nat} służy jako wskazówka. Jeśli znane są szerokości dna naturalnej rzeki, to one powinny być używane do określenia korytarza. Zwłaszcza w terenach nizinnych dno rzeki w stanie zabudowanym bywa częściowo szersze niż S_{nat} . W takich przypadkach szerokość S_{nat} musi być ustalana indywidualnie.

Powyższe opisy wskazują, że koryta i doliny w stanie dobrym bez umocnień brzegowych nie da się uzyskać metodami regulacji rzeki wymagającej ustalenia jednolitego przekroju typowego i jednolitego spadku dna umocnionego koryta. A więc dla uzyskania tego stanu należy użyć innej metodyki polegającej na takim utrzymaniu rzeki, które umożliwi rzece spontaniczne dostosowanie swojego koryta do kryteriów dobrego stanu wód.

Problem wciętego koryta Raby w Pcimiu

Omawiany odcinek Raby od Lubnia do Stróży leży w obszarze Natura 2000 Raba z Mszanką PLH120093 i jest w trakcie renaturyzacji zainicjowanej zniszczeniem umocnień brzegowych przez powódzie sprzed roku 2010. Od roku 2012 został poddany spontanicznej renaturyzacji przez wyznaczenie korytarza swobodnej migracji koryta (zasadniczo w obszarze działki „wody płynące”) na odcinku od Lubnia do Stróży. Cel podjęcia działań miał podstawy w monografii Wyżgi (2008), w której głównie zawarto spostrzeżenia dotyczące wcinania się rzek polskich Karpat i negatywnych skutków tego zjawiska. W ramach projektu renaturyzacyjnego³ przeprowadzono wstępną i końcową inwentaryzację przyrodniczą, których rezultaty są dostępne na stronie Projektu. Te inwentaryzacje wskazały, że przekroje swobodne (nie ograniczone obustronnie umocnieniami brzegowymi lub wysokim zarośniętym brzegiem) znajdują się w równowadze, a ich stan ekologiczny jest dobry, natomiast przekroje skrzepowane – takie jak w centrum Pcimia – charakteryzują się gorszym stanem ekologicznym, a także gorszym stanem hydromorfologicznym. Na styku swobodnie kształtującego się koryta Raby poza miejscowością i skrzepowanego koryta w centrum

3 Projekt SPPW KIK37 Tarliska Górnej Raby, www.tarliskagornejraby.pl.

miejsowości występuje nieciągłość warunków przepływu objawiająca się erozją denną w zwężonych przekrojach skrępowanych, jeszcze bardziej zwiększająca jednostkową moc strumienia, co przy deficycie transportu rumowiska ze zlewni stwarza możliwość dalszego nasilania się niekorzystnych zjawisk. Projekt zorientowany na spontaniczną rewitalizację Raby w korytarzu swobodnej migracji zawierał więc fragment, który ze względu na ograniczenie szerokości zalewu może powodować degradację koryta, stąd zainteresowanie sparametryzowaniem tego zjawiska i wskazaniem ewentualnych dalszych racjonalnych działań.

Taki stan rzeczy jest charakterystyczny dla wielu rzek, które zaciśnięte trwałym zagospodarowaniem nadbrzeżnego terenu w centrach miejscowości kształtują tam swoje skrępowane koryta jako erozyjne, powodując zniekształcenie profilu rzeki oraz nierównowagę transportu rumowiska. Problem ten został zauważony już w trakcie projektu Tarliska Górnej Raby i znalazł wyraz w prezentacji na międzynarodowej konferencji „Ku najlepszym praktykom renaturyzacji i utrzymania rzek”⁴, w której sygnalizowano sposoby rozwiązania tego i podobnych problemów dla rzek żwirowodnych (Glixelli i in., 2016). Wskazano tam, że zasadniczo należy ograniczać głębokość koryta przez zachowanie możliwie jak największej szerokości, ewentualnie zwiększając istniejące uziarnienie rumowiska i kształtując sekwencję bystrzy i plos, polepszającą hydromorfologiczny stan rzeki przy oszczędności materiału koniecznego do interwencji. W taki też sposób udaje się unikać stosowania dawniej szeroko rozpowszechnionych metod regulacji polegających na stosowaniu tak zwanych „gurtów dennych”, które notorycznie przekształcały się w stopnie i powodowały nadmierną erozję dna („wyboje”) poniżej nich.

Diagnoza hydromorfologiczna: określenie przepływów pełnokorytowych wciętego koryta w porównaniu do wynikającej z równań równowagi

Diagnoza problemu w Pcimiu (Uhl, 2018) została przeprowadzona parametrycznie przez wykonanie pomiarów terenowych (tab. 3) oraz obliczeń przepływów pełnokorytowych (tab. 4) dla serii czterech przekrojów skrępowanych w centrum i dwóch przekrojów swobodnych powyżej i poniżej miejscowości. Dla każdego przekroju pomierzono także parametry dystrybuanty uziarnienia powierzchniowej warstwy rumowiska dennego (tab. 5)⁵. Metodyka była oparta o wytyczne Jeleńskiego i Wyżgi (2016) i serię przykładów zawartych w referacie Jeleńskiego (2016).

4 *Towards the Best River Restoration and Maintenance Practice*, Kraków 2016.

5 Próbką zbierana systematycznie ilościowo według normy ISO 9195:1992(E) (*grid by number sample*).

Tabela 3. Parametry geometryczne przekrojów pełnokorytowych

Przekrój nr	Kilometraż	Odległość między przekrojami	Spadek lustra wody Q10%	Głębokość średnia wody	Głębokość wody w linii nurtu	Szerokość lustra wody brzegowej	Pole przekroju wody brzegowej
		t [m]	S [m/m]	d [m]	d _{max} [m]	W [m]	A [m ²]
			0,00332				
P0	83+920	470	0,00355	1,61	2,65	54,8	88,4
P1	84+390		0,00406	2,49	3,21	53,7	133,8
		333					
P2	84+723	312	0,00379	2,44	3,00	49,8	121,6
P3	85+035		0,00485	2,24	3,50	62,9	141,1
		339					
P4	85+374	645	0,00434	2,35	3,48	58,4	137,0
P5	86+019		0,00331	1,24	2,21	85,3	105,3

Tabela 4. Zestawienie przepływów brzegowych i jednostkowej mocy strumienia przy tych przepływach

Przekrój nr	Kilometraż	Spadek wody Q10%	Powierzchnia przekroju wody brzegowej	Obwód zwilżony	Wsp. szorstkości	Promień hydrauliczny	Prędkość średnia w przekroju	Przeptyw brzegowy	Jednostkowa moc strumienia
		S [m/m]	A [m ²]	O _z [m]	η []	R _{hy} [m]	V [m/s]	Q _{bi} [m ³ /s]	ωi [W/m ²]
		0,00332							
P0	83+920	0,00355	88,4	55,6	0,050	1,59	1,62	144	91
P1	84+390	0,00406	133,8	55,3	0,050	2,42	2,30	307	228
P2	84+723	0,00379	121,6	51,6	0,050	2,36	2,18	265	198
P3	85+035	0,00485	141,1	64,6	0,050	2,18	2,34	331	250

Tabela 4. Zestawienie przepływów brzegowych i jednostkowej mocy... (cd.)

Przekrój nr	Kilometraż	Spadek wody Q10%	Powierzchnia przekroju wody brzegowej	Obwód zwilżony	Wsp. szorstkości	Promień hydrauliczny	Prędkość średnia w przekroju	Przepływ brzegowy	Jednostkowa moc strumienia
P4	85+374	0,00434	137,0	59,7	0,050	2,30	2,29	314	229
P5	86+019	0,00331	105,3	66,3	0,050	1,59	1,68	165	77

Na odcinku 1–4 występują wyraźnie większe prędkości przepływów pełnokorytowych V_i , większe przepływy brzegowe Q_{bi} oraz większe moce strumienia $\omega_i = 200 \div 250 \text{ W/m}^2$ niż w skrajnych przekrojach o stanie zbliżonym do naturalnego, gdzie moc strumienia wynosi tylko $\omega = 77 \div 91 \text{ W/m}^2$.

Według charakterystyki cieków naturalnych na podstawie mocy strumienia przy przepływie pełnokorytowym (Bojarski i in., 2005) odcinek w Pcimiu kwalifikuje się do cieków żwirowodnych o bardzo dużej energii strumienia zachowujących równowagę tylko w przypadku niezaburzonej dostawy rumowiska z brzegów lub doptywów, natomiast przed i za miejscowością jest ciekami o dużej mocy strumienia, zachowującym równowagę w przypadku ograniczonej dostawy rumowiska i przy adekwatnym uziarnieniu bystrzy i plos.

Tabela 5. Parametry uziarnienia, mediana D50 i 84-ty percentyl dystrybuanty uziarnienia

	D50 [mm]	D84 [mm]
P0	64	82
P1	64	90
P2	62	94
P3	59	110
P4	88	145
P5	115	200
średnia	75	120

Zadawane uziarnienie w analizie równowagi określa uziarnienie, które znajdowało się na koronie i skłonie planowanego bystrza. Sama analiza była prowadzona przy uwzględnieniu trzech różnych możliwych przypadków uziarnienia koron bystrzy:

- 1) obliczenia z uziarnieniem in-situ (średnim): $D50 = 75 \text{ mm}$, $D84 = 120 \text{ mm}$,
- 2) obliczenia z uziarnieniem z pobliskiego kamieniołomu: $D50 = 130 \text{ mm}$, $D84 = 380 \text{ mm}$,
- 3) obliczenia z uziarnieniem mieszanym 1 do 2 (2 części materiału z kamieniołomu): $D50 = 111 \text{ mm}$, $D84 = 293 \text{ mm}$.

Określono powtarzalności przepływów powodziowych w Pcimiu na podstawie danych hydrologicznych dotyczących Raby na opracowywanym odcinku oraz przepływy charakterystyczne (tab. 6) na bazie przepływów w profilu posterunku wodowskazowego Stróża z okresu hydrologicznego 1984–2013.

Tabela 6. Przepływy powodziowe i charakterystyczne w rozpatrywanym rejonie

P5 w Pcimiu	kilometraż:	km 86+019
	zlewnia:	576,22 km²
	rzędna:	325,05 m n.p.m.
	redukcja zlewni o:	67,98 km²
Prawdopodobieństwo przewyższenia [%]	Przepływ [m³/s]	Górne ograniczenie przedziału ufności przepływu Pa ~84% [m³/s]
50	155	171
20	253	281
10	334	382
5	425	509
3	502	623
1	698	943
0.5	850	1221
Charakterystyka	Wielkość przepływu [m³/s] (data)	
Przepływ najniższy NNQ	0,65 (1-09-1992)	
Przepływ średni niski SNQ	1,45	
Przepływ średni roczny SSQ	9,43	
Przepływ średni wysoki SWQ	196	
Przepływ najwyższy WWQ	597 (17-05-2010)	

Na podstawie wskazanych danych można więc określić powtarzalność przepływów pełnokorytowych. Przepływy brzegowe w centrum Pcmia (265 do 331 m³/s) odpowiadają w takim razie przepływowi ok. $Q_{10\%}$ do $Q_{20\%}$, natomiast poza miejscowością (144 do 165 m³/s) przepływowi ok. $Q_{50\%}$.

Równania równowagi Hey'a-Thorne'a przekształcone według opracowań Jeleńskiego (2016) oraz Jeleńskiego i Wyżgi (2016) pozwalają określić graniczny spadek S , szerokości i głębokości zrównoważonego koryta Raby (W i d_i) oraz odległość pomiędzy koronami bystrzy z dla założonego przepływu brzegowego Q_B , uziarnienia bystrzy (D_i) oraz wielkości transportu rumowiska Q_s . Dodatkowo na końcu wiersza danych i rezultatów rozwiązania równań zapisano odpowiadającą danemu przypadkowi jednostkową moc strumienia ω w celu zobrazowania występującej wtedy energii przepływu wody. Poniżej przedstawiono trzy serie równań równowagi rozwiązane dla przyjętych trzech różnych uziarnień rumowiska, takiego jak pomierzone w aktualnym korycie oraz o granulacji zwiększonej domieszką materiału z kamieniołomu w proporcjach 1 do 1 i 1 do 2.

1) Wyniki obliczeń dla rumowiska o uziarnieniu średnim miejscowym:

Dane:				Wyniki obliczeń dla 0% zarośli												
Q_B	Q_s	D_{50}	D_{84}	W	W	W	d	d	d	d	d	d	d	z	S	ω
					bystrza	płosa		bystrza	płosa	max	maxb	maxpl				
155	5	0,075	0,120	53,9	55,7	52,1	1,89	1,80	1,98	2,50	2,28	2,27	340	0,00249	70	

2) Wyniki obliczeń dla rumowiska o uziarnieniu materiału niesortowanego, odstrzeżonego w kamieniołomie:

Dane:				Wyniki obliczeń dla 0% zarośli												
Q_B	Q_s	D_{50}	D_{84}	W	W	W	d	d	d	d	d	d	d	z	S	ω
					bystrza	płosa		bystrza	płosa	max	maxb	maxpl				
155	5	0,130	0,380	53,9	55,7	52,1	1,78	1,69	1,87	2,75	2,50	2,99	340	0,00623	176	

3) Wyniki obliczeń dla rumowiska o uziarnieniu miejscowego materiału zwirowego zmieszanego z materiałem z kamieniołomu w proporcji 1 do 2 (33% + 67%):

Dane:				Wyniki obliczeń dla 0% zarośli												
Q_B	Q_s	D_{50}	D_{84}	W	W	W	d	d	d	d	d	d	d	z	S	ω
					bystrza	płosa		bystrza	płosa	max	maxb	maxpl				
155	5	0,111	0,293	53,9	55,7	52,1	1,81	1,72	1,90	2,74	2,50	2,98	340	0,00508	143	

Gdzie:

D_{50} – mediana dystrybuanty średnic ziaren żwiru

D_{84} – 84-ty kwantyl dystrybuanty średnic ziaren żwiru

W – szerokość koryta wody brzegowej, średnia, na bystrzu i w płosi

- d – głębokość średnia koryta, odpowiednio głębokości średnie na bystrzu i w plosie
- d_{max} – głębokość maksymalna, odpowiednio głębokości maksymalne na bystrzu i w plosie
- z – połowa długości fali meandra (tj. odstęp między bystrzami)
- S – spadek koryta

Wyżej zamieszczone serie wyników rozwiązań równań należy czytać następująco:

Dla przypadku 1) Raba na odcinku skrzepowanym w centrum Pcimia przy średnim przepływie $Q_b = 155 \text{ m}^3/\text{s}$ w stanie naturalnym, tj. niezaburzonym i przy niezmiennym uziarnieniu na bystrzach wymagałaby jednocześnie:

- (1) koryta o szerokości na bystrzu ok. 55,7 m,
- (2) średniej głębokości wody na bystrzach nie większej niż 1,80 m,
- (3) maksymalnej głębokości wody 2,50 m na bystrzach znajdujących się w odstępach,
- (4) maksymalnie co 340 m na całym rozpatrywanym odcinku.

W takim przypadku Raba osiągnęłaby średni spadek koryta 0,0025 oraz średnią moc strumienia 70 W/m^2 , utrzymując w ten sposób równowagę koryta, tj. nie wcinając się nadmiernie w dno doliny. Zmiana spadku S z przeciętnego 0,0035 na 0,0025 wymagałaby jednak zwiększenia obecnej długości koryta o 40%, a koryto z prostego przekształciłoby się w kręte, prawie meandrujące ($p \sim 1,5$). W przypadku centrum Pcimia takie rozwiązanie nie jest możliwe.

Dla przypadku 2) zastosowanie materiału z kamieniołomu do wykonania bystrzy (korony wraz ze skłonami) dawałoby szansę na zrównoważenie koryta do spadku 0,00623, a więc większego niż rozpatrywany spadek koryta w centrum Pcimia.

W przypadku 3) dla zapewnienia równowagi przy maksymalnym spadku wody brzegowej $0,00485 < 0,00508 \text{ m/m}$ należy zastosować materiał żwirowy o uziarnieniu odpowiadającym oryginalnemu ($D_{50} = 75 \text{ mm}$, $D_{84} = 120 \text{ mm}$) zmieszany z materiałem niesortowanym z kamieniołomu w proporcji 33% żwiru i 67% materiału z kamieniołomu.

Przypadki 2 i 3 zostały uznane jako odpowiednie według równań równowagi Hey'a-Thorne'a dla użycia właściwego materiału w określonych przekrojach koron bystrzy.

Korekta stanu istniejącego wynikająca z diagnozy hydromorfologicznej polegającej na kilkakrotnym rozwiązaniu równań równowagi Hey'a-Thorne'a (proponycja rozwiązania)

W celu zrównoważenia wielkości przepływów pełnokorytowych należy tak skorygować wysokości dna (w postaci koron bystrzy) w przekrojach P1 do P4 (tj. na odcinku skrzepowanym w Pcimiu), aby średnie głębokości pełnokorytowe $d_{bystrza}$ były równe obliczonym w analizie równowagi, **przypadek 3** (lub ewentualnie 2). Naturalne, swobodne przekroje P0 i P5 nie będą podlegać żadnej korekcie, natomiast występują w poniższym zestawieniu jako przekroje brane pod uwagę w analizie przebiegu profilu wody $Q_{10\%}$ i w analizie HEC RAS.

Poniższe zestawienia pokazują geometrię przekrojów po zastosowaniu wyników analizy równowagi Hey'a-Thorne'a. Pierwsze (tab. 7) składa się z dwóch części: po lewej przekroje istniejące przed korektą, a po prawej stronie umieszczone są parametry przekrojów po podniesieniu koron bystrzy o taką wartość, że wynikające z tego faktu zmniejszenie powierzchni przekroju wody pełnokorytowej daje w wyniku zamierzoną średnią głębokość na bystrzu. Wartości zmienione są oznaczone kolorem czerwonym. Przekroje P0 i P5 nie podlegają korekcie.

Drugie zestawienie (tab. 8) przedstawia zmniejszenie powierzchni przekrojów, przepływów pełnokorytowych i jednostkowych mocy strumienia nad skorygowanymi położeniami koron bystrzy.

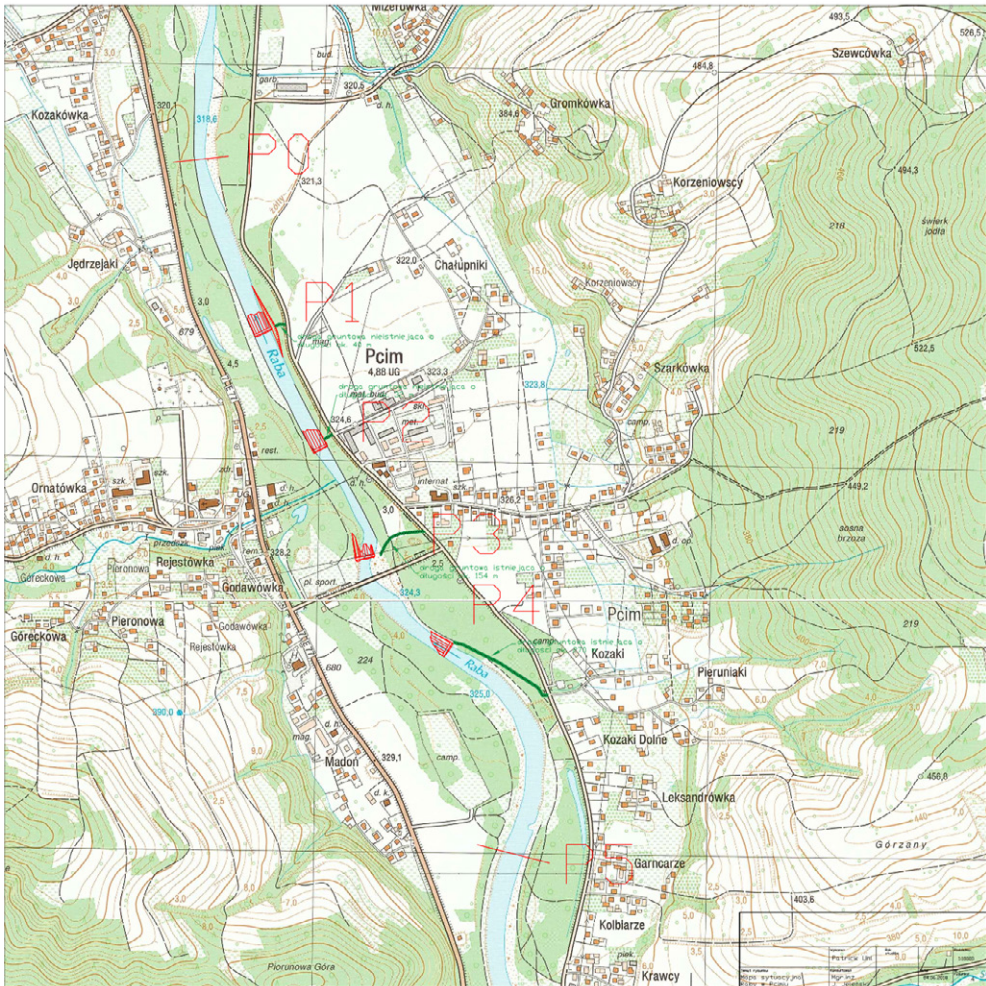
Tabela 7. Zestawienie geometrii przekrojów przed i po korekcie wysokości koron bystrzy powodującej zmniejszenie głębokości średniej i nurtowej oraz powierzchni przekroju ponad koroną bystrza

Przekrój	Kilometraż	Głębokość średnia	Głębokość linii nurtu	Powierzchnia przekroju	Szerokość lustra wody brzegowej	Rzędna wody brzegowej	Głębokość średnia	Głębokość linii nurtu	Powierzchnia przekroju wody brzegowej
		d_{bystrza}	$d_{\text{max bystrza}}$	A	W (H-T = 55,7m)		d_{bystrza}	$d_{\text{max bystrza}}$	A_k
		[m]	[m]	[m ²]	[m]	[m n.p.m.]	[m]	[m]	[m ²]
		<i>Przed korektą</i>					<i>Po korekcie</i>		
P0	83+920	1,61	2,65	88,4	54,8	319,30	1,61	2,65	88,4
P1	84+390	2,49	3,21	133,8	53,7	321,93	1,73	2,08	92,7
P2	84+723	2,44	3,00	121,6	49,8	322,65	1,73	1,94	86,1
P3	85+035	2,24	3,50	141,1	62,9	323,85	1,73	1,95	106,4
P4	85+374	2,35	3,48	137,0	58,4	325,56	1,69	2,25	101,1
P5	86+019	1,24	2,21	105,3	85,3	327,30	1,24	2,21	105,3

Tabela 8. Zestawienie obliczeń przepływu pełnokorytowego po korekcie wysokości koron bystrzy na odcinku Raby w Pcimiu

Przekrój	Kilometraż	Spadek wody Q10%	Powierzchnia przekroju wody brzegowej	Obwód zwilżony	Wsp. szorstkości	Promień hydrauliczny	Prędkość średnia w przekroju	Przepływ brzegowy	Jednostkowa moc strumienia
		S [m/m]	A_k [m ²]	O_z [m]	η []	R_{hy} [m]	V [m/s]	Q_{bi} [m ³ /s]	ω [W/m ²]
		0,00332							
P0	83+920	0,00355	88,4	55,6	0,050	1,59	1,62	144	91
P1	84+390	0,00406	<u>92,7</u>	54,4	0,050	1,70	1,82	168	125
P2	84+723	0,00379	<u>86,1</u>	50,9	0,050	1,69	1,75	151	113
P3	85+035	0,00485	<u>106,4</u>	64,1	0,050	1,66	1,95	208	157
P4	85+374	0,00434	<u>101,1</u>	55,9	0,050	1,81	1,96	198	144
P5	86+019	0,00331	105,3	66,3	0,050	1,59	1,57	165	63

W wyniku porównania powyższej tabeli 8 z tabelą 4 zauważa się, że graniczne wielkości parametrów po korekcie wysokości koron bystrzy są zmienione. Przepływ brzegowy na odcinku Raby w centrum Pcimia osiąga już tylko poziom 150–210 m³/s, co odpowiada przepływowi $Q_{50\%}$ – $Q_{30\%}$. Wartości jednostkowej mocy strumienia także są zdecydowanie mniejsze, w przekroju P1 i P3 nawet o 100 W/m². Osiągnięcie takiego rezultatu wymaga użycia materiału z kamieniołomu przy odbudowie koron i skłonów bystrzy w przekrojach P3 i P4 (ω równoważne Hey'a-Thorne'a do 176 W/m²) oraz użycia mieszanego uziarnienia (proporcje materiału żwirowego do materiału z kamieniołomu „1 do 2”) dla koron bystrzy w przekrojach P1 i P2 (ω równoważne Hey'a-Thorne'a do 143 W/m²). **Poza rejonem koron bystrzy nie jest potrzebna żadna inna interwencja inżynierska**, wystarczy pozostawienie dalszego kształtowania koryta spontanicznym procesom korytowym i monitorowanie ich wyników (Jeleński, 2016) w postaci obserwowania położenia i elewacji koron bystrzy, które mają za zadanie zredukować niekorzystną nierównowagę energii strumienia w częściowo wciętych i skrępowanych korycie (rys. 1).



Rys. 1. Mapa obrazująca zakres i lokalizację zaplanowanych prac (kolor czerwony) i dróg dojazdowych do koryta nie wymagających wycinki drzew (linie zielone)

Sprawdzenie adekwatności rozwiązania opartego o opis procesów przyrodniczych w aspekcie zagrożenia powodzią przy pomocy modelu numerycznego HEC-RAS

Równania równowagi Hey'a-Thorne'a są specyficznym przypadkiem modelu zero-wymiarowego dotyczącego zdefiniowanych punktów na trasie naturalnego koryta, zakładającego zrównoważony przepływ i transport rumowiska rzek żwirowanych. Wyniki symulacji równowagi za pomocą równań równowagi dotyczą więc tych przekrojów, dla których zostały wykonane, natomiast nie mają pomiędzy sobą

powiązania, a więc założone spadki lustra wody pomiędzy przekrojami, jak i rzędne poziomu lustra wody przy przepływach powodziowych obciążone są pewną niepewnością co do kierunku zmian. Niekoniecznie muszą być one zgodne z przewidywanymi w dokumentach planistycznych, co wynika z:

- deformacji erodowanego koryta, które wywołały potrzebę interwencji oraz
- samej przewidywanej interwencji, która dotyczy wyłącznie dwóch aspektów funkcjonowania koryta: uziarnienia rumowiska i ograniczenia wielkości przepływów pełnokorytowych ponad koronami bystrzy.

Poza miejscowościami rozwiązanie „przyrodnicze” może być stosowane bez żadnych dalszych weryfikacji, gdyż uważa się, że i tak rzeka będzie się dostosowywać do narzuconych warunków spontanicznie, na jej własnych zasadach. Jednak uzyskanie pozwolenia na prowadzenie robót w korycie rzeki w ciasnym „gorsecie” koryta skrzepowanego w centrum miejscowości wymaga przedstawienia uzasadnienia, że zastosowane rozwiązanie (w tym przypadku podniesienie dna koryta oraz poziomu niskiego stanu wody) nie spowoduje nadmiernego zalania terenów sąsiadujących z korytem rzeki podczas powodzi. Ponieważ tereny przyległe do koryta są terenami zagrożonymi powodzią, to trudno obiecać, że powódź nie wystąpi, gdyż zawsze tam występowała i tylko zastosowanie akceptowalnych obliczeń jest w stanie uzasadnić nieszkodliwość interwencji na zakres zagrożenia powodzią.

Najprostszym sposobem takiego uzasadnienia było posłużenie się mapą zagrożenia powodzią $Q_{10\%}$, z której odczytano zawarty w niej profil wody $Q_{10\%}$, i porównanie go z profilem wynikającym z symulacji przepływu wody $Q_{10\%}$ przez przekroje po planowanej interwencji inżynierskiej. Ten wynikowy profil nie powinien przebiegać powyżej rzędnych wody $Q_{10\%}$ odczytanych z map zagrożenia powodzią (*Mapa zagrożenia powodziowego*, 2013). Model jednowymiarowy utworzony został w programie HEC-RAS i posługując się podręcznikiem Siwka (2013) dane wprowadzono tak, aby model w jak najlepszy sposób odzwierciedlał rezultat planowanej interwencji inżynierskiej.

Oś ciek w modelu jest określona na podstawie współrzędnych układu X-Y pomierzonych wzdłuż rzeki. Następnie na osi ciek zostały umieszczone przekroje we wcześniej określonych odstępach i wymiarach.

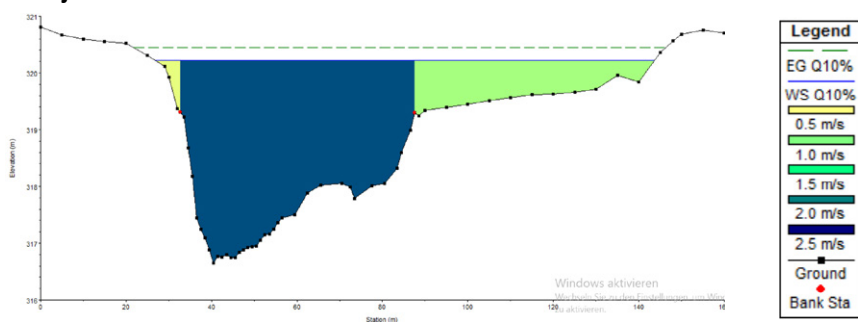
Analizę przeprowadzono dla następujących przepływów: $Q_{10\%} = 334 \text{ m}^3/\text{s}$ oraz $Q_B = 155 \text{ m}^3/\text{s}$. Warunek brzegowy stanowił spadek doliny zadany dla lustra wody w dalszej części koryta, poniżej rozpatrywanego odcinka, $S = 0,00355 \text{ m/m}$. Pierwsze obliczenie stanu wody przy przepływie $Q_{10\%}$ wskazało rzędne lustra wody i napełnienia przekrojów przedstawione w tabeli 9.

Tabela 9. Rzędne lustra wody $Q10\%$ po pierwszej analizie HEC-RAS

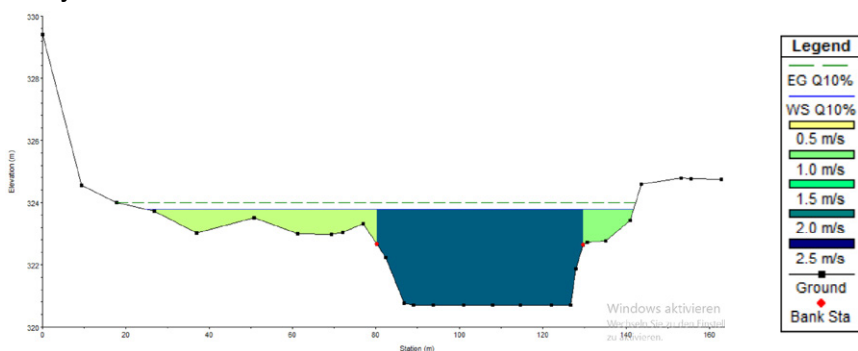
	Rzędna lustra wody	Rzędna lustra wody IMGW
	[m n.p.m.]	[m n.p.m.]
P5	328,09	329,39
P4	325,94	326,65
P3	324,71	325,00
P2	323,78	323,82
P1	322,63	322,46
P0	320,22	320,81

Poniżej (rys. 2) przedstawione zostały przekroje z obliczonymi napełnieniami przy przepływie $Q10\%$. Pola oznaczone różnymi kolorami reprezentują różne strefy prędkości wód wyszczególnione w odpowiedniej legendzie po prawej stronie. Przekrój P2 został zmieniony zgodnie z wnioskami zaczerpniętymi z analizy.

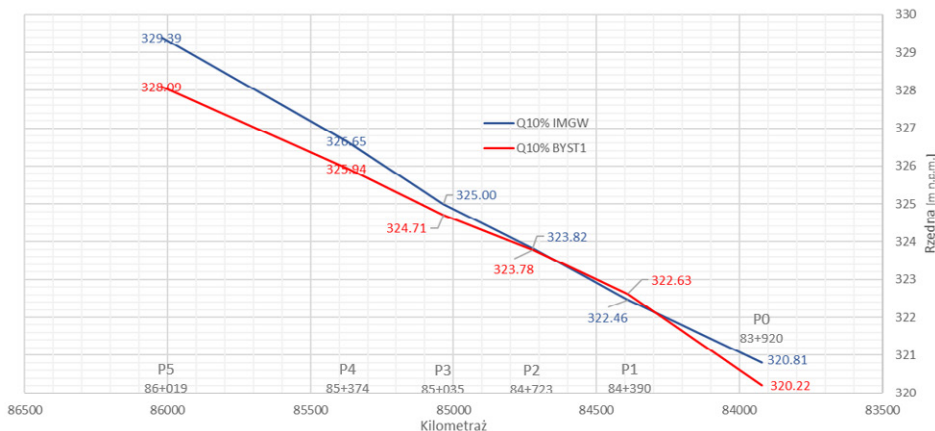
Przekrój P0



Przekrój P2



Rys. 2. Przykładowe przekroje P2 i P0 wprowadzone do modelu HEC-RAS. Przekrój P2 jest „ucięty” położeniem korony bystrza zlokalizowanego w tym przekroju



Rys. 3. Położenie profilu lustra wody Q10% obliczonego w programie HEC-RAS (linia czerwona) w stosunku do profilu wody Q10% odczytanego z map zagrożenia powodzią (linia niebieska)

Z wykresu przedstawionego na rys. 3 wynika, że w przekrojach skorygowanych P4, P3 i P2 oraz w przekrojach swobodnych P5 i P0 przewidywane położenie lustra wody Q10% znajduje się poniżej rzędnej lustra wody z mapy zagrożenia wodą Q10%. Natomiast w przekroju P1 po wprowadzeniu korekty wysokości korony bystrza rzeczywiste lustro wody Q10% przewyższyło rzędną wynikającą z mapy zagrożenia powodzią o 0,17 m. Powodem tego jest najprawdopodobniej zbyt duże zawężenie koryta w tym miejscu i zbyt wąskie terasy zalewowe. W przekroju P1 i P2, przyjęte kryterium nieprzewyższania rzędnych Q10% z map zagrożenia powodzią o co najmniej 5 cm nie jest spełnione, więc należy poszukiwać rozwiązań w postaci:

- przekrojów koryta o większej przepustowości, bez interwencji w zakresie wysokości teras zalewowych,
- przekrojów koryta o przepustowości zmniejszonej przez obniżenie teras zalewowych i zmniejszenie przepływów pełnokorytowych.

Podsumowując pierwszą część analizy warunków przepływu w symulacji HEC-RAS warto zaznaczyć, że wprowadzone według analizy równowagi H-T bystrza w każdym przekroju mają korzystny wpływ na przepływ wody. Szczególnie widoczne jest to dla obliczonej średniej prędkości w przekrojach. W każdym z przekrojów prędkość wody się zmniejszyła, przez co pojemność koryta także się zmniejszyła, co z kolei wpływa na redukcję jednostkowej mocy strumienia w przekrojach. Wyjątek stanowi przekrój P1, gdzie prędkość wody V_{P0} jest nieco większa od V_{PRZED} (tab. 10).

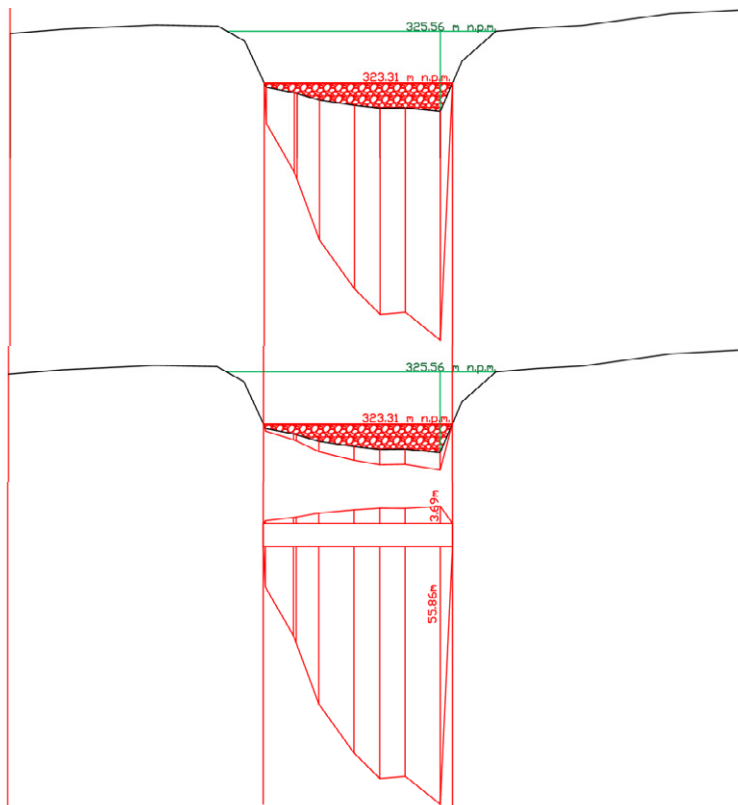
Tabela 10. Porównanie średnich prędkości wody w przekrojach przed i po korektach

	V_{PRZED} [m/s]	V_{PO} [m/s]
P5	2,13	1,91
P4	2,49	2,17
P3	2,05	1,99
P2	2,20	2,14
P1	2,10	2,19
P0	2,19	2,19

W przekroju P1 przewyższenie rzeczywistego profilu $Q10\%$ ponad rzędne lustra wody $Q10\%$ wynikające z dokumentów planistycznych wynosi 17 cm. Wybrano tutaj rozwiązanie składające się z dwóch części:

- po pierwsze, korona zaplanowanego bystrza powinna zostać obniżona do poziomu 319,75 m n.p.m., a więc 10 cm niżej niż wcześniej przyjęto,
- po drugie, prawy brzeg koryta powinien zostać przesunięty o ok. 5 m w głąb brzegu z zastosowaniem następnie skarpy o nachyleniu 1:4 aż do przecięcia z terenem.

Na podstawie wcześniejszych obliczeń przyjęto rzędne dla zaplanowanych koron bystrzy. Po ustaleniu rzędnych koron bystrzy należy przyjąć odpowiednie wymiary i nachylenia bystrza, tak aby nie uległo ono rozmyciu przez wody powodziowe. W tym celu zabezpiecza się koronę bystrza poprzez odpowiednie umieszczenie mieszanek żwirowo-kamiennych w jej skłonie i zapleczu.



Rys. 4. Zasięg bystrza na przykładzie zaplanowanego bystrza w przekroju P4, u góry – zasięg skłonu bystrza, pośrodku – zasięg zaplecza bystrza, u dołu – obrys całej przyzmy bystrza z zapleczem i pasem poziomym na rzędnej korony bystrza pomiędzy skłonem i zapleczem

Na rysunku 4 pokazano sposób, w jaki można oszacować odpowiedni zasięg przyzmy w zależności od wysokości nasypu bystrza. Obwiednia łącząca różne długości skłonu i zaplecza tworzy obszar zasięgu interwencji na bystrzu, na podstawie którego można także oszacować zapotrzebowanie ilościowe na materiał konieczny do wykonania bystrzy.

Zakres zaplanowanych interwencji na odcinku Raby w Pcimiu obejmuje:

1. Wycięcie zarośli brzegowych w przekroju P1 na prawym brzegu na szerokość 8 m, zmniejszając szerokość wycinki stopniowo do zera na długości 80 m w górę koryta rzeki i na długości 120 m w dół rzeki.
2. Uformowanie przekroju P1 zgodnie z koniecznością jego poszerzenia i złagodzenia skarpy do nachylenia 1:4.
3. Przygotowanie dróg serwisowych.
4. Ułożenie i zagęszczenie materiału na bystrzach zgodnie z rysunkami.

Podsumowanie

Mapę całego obszaru w miejscowości Pcim obejmującą zakres i lokalizację poszczególnych zaplanowanych prac opisanych powyżej przedstawiono na rysunku 1. Po analizie wykazano, że przekroje swobodne cechują się mniejszymi pojemnościami, prędkościami wody brzegowej i jednostkowej mocy strumienia niż przekroje skrępowane. Wobec braku możliwości zwiększenia długości koryta Raby celem zmniejszenia spadku rzeki (ze względu na sąsiadującą zabudowę i infrastrukturę), wybrano wariant korekty wysokości koron bystrzy i wykonania skłonów bystrzy z materiału o uziarnieniu grubszym niż oryginalne rumowisko, a wynikającym z równań równowagi Hey'a-Thorne'a. Dla skorygowanych przekrojów skrępowanych i nie zmienionych przekrojów swobodnych sprawdzono w programie HEC-RAS profil wody powodziowej $Q_{10\%}$ celem stwierdzenia, czy nie przekracza on profilu wynikającego z map zagrożenia powodzią publikowanych jako dokumenty planistyczne.

W wyniku przeprowadzonych działań (diagnozy stanu, wskazania rozwiązań i sprawdzenia adekwatności działań) uzyskano dane pozwalające na obliczenie ilości materiałów potrzebnych do realizacji utrzymania, wyceniono faktyczny koszt prac, wykonano rysunki i zestawiono inne dane umożliwiające wytyczenie robót w terenie. Ponadto, wzorując się na rozwiązaniach zastosowanych w podobnych okolicznościach w Myślenicach, wyceniono wariant polegający na zastąpieniu bystrzy powstałych w wyniku utrzymania urządzeniami wodnymi w formie ramp kamiennych opartych o gurdy betonowe. Porównanie wskazuje, że wybudowanie czterech ramp kamiennych jest trzy i pół razy droższe od utrzymania polegającego na korekcie wysokości i uziarnienia czterech nie spojonych bystrzy w centrum Pcimia.

Fakt braku konieczności regulowania koryta rzeki Raby w Pcimiu dzięki możliwości zastosowania właściwego utrzymania jest szczególnie ważny, gdyż cała działka rzeki Raby od Mszany do Stróży jest objęta obszarem Natura 2000 Raba z Mszanką PLH120093, w którym regulacje rzek uznane są za niezgodne z planami zadań ochronnych obszaru.

Literatura

- Bojarski A., Jeleński J., Jelonek M., Litewka T., Wyźga B., Zalewski J., 2005. Zasady dobrej praktyki w utrzymaniu rzek i potoków górskich. Ministerstwo Środowiska. Departament Zasobów Wodnych. Warszawa.
- Bathurst J.C., 1997. River Channel and Velocity Processes. In: Colin R. Thorne, Richard D. Hey, Malcolm D. Newson: Applied River Geomorphology for River Engineering and Management. 69–93.
- Błachuta J., Picińska-Fałtynowicz J., Czoch K., Kulesza K. 2005. Typologia wód płynących w Polsce. Prezentacja – <http://www.icoz.uni.lodz.pl/pr.htm>.

- Dahm V., Kupilas B., Rolauffs P., Hering D., Haase P., Kappes H., Leps M., Sundermann A., Döbbelt-Grüne S., Hartmann C., Koenzen U., Reuvers C., Zellmer U., Zins C., Wagner F., 2014. Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Umweltbundesamt <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/strategien-zur-optimierung-von-fließgewaesser>.
- Glixelli T., Janiec P., Jeleński J., 2016: Interfaces between natural and regulated reaches of gravel-bed mountain rivers. <http://tarliskagornejraby.pl/download.php?view.114>
- Hey R.D., 1997. Stable River Morphology. [w:] Colin R. Thorne, Richard D. Hey, Malcolm Newson D. (red.) Applied River Geomorphology for River Engineering and Management. 223–236.
- Jeleński J., 2016. Przykłady wykorzystania równań Hey'a-Thorne'a do oceny stanu koryt rzek górskich i planowania robót utrzymaniowych. [w:] Walczykiewicz T. (red.). Problemy planowania w gospodarce wodnej i oceny stanu hydromorfologicznego rzek. Wydawnictwo IMGW-PIB. Warszawa. 227–252.
- Jeleński J., Wyźga B., 2016. Możliwe techniczne i biologiczne interwencje w utrzymaniu rzek górskich. Stowarzyszenie „Ab ovo”. Kraków.
- Mapa zagrożenia powodziowego wraz z głębokością wody. Obszary na których prawdopodobieństwo wystąpienia powodzi jest wysokie i wynosi raz na 10 lat (Q10%) – PCIM M-34-76-D-b-4 / LUBIEŃ M-64-76-D-d-2. 2013. Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej KZGW – opracowanie: Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy.
- Siwek G. 2013. Wykorzystanie oprogramowania HEC-RAS w modelowaniu hydrologicznym. Prace Studenckiego Koła Naukowego Geografów Uniwersytetu Pedagogicznego. Kraków.
- Uhl P.E., 2018. Utrzymanie wciętej aluwialnej rzeki górskiej w aspekcie ograniczenia ryzyka powodzi (rzeka Raba, Pcim). Praca magisterska, Politechnika Krakowska, Instytut Inżynierii i Gospodarki Wodnej.
- Wyźga B., 2008. Wcinanie się rzek polskich Karpat w ciągu XX wieku. [w:] Wyźga B. (red.) Stan środowiska rzek południowej Polski i możliwości jego poprawy – wybrane aspekty. Instytut Ochrony Przyrody PAN. Kraków.

Krzysztof Kukuła¹, Aneta Bylak¹, Elżbieta Hałoń¹, Ewa Kukuła²

¹ Zakład Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Rzeszowski, ul. Zelwerowicza 4, 35-601 Rzeszów

² Zakład Ochrony Przyrody i Ekologii Krajobrazu, Uniwersytet Rzeszowski, ul. Zelwerowicza 4, 35-601 Rzeszów

Odtwarzanie się ichtiofauny w okresowo wysychającym potoku: rola czynników naturalnych i antropogenicznych

Wstęp

Łączność hydrologiczna sieci rzecznych jest bezpośrednio powiązana z systemami klimatycznymi i biologicznymi. Prawidłowe funkcjonowanie ekosystemów wód płynących uwarunkowane jest ciągłością w kilku wymiarach: podłużnym, poprzecznym oraz pionowym (Grant i in., 2007; Hayes i in., 2018). Ilustruje to koncepcja czterowymiarowej natury ekosystemów lotycznych, w której podkreśla się, że ekosystemy te są systemami otwartymi, silnie zintegrowanymi z przyległymi siedliskami (Ward, 1989). Ekosystemy wód płynących są prawdopodobnie ekosystemami najbardziej przekształconymi przez człowieka, a jednym z najważniejszych problemów jest przerywanie ich ciągłości podłużnej (Sabater i in., 2018; Ellis i Jones, 2013). W rezultacie współczesne systemy rzeczne często charakteryzują się obecnością różnych poprzecznych barier w korytach (Li i in., 2018).

Bariery poprzeczne, zarówno duże tamy (Wang i in., 2011), małe progi, przepusty i brody, powodują znaczne zmiany w faunie ryb (Cumming, 2004; Kukuła, 2006; Kukuła i Bylak, 2020). W szczególności dotyczy to migrujących na duże odległości ryb diadromicznych, gdyż bariery te odcinają je od miejsc rozrodu (Brylińska, 2000; Thorstad i in., 2007). Jednak także populacje gatunków potamodromicznych do prawidłowego funkcjonowania wymagają możliwości przemieszczania się osobników w profilu podłużnym całego systemu rzecznego, w tym w obrębie dopływów. Wędrówki te związane są z rozrodem, poszukiwaniem miejsc do zimowania czy żerowisk (Schlosser, 1991). Budowa dużych tam czy mniejszych progów może prowadzić do trwałej fragmentacji populacji, a często w konsekwencji do zaniku gatunków w odciętych progami fragmentach zlewni (Kukuła, 2006).

Efekt bariery wywołany przez obecności progów, jest bardzo często nasilany przez niski poziom wody (Clarkin i in., 2006). Ze względu na ocieplenie klimatu niskie przepływy są jeszcze bardziej dotkliwe, a czas trwania susz jest dłuższy (Piggott i in., 2015; Floriancic i in., 2020). Na niektórych obszarach powoduje to całkowite lub częściowe wysychanie cieków. Zjawisko to jest częste w zlewni Morza Śródziemnego (Magalhães i in., 2007; Mas-Martí i in., 2010). Ocieplenie klimatu doprowadziło tu do przedłużenia okresu suszy i okresowego całkowitego wysychania wielu potoków (Stubbington i in., 2018). W ostatnich dziesięcioleciach zmiany klimatyczne przekształciły trwałe potoki w potoki okresowo wysychające, także w innych częściach Europy (Santos i in., 2014; Marx i in., 2017). Jednak pojawianie się okresowo wysychających potoków w Europie Środkowej jest spowodowane przede wszystkim czynnikami antropogenicznymi (Sabater i in., 2018).

Potoki okresowo wysychające to dynamiczne ekosystemy, przechodzące od fazy płynącej, przez fazę odizolowanych plos do fazy suchego koryta (Stubbington i in., 2020). Ryby w ciekach, które częściowo wysychają, są narażone np. na podwyższoną temperaturę wody czy niedobór tlenu w odizolowanych plosach (Woodward i in., 2010; Lennox i in., 2019). Jeśli ryby nie mogą uciec z wysychającego fragmentu koryta i dotrzeć do refugium, pozostają w pułapkach ekologicznych i giną (Magoulick i Kobza, 2003; Vorste i in., 2020). Z drugiej strony, małe okresowo wysychające potoki, w fazie napełnienia wodą, mogą być miejscem ucieczki przed drapieżnikami w głównej rzece, szczególnie dla mniejszych gatunków czy narybku (Fraser i Lamphere, 2013; Richardson, 2019). Nawet w okresie niedoboru wody, jeżeli potok nie wysycha całkowicie, plosa odgrywają ważną rolę w cyklu życiowym niektórych gatunków ryb, nawet ryb łososiowatych (Ebersole i in., 2006). Ryby mogą przeżyć w kilku bardziej zasobnych w wodę odcinkach strumieni i ponownie zasiedlić potok (Magoulick i Kobza, 2003; Vorste i in., 2020). Nawet po katastrofalnych wydarzeniach, takich jak całkowite wysychanie strumieni, możliwa jest rekolonizacja (Davey i Kelly, 2007). Odbudowa fauny ryb bardzo często polega na rekolonizacji osobnikami podpływającymi z rzek głównych (Gido i in., 2015). Zatem czynnikiem decydującym o skutecznej rekolonizacji okresowo wysychających potoków jest utrzymanie łączności podłużnej w całym systemie rzeczonym (Wigington i in., 2006).

Znając skutki utraty ciągłości podłużnej w systemach rzecznych, coraz częściej wykonywane są prace renaturyzacyjne, mające na celu jej przywrócenie (Doyle i in., 2005; Birnie-Gauvin i in., 2017). Rozbiórka tam, demontaż zabudowy poprzecznej czy budowa przepławek to coraz częściej stosowane praktyki (Madsen i in., 2006; Pan i in., 2016). Przeszkodą w osiągnięciu sukcesu może być okresowe odcinkowe wysychanie renaturyzowanego potoku, coraz częściej zdarzające się również w Europie Środkowej (Davey i Kelly, 2007.)

Aby ocenić ekologiczne efekty renaturyzacji potoku, charakteryzującego się sezonowym brakiem ciągłości hydrologicznej, przeprowadziliśmy 10-letnie badania. Badania obejmowały dwa okresy: przed i po wykonaniu prac renaturyzacyjnych. Uwzględniliśmy także dwa sezony hydrologiczne, a mianowicie zasobną w wodę wiosnę i suche lato. Postawiliśmy hipotezę, że zaburzenia hydrologiczne mogą mieć istotny wpływ na proces rekolonizacji potoków przez ryby po usunięciu barier oraz przetrwanie populacji ryb w potokach okresowo wysychających.

Sformułowano następujące, szczegółowe cele badawcze: I) określenie głównych etapów rekolonizacji przez ryby okresowo wysychającego potoku; II) zidentyfikowanie czynników decydujących o względnej stabilności zespołów ryb z okresowo wysychających potoków; III) sformułowanie zaleceń dla osób zarządzających zlewnią potoku.

Teren badań

Potok Hołubla płynie przez obszar Pogórza Dynowskiego i jest dopływem środkowego Sanu (rys. 1). Ta część koryta środkowego Sanu była modyfikowana od XIX w. Prace regulacyjne objęły m.in. ~70-kilometrowy fragment rzeki, położony około 15 km w dół od ujścia potoku Hołubla. Na tym odcinku Sanu doszło do usunięcia meandrów i skrócenia rzeki o prawie 40 km. W konsekwencji nastąpiło ponad dwukrotne zwiększenie spadku koryta rzeki, a dno koryta obniżyło się o prawie 4 m (Dynowska i Maciejewski, 1991). Drenujące oddziaływanie Sanu spowodowało obniżenie się poziomu wód gruntowych, a większość małych dopływów Sanu w ich dolnych odcinkach, płynących przez aluwia doliny Sanu wysycha w okresie suszy. Małe dopływy tej części zlewni Sanu charakteryzują się częstymi zmianami poziomu wody. Zlewnia środkowego Sanu należy do regionu klimatycznego Karpat. W okresie badań miesiące letnie (czerwiec–sierpień) w tej części Karpat pod względem opadów zostały sklasyfikowane jako suche lub bardzo suche; pod względem temperatury miesiące letnie były ciepłe, bardzo ciepłe lub ekstremalnie ciepłe (IMGW 2020). W efekcie, w potoku Hołubla w okresie badań wiosną przepływy były wysokie (160 L s^{-1}), ale latem przepływ spadał nawet tylko do 1 L s^{-1} , a odcinkowo potok w niektórych latach wysychał.

Potok Hołubla ma długość 5,89 km i powierzchnię zlewni $8,68 \text{ km}^2$. Woda w potoku jest bardzo dobrej jakości (dobrze natleniona tj. $7,0\text{--}10,3 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$; przewodnictwo $290\text{--}495 \mu\text{S cm}^{-1}$), bez widocznych zanieczyszczeń antropogenicznych (Bylak i Kukuła, 2018a). Aż 99% zlewni jest zalesione. Dominującymi zbiorowiskami roślinnymi są lasy lipowo-dębowo-grądowe oraz podgórski typ buczyny karpackiej. Zlewnia Hołubli ma wysokie walory przyrodnicze. Bieg środkowy, czyli przełomowy odcinek potoku Hołubli, objęty jest ochroną, jako rezerwat przyrody „Przełom Hołubli” o powierzchni $0,46 \text{ km}^2$. Cały obszar zlewni potoku należy do Parku Krajobrazowego

Pogórza Przemyskiego, został też włączony do sieci Natura 2000 (Obszar Specjalnej Ochrony Pogórza Przemyskiego oraz Ostoja Przemyska).

W zlewni potoku Hołubla prowadzona jest zrównoważona gospodarka leśna z ograniczonym wyrębem. Wcześniej intensywniejsza eksploatacja lasów wymagała zbudowania odpowiedniej infrastruktury transportu drewna. W latach siedemdziesiątych w poprzek koryta zbudowano brody z płyt betonowych. Z biegiem czasu, w związku ze wzrostem erozji dna poniżej konstrukcji, zaczęły powstawać wodospady. W konsekwencji brody stały się barierami dla ryb (Bylak i Kukuła, 2018a). W potoku Hołubla, do 2013 roku, znajdowały się cztery brody z płyt betonowych oraz jeden kamienny próg o wysokości 3 m. W 2013 roku usunięto wszystkie te bariery. Dwa betonowe brody zastąpiono brodami z naturalnego kamienia, z szerokimi szczelinami między kamieniami, umożliwiającymi przemieszczanie się ryb. Pozostałe dwa brody zostały zastąpione dużymi przepustami łukowymi, nie kolidującymi z naturalnym dnem potoku. Poniżej tych nowoczesnych brodów i przepustów oraz na odcinku potoku w miejscu dawnego progu kamiennego, dno potoku zostało ustabilizowane poprzez budowę kamiennych bystrzy o łagodnym spadku. W ten sposób została przywrócona ciągłość potoku Hołubla.

Badania prowadzono przez 10 lat (2010–2019) na 10 stanowiskach badawczych (rys. 1, tabela 1). Okres badawczy podzielono na dwa etapy, tj. przed renaturyzacją (2010–2013) i po renaturyzacji (2014–2019) koryta potoku. Stanowisko 1 i 2 znajdowały się w górnej części potoku. Na stanowisku 1, koryto było kamienisto-żwirowe, z przewagą kamieni. Szerokość koryta wahała się od 1 do 2 m. W okresie badań, woda w korycie płynęła prawie przez cały czas, chociaż w niektórych latach, bardzo gorących i suchych, górny bieg strumienia wysychał. Średnia głębokość wody w lecie wynosiła nie więcej niż kilka cm w bystrzach, ale niezbyt liczne małe plosa miały głębokość do 30 cm. Stanowisko 2 zlokalizowane było pomiędzy dwoma brodami. Charakterystyka hydromorfologiczna tego odcinka była podobna do charakterystyki stanowiska 1.

W środkowym biegu Hołubli, znajdowały się stanowiska 3–7. Stanowisko 3 i stanowisko 4 zlokalizowane były na obszarze objętym rezerwatem. Koryto było mocno zacienione, a dno głównie kamieniste. W potoku woda była obecna przez cały rok, choć w suchych okresach przepływ był minimalny (kilka litrów na sekundę). Niekiedy woda pozostawała tylko w odizolowanych plosach, dochodzących do 50–60 cm głębokości. Było tam też dużo grubego rumoszu drzewnego. Na stanowiskach 5 i 6 koryto było szersze. Na tym odcinku znajdowało się kilka rozległych plos z głębszą wodą (do 80 cm). Na dnie dominowały małe kamienie. Do 2013 r., poniżej stanowiska 6 znajdował się wysoki kamienny próg. Stanowisko 7 zlokalizowane było poniżej tego progu. Na dnie tego odcinka dominował żwir i piasek, a w gorących i suchych latach odcinek wysychał lub woda pozostawała w odizolowanych plosach (rys. 1, tabela 1). Poniżej tego stanowiska znajdował się bród z płyt betonowych, który w wyniku erozji stał się istotną przeszkodą dla ryb. Wodospad ten miał około 1,5 m wysokości.

W dolnym odcinku Hołubli znajdowały się stanowiska 8–10. Od stanowiska 8 w dół cieku, nie było żadnych znaczących przeszkód dla ryb. Na stanowisku 8 w dnie dominowały kamienie. Latem woda wysychała lub były tam tylko pojedyncze plosa. Stanowisko 9 znajdowało się w obrębie wypełnionej osadami aluwialnymi doliny Sanu. Na odcinku potoku w obrębie stanowiska 9, latem, woda najczęściej wysychała lub pozostawały pojedyncze, odizolowane plosa. Stanowisko 10 zlokalizowano w pobliżu ujścia potoku do Sanu. Wiosną przepływ dochodził do 160 L s⁻¹, ale latem odcinek ten pozostawał zupełnie suchy przez kilka tygodni.

Metodyka

Każde stanowisko badawcze obejmowało 100-metrowy odcinek potoku. Ryby łowiono na każdym odcinku, dwa razy w roku, przez okres 10 lat (2010–2019). Na każdym stanowisku wykonano łącznie po 20 połowów ryb. Ryby łowiono w każdym roku badań wiosną (okres zasobny w wodę; między końcem kwietnia a końcem maja) i latem (okres suchy; od połowy sierpnia do końca września). Ryby łowiono przy użyciu plecakowego, elektrycznego sprzętu połowowego (IG600T; Hans Grassl GmbH, Schönau am Königssee, Niemcy; 650 W DC; 1200 W AC; 115-565 V). Zespół badawczy składał się z jednej osoby obsługującej anodę oraz dwóch osób łowiących i mierzących ryby. Prowadzono połowy, brodząc w górę cieku. Czas połowu na stanowisku wynosił najczęściej ok. 30 minut. Identyfikowano gatunki ryb i dzielono je na dorosłe (AD), młodociane (JV) i narybek tegoroczny (YY) (Kukuła i Bylak, dane niepubl.). Ryby wypuszczano w miejscu złowienia. W trakcie połowów nie stwierdzono śnięcia ryb po zastosowaniu urządzenia połowowego. Na każdym stanowisku mierzono długość i szerokość obławianego odcinka, a następnie obliczano powierzchnię odcinka. Względną liczebność złowionych ryb przedstawiono jako liczbę osobników na 100 m² łowionej powierzchni (osob. 100m⁻²).

W każdym miejscu mierzono parametry hydromorfologiczne (tab. 1). Frakcje podłoża podzielono na duże kamienie (256–65 mm), małe kamienie (64–17 mm), żwir (16–2 mm) i piasek (< 2 mm) (Bain i in., 1985). Temperaturę wody i zawartość rozpuszczonego tlenu mierzono za pomocą Multiparameter Sonde 6600 V2 (YSI Inc., Yellow Springs, OH, USA). Głębokość wody mierzono na każdym stanowisku, w 10 przekrojach poprzecznych. Prąd wody mierzono za pomocą przepływomierza FlowTracker (SonTek / YSI Inc., San Diego, CA USA) i na tej podstawie obliczano przepływ. Obecność plos na stanowisku (przybliżona powierzchnia plos w odniesieniu do powierzchni stanowiska) oceniano w czterostopniowej skali, tj. - – brak, * – mało, ** – średnio, *** – dużo.

Aby szczegółowo opisać skutki suszy na funkcjonowanie populacji ryb, posłużono się dodatkowymi wskaźnikami. Ciągłość hydrologiczna (Ch) charakteryzowała możliwość przemieszczania się ryb w obrębie stanowiska. W przypadku braku wody

lub obecności izolowanych plos, wskaźnik ten otrzymywał wartość „0”. Dla wody o głębokości nieprzekraczającej 2 cm w bystrzach, przypisywano wartość „1”, a gdy wody było więcej, przypisywano wartość „2”. Natomiast Wskaźnik Wysychania (Ww) określał obecność (1) lub brak wody (0) na stanowisku w terminie połowu.

Analizy statystyczne przeprowadzono z wykorzystaniem programów STATISTICA v.13 (TIBCO Software Inc., Palo Alto, CA, USA) i PRIMER v.7 (Anderson i in., 2008). Pierwszą analizą była permutacyjna wieloczynnikowa analiza wariancji (PERMANOVA) przy użyciu macierzy podobieństwa Bray-Curtisa opartej na zagęszczeniach gatunków/klas ryb. Dane dotyczące zagęszczeń ryb przekształcano $\log(x+1)$. Analizę wykonano dla danych zagęszczeń ryb z całego okresu badawczego (2010–2019). W tej analizie uwzględniono dwa czynniki: Okres (czynnik stały; dwa poziomy, przed i po renaturyzacji) i Sezon (czynnik stały; dwa poziomy, wiosna i lato). Na podstawie wyników uzyskanych w PERMANOVA przeprowadzono dalsze analizy osobno dla okresu przed renaturyzacją (2010–2013) i okresu po renaturyzacji (2014–2019), z uwzględnieniem wyników sezonowych (wiosna, lato). Każda próba została opisana numerem stanowiska i sezonem roku, tj. wiosna (W) i lato (L). Przykładowo, próba 1W oznacza stanowisko 1, poławiane wiosną.

W celu zidentyfikowania zmiennych środowiskowych, które najlepiej pasują do zbioru danych biotycznych zastosowano procedurę BEST (Clarke i Gorley, 2015). Obliczono współczynniki korelacji Pearsona dla wszystkich par zmiennych i z siedemnastu zmiennych, pozostawiono tylko zmienne nie skorelowane ze sobą. Te zmienne użyto do analizy BEST. Modele BEST wygenerowane w ramach tej procedury ograniczały liczbę zmiennych do trzech. Dla okresu 2010–2013 były to: bariera poniżej stanowiska, odległość od ujścia, oraz średnia głębokość, a dla okresu 2014–2019: odległość od ujścia, wskaźnik wysychania i szerokość koryta. Te zmienne zostały wykorzystane w analizie LINKTREE.

LINKTREE pogłębia analizę BEST, dzieląc sezony siedliskowe na grupy i wyznaczając zmienne środowiskowe, które najlepiej wyjaśniają obserwowaną zmienność między zbiorowiskami gatunków (Anderson i in. 2008). Nazwy grup wyodrębnionych w LINKTREE odnoszą się do lokalizacji stanowiska w profilu podłużnym potoku Hołubla, tj. górny (G), środkowy (S) i dolny (D) oraz obecności (R) lub braku (B) ryb na stanowiskach – przykładowo, grupa GB oznacza górny bieg potoku Hołubla, nie skolonizowany przez ryby („bez ryb”).

Dla wszystkich prób uwzględnionych w analizie LINKTREE skonstruowano diagram, prezentujący zagęszczenia poszczególnych gatunków i klas wieku ryb. Obliczono średnie zagęszczenie dla każdego stanowiska/sezonu (wiosna, lato) i przedstawiono w postaci wykresów cieniowania (Shade plots). Przedstawiono cieniowane wykresy przygotowane dla kombinacji 20 stanowisk/sezonów (oś X) i 21 gatunków/klas (oś Y). Wykresy cieniowane umożliwiają nie tylko identyfikację wzorców w zespołach ryb,

które ilustrują strukturę zespołów na stanowisku (Clarke, 1993), ale także pozwalają na interpretację zmian zagęszczeń na poziomie poszczególnych gatunków/klas (Clarke i in., 2014).

Wyniki

W trakcie badań w potoku Hołubla złowiono około 4000 ryb należących do 10 gatunków (tabela 2). Najliczniejsze były strzeble potokowe (*Phoxinus phoxinus* (L., 1758)) i ślizy (*Barbatula barbatula* (L., 1758)), stanowiąc około 75% wszystkich złowionych ryb. Wśród pozostałych gatunków duży udział miały kielby (*Gobio gobio* (L., 1758)) i klenie (*Squalius cephalus* (L., 1758)).

Analiza struktury zespołów ryb na stanowiskach, w całym okresie badawczym (2010–2019) na podstawie PERMANOVA wykazała, że czynnik „okres” był istotny (tab. 3). Dlatego w dalszych analizach okresy 2010–2013 i 2014–2019 traktowano oddzielnie. Podobnie istotny był czynnik „sezon” (tab. 3), co sugerowało, żeby nie łączyć próbek z połowów wiosennych i jesienno–letnich. Interakcja „okres × sezon” była w modelu nieistotna (tab. 2).

Procedura BEST dla okresu 2010–2013 wykazała, że zróżnicowanie danych biotycznych najlepiej wyjaśniały: odległość od ujścia, bariera poniżej stanowiska oraz średnia głębokość. Współczynnik korelacji R_o (wskaźnik dopasowania dla każdej liczby zmiennych wskazywały na 0,786; $p=0,001$) został zmaksymalizowany dla trzech wspomnianych wcześniej zmiennych. Analiza LINKTREE wykazała, że czynnik „bariera poniżej stanowiska”, podzielił stanowiska i zasiedlające je zespoły ryb na dwie główne grupy (rys. 2). Pierwszą dużą grupę stanowiły stanowiska w dolnej części potoku (stanowiska 8–10), mniej niż 1 km od ujścia do głównego nurtu, zasiedlone przez ryby (grupa DR). Druga grupa (grupa SB+GB) składała się ze stanowisk położonych powyżej najniższej bariery (stanowiska 1–7). Grupa DR obejmowała stanowiska 8–10 w lecie i obejmowała stanowiska okresowo wysychające, ze średnią głębokością wody poniżej 7 cm. Wiosną, stanowiska 8–10 miały średnią głębokość przekraczającą 28 cm i podzieliły się na podgrupy DR_1 oraz DR_2 i DR_3 . Grupy DR_2 i DR_3 różniły się odległością od ujścia (rys. 2).

W okresie przed renaturyzacją (2010–2013) nie stwierdzono ryb w górnym i środkowym biegu potoku (grupa SB+GB). Wyjątkiem było stanowisko 7 wiosną 2010 r., kiedy złowiono tam tylko jednego pstrąga potokowego (*Salmo trutta fario* (L., 1758)). Osiem gatunków ryb złowiono na stanowiskach 9 i 10, ale tylko 4 gatunki na stanowisku 8. Średnie zagęszczenie ryb wiosną (grup DR_{1-3}) było wyższe niż w lecie. Wiosną, najliczniejszym gatunkiem była strzebla potokowa (średnie zagęszczenie 12,7 osobn. 100 m⁻²) i śliz (średnie zagęszczenie 8,5 osobn. 100 m⁻²). Te najwyższe zagęszczenia odnotowano na stanowisku 10. W przypadku obu gatunków na stanowiskach 9 i 10

występowały wszystkie klasy wieku, w tym osobniki YY. Wiosną, w dolnym biegu potoku (grupa DR₂) licznie występowały młode karpowate (*Cyprinidae*), tj. klenie, jelce (*Leuciscus leuciscus* (L.)) i brzany (*Barbus barbus* (L.)). Kiełb był reprezentowany przez osobniki starsze. Pstrąg potokowy pojawił się tylko wiosną. Latem, w dolnym biegu Hołubli (grupa DR₁) strzebla potokowa, kiełb i ślíz były reprezentowane przez wszystkie klasy wieku, ale ich średnie zagęszczenie było niższe niż wiosną. Kleń był reprezentowany tylko przez osobniki YY (rys. 2).

Procedura BEST dla okresu po renaturyzacji (2014–2019) wykazała, że różnicowanie danych biotycznych najlepiej wyjaśniały: „odległość od ujścia”, „wskaźnik wysychania” i „średnia szerokość”. Wyniki BEST dla każdej liczby zmiennych wskazywały, że współczynnik korelacji Ro (0,661; p = 0,001) został zmaksymalizowany dla tych trzech wymienionych zmiennych. Analiza LINKTREE wykazała podział stanowisk i zamieszkujących je zespołów ryb na siedem grup (rys. 3). Grupa DB obejmowała tylko stanowisko 10 w lecie. „wskaźnik wysychania” był tutaj bardzo niski, a w lecie, dolny bieg potoku był prawie zawsze suchy. Grupa DR₁ obejmowała stanowisko 10. wiosną, gdy przepływ wody był duży. Grupa DR₂ obejmowała stanowisko 9. w lecie, kiedy koryto potoku często wysychało, lub pozostawały odizolowane plosa. Grupa DR₃ obejmowała trzy stanowiska, w których zwykle występowała woda, ale w lecie często pozostawała w korycie w formie odizolowanych plos. Grupa SR₁ obejmowała stanowiska w środkowym biegu potoku (stanowiska 4–7), które znajdowały się ponad 1 km w górę od ujścia do Sanu. Woda w korycie płynęła tu prawie zawsze. Grupy SR₂ i GB znacząco różniły się od pozostałych. Stanowiska zaliczane do grupy SR₂ były najwyżej położone w obrębie środkowego biegu potoku. Zaś stanowiska włączane do grupy GB zlokalizowane były w górnym biegu potoku, ponad 2,5 km od ujścia potoku i charakteryzowały się mniejszą średnią szerokością koryta (rys. 3).

W okresie po renaturyzacji (2014–2019), latem, stanowisko 10 (grupa BD) i 9 (grupa DR₁) były suche lub występowały tam tylko izolowane plosa. W związku z tym ryb nie stwierdzono (stanowisko 10.) lub ich zagęszczenie było niewielkie (stanowisko 9.). Jednak wiosną w dolnym biegu potoku (grupy DR₁ i DR₃) ryb było dużo i zidentyfikowano tam 10 gatunków. Najmłodsze strzeble potokowe występowały bardzo licznie. Na stanowisku 10. średnie zagęszczenie strzebli wynosiło >30 osobn. 100 m⁻², w tym 20 osobn. 100 m⁻² osobników YY. Na stanowisku 7. (grupa SR₁) stwierdzono tylko trzy gatunki: strzeblę potokową, śliza i pstrąga potokowego, ale w przypadku strzebli i śliza, były tam obecne wszystkie klasy wiekowe. Jednak w wyżej położonym, środkowym biegu potoku (stanowisko 4. i 3.) pojawiały się głównie ryby dorosłe. Najwyżej położonym stanowiskiem, na którym stwierdzono ryby, było stanowisko 3. (grupa SR₂), gdzie w niewielkich liczebnościach występowały dorosłe ślize, dorosłe i juwenilne strzeble oraz większe pstrągi potokowe (od 14,8 do 26 cm). Na górnych stanowiskach 1. i 2. (grupa GB) ryb nie stwierdzono.

Dyskusja

Główną przyczyną zaniku ryb w Hołudbli były bariery poprzeczne w korycie potoku. W ciągu 4 lat badań w okresie przed renaturyzacją (2010–2013), na odcinku potoku powyżej najniższej położonej bariery, złowiono tylko jedną rybę – dużego pstrąga potokowego, który był w stanie pokonać bród betonowy wykorzystując wyższy poziom wody w potoku. Nawet stosunkowo niskie bariery, jak ta w potoku Hołudbla (~1m), mogą uniemożliwić rydom przemieszczanie się wzdłuż potoków (Branco i in., 2017; Bylak i in., 2017; Bylak i Kukuła, 2018b). Co więcej, struktury te mogą uniemożliwić rekolonizację, blokując wędrówki ryb w górę potoku z jego z dolnego biegu (Gido i in., 2015). Odbudowa ciągłości badanego potoku poprzez demontaż progu i przebudowę brodów w 2013, po kilkudziesięciu latach, przywróciło możliwość migracji. Wiosną 2014 r. w dolnym biegu Hołudbli stwierdzono liczne ryby (rys. 4).

W dolnym odcinku potoku Hołudbla pojawiały się ryby migrujące z rzeki San (tab. 3), tj. narybek i juvenilne klenie, jelce, brzany, piekielnice (*Alburnoides bipunctatus* Bloch), pstrąg potokowy, różanka (*Rhodeus amarus* Bloch) oraz młodociane i dorosłe kiełbie, strzeble potokowe i ślizey. W dolnym odcinku tego małego potoku było aż 10 gatunków (rys. 2, 3). Powrót ichtiofauny do stanu historycznego może być możliwy poprzez przywrócenie ciągłości podłużnej oraz poprzez przywrócenie historycznych przepływów i temperatur. Jednak na te dwa ostatnie czynniki prace renaturyzacyjne nie mogły mieć wpływu, gdyż wpływają na nie przede wszystkim warunki klimatyczne. Ostatnich kilkadziesiąt lat, w tym okres 2010–2019, było znacznie cieplejsze i bardziej suche, niż dekady wcześniej (IMGW, 2020). Po renaturyzacji potoku Hołudbla nie udało się przywrócić jego zespołów ryb do stanu historycznego, gdyż zarówno sam potok Hołudbla, jak i San, od XIX wieku zasadniczo zmieniały swój charakter ze względu na regulacje i ocieplenie klimatu. Z historycznie zimnowodnego i trwałego potoku, stopniowo zmieniał się w potok częściowo wysychający, z płytkimi bystrzami, które latem szybko się nagrzewają. Obecne warunki w Hołudbli nie sprzyjają zimnowodnej gildii ryb (rys. 4), czyli gatunkom, dla których maksymalna temperatura wody latem waha się w granicach 11–15°C (Heino i in., 2015). Kurczą się zasięgi potoków z zimną, szybko płynącą i dobrze natlenioną wodą są jedną z głównych przyczyn spadku liczebności gatunków ryb będących relikdami polodowcowymi, tj. głowaczy pręgopłetwych (*Cottus poecilopus* Heck.) i białopłetwych (*Cottus gobio* L.) (Brylińska, 2000; Volckaert i in., 2002; Harrod, 2015).

Pomimo przywrócenia ciągłości podłużnej potoku Hołudbla, warunki nadal są nieodpowiednie dla gatunków ryb zimnowodnych. Natomiast potok pozbawiony barier stwarza odpowiednie warunki dla karpowatych należących do gildii ryb chłodnowodnych, takich jak strzebla potokowa, kiełb oraz młode klenie i brzany. Maksymalna temperatura wody dla gildii ryb chłodnowodnych waha się między

21 a 25°C (Heino i in., 2015). Jednak dolny bieg potoku latem okresowo wysychał. Ta sytuacja występowała regularnie, a dolny odcinek cieku zwykle tylko wiosną był dostępny dla ryb. Ryby w dolnym biegu potoku tworzyły zespół efemeryczny (rys. 4). Wiele gatunków ryb podpływających z Sanu (tabela 3) nie osiedliło się w potoku Hołubla na stałe (rys. 4). Zgodnie z hipotezą „filtrów środowiskowych” (Keddy, 1992) wymagania siedliskowe wielu gatunków z zespołu efemerycznego z dolnego odcinka potoku Hołubla, nie pozwalały im na dotarcie i zasiedlenie odcinka środkowego (Brylińska, 2000; rys. 4). W Sanie zespół ryb jest bogaty gatunkowo, ponieważ duża różnorodność siedlisk zapewnia nisze dla dużej liczby gatunków, zmniejszając tym samym działanie filtrów środowiskowych. Podobne zależności zaobserwowano w innych systemach rzecznych w Europie (Radinger i in., 2019), w tym w rzekach karpackich (Bylak i Kukuła, 2018c).

W kolonizacji i rekolonizacji potoków, filtry środowiskowe i mechanizmy konkurencyjne odgrywają główną rolę w kształtowaniu się fauny (Townsend, 1989; Kraft i in., 2015). Ostatecznie tylko dwa gatunki występujące w Sanie, pojawiły się w środkowym biegu Hołubli. Wykorzystując wiosenną ciągłość hydrologiczną, strzebla potokowa i śliz stopniowo przesuwają się nieco w górę potoku. Pomimo swoich niewielkich rozmiarów, strzebla potokowa znana jest ze stosunkowo odległych przemieszczeń. Podejmuje wędrówki tarłowe wiosną i przemieszcza się nawet kilka kilometrów w górę rzeki (Kennedy i Pitcher, 1975; Bylak i in., 2020). Nawet śliz uważany za gatunek stacjonarny, o niewielkich zdolnościach pływackich (Tudorache i in., 2007), przemieścił się o kilka kilometrów (Bylak i in., 2014; Bylak i Kukuła, 2018b). Mimo, że siedliska ryb w Sanie są zróżnicowane, tylko nieliczne są odpowiednie dla strzebli potokowej lub śliza. Strzebla wybiera płytczny i miejsca ze spokojniejszym nurtem (Brylińska, 2000; Bylak i Kukuła, 2018b). Jednak płytkie, przybrzeżne płyty siedlisk, które są preferowane przez strzeblę, są wybierane także przez inne karpiozłote (Brylińska, 2000). W tej sytuacji, istnieje wielu „beneficjentów” tych siedlisk, co generuje dużą konkurencję międzygatunkową (Townsend, 1989; Kraft i in., 2015).

Natomiast doptywy, takie jak potok Hołubla, mimo mniejszego zróżnicowania siedlisk, mogą niektórym gatunkom oferować optymalne warunki, bez konkurentów i dodatkowo, bez dużych, drapieżnych ryb. W warunkach historycznych strzebli potokowej w potoku Hołubla, towarzyszyłby liczny, drapieżny pstrąg potokowy. Pstrąg potokowy jest tam teraz rzadki. Dodatkowo, ryby, które osiedliły się w Hołubli, mogą żerować na licznie występujących bezkręgowcach wodnych (Bylak i Kukuła, 2018a).

W badanym, okresowo wysychającym potoku, po renaturyzacji wykształcił się swoisty zespół ryb o osłabionej konkurencji. Jedną z nich, strzebla potokowa, jest gatunkiem żyjącym głównie w toni wodnej, a druga, śliz, jest rybą typowo denną (Brylińska, 2000). Dane dotyczące siedlisk i preferencji żywieniowych obu gatunków (Michel i Oberdorff, 1995) pokazują, że zajmują one nieco inne nisze. Okresowe

wysychanie niektórych odcinków Hołubli, dotyczyło także środkowego odcinka i zagrażało gatunkom, które ten odcinek zasiedliły. Suche odcinki dzielą potok na części i powodują, że ryby zostają uwięzione w izolowanych plosach, które stają się pułapkami ekologicznymi (Lennox i in., 2019; Vorste i in., 2020). Izolowane plosa są miejscami, w których zagęszczenie ryb początkowo wzrasta, a tym samym nasilają się oddziaływania konkurencyjne (Magoulick i Kobza, 2003; Lennox i in., 2019). Potem, wraz z obniżaniem się poziomu wody, jej temperatura wzrasta, a stężenie rozpuszczonego tlenu spada (Ficke i in., 2007; Woodward i in., 2010). Takie pułapki powodują straty w populacji, ale ryby, które przeżyją, mogą być źródłem nowych pokoleń (Balcombe i in., 2006). Warunki siedliskowe w potoku Hołubla wydają się sprzyjać odbywaniu tarła przez śliza i strzeblę potokową, a o jego skuteczności świadczą obecność narybku.

Podsumowanie

Niektóre negatywne zmiany w środowisku spowodowane przez człowieka mogą być praktycznie nieodwracalne, jak np. wcinanie się koryta rzeki i związane z tym obniżenie poziomu wód gruntowych. Takie zmiany powodują okresowe wysychanie dopływów w ich dolnych odcinkach. Często w potokach okresowo wysychających nie ma ryb. W niniejszej pracy pokazano, że przekształcenie się potoku trwałego w okresowo wysychający nie może być uznane za główną przyczynę zaniku ryb. Wykazaliśmy, że jeśli ciągłość podłużna całego systemu rzecznoego zostanie przywrócona, fauna ryb potoków okresowo wysychających może być stabilna. Jest to możliwe przy zachowaniu w potoku naturalnej mozaiki siedlisk, w tym naturalnej sekwencji bystrze-plosa. W lecie, plosa mogą stanowić sezonowe refugia dla ryb, a hydrologiczna łączność potoku z recipientem, regularnie przywracana wiosną, zapewnia możliwości zasilenia populacji ryb w potoku, migrantami z refugiów w potoku i z rzeki głównej.

Nasze wyniki powinny pomóc zarządzającym wodami w podejmowaniu finalnych decyzji odnośnie usuwania barier i przywracania ciągłości ekologicznej, także w odniesieniu do małych, okresowo wysychających potoków. Systematyczne przywracanie ciągłości całego systemu rzecznoego jest jednym z priorytetów, zawartych również w Ramowej Dyrektywie Wodnej. Choć potoki wysychające są zwykle słabo reprezentowane w programach biomonitoringu, nie powinniśmy rezygnować z przywracania ich ciągłości podłużnej. Okresowo zapewniają one rydom refugia przed drapieżnikami i miejsca żerowania. Dodatkowo, oferując dogodne tarliska i siedliska dla wzrostu narybku, potoki częściowo wysychające mogą być także źródłami nowych pokoleń i wzmacniać populacje ryb w rzece głównej.

Podziękowania

Autorzy szczególnie dziękują inż. Przemysławowi Włódkowi, Nadleśniczemu Nadleśnictwa Krasiczyn w Przemyślu. Autorzy są również bardzo wdzięczni pracownikom Nadleśnictwa za wsparcie w pracach terenowych.

Badania zostały sfinansowane ze środków na utrzymanie potencjału badawczego Zakładu Ekologii i Ochrony Środowiska (KEiBŚ/ZEiOŚ/UPB/2010-2020). Część badań sfinansowało Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych (oddział Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe).

Literatura

- Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth.
- Bain M.B., Finn J.T., Booke H.E. 1985. Quantifying stream substrate for habitat analysis studies. *N. Am. Journal of Fish and Wildlife Management*. 5: 499–500.
- Balcombe S.R., Arthington A.H., Foster N.D., Thoms M.C., Wilson G.G., Bunn S.E. 2006. Fish assemblages of an Australian dryland river: abundance, assemblage structure and recruitment patterns in the Warrego River, Murray-Darling Basin. *Marine and Freshwater Research*. 57: 619–633.
- Birnie-Gauvin K., Larsen M.H., Nielsen J., Aarestrup K. 2017. 30 years of data reveal dramatic increase in abundance of brown trout following the removal of a small hydrodam. *Journal of Environmental Management*. 204: 467–471.
- Branco P., Amaral S., Ferreira M.T., Santos J.M. 2017. Do small barriers affect the movement of freshwater fish by increasing residency? *Science of the Total Environment*. 581/582: 486–494.
- Brylińska M. (red.). 2000. Ryby słodkowodne Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa
- Bylak A., Kukuła K. 2018a. Concrete slab ford crossing – an anthropogenic factor modifying aquatic invertebrates communities. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 21: 41–49.
- Bylak A., Kukuła K. 2018b. Living with an engineer: fish metacommunities in dynamic patchy environments. *Marine and Freshwater Research*. 69: 883–893.
- Bylak A., Kukuła K. 2018c. Importance of peripheral basins: implications for the conservation of fish assemblages. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 28: 1055–1066.
- Bylak A., Kukuła K., Mitka J. 2014. Beaver impact on stream fish life histories: the role of landscape and local attributes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 71: 1603–1615.
- Bylak A., Kukuła K., Plesiński K., Radecki-Pawlik A. 2017. Effect of a baffled chute on stream habitat conditions and biological communities. *Ecological Engineering*. 106: 263–272.
- Bylak A., Szmuc J., Kukuła E., Kukuła K. 2020. Potential use of beaver *Castor fiber* L., 1758 dams by the Thick Shelled River Mussel *Unio crassus* Philipsson, 1788. *Molluscan Research*. 40: 44–51.

- Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18: 117–143.
- Clarke K.R., Gorley R.N. 2015. PRIMER v.7: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke R.K., Tweedley J.R., Valesini F.J. 2014. Simple shade plots aid better long-term choices of data pre-treatment in multivariate assemblage studies. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 94: 1–16.
- Clarkin K., Keller G., Warhol T., Hixson S. 2006. Low water crossings, geomorphic, biological, and engineering design considerations. 0625-1808-SDTDC. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, National Technology and Development Program, San Dimas Technology and Development Center. San Dimas. CA.
- Cumming G.S. 2004. The impact of low-head dams on fish species richness in Wisconsin, USA. *Ecological Applications*. 14: 1495–1506.
- Davey A.J.H., Kelly D. 2007. Fish community responses to drying disturbances in an intermittent stream: A landscape perspective. *Freshwater Biology*. 52: 1719–1733.
- Doyle M.W., Stanley E.H., Orr C.H., Selle A.R., Sethi S.A., Harbor J.M., Harbor J. 2005. Stream ecosystem response to small dam removal: Lessons from the Heartland. *Geomorphology*. 71: 227–244.
- Dynowska I., Maciejewski M. (red.). 1991. Dorzecze górnej Wisły. PWN. Warszawa–Kraków.
- Ebersole J.L., Wigington Jr., P.J., Baker J.P., Cairns M.A., Robbins Church M., Hansen B.P., Miller B.A., LaVigne H.R., Compton J.E., Leibowitz S.G. 2006. Juvenile coho salmon growth and survival across stream network seasonal habitats. *Transactions of the American Fisheries Society*. 135: 1681–1697.
- Ellis L.E., Jones N.E. 2013. Longitudinal trends in regulated rivers: a review and synthesis within the context of the serial discontinuity concept. *Environmental Reviews*. 21: 136–148.
- Ficke A.D., Myrick C.A., Hansen L.J. 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 17: 581–613.
- Floriancic M.G., Berghuijs W.R., Kirchner J.W., Molnar P. 2020. The effects of climatic anomalies on low flows in Switzerland. *Hydrology and Earth System Sciences*. 24: 5423–5438.
- Fraser D.F., Lamphere B.A. 2013. Experimental evaluation of predation as a facilitator of invasion success in a stream fish. *Ecology* 94: 640–649.
- Gido K.B., Whitney J.E., Whitney J.E., Perkin J.S., Turner T.F. 2015. Fragmentation, connectivity and fish species persistence in freshwater ecosystems. [w:] Closs G., Krkosek M., Olden J. (red). *Conservation of Freshwater Fishes Edition*, Cambridge. 292–323.
- Grant E.H.C., Lowe W.H., Fagan W.F. 2007. Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters*. 10: 165–175.
- Harrod C. 2015. Climate change and freshwater fisheries. [w:] Craig, J.F. (red.), *Freshwater Fisheries Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, UK. 641–694.
- Hayes D.S., Brändle J.M., Seliger C., Zeiringer B., Ferreira T., Schmutz S. 2018. Advancing towards functional environmental flows for temperate floodplain rivers. *Science of the Total Environment*. 633: 1089–1104.

- Heino J., Erkinaro J., Huusko A., Luoto M. 2015. Climate change effects on freshwater fishes, conservation and management. [w:] Closs G., Krkosek M., Olden J. (red.), Conservation of Freshwater Fishes. Cambridge University Press. Cambridge. 76–106.
- IMGW, 2020. Biuletyny Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Państwowy Instytut Badawczy. <https://www.imgw.pl/en>.
- Keddy P.A. 1992. Assembly and response rules: Two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*. 3: 157–164.
- Kennedy G.J.A., Pitcher T.J. 1975. Experiments on homing in shoals of the European minnow *Phoxinus phoxinus* L. *Transactions of the American Fisheries Society*. 104: 454–457.
- Kraft J.B.N., Adler P.B., Godoy O., James E., Fuller S., Levine J.M. 2015. Community assembly, coexistence, and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology*. 29: 592–599.
- Kukuła K. 2006. A low stone weir as a barrier for the fish in a mountain stream. *Polish Journal of Environmental Studies*. 15: 132–137.
- Kukuła K., Bylak A. 2020. Synergistic impacts of sediment generation and hydrotechnical structures related to forestry on stream fish communities. *Science of the Total Environment*. 737: 139751.
- Lennox R.J., Crook D.A., Moyle P.B., Struthers D.P., Cooke S.J. 2019. Toward a better understanding of freshwater fish responses to an increasingly drought-stricken world. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 29: 71–92.
- Li H., Zhou D., Hu S., Zhang J., Jiang Y., Zhang Y. 2018. Barrier-based longitudinal connectivity index for managing urban river. *Water*. 10: 1701.
- Madsen B., Boon P.J., Bunn S., Dahm C., Langford T.E., Zalewski M. 2006. Ecological principles and stream restoration. *SIL Proceedings*. 1922–2010. 29.
- Magalhães M.F., Beja P., Schlosser I.J., Collares-Pereira M.J. 2007. Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology*. 52: 1494–1510.
- Magoulick D.D., Kobza R.M. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology*. 48: 1186–1198.
- Marx A., Kumar R., Thober S., Zink M., Wanders N., Wood E., Pan M., Sheffield J., Samaniego L. 2017. Climate change alters low flows in Europe under a 1.5, 2, and 3 degree global Warming. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 22: 1017–1032.
- Mas-Martí E., García-Berthou E., Sabater S., Tomanova S., Muñoz I. 2010. Comparing fish assemblages and trophic ecology of permanent and intermittent reaches in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia*. 657: 167–180.
- Michel P., Oberdorff T. 1995. Feeding habits of fourteen European freshwater fish species. *Cybium*. 19: 5–46.
- Pan B., Yuan J., Zhang X., Wang Z., Chen J., Lu J., Yang W., Li Z., Zhao N., Xu M. 2016. A review of ecological restoration techniques in fluvial rivers. *International Journal of Sediment Research*. 31: 110–119.
- Piggott J.J., Townsend C.R., Matthaei C.D. 2015. Climate warming and agricultural stressors interact to determine stream macroinvertebrate community dynamics. *Global Change Biology*. 21: 1887–1906.

- Radinger J., Alcaraz-Hernández J.D., García-Berthou E. 2019. Environmental filtering governs the spatial distribution of alien fishes in a large, human-impacted Mediterranean river. *Diversity and Distribution*. 25: 701–714.
- Richardson J.S. 2019. Biological diversity in headwater streams. *Water*. 11: 366.
- Sabater S., Bregoli F., Acuña V., Barceló D., Elosegi A., Ginebreda A., Marcé R., Muñoz I., Sabater-Liesa L., Ferreira V. 2018. Effects of human-driven water stress on river ecosystems: a metaanalysis. *Scientific Reports*. 8: 11462.
- Santos R.B., Fernandes L.F.S., Moura J., Pereira M., Pacheco F. 2014. The impact of climate change, human interference, scale and modeling uncertainties on the estimation of aquifer properties and river flow components. *Journal of Hydrology*. 519: 1297–1314.
- Schlosser I.J. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *Bioscience*. 41: 704–712.
- Stubbington R., Chadd R., Cid N., Csabai Z., Miliša M., Morais M., Munné A., Pařil P., Peřić V., Tziortzis I., Verdonshot R.C.M., Datry T. 2018. Biomonitoring of intermittent rivers and ephemeral streams in Europe: Current practice and priorities to enhance ecological status assessments. *Science of the Total Environment*. 618: 1096–1113.
- Stubbington R., Acreman M., Acuña V., Boon P.J., Boulton A.J., England J., Gilvear D., Sykes T., Wood P.J. 2020. Ecosystem services of temporary streams differ between wet and dry phases in regions with contrasting climates and economies. *People and Nature*. 2: 660–677.
- Townsend C.R. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*. 8: 36–50.
- Thorstad E.B., Økland F., Aarestrup K., Heggberget T.G. 2007. Factors affecting the within-river spawning migration of Atlantic salmon, with emphasis on human impacts. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 18: 345–371.
- Tudorache C., Viaene P., Blust R., Vereecken H., De Boeck G. 2007. A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. *Ecology of Freshwater Fish*. 17: 284–291.
- Volckaert F.A.M., Hänfling B., Hellemans B., Carvalho G.R. 2002. Timing of the population dynamics of bullhead *Cottus gobio* (Teleostei: Cottidae) during the Pleistocene. *Journal of Evolutionary Biology*. 15: 930–944.
- Vorste R.V., Obedzinski M., Pierce S.N., Carlson S.M., Grantham T.E. 2020. Refuges and ecological traps: Extreme drought threatens persistence of an endangered fish in intermittent streams. *Global Change Biology*. 26: 3834–3845.
- Wang L., Infante D., Lyons C., Stewart J., Cooper A. 2011. Effects of dams in river networks on fish assemblages in non-impoundment sections of rivers in Michigan and Wisconsin, USA. *River Research and Applications*. 27: 473–487.
- Ward J.V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*. 8: 2–8.
- Wigington Jr., P.J., Ebersole J.L., Colvin M.E., Leibowitz S.G., Miller B., Hansen B., Lavigne H.R., White D., Baker J.P., Church M.R., Brooks J.R., Cairns M.A., Compton J.E. 2006. Coho salmon dependence on intermittent streams. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 4: 513–518.
- Woodward G., Perkins D.M., Brown L.E. 2010. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 365: 2093–2106.

Tabela 1. Charakterystyka stanowisk badawczych w potoku Hołubła

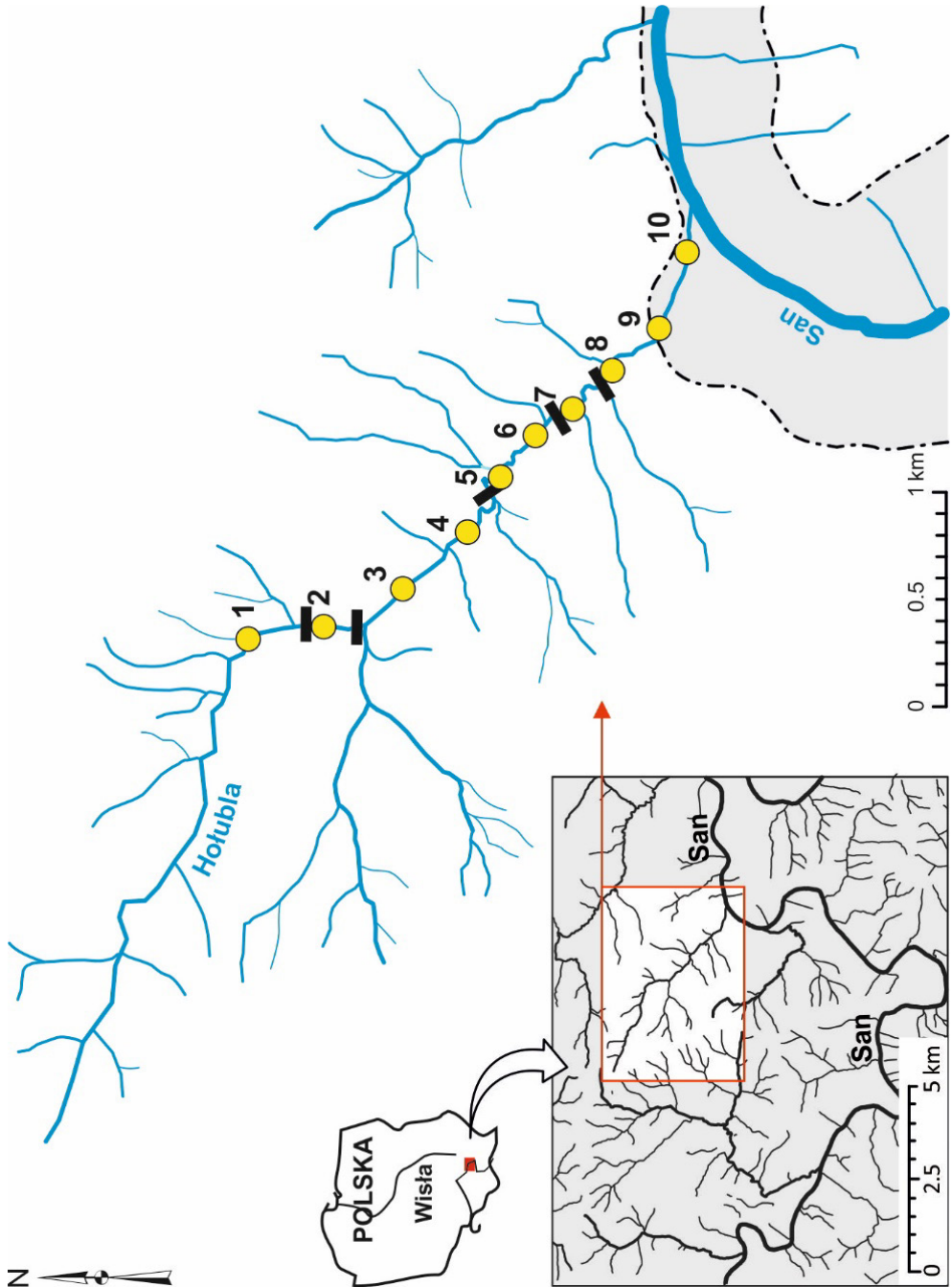
St	Se	Ou (m)	Sz	Podłoże (%) dk/k/ż/p	Zc (%)	Br	Rm	Ww p/o	Gl (cm) p/o	Pr (L.s ⁻¹) p/o	Ch p/o	PI p/o
1	W	3400	2,0	45/45/5/5	90	1/0	+	1/1	15/11	90/57	2/2	*/*
	L							0,7/0,8	10/4	11/3	1,0/0,67	***/*
2	W	3015	2,0	45/40/10/5	50	1/0	+	1/1	15/11	90/57	2/2	*/*
	L							1/1	10/4	11/3	1,0/0,67	***/*
3	W	2675	2,5	40/40/15/5	90	1/0	+++	1/1	20/13	103/62	2/2	***/*
	L							1/1	10/10	11/3	1,25/0,67	***/*
4	W	2035	2,5	40/40/15/5	90	1/0	+++	1/1	20/14	103/73	2/2	***/*
	L							1/1	10/10	11/5	1,25/0,83	***/*
5	W	1715	3,0	20/50/15/15	40	1/0	+++	1/1	25/18	102/72	2/2	***/*
	L							1/1	10/12	11/5	1,25/0,83	***/*
6	W	1335	3,0	25/50/15/10	80	1/0	+++	1/1	24/19	102/72	2/2	***/*
	L							1/1	10/11	11/4	1,25/0,83	***/*
7	W	1145	3,5	15/40/30/15	50	1/0	++	1/1	23/18	102/71	2/2	**/*
	L							1/0,8	7/8	8/2	0,75/0,5	**/*
8	W	985	3,0	50/35/10/5	60	0/0	+	1/1	28/21	111/72	2/2	*/*
	L							0,7/0,8	7/4	6/0,3	0,75/0,17	*/-
9	W	690	3,5	25/50/10/5	30	0/0	+	1/1	29/20	119/70	2/1,8	*/*
	L							0,5/0,5	4/2	4/0,3	0,75/0,17	*/-
10	W	290	3,5	5/60/25/10	80	0/0	++	1/1	28/20	119/70	2,0/2,0	**/*
	L							0,5/0,2	3/1	3/0	0,25/0	*/-

St – stanowisko; Se – sezon; Sz – szerokość koryta; dk – duże kamienie; k – kamienie pozostałe; ż – żwir; p – piasek; Zc – zacinienie; Br – bariera poniżej stanowiska; 1 – obecna, 0 – brak; Rm – rumosz drzewny, +++ – dużo, ++ – średnio, + – mało; Ww – wskaźnik wysychania, Gl – głębokość; Pr – przepływ; Ch – ciągłość hydrologiczna; PI – plosa, * – <30%, ** – 30–60%, *** – >60% powierzchni stanowiska; p/o – przed/po renaturyzacji.

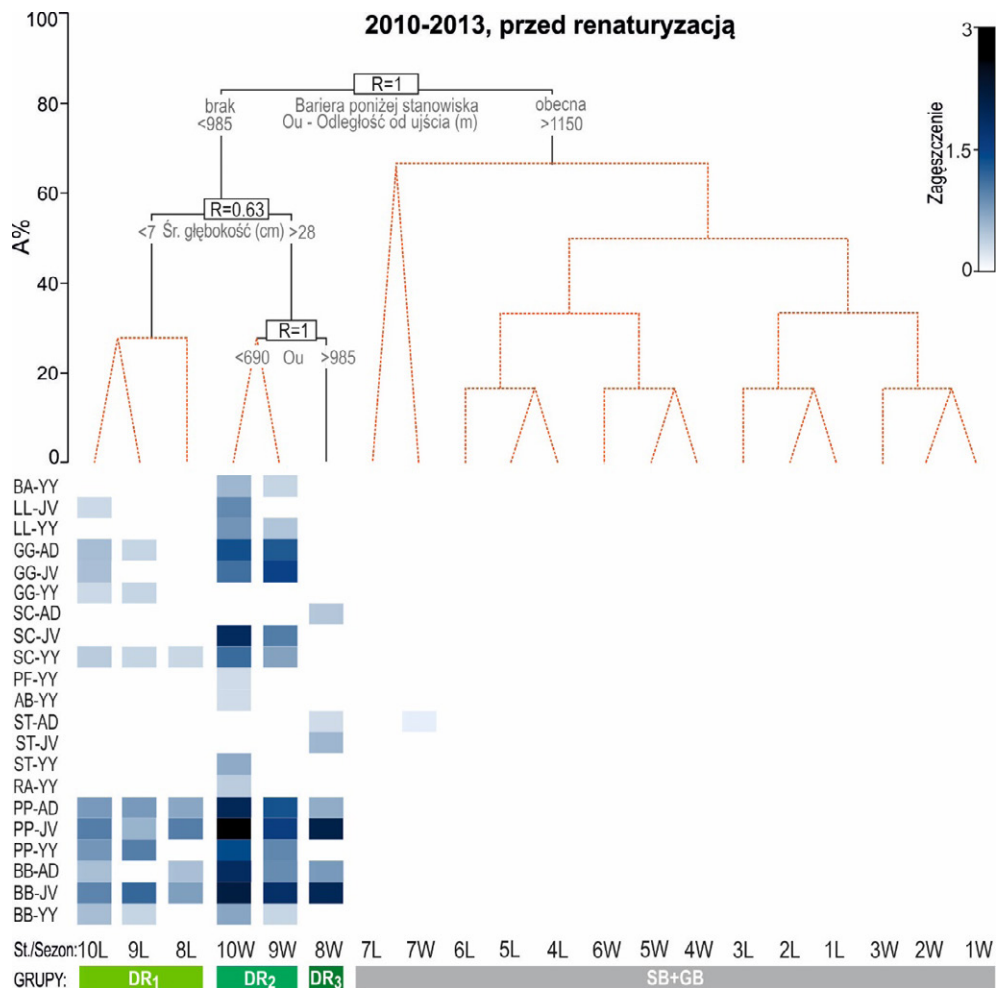
Tabela 2. Gatunki ryb występujące w potoku Hołubla oraz na odcinku środkowego Sanu, w pobliżu ujścia potoku Hołubla

Nazwa łacińska	Nazwa polska	San	Hołubla	
			D	S
<i>Abramis brama</i>	leszcz	+		
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	piekielnica	+	+	
<i>Alburnus alburnus</i>	ukleja	+		
<i>Anguila anguila</i>	węgorz europejski	+		
<i>Aspius aspius</i>	boleń	+		
<i>Barbatula barbatula</i>	śliz	+	+	+
<i>Barbus barbus</i>	brzana	+	+	
<i>Barbus carpathicus</i>	brzanka	+		
<i>Barbus waleckii</i>	brzana karpacka	+		
<i>Chondrostoma nasus</i>	świnka	+		
<i>Cottus gobio</i>	głowacz białopłetwy	+		
<i>Esox lucius</i>	szczupak	+		
<i>Gobio gobio</i>	kiełb	+	+	
<i>Gymnocephalus cernua</i>	jazgarz	+		
<i>Leuciscus leuciscus</i>	jelec	+	+	
<i>Perca fluviatilis</i>	okoń	+	+	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	strzebla	+	+	+
<i>Pseudorasbora parva</i>	czebaczek amurski	+		
<i>Rhodeus sericeus</i>	różanka	+	+	
<i>Romanogobio albipinnatus</i>	kiełb białopłetwy	+		
<i>Romanogobio kesslerii</i>	kiełb Kesslera	+		
<i>Rutilus rutilus</i>	ptóć	+		
<i>Sabanejewia baltica</i>	koza bałtycka	+		
<i>Salmo trutta m. fario</i>	pstrąg potokowy	+	+	+
<i>Squalius cephalus</i>	kleń	+	+	
<i>Vimba vimba</i>	certa	+		

D – odcinek dolny, S – odcinek środkowy.

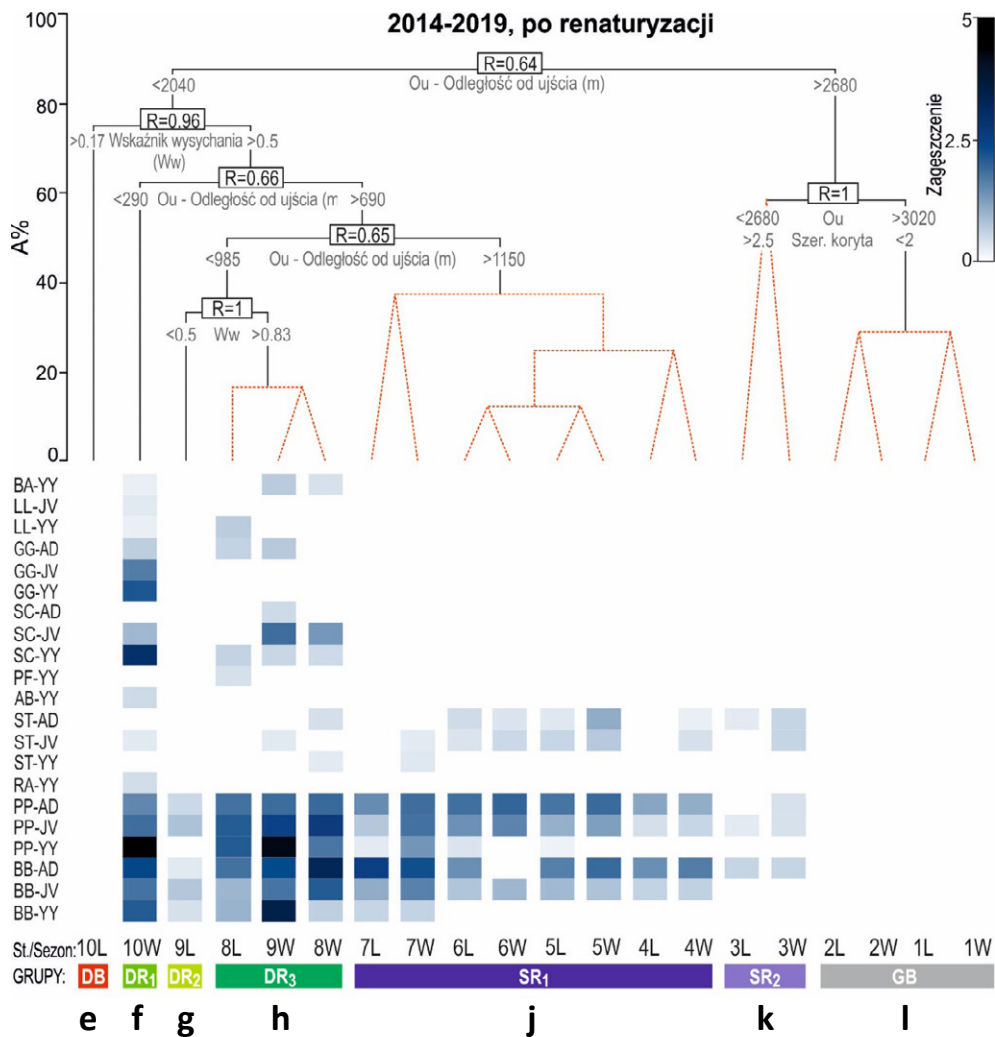


Rys. 1. Mapa obszaru badań z zaznaczeniem stanowisk badawczych (kółka); linia przerywana – przybliżone granice aluwium rzeki San; prostokąty – bariery w korycie potoku



Rys. 2. Górny panel – grupowanie stanowisk dla okresu 2010–2013, na podstawie analizy LINKTREE opartej na zagęszczeniach ryb i abiotycznych zmiennych. Dla każdego odgałęzienia R jest optymalną wartością ANOSIM R. A% – średnie niepodobieństwa Bray-Curtisa między grupami. Na odgałęzieniach przedstawiono istotne zmienne środowiskowe (SIMPROF, $P < 0,05$).

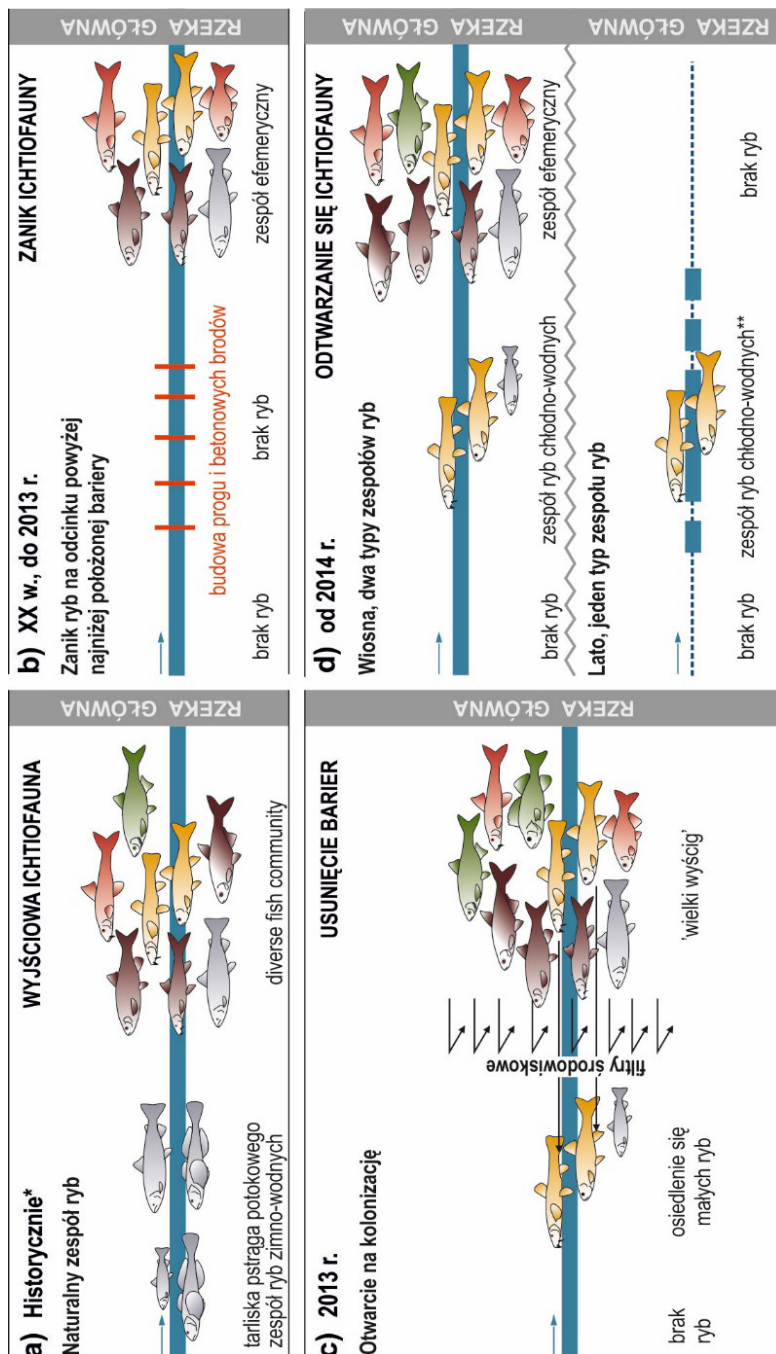
Dolny panel – wykres cieniowania (shade plot) transformowanych ($\log(x+1)$) zagęszczeń ryb na stanowiskach w potoku Hołubla; AB – *A. bipunctatus*; BA – *B. barbus*; BB – *B. barbatula*; GG – *G. gobio*; LL – *L. leuciscus*; PF – *P. fluviatilis*; PP – *P. phoxinus*; RA – *R. amarus*; SC – *S. cephalus*; ST – *S. trutta fario*; YY – narybek, JV – juvenilne; AD – dorosłe. Każdą próbę opisano z wykorzystaniem numeru stanowiska (1–10) i oznaczeniem sezonu (W – wiosna, L – lato)



Rys. 3. Górny panel – grupowanie stanowisk dla okresu 2014–2019, na podstawie analizy LINKTREE opartej na zagęszczeniach ryb i abiotycznych zmiennych. Dla każdego odgałęzienia R jest optymalną wartością ANOSIM R. A% – średnie niepodobieństwa Bray-Curtisa między grupami. Na odgałęzieniach przedstawiono istotne zmienne środowiskowe (SIMPROF, $P < 0,05$).

Dolny panel – wykres cieniowania (shade plot) transformowanych ($\log(x+1)$) zagęszczeń ryb na stanowiskach w potoku Hołubla.

Wyjaśnienie skrótów – jak na rys. 2



Rys. 4. Model koncepcyjny ilustrujący główne etapy zaniku i odtwarzania się fauny ryb w potoku Hołubla; * – na podstawie archiwalnych materiałów niepublikowanych, zgromadzonych przez autorów; ** – nieliczne pstrągi potokowe

Tabela 3. Wyniki dwuczynnikowej, nieparametrycznej permutacyjnej analizy wariancji (PERMANOVA) opartej odległościach Bray-Curtis'a, dla zagęszczeń ichtiofauny w dwóch okresach badawczych (2010–2013 i 2014–2019) oraz dwóch sezonach (wiosna, lato)

Source	d.f.	SS	pseudo-F	P
Okres	1	34501	24.03	0.001
Sezon	1	9128	6.36	0.006
Okres x Sezon	1	820	0.58	0.592
Reszty	196	281460		
Razem	199	327280		

999 permutacji, suma kwadratów (SS)

**Michał Łopata, Jolanta Grochowska, Renata Augustyniak, Renata Tandyrak,
Rafał Karczmarczyk, Hubert Kowalski**

Katedra Inżynierii Ochrony Wód i Mikrobiologii Środowiskowej Uniwersytet
Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, ul. Prawocheńskiego 1, 10-720 Olsztyn

Możliwości wykorzystania nowoczesnych technik monitoringu ilościowego wód płynących w warunkach małych cieków pojeziernych

Wstęp

W obliczu kurczących się zasobów wody słodkiej stajemy przed koniecznością zachowania w jak najlepszej kondycji ilościowej i jakościowej rezerwuarów wodnych jakie występują w naszym kraju (Gutry-Korycka i in., 2014). Szczególnym znaczeniem dla regionów pojeziernych staje się aspekt czystości wód. W kontekście rozwijającej się turystyki i coraz większej wagi, jaką przykłada się do szeroko pojętej ekologii i ochrony różnorodności biologicznej zachowanie „dobrego stanu wód” staje się kluczowym celem środowiskowym dla zrównoważonego rozwoju na terenach pojeziernych. Ochrona wód przed nadmierną eutrofizacją to przede wszystkim działania w zlewniach rzek i jezior (Górniak i Kajak, 2020), projektowane w oparciu o dobrze rozpoznany stan wiedzy o migracji zanieczyszczeń.

Realizacja zadań monitoringu wód powierzchniowych może dostarczać cennych danych na temat różnorodnych presji oddziałujących na zbiorniki wodne. Najtrudniejszy do kwantyfikacji jest ładunek zanieczyszczeń wnoszony do wód ze źródeł obszarowych, głównie z sektora rolniczego (Kajak, 1994). Z kolei emisja zanieczyszczeń ze źródeł punktowych charakteryzuje się znaczną dynamiką, a konsekwencje poważniejszych awarii zakładów przemysłowych czy nielegalnych zrzutów ścieków lub wód poprodukcyjnych pojawiają się zwykle nagle, po krótkotrwałych, lecz intensywnych incydentach wprowadzania zanieczyszczeń do środowiska. Wszystko to sprawia, że do prawidłowej oceny migracji wybranych wskaźników zanieczyszczeń w systemie rzeczno-cy rzeczo-jeziornym potrzebne są regularne obserwacje, badania i pomiary (Grochowska, 2015). Czynniki ilościowe w modelowaniu ładunku substancji uznawanej za zanieczyszczenie ma tutaj szczególne znaczenie. Sama wiedza o stężeniu danego parametru jakości wody daje tylko przybliżony obraz oddziaływania cieków

na pozostałe składniki ekosystemu wodnego – na przykład jeziora przepływowe leżące na ich biegu. Dopiero powiązanie jakości wody z jej dynamiką przepływu daje możliwość precyzyjnego określenia emisji strumienia zanieczyszczeń do odbiornika. Precyzyjne dane o aktualnym wydatku cieków nie są jednak łatwe do pozyskania.

Czasochłonność i trudności techniczne towarzyszące pomiarom hydrologicznym są głównym wyzwaniem, jakiemu próbują sprostać podmioty zajmujące się badaniami środowiskowymi z tego zakresu. Do pewnego stopnia problem braku danych bezpośrednich rozwiązuje się poprzez zakładanie posterunków wodowskazowych i wyliczanie przepływu w oparciu o wcześniej zdefiniowane zależności między przepływem a napełnieniem koryta cieku, zaś w szerszym kontekście różne metody szacowania wydatku cieków oparte są na analogiach w obliczeniach hydrologicznych, gdzie podstawą modelowania są dane z większych, lepiej opomiarowanych zlewni (Byczkowski, 1996; Bajkiewicz-Grabowska, Mikulski, 2006). Jednakże metodyki obliczeniowe są wówczas obarczone błędami, co w przypadku analiz na poziomie lokalnym może prowadzić do znacznych rozbieżności stanu szacowanego z faktycznym. Stąd najcenniejszym źródłem danych pozostają pomiary bezpośrednie.

Współcześnie techniką usprawniającą badania hydrologiczne może być wykorzystanie urządzeń do stałego monitoringu przepływu wody, umożliwiających automatyczne zbieranie i przekazywanie danych na odległość. W niniejszej pracy autorzy pragną zaprezentować wstępne analizy i wnioski płynące z rocznego testowania tego typu systemu pomiarowego w warunkach cieków pojeziernych. Wyrażamy nadzieję, że przedstawione doświadczenia będą pomocne dla jednostek naukowo-badawczych, organizacji pozarządowych lub innych podmiotów zajmujących się obserwacjami zjawisk hydrologicznych, zainteresowanych badaniami z wykorzystaniem tego typu urządzeń pomiarowych.

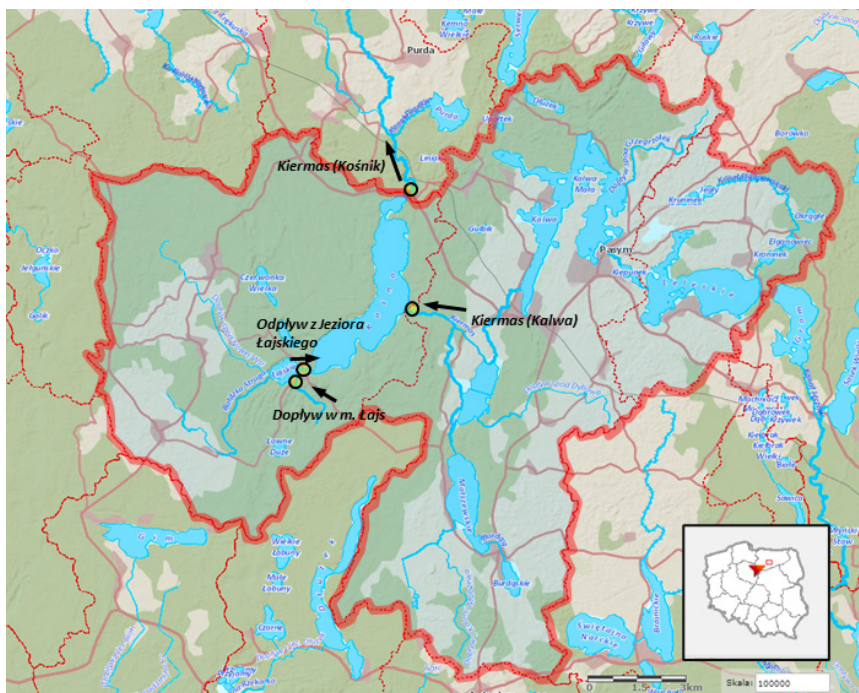
Materiał i metody

Teren badań

Teren badawczy, gdzie zainstalowano sieć pomiarową to kompleks jeziorny rezerwatowego jeziora Košno (rys. 1). Składają się na niego dwa przepływowe jeziora: Łajskie i Košno. System cieków składa się z sieci trzech dopływów Jeziora Łajskiego, będących niewielkimi ciekami odwadniającymi powierzchnię łącznie około 51 km², cieku łączącego Jezioro Łajskie z jeziorem Košno, oraz drugiego, znaczącego dopływu jeziora Košno – cieku Kiermas (Kalwa), odwadniającego dość duży (148,6 km²) obszar pojezierny systemu rzeczno-jeziornego jeziora Kalwa. Wody retencjonowane w jeziorze Košno uchodzą następnie do cieku Kiermas (Kośnik), będącego lewobrzeżnym dopływem rzeki Wadąg w zlewni Pisa/Łyna/Pregoła. Zgodnie z danymi z Atlasu Podziału Hydrograficznego Polski (Czarnecka, 2005) wielkość zlewni omawianego kompleksu wynosi 236,7 km². W tabeli 1 podano podstawowe charakterystyki hydrologiczne cieków i jezior stanowiących poligon badawczy.

Tabela 1. Parametry hydrologiczne komponentów badanego kompleksu rzeczno-jeziornego

Nazwa ciek	Identyfikator zlewni MPHP	Klasa szerokości ciek	Powierzchnia zlewni
Dopływ spod Nowej Wsi	584485212	do 1,5m	28,2
Bałdzka Struga	584485214	1,5–5m	14,9
Dopływ w m. Łajs	584485216	1,5–5m	7,9
Odptyw z Jeziora Łajskiego	5844852	1,5–5m	52,38
Kiermas (Kalwa)	584481, 584483	powyżej 5m	148,6
Kiermas (Kośnik)	584481, 584483, 584485	powyżej 5m	236,7
Nazwa jeziora	Identyfikator zlewni bezpośredniej MPHP	Powierzchnia [ha]	Głębokość maks. [m]
Jezioro Łajskie	584485216	46,9	7,7
Jezioro Kośno	5844859	552	44,5



Rys. 1. Poligon badawczy – zlewnia jeziora Kośno. Wskazane lokalizacje – stacje pomiarowe, strzałki – kierunek przepływu wód

Metodyka badań

Badania wykonywano w roku hydrologicznym 2019/2020 na czterech stanowiskach pomiarowych, których lokalizacje wskazano na rysunku 1. W każdym punkcie pomiarowym był zainstalowany przepływomierz profilujący Sontek IQ Plus pracujący w trybie stacjonarnym. Częstotliwość próbkowania składowych przepływu (prędkość przepływu, głębokość ciekłu) wynosiła 15 minut. Weryfikację poprawności wskazań systemu pomiarowego wykonywano trzykrotnie w okresie badawczym za pomocą przepływomierza referencyjnego Sontek Flow-Tracker2 metodą rachunkową z wykorzystaniem pomiarów bezpośrednich (Ozga-Zielińska i Brzeziński, 1994). Dokładniejszą charakterystykę sposobu zbierania danych przedstawiono w kolejnym rozdziale. Uzyskane dane z systemu pomiarowego wykorzystano do sporządzenia zestawienia porównawczego dla przepływów godzinowych, dobowych, tygodniowych i miesięcznych.

Wyniki i dyskusja

Kluczowym aspektem dla uzyskania najbardziej wiarygodnych danych o intensywności przepływu wody w cieku jest regularność i możliwie wysoka częstotliwość obserwacji. Dane z obserwacji ciągłych na stacjach hydrologicznych są doskonałym źródłem informacji o ilościowych aspektach krążenia wody w środowisku. Jednakże państwowy system monitoringu ilościowego wód nie jest w stanie objąć swoją siecią wszystkich ważniejszych cieków w skali kraju. Przykładowo, mimo utrzymywania ponad 200 stacji pomiarowych w pasie pojezierzy (<https://hydro.imgw.pl/>), państwo wa sieć monitoringu nie obejmuje zasięgiem pomiarów bezpośrednich warunków hydro-meteorologicznych wszystkich ważniejszych kompleksów jeziornych. Stąd też instytucje i organizacje zajmujące się tematyką ochrony wód czy ich rekultywacji najczęściej stoją przed koniecznością zdobycia aktualnych danych hydrologicznych. Kilukrotnie, wrywkowo w skali roku prowadzone badania przepływów cieków nie stanowią solidnej podstawy dla modelowania zjawisk związanych z transportem materii w systemach rzeczno-jeziornych, a zatem, tylko z przybliżeniem pozwalają na określenie obciążeń jezior materią alimentowaną ze zlewni, zwłaszcza w kontekście zewnętrznych ładunków zanieczyszczeń. Znacznie lepiej prowadzić te obserwacje w interwale miesięcznym lub dwutygodniowym. Jest to jednak trudne organizacyjnie i kosztowne. Stąd wzrasta zainteresowanie systemami pomiarowymi, umożliwiającymi automatyczne zbieranie danych z wysoką częstotliwością.

System pomiarowy – charakterystyka funkcjonalna

Badania stosunków hydrologicznych w zlewni pilotażowej wykonano za pomocą systemu pomiarowego opartego na sieci stacjonarnych przepływomierzy profilujących Sontek IQ Plus. Urządzenia te umożliwiają pomiar kilku parametrów w ciekach:

metodą ultradźwiękową mierzona jest prędkość płynącej wody, hydrostatyczny czujnik ciśnienia określa głębokość wody, urządzenie posiada także wbudowany czujnik temperatury wody w cieku. System pomiaru prędkości wody jest oparty na pracy pięciowiązkowej głowicy pomiarowej (rys. 2 A, B). Wiązki skośne umożliwiają monitoring poziomej i pionowej składowej prędkości średniej oraz umożliwiają ocenę profilu rozkładu prędkości w przekroju pomiarowym. Wiązka pionowa służy do pomiaru głębokości wody, na podstawie której kalkulowane jest pole przekroju koryta. Zgodnie z danymi producenta, błąd pomiaru prędkości płynącej wody nie przekracza 1% zaś w przypadku pomiaru głębokości (przeliczanego na napełnienie koryta) – zaledwie 0,1%. Urządzenie pracuje na formacie wymiany plików ASCII.

Informacje o pomiarach jednostkowych są zapisywane w wewnętrznej pamięci przepływomierzy a jednocześnie transportowane okablowaniem do konwertera umiejscowionego w stacji nadawczej (rys. 2 C) i dalej za pomocą loggera stacji są nadawane jako pakiety danych GPRS. Stacja nadawcza jest jednocześnie dla przepływomierza zapleczem energetycznym. Zasilanie urządzenia pomiarowego odbywa się z akumulatora żelowego 12V o pojemności 100 Ah. Czas pracy urządzenia przy takim banku energii to około 2–3 miesiące.

Surowe dane pomiarowe trafiają na docelowy serwer, gdzie są odbierane, archiwizowane i wizualizowane (rys. 2 E, F). Funkcjonalność oprogramowania wizualizującego pozwala jednocześnie na dokonywanie wstępnych analiz wyników i generowanie raportów: dobowych, miesięcznych i rocznych.

Przepływomierze do prawidłowego funkcjonowania potrzebują względnie stabilnych warunków przekroju koryta. Zaburzeń w prawidłowości interpretacji przepływu wody można spodziewać się przy silnym falowaniu powierzchni wody, zjawiskach lodowych, oraz pokryciu korpusu przepływomierza ciałami obcymi. Z kolei okresowe pojawianie się zawiesin w cieku, jako efektu spływu cząstek gleby lub innych zanieczyszczeń ze zlewni (np. po obfitych opadach) nie ma wpływu na pomiar, pod warunkiem, że ciała te formują względnie drobną i jednorodną mieszaninę niesioną wodami cieku. Natomiast w okresach jesiennych wyniki pomiarów surowych mogą być mniej stabilne w sytuacji, kiedy opadające liście z drzew będą zaburzać jednorodność ośrodka wodnego. Innym problemem napotkanym podczas badań był całkowity zanik raportowania przepływu wskutek naturalnych ruchów rumowiska wleczonego, które doprowadziły do zasypania korpusu urządzenia substratem dennym (piaskiem). Taką sytuację stwierdzono na stanowisku umiejscowionym na odpływie z Jeziora Łajskiego na przełomie października i listopada 2020 r. (rys. 5).



Rys. 2. System pomiarowy wykorzystywany w badaniach: schemat pracy przepływomierza (A), budowa miernika (B), stacja nadawcza na stanowisku pomiarowym podczas prac serwisowych (C), przepływomierz w warunkach operacyjnych, stanowisko na dopływie w m. Łąjs (D), oprogramowanie wizualizacji danych (E, F). Grafiki A i B – materiały dystrybutora (www.envag.com.pl), fotografie: M. Łopata

Kluczowe znaczenie dla ciągłości przekazu danych na serwer mają warunki zasięgu sieci GSM. W niniejszych badaniach 2 stacje nadawcze (dopływ w m. Łąjs i odpływ z Jeziora Łąjskiego) miały cykliczne problemy z uzyskaniem wystarczającej siły sygnału dla przekazania danych. Skutkiem tego uzyskano niepełne ciągi pomiarowe.

Ostatnią z wartych omówienia cech przepływomierzy, ujemnie wpływającą na jakość wyników, jest podatność na obrastanie błoną biologiczną. W lokalizacjach objętych niniejszą pracą stopień pokrywania się sensorów biofilmem był mały (drobny nalot organiczny) i nie przeszkadzał w uzyskiwaniu prawidłowych wyników. Jednakże podczas równoległe prowadzonych testów nad funkcjonalnością innego przepływomierza IQ Plus w lokalizacji poniżej Jeziora Kortowskiego, z którego odprowadzana jest rurociągiem w ramach prowadzonej rekultywacji bogata w mikroflorę woda naddenna, zauważano cykliczne obrastanie przepływomierza przez nitkowaty peryfiton (rys. 3). W tej sytuacji uzyskanie zadowalającej jakości danych wymaga regularnego mechanicznego oczyszczania urządzenia.



Rys. 3. Wpływ obrastania błoną biologiczną sensorów modułu podwodnego przepływomierza (A) i zjawisk lodowych (B) na odczyty przepływu chwilowego

Warunki hydrologiczne badanej sieci rzeczno-jeziornej w świetle uzyskanych wyników

Badania prowadzone były na czterech różniących się od siebie wielkością przepływu ciekach. Wartości średniorocznego przepływu wahały się od 0,074 m³/s (dopływ w m. Łajs) do 1,55 m³/s (ciek Kiermas (Kośnik), w lokalizacji poniżej jeziora Košno) – tab. 2. Pozyskane z interwałem 15 minut dane surowe zostały przeliczone na wartości średniego przepływu godzinowego, dobowego, tygodniowego i miesięcznego (rys. 4–7). Porównanie charakterystyk zmienności tak procesowanych danych w przypadku każdego cieku ukazuje jak dużą wartość merytoryczną mają pomiary o wysokiej częstotliwości. Liczne momenty próbkowania pozwoliły wychwytać dokładniej ekstrema wahań przepływów i dały pełniejszy pogląd o dynamice cieków. Współczynniki zmienności odpływu (Cv) mieszczą się w zakresie uznawanym za charakterystyczny dla obszarów młodoglacjalnych (Gutry-Korycka, 1978), lecz wyliczone na podstawie danych surowych w każdym przypadku miały wartość aż kilkukrotnie większą niż wynikałoby to z rozkładu średnich przepływów miesięcznych. Stosunek Q_{\max} do Q_{\min} liczony na podstawie danych surowych był od 3- do 6-krotnie wyższy w stosunku do wartości tego wskaźnika określanego z przepływów miesięcznych. W tym przypadku największa wartość tego parametru została stwierdzona dla cieku Kiermas (Kalwa), co należy wiązać z obecnością i okresowym oddziaływaniem budowli piętrzącej powyżej przekroju pomiarowego.

Tabela 2. Charakterystyki przepływów (jednostka) w badanych ciekach

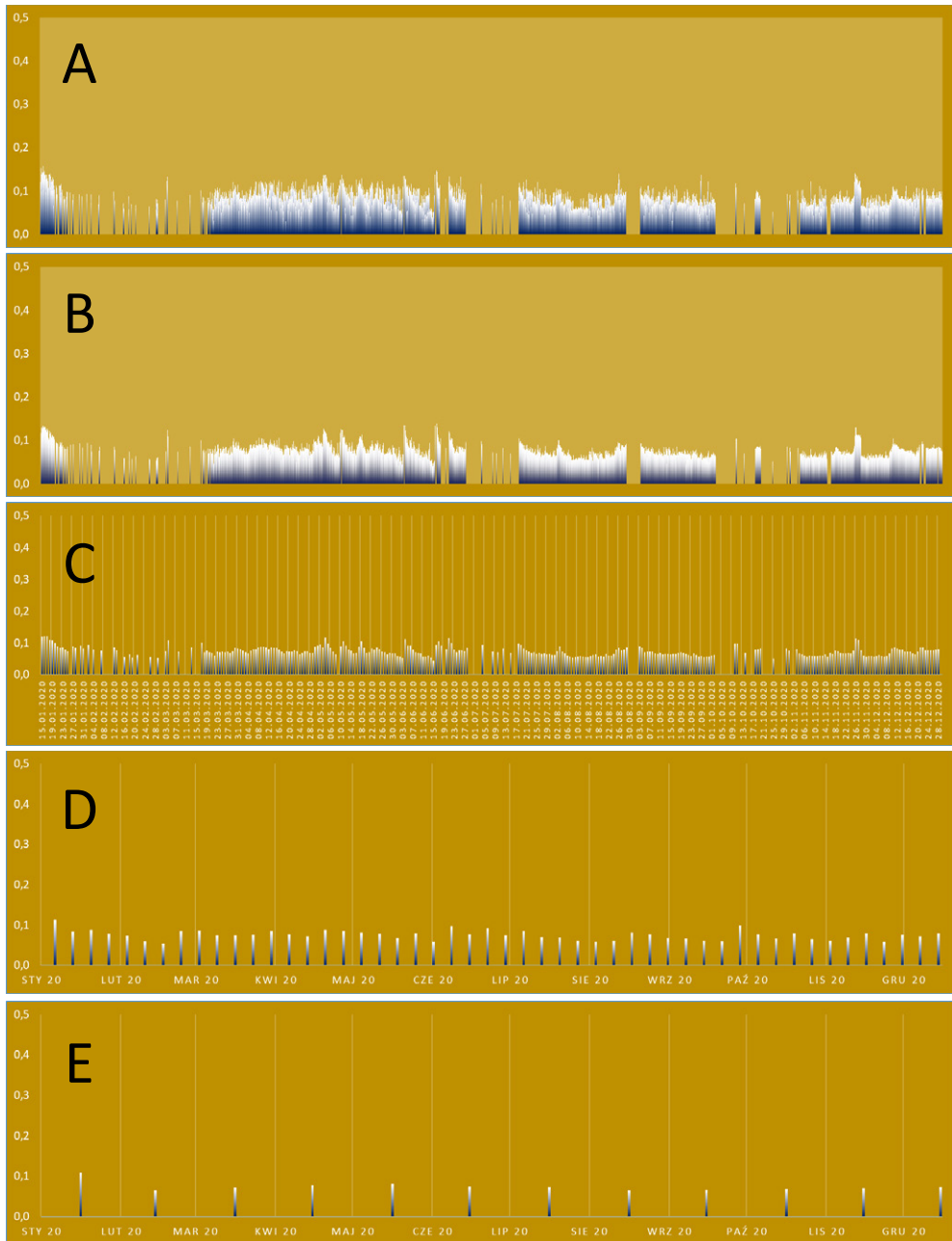
Parametr	Dane surowe (interwał 0,25h)	Przepływ godzinowy	Przepływ dobowy	Przepływ tygodniowy	Przepływ miesięczny
Dopływ w m. Łąjs – średni wydatek ciek 0,074 m³/s					
Q_{\min}	0,030	0,030	0,043	0,054	0,065
Q_{\max}	0,175	0,139	0,123	0,114	0,108
Współczynnik zmienności	1,98	1,50	1,07	0,80	0,58
(Q_{\max}/Q_{\min})	5,83	4,60	2,84	2,12	1,67
Odptyw z Jeziora Łąjskiego – średni wydatek ciek 0,188 m³/s					
Q_{\min}	0,082	0,082	0,103	0,117	0,126
Q_{\max}	0,520	0,507	0,452	0,334	0,283
Współczynnik zmienności	2,29	2,25	1,89	1,19	0,82
(Q_{\max}/Q_{\min})	6,34	6,18	4,39	2,85	2,25
Kiermas (Kalwa) – średni wydatek ciek 0,420 m³/s					
Q_{\min}	0,059	0,086	0,127	0,177	0,229
Q_{\max}	0,894	0,847	0,680	0,614	0,533
Współczynnik zmienności	1,97	1,79	1,30	1,03	0,72
(Q_{\max}/Q_{\min})	15,15	9,820	5,351	3,463	2,332
Odptyw z jeziora Košno: Kiermas (Kośnik) – średni wydatek ciek 1,55 m³/s					
Q_{\min}	0,510	0,526	0,565	0,871	1,049
Q_{\max}	4,146	3,393	2,256	2,142	1,909
Współczynnik zmienności	2,34	1,84	1,09	0,82	0,55
(Q_{\max}/Q_{\min})	8,13	6,46	3,99	2,46	1,82

Badane ciekі różniły się nie tylko wydatkiem, ale także charakterem zlewni i dynamiką zasilania w wodę. Na obszarach pojeziernych sieci rzeczne często wykazują znaczną mozaikowatość geograficzną zasilania, modyfikowaną przez istnienie na ich biegu obiektów retencyjnych, jakimi są jeziora (Bajkiewicz-Grabowska, 2017). Jeziora, szczególnie głębokie, mogą zarówno alimentować ciekі poprzez pełnienie roli swoistych okien hydrologicznych umożliwiających dopływ wody podziemnej, jak i przyczyniać się do spowolnienia dynamiki odpływu, poprzez zdolności retencyjne. Precyzyjne dane pomiarowe uzyskane podczas badań za pomocą opisywanego systemu pomiarowego pozwoliły na sporządzenie dokładnych i aktualnych charakterystyk hydrologicznych zlewni badanych cieków (tab. 3.). Największym jednostkowym zasobem wodnym charakteryzował się obszar alimentujący dopływ w m. Łajs – współczynnik spływu dla tej zlewni wynosi 0,46 co jest wartością wyższą niż przeciętne dla cieków pojeziernych (Gutry-Korycka, 2018). W przeliczeniu na odpływ jednostkowy odpowiadało to ponad 9 litrom na sekundę z każdego km² i wyraźnie przekraczało wartości charakterystyczne dla regionu. Wyłumaczeniem tak znacznego zasilania jest wydajny obszar źródliskowy umiejscowiony w środkowym i dolnym biegu ciekі. Odpowiada on jednocześnie za stabilność odpływów skali roku – w układzie miesięcznym ten niewielki strumień charakteryzował się najniższym stosunkiem Q_{\max} do Q_{\min} . Z kolei najniższa alimentacja zlewniowa dotyczyła ciekі Kiermas (Kalwa). Mimo obfitości wód powierzchniowych w zlewni współczynnik spływu nie osiągał nawet wartości 0,15, a odpływ jednostkowy nie przekroczył 3 dm³/s/km². W tym przypadku wspomiane piętrzenie usytuowane między jeziorem Kalwa a jeziorem Kośno zdaje się być przyczyną utrudnienia odpływu powierzchniowego wód ze zlewni. Przekroje pomiarowe poniżej jezior (na odpływie z Jeziora Łajskiego oraz na odpływie z jeziora Kośno) charakteryzowały się odpływem jednostkowym 4–7 dm³/s/km², najbardziej odpowiadającym przeciętnym warunkom regionu. Zatem zgodnie z wnioskami płynącymi z badań innych systemów rzeczno-jeziornych (Bajkiewicz-Grabowska, 2002; Grochowska, 2015) i w tym przypadku obecność jezior przyczynia się do buforowania dynamiki alimentacji cieków.

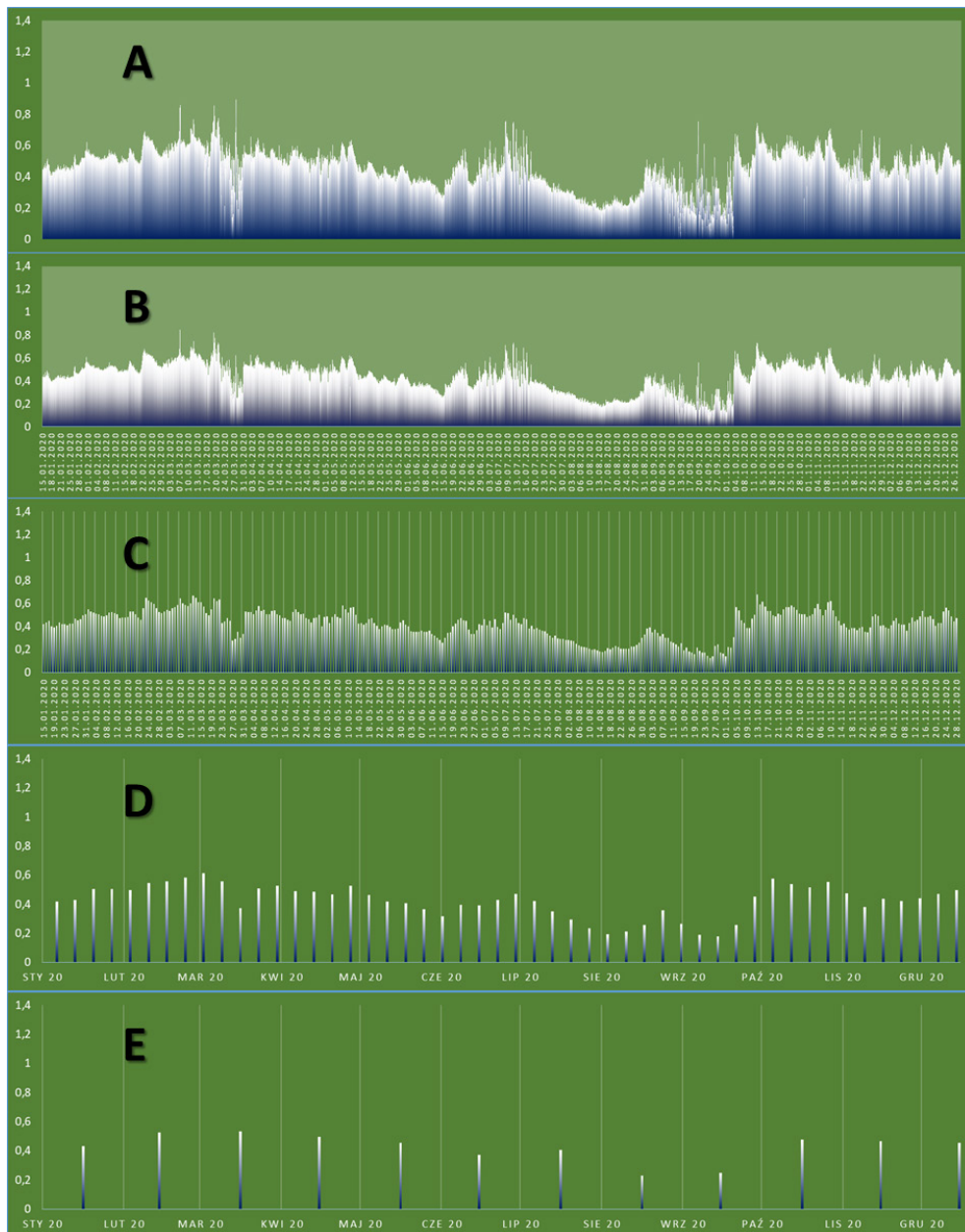
Tabela 3. Współczynniki hydrologiczne zlewni badanych cieków

Nazwa ciek	Powierzchnia zlewni	Współczynnik spływu α	Odptyw jednostkowy [dm ³ /s/km ²]
Dopływ w m. Łąjs	7,9	0,456	9,37
Odptyw z Jeziora Łąjskiego	52,38	0,175	3,59
Kiermas (Kalwa)	148,6	0,138	2,83
Kiermas (Kośnik)	236,7	0,319	6,55

Przedstawione powyżej wyniki badań wskazują na istnienie bardzo zmiennych w czasie i przestrzeni warunków zasilania badanych cieków i jezior, co jest charakterystyczne dla sieci rzeczno-jeziornych, zwłaszcza w skali lokalnej i w odniesieniu do niewielkich zlewni. W kontekście działań ochronnych na rzecz tego typu ekosystemów dobre rozpoznanie sytuacji hydrologicznej stanowi kluczowy czynnik dla podejmowania prawidłowych decyzji. Wykorzystanie systemów automatycznego zbierania danych, podobnych do tego opisywanego w niniejszej pracy wydaje się być uzasadnionym sposobem ułatwienia rozpoznania warunków hydrologicznych tego typu obszarów.



Rys. 4. Ciągi pomiarowe zarejestrowane przez przepływomierz zlokalizowany na stanowisku pomiarowym na cieku z m. Łąjs (A) oraz średnie przepływy godzinowe (B), dobowe (C), tygodniowe (D) i miesięczne (E). Oś rzędnych: przepływ [m^3/s], oś odciętych: data badań



Rys. 6. Ciągi pomiarowe zarejestrowane przez przepływomierz zlokalizowany na stanowisku pomiarowym na cieku Kiermas (Kalwa) (A) oraz średnie przepływy godzinowe (B), dobowe (C), tygodniowe (D) i miesięczne (E). Oś rzędnych: przepływ [m^3/s], oś odciętych: data badań

Podsumowanie

Testowany system monitoringu ilościowego cieków wydaje się być użytecznym narzędziem do badania zjawisk hydrologicznych w warunkach cieków pojeziernych. Zebrane podczas 2020 roku obserwacje pozwalają zauważyć jego duży potencjał do ułatwienia badań i zdobywania cennych wyników o zmienności przepływów i stanów wód. Dają się jednak zauważyć także i pewne ograniczenia. Ich minimalizacja powinna być jednym z kierunków udoskonalania systemu.

Główne zalety i mocne strony systemu:

- możliwość niezwykle precyzyjnego badania zmienności przepływów, z interwałem pomiarowym liczonym w minutach,
- wydajny układ przesyłania danych, możliwość archiwizowania znacznej ilości rekordów,
- przejrzysty i funkcjonalny moduł wizualizacji danych, umożliwiający wykonywanie przydatnych do szybkiej diagnozy operacji na ciągach pomiarowych,
- dostępność danych o zmianach przekroju poprzecznego i napełnienia koryt cieków, co w połączeniu z niezależnymi danymi o prędkości płynącej wody pozwala szacować dynamikę cieków oraz śledzić zjawiska przyboru wód, np. poprzez zaistnienie czynników piętrzących,
- łatwy montaż i mobilność systemu umożliwiającą zmianę lokalizacji przekroju pomiarowego.

Niedogodności, słabe strony:

- trudności z przesyłaniem danych w lokalizacjach o słabszym zasięgu GSM,
- znaczna podatność czujników prędkości przepływu na chwilowe zaburzenia stabilności przepływu wskutek falowania wiatrowego lub zjawisk lodowych,
- podatność podwodnych elementów przepływomierza na obrastanie biofilmem, który wpływa na efektywność pomiarów,
- konieczność regularnych czynności eksploatacyjnych (usuwanie przedmiotów osiadłych na przepływomierzu, wymiana akumulatorów stacji nadawczej).

Finansowanie

Badania były częściowo finansowane ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego zgodnie z decyzją numer 6722/IA/SP/2017.

Literatura

- Bajkiewicz-Grabowska E. 2002. Obieg materii w systemach rzeczno-jeziornych. Uniwersytet Warszawski. Wydział Geografii i Studiów Regionalnych. Warszawa.
- Bajkiewicz-Grabowska E. 2017. Sieć rzeczna pojezierzy. [w:] Czerniawski R., Bilski P. (red.). Funkcjonowanie i ochrona wód płynących. volumina.pl Daniel Krzanowski. Szczecin. 21–33.
- Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z. 2006. Hydrologia ogólna. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Byczkowski A. 1996. Hydrologia. Wydawnictwo SGGW. Warszawa.
- Czarnecka H. 2005. Atlas podziału hydrograficznego Polski. Wydawnictwo IMGW. Warszawa.
- Grochowska J. 2015. Obieg wybranych makropierwiastków i związków biogenych w systemie rzeczno-jeziornym na przykładzie górnej Pastęki. Komitet Inżynierii Środowiska PAN. Lublin.
- Górniak A., Kajak Z. 2020. Hydrobiologia. Limnologia. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Gutry-Korycka M. 2018. Zasoby wód płynących Polski. Uwarunkowania, wykorzystanie, zmiany. IMGW-PIB. Warszawa.
- Gutry-Korycka M., Sadurski A., Kundzewicz Z.W., Pociask-Karteczka J., Skrzypczyk L. 2014. Zasoby wodne a ich wykorzystanie. Nauka 1/2014, Biuro Upowszechniania i Promocji Nauki PAN. 77–98.
- Gutry-Korycka M. 1978. Zasilanie podziemne rzek polskich. Przegląd Geofizyczny. 23 (2): 79–98. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowy Instytut Badawczy. hydro.imgw.pl. dostęp: 14.05.2021.
- Kajak Z. 1994. Hydrobiologia. Ekosystemy wód śródlądowych. Wydawnictwo UW Białystok.
- Ozga-Zielińska M., Brzeziński J. 1994. Hydrologia stosowana. PWN. Warszawa.

Andrzej Mikulski

Zakład Hydrobiologii, Instytutu Biologii Funkcjonalnej i Ekologii Wydziału Biologii Uniwersytetu Warszawskiego, ul. Żwirki i Wigury 101, 02-089 Warszawa

Ekologiczne aspekty samooczyszczania rzek

Nieco historii w ramach wstępu

Deficyt wody pitnej, dotykający coraz częściej także regionów dotychczas nie borykających się z tym problemem, każe zwracać uwagę nie tylko na wielkość zasobów wodnych, ale także na ich jakość. Nic dziwnego, że mechanizmy samooczyszczania rzek stanowią coraz częściej przedmiot rozważań badaczy i zarządców zlewni. Warto jednak pamiętać, że to rosnące zainteresowanie traktować można jedynie jako renesans dziedziny wiedzy, której geneza, wciąż odciska piętno na naszym spojrzeniu na ten proces. Pojęcie samooczyszczania nie powstałoby, gdyby na pewnym etapie rozwoju ludzkiej cywilizacji nie pojawiły się antropogeniczne zanieczyszczenia i gdyby ich zrzucanie do wód powierzchniowych nie powodowało dotkliwych skutków dla lokalnych społeczności w postaci braku dostępu do czystej wody lub chorób.

Starożytność

Jak twierdzi Jutti wraz ze współautorami (2007), pierwszą znaną osobą zwracającą uwagę na związek, pomiędzy jakością wody a zdrowiem ludzi był grecki lekarz Alkmeon z Krotonu (ok. 470 p.n.e.). Prawdopodobnie jednak obserwacje takiego związku przeprowadzane były znacznie wcześniej, przy okazji pierwszych prób osadnictwa w pobliżu śródlądowych jezior, w czasach, gdy populacja ludzka była jeszcze na tyle nieliczna, że dało się funkcjonować bez odbiornika zanieczyszczeń w postaci rzeki.

Prawdopodobnie przez długi czas rzeki stanowiły zadowalający odbiornik nieczystości z rosnących dynamicznie miast, choć już w starożytności ilość ścieków zaczęła przekraczać możliwości asymilacji przez ekosystemy rzeczne, zagrażając zaludniającym się dynamicznie dolinom. Świadczyć o tym mogą próby ograniczania dopływu ścieków do rzek. W starożytnym Egipcie znaczącą ich część przekierowywano na pustynię, a w starożytnej Grecji istniały już sprawnie działające systemy kanalizacyjne, które, po wstępnym kondycjonowaniu (pierwsze znane osadniki ściekowe powstały w cywilizacji minojskiej i odnalezione zostały np. w pałacu w Knossos), pozwalały wykorzystywać ścieki do nawadniania i nawożenia upraw i sadów (Lofrano i Brown, 2010).

Dalszy wzrost wielkości miast czynił jednak takie zabiegi nierealnymi. Ścieki w Rzymie, pomimo świetnej sieci wodociągowej i rozbudowanego systemu kanalizacyjnego, spływały w swej większości kanałami do rzeki całkiem nieoczyszczone, tworząc na terenie miasta realne zagrożenie epidemiczne (Havlíček i in., 2016). Realne problemy sanitarne pojawiały się zbyt blisko miejsca zrzutu nieczystości, aby proces samooczyszczenia miał jakiegokolwiek praktyczne znaczenie, a stanem rzek poniżej miast nikt najwyraźniej nadmiernie się nie przejmował. W konsekwencji proces samooczyszczania pozostał prawdopodobnie niezauważony.

Rewolucja przemysłowa

Przez kolejne wieki wodę pitną czerpano ze studni lub rzeki, do której spływały zazwyczaj nieoczyszczone ścieki (Lofrano i Brown, 2010). Pomimo to, zdecydowana większość rzek była w stanie efektywnie się oczyszczać i poza obszarami dużych miast nie odczuwano prawdopodobnie problemów z ich zanieczyszczeniem (Moran i in., 1986; za: Spellman i Drinan, 2001). Dopiero rewolucja przemysłowa przyniosła radykalną zmianę sytuacji. Rozwijający się dynamicznie przemysł zalewał rzeki nieoczyszczonymi, często toksycznymi ściekami, a rosnące szybko miasta stały się źródłem olbrzymich ilości bogatych w materię organiczną i skażonych bakteriologicznie ścieków bytowych. Ze szczególnie trudną sytuacją zmagają się miasta angielskie. Według Sylwii Haslam (1990) „[...] w 1887 roku praca straży rzecznej w Londynie ograniczała się praktycznie do ciągłego odławiania z rzeki napływu martwych organizmów”. Generalnie wciąż „[...] dominowała wtedy postawa polegająca na wyrzucaniu odpadów bezpośrednio do rzeki”. Wpisuje się w to świetnie relacja Hodgesa (1891), który w artykule redakcyjnym w „Science” pisze o przepływającej przez Londyn rzece: „[...] szczególnie przy niskich wodach brzegi (Tamizy) tworzą cuchnące równiny osadów ściekowych; kiedy parowiec przepływa i ubija brudny osad, smród jest najbardziej obrzydliwy”.

Wzrost zagęszczenia ludności zamieszkującej doliny rzek spowodował, że zaczęto zwracać uwagę, na jakość wody poniżej miast i miejsc zrzutu ścieków. Z powodu braku możliwości relokacji zanieczyszczeń poza ekosystemem rzeczny (tak jak to robili np. starożytni Egipcjanie), zwrócono uwagę na konieczność lepszego podczyszczania ścieków i na możliwość ich oczyszczania przez rzekę. Sytuacja stała się na tyle trudna, że w latach 60-tych XIX wieku powołano do życia Komisję do spraw zanieczyszczenia rzek (*Rivers Pollution Commission*). Jednym z podstawowych pytań, na jakie miała ona odpowiedzieć, było to, czy rzeki są w stanie samodzielnie oczyszczać się z najbardziej dotkliwych zanieczyszczeń: powodującej fetor i warunki beztlenowe materii organicznej i grożących epidemią bakterii. Jednocześnie, równoległe badania na ten temat podjęło kilku badaczy po obu stronach Atlantyku.

Pierwsza informacja na temat efektów tych badań pochodzi z 1867 roku, kiedy to niejaki dr Letheby z zespołem zaobserwował proces samooczyszczania stwierdzając,

że badanej przez niego rzece, rozłożenie rozcieńczonych uprzednio ścieków zajęło kilkanaście kilometrów (Murray East, 1901). Kolejne lata przyniosły szeroko zakrojone badania Percy Franklana na Tamizie, Szprewie i rzece Isar i eksperymenty wspomnianej już komisji do spraw zanieczyszczenia rzek, przeczące tym pierwszym obserwacjom (Hodges, 1891; Chapin, 1894) oraz potwierdzające je kompleksowe badania zespołu stanowej rady zdrowia Massachusetts (*Massachusetts State Board of Health*) na rzece Blackstone (Chapin, 1894) i Jordana (1900) ma rzece Illionis.

Pionierski okres badań nad samooczyszczeniem rzek podsumowuje najlepiej praca Edwarda Murraya Easta z 1901, który zauważa, że „[...] nawet teraz jest kilku godnych uwagi chemików, którzy wahają się przed przyznaniem, że ma miejsce jakiegokolwiek naturalne oczyszczanie, inne niż polegające na niewielkim utlenianiu i znaczącym rozcieńczeniu” materii organicznej. Badacz zaznacza jednak, że większa część autorytetów zgadza się, że istnieje coś takiego jak „[...] samooczyszczenie rzeki, bazujące na naturalnych procesach, które są na tyle zróżnicowane, że prawdopodobnie nie da się ustalić uniwersalnej efektywności takiego samooczyszczenia”. Rozkład bakteryjny jest, według Murraya Easta, głównym mechanizmem oczyszczania wody z materii organicznej, a substancje biogenne z rozkładu tej materii są wbudowywane w biomasę roślin. Zwierzęta, na przykład padlinożerne, mają duże znaczenie w procesie samooczyszczania wód. Rozkład tlenowy jest znacznie szybszy od beztlenowego, a ilość tlenu w wodzie może być miarą jej jakości. Opinie autora z początków ubiegłego wieku zaskakują celnością, a niektóre z tez, jak na przykład ta o dużym znaczeniu zwierząt w procesach samooczyszczania, nadal wymagają upowszechniania.

XX wiek

Rozwój badań nad samooczyszczeniem rzek i wykrycie podstawowych mechanizmów odpowiedzialnych za usuwanie i inaktywację w rzekach poszczególnych składników ścieków, doprowadziły do dynamicznego rozwoju technologii umożliwiających efektywne nimi zarządzanie i tworzenie coraz efektywniejszych oczyszczalni.

W 1914 roku Adern i Lockett opisali osad czynny (1914a, 1914b, 1915) umożliwiając powszechne wdrożenie drugiego stopnia oczyszczania ścieków. W latach 60-tych XX wieku pojawiły się techniki umożliwiające usuwanie mineralnych form substancji biogennych i doczyszczania ścieków poprzez filtrację, koagulację lub adsorpcję (Lofrano i Brown, 2010). Nietrudno zauważyć, że rozwój technik służących oczyszczaniu ścieków polegał w dużej mierze na adaptowaniu kolejnych procesów uwikłanych w naturalne samooczyszczanie rzek.

Po trwającym w II połowie XIX wieku okresie dynamicznych studiów nad losami ścieków w rzekach, nastąpiło uwolnienie badań procesów zachodzących w ekosystemach rzecznych od konieczności ogniskowania ich na samooczyszczaniu. Pozwoliło to na uzyskanie w miarę całościowego obrazu przepływu energii i materii przez te

systemy, uwzględniającego też elementy z pozoru niewykłane w procesy asymilacji zanieczyszczeń. W XX wieku powstało kilka kompleksowych modeli funkcjonowania ekosystemów rzecznych: opisujący zmienność przestrzenną ekosystemu w funkcji rzędowości model ciągłości (*River Continuum* – Vannote i in., 1980), modyfikujący go o wpływ zapór model nieciągłości szeregowej (*Serial Discontinuity Concept* – Ward i Stanford, 1983), skupiający się na roli wymiany materii i energii pomiędzy korytem rzeki a terenami zalewowymi model impulsów powodziowych (*Flood Pulse Concept* – Junk i in., 1989) oraz wskazujący na znaczenie przepływu pozakorytowego model korytarza hyporeicznego (*Hyporheic Corridor Concept* – Stanford i Ward, 1993). Każdy z tych modeli tworzony był w oparciu o obserwacje konkretnych rzek i żaden nie spełnia kryterium uniwersalności (np. Tockner i in., 2000). Niemniej, każdy z nich prezentuje ogromną paletę realnie działających mechanizmów kształtujących funkcjonowanie wód płynących i wspomaga zrozumienie procesów zachodzących w konkretnych rzekach, także tych niespełniających w pełni ich założeń. Modele te w sposób naturalny tworzą więc, wraz z pracami testującymi ich niedoskonałości, swoisty super model. Pozwala on na traktowanie czegoś, co nazywane jest powszechnie samooczyszczaniem, jako jednego z elementów naturalnego funkcjonowania rzeki. Antropogeniczne zanieczyszczenia są przecież szczególnym przykładem allochtonicznej materii, bez której funkcjonowanie ekosystemów rzecznych byłoby niemożliwe; są paliwem dla zespołu procesów określanych przez niektórych badaczy, jako metabolizm rzeki. Wbrew predykcjom zawartym w klasycznym modelu ciągłości (Vannote i in., 1980), niemal wszystkie ekosystemy rzeczne są heterotroficzne, czyli oparte o dopływ energii i materii z zewnątrz (np. Thorp i Delong, 1994). W znacznej części przypadków dopływ ścieków do wód płynących można analizować odwołując się literalnie do ogólnych modeli opisujących przepływ energii i materii przez ekosystemy rzeczne, wykorzystując przy tym kompletną wiedzę na temat ich funkcjonowania, a nie jedynie wybrane zależności i mechanizmy opisywane w kontekście samooczyszczania.

Naturalne źródła i losy materii allochtonicznej w rzekach

Najbardziej oczywistym i tradycyjnym sposobem klasyfikacji materii dopływającej do każdego ekosystemu jest jej rozdział na materię organiczną i substancje mineralne. Materię organiczną dzieli się zazwyczaj na wielkocząsteczkową CPOM (ang. *coarse particulate organic matter* – powyżej 1 mm), drobnocząsteczkową FPOM (ang. *fine particulate organic matter* – od 0,45 μm do 1 mm) i rozpuszczoną DOM (ang. *dissolved organic matter* – zwyczajowo poniżej 0,45 μm). Z punktu widzenia funkcjonowania ekosystemu rzecznoego warto ten podział nieco zmodyfikować i uzupełnić o dwie kategorie. Pierwszą jest gruby rumosz drzewny LWD (ang. *large woody debris*), który stanowią głównie drzewa i gałęzie. Ta frakcja materii organicznej ma, z uwagi na bardzo

powolny rozkład, znacznie mniejszy udział w szybkim transferze energii i materii do rzeki z łądu. Stanowi jednak bardzo ważny element różnicujący przepływy i mikrosiedliska, zwiększający produkcję w korycie oraz sprzyjający sedymentacji i retencji innych frakcji POM (Naiman i in., 2002). Drugą kategorią wartą wyróżnienia jest koloidalna materia organiczna, oznaczana zazwyczaj jako organiczny węgiel koloidalny COC (ang. *colloid organic carbon*). Jej wielkość mieści się w przybliżeniu w zakresie od 0,001 do 1 μm , więc jej mniejsze cząsteczki są z reguły oznaczane w próbkach, jako DOM, większe, jako FPOM. W porównaniu z wymienionymi frakcjami, COC ma zdecydowanie większe znaczenie w środowiskowym transporcie zarówno POM, jak i składników mineralnych, takich jak substancje biogenne czy jony metali. Coraz więcej jest głosów zwracających uwagę na niedocenienie tej frakcji materii w globalnym krążeniu pierwiastków, w tym węgla, i konieczności jej wydzielenia w analizach (Yan i in., 2018).

Grubocząsteczkowa materia organiczna

Ogólny schemat przepływu materii i energii przez ekosystem rzeczny jest dość dobrze poznany (np. Allan, 1998, rys. 1). Duże fragmenty, partycularnej materii organicznej (CPOM, LWD) dostają się do wody głównie ze zlewni bezpośrednio spływami powierzchniowymi lub drogą powietrzną, a także wymyte z terenów zalewowych w trakcie wezbrań (rys. 1, strzałka 1). Ze zrozumiałych względów, LWD jest obfita zwłaszcza w strumieniach przepływających przez tereny zalesione (Naiman i in., 2002). Wiele elementów CPOM nie dociera do koryta rzeki w sposób ciągły. Może to być dopływ zarówno regularny (np. spadające jesienią liście czy martwe owady po masowych wylotach), jak i nieregularny (np. spływy związane z nawałnymi deszczami). Losy tej frakcji materii w rzece są dość dobrze poznane. Zaraz po wypłukaniu z niej labilnej materii rozpuszczonej i koloidalnej (rys. 1, strzałka 2), materia ta jest zazwyczaj kolonizowana przez mikroorganizmy, głównie grzyby i bakterie. Asymilują one jej zasoby włączając w swoją biomasę (rys. 1, strzałka 3), istotną część przy okazji mineralizując. Działalności mikroorganizmów towarzyszy zmiana struktury materii i jej zmiękczanie, co czyni ją łatwiejszą do zasiedlenia przez meio- i makrofaunę, reprezentantów gildii rozdrabniaczy i zgryzaczy. Stanowią ją różne gatunki chruścików, jętek, widelnic, muchówek, chrząszczy i ślimaków. Tworzy się spleciony silnymi interakcjami system, w którym działalność fauny stymuluje rozkład bakteryjny i odwrotnie (Webster i Benfield, 2003). Detrytusozerna fauna kontynuuje rozkład materii mineralizując ją i produkując swoją biomasę (rys. 1, strzałka 4). Martwa materia organiczna w formie CPOM może być też konsumowana przez ryby (rys. 1, strzałka 5). Działalność mikroorganizmów i fauny powoduje rozdrobnienie materii i jej zamianę w FPOM (rys. 1, strzałka 6). W wyniku falowania lub wezbrań część CPOM może zostać ponownie wyniesiona na brzeg lub na tereny zalewowe (rys. 1, strzałka 7).

Drobnocząsteczkowa materia organiczna

Źródła allochtonicznej materii drobnocząsteczkowej nie różnią się zasadniczo od źródeł allochtonicznej CPOM (rys. 1, strzałka 8), a jej dopływ również może być regularny (np. opad pyłku drzew), bądź nieregularny (spływy podeszczowe czy fekalia zwierząt). Podobnie jak CPOM, może być ona po wymyciu mobilnej materii rozpuszczonej i koloidalnej (rys. 1, strzałka 9) zasiedlona i wbudowywana w biomasę mikroorganizmów, głównie bakterii (rys. 1, strzałka 10). Może też być bezpośrednio konsumowana przez bezkręgowce z gildii zbieraczy (np. przez jętki i muchówki) lub gildii filtratorów (np. przez budujące sieci chruściki, przez jętki, larwy meszek czy małże) (rys. 1, strzałka 11). W wyniku defragmentacji FPOM może uwalniać się materia koloidalna i rozpuszczona (rys. 1, strzałka 9). FPOM może też zostać wyeksportowana do ekosystemów lądowych w wyniku falowania lub w trakcie wezbrań (rys. 1, strzałka 12).

Koloidalna materia organiczna

Źródłem koloidalnej allochtonicznej materii organicznej są spływy powierzchniowe z rozkładającej się na lądzie materii organicznej, wyptukiwanych fekaliów i przeżywciovych wydzielin roślin i zwierząt (rys. 1, strzałka 13). Podobnego pochodzenia substancje trafiają do wód płynących także spływem gruntowym (rys. 1, strzałka 14). Częsteczki organicznych koloidów mogą być konsumowane przez mikroorganizmy, głównie bakterie i pierwotniaki (rys. 1, strzałka 15). Mogą być też konsumowane przez drobne bezkręgowce, np. larwy meszek mające zdolność odfiltrowywania cząstek istotnie mniejszych niż 1 μm (np. Wotton, 1977) (rys. 1, strzałka 16). Częstki koloidów mogą ulegać kondensacji przekształcając się w FPOM (rys. 1, strzałka 17), co ułatwia ich konsumpcję przez bezkręgowce i sedymentację w korycie i na terenach zalewowych (rys. 1, strzałka 18). Ma to ogromne znaczenie w kontekście zdolności cząstek koloidalnych (zarówno organicznych, jak i mineralnych) do wiązania (adsorbowania na powierzchni i koagulowania) materii rozpuszczonej. Dzięki temu koloidy w istotny sposób przyspieszają wbudowywanie tego typu materii w łańcuchy pokarmowe (zwiększają jej biodostępność) i jej retencję (Mills i in., 2017), a także wpływają istotnie na drogi jej przenoszenia (Yan i in., 2018). Warto wspomnieć, że pojemność sorpcyjną koloidów organicznych determinują silnie jej cechy takie jak masa cząsteczkowa, polarność i stopień aromatyczności (Gauthier i in., 1987). Niestety, jak to już zostało wspomniane, w większości badań koloidy nie są rozróżniane od materii rozpuszczonej (Ty, 1995).

Rozpuszczona materia organiczna

Rozpuszczona allochtoniczna materia organiczna (ang. *allochtonic trully dissolved organic matter*) pochodzi z tych samych źródeł, co materia koloidalna (rys. 1, strzałki 19 i 20), natomiast jej losy są zgoła inne. Jej konsumenci ograniczają się do

mikroorganizmów, głównie bakterii (rys. 1, strzałka 21), które mogą transferować dalej zawarty w niej węgiel i energię na wyższe poziomy troficzne. Nie jest to jednak jedyna możliwość transferu. DOM może ulec adsorpcji na cząstkach koloidów organicznych (rys. 1, strzałka 22) lub FPOM (rys. 1, strzałka 23) i razem z nimi być konsumowaną przez pierwotniaki i bezkręgowce. DOM może zostać też przechwycona przez struktury biofilmów (np. Battin i in., 2016) i konsumowany przez tworzące je mikroorganizmy (bakterie, grzyby, pierwotniaki) lub żywiące się biofilmem bezkręgowce. DOM może też, po zaadsorbowaniu przez koloidy zarówno organiczne jak i nieorganiczne (rys. 1, strzałka 24) ulec sedymentacji w korycie lub na terenach zalewowych (rys. 1, strzałka 25). Agregacja koloidów, konsekwencją której jest tendencja do sedymentacji, wpływa na ich możliwości adsorbowania DOM (Philippe i in., 2014). Większa adsorpcja charakteryzuje mniejsze cząstki koloidalne (Ty, 1995). Szczególnie dobrymi sorbentami są koloidy z frakcji NNP (nanoparticles 1–100 nm), a więc te, włączane przy analizach do DOM (Gottselig i in., 2017).

Materia mineralna

Allochtoniczne substancje mineralne pochodzą z grubsza z tych samych źródeł, co DOM (rys. 1, strzałki 26 i 27). Ich obecność w zlewni nie jest jednak jedynie konsekwencją rozkładu materii organicznej i przeżyciowego wydzielania przez organizmy, ale także procesów geologicznych, takich jak wietrzenie i wymywanie składników skał. Część z substancji mineralnych stanowią sole pierwiastków biogennych pobierane przez organizmy autotroficzne wodne (rys. 1, strzałka 28) lub lądowe, takie jak roślinność nadbrzeżna lub porastająca tereny zalewowe (rys. 1, strzałka 29). W przypadku, gdy rozkładana materia organiczna jest uboga w substancje biogenne, heterotroficzne organizmy pobierają je z wody (rys. 1, strzałka 30). Substancje mineralne mogą być też adsorbowane i retencjonowane na terenach bagienne w trakcie wezbrań (np. w postaci kompleksów organicznych lub nieorganicznych) (rys. 1, strzałka 31). Azot mineralny jest w wyniku denitryfikacji uwalniany z systemu w postaci azotu atmosferycznego (rys. 1, strzałka 32). Zarówno substancje biogenne, jak i inne substancje mineralne mogą ulegać adsorpcji na koloidach i zawiesinie zarówno organicznej (rys. 1, strzałka 33 i 1, strzałka 34), jak i mineralnej (rys. 1, strzałka 35) (np. Abdulgawad i in., 2009) i wraz z nią sedymentować w korycie lub na terenach zalewowych. Adsorpcja jonów na zawiesinie zwiększa się wraz ze zmniejszaniem się wielkości frakcji osadu i zależy od warunków fizycznych – na przykład może rosnąć wraz ze wzrostem pH (Jain i Ram, 1997; Jain i Sharma, 2002).

Przepływ energii w sieci troficznej

Energia i materia po wprowadzeniu do sieci troficznej rzeki podlega standardowym przemianom (rys. 1, zielone linie). Liczba poziomów troficznych, przez które musi przepłynąć w łańcuchu spasań, zanim dotrze do szczytowego drapieźnika, zależy od

tego, do jakiej grupy należy jej pierwotny konsument. Liczba ta może być największa w przypadku, gdy dominującym konsumentem martwej materii organicznej są żyjące pojedynczo bakterie. Są one zazwyczaj konsumowane przez pierwotniaki (jest to element tzw. pętli mikrobiologicznej), a te przez bezkręgowce z kolejnych poziomów troficznych. Łańcuch pokarmowy skraca się, gdy martwą materię konsumuje makrofauna lub ryby. Skraca się też, gdy organizmy z wyższych poziomów troficznych konsumują biofilmy lub mikroorganizmy kolonizujące martwą materię. Duże organizmy z wyższych poziomów troficznych są w stanie zjadać organizmy małych rozmiarów tylko wtedy, gdy są one związane z agregatami. Dodatkowo resuspensja i sedymentacja agregatów łączy pelagiczne i bentosowe sieci pokarmowe w jedną (Zimmermann-Timm, 2002). Liczba poziomów troficznych, przez które przepływa energia, ma kluczowe znaczenie dla funkcjonowania systemu i determinuje ilość energii docierającej do szczytowego poziomu. W trakcie przepływu energii przez łańcuch pokarmowy, na każdym poziomie troficznym zużywana jest jej część zawarta w mineralizowanej materii organicznej, w wyniku czego do środowiska uwalniane są mineralne formy pierwiastków biogennych (rys. 1, strzałka A) oraz dwutlenek węgla (rys. 1 – B). Zgodnie z zasadą Lindemana, na każdy kolejny poziom troficzny dociera około 10% energii zgromadzonej na poprzednim poziomie troficznym. Reszta jest wykorzystana w procesie respiracji. Procent energii zużywanej przez organizmy z danego poziomu troficznego, w proporcji do tej zasymilowanej, jest wyższy u drapieżników, niż organizmów z niższych poziomów troficznych (Lindeman, 1942), choć proces mineralizacji może zachodzić u nich wolniej. Reasumując, od sposobu przepływu energii i materii przez sieć troficzną, zależy tempo mineralizacji, stopień kumulacji biomasy i produktywność na wyższych poziomach troficznych.

Generalnie można przyjąć, że mineralizacja jest procesem, który przebiega efektywnie w całej heterotroficznej części biocenozy. Wszystkie organizmy stanowią też dodatkowe źródło martwej materii organicznej, zarówno tej rozpuszczonej, koloidalnej, jak i partycularnej, wydzielając ją przyżyciowo w postaci odchodów lub wydzielin, a także umierając (rys. 1, strzałka C). Część energii przetworzonej w ekosystemach rzecznych przez organizmy jest eksportowana do ekosystemów lądowych. Poza opisywanymi już drogami transferu martwej materii organicznej z koryta na ląd, część organizmów w postaci dorosłej migruje do ekosystemów lądowych przenosząc tam biomasę wytworzoną w ekosystemie wodnym. Dotyczy to np. larw owadów stanowiących znaczną część makrofauny wodnej (rys. 1, strzałka 36 i 1, strzałka 37). Ważnym wektorem transferu energii i materii z wody na ląd mogą być też ptaki odżywiające się w ekosystemach wodnych (rys. 1, strzałka 38 i 1, strzałka 39).

Ogólny schemat krążenia materii i przepływu energii

Warto zauważyć, że ogólny schemat procesów, kluczowych dla funkcjonowania heterotroficznego ekosystemu rzecznoego obejmuje (analizując rys. 1 od lewej do prawej) zasilenie go z łądu energią zawartą w różnych formach materii organicznej, przemiany fizyczne tej materii umożliwiające jej okresową retencję i szerokie jej wykorzystanie przez organizmy, wbudowanie tej materii w biomasę i jej mineralizację w łańcuchu pokarmowym, a także eksport jej części z powrotem do ekosystemów łądowych. Importowane z łądu i powstałe w wyniku mineralizacji substancje mineralne, włączane są w łańcuchy pokarmowe dzięki producentom pierwotnym, i również podlegają retencji w korycie i usuwaniu do ekosystemów łądowego. Całość jest modyfikowana przez przepływ. Wszystkie te procesy przebiegają w środowisku przemieszczającym się w przestrzeni, przy czym różne elementy systemu przemieszczają się w różnym tempie począwszy od substancji rozpuszczonych i koloidalnych poruszających się z prędkością wody, poprzez POM poruszająca się w zmiennym i nieregularnym tempie w dół rzeki, żywe organizmy mogące poruszać się zarówno w dół, jak i w górę koryta po LWD, które często przez długi czas pozostaje bez ruchu. Pierwiastki biogenne płyną więc w dół koryta rzecznoego „wędrując” jednocześnie w górę i w dół łańcucha pokarmowego i tworząc coś na kształt wirtualnej spirali biogenów. Tak zresztą zostało to zjawisko nazwane (Scott i Martin, 2006). Choć cały system ma charakter heterotroficzny, czyli przeznaczony na procesy oddychania więcej energii niż pozyskuje w wyniku produkcji pierwotnej, większość martwej materii konsumowanej przez zwierzęta to materia autochtoniczna (wytworzona w korycie). Materia allochtoniczna jest bowiem w większości trudno rozkładalna, podczas gdy ta, pochodząca z autochtonicznej produkcji pierwotnej, choć jest znacznie mniej obfita, charakteryzuje się większą labilnością (jest łatwiejsza do przyswojenia), zawiera więcej energii w przeliczeniu na masę i jest zazwyczaj preferowana przez zwierzęta (Thorp i Delong, 2002). Wspomniana już powyżej „spirala” opiera się więc na szybkim obrocie materii autochtonicznej, zasilanym powoli stałym dopływem materii allochtonicznej. W konsekwencji, bez względu na szybkość dopływu materii allochtonicznej, rzeka utrzymuje „rozpędzony” system mineralizacji materii organicznej i asymilacji substancji biogennych. Ma to kluczowe znaczenie dla odporności ekosystemu rzecznoego na fluktuacje intensywności zasilania.

Rola wezbrań

Wezbrania stanowią niezwykle istotny element funkcjonowania rzeki. Powodują wzmożoną resuspensję i relokację osadu, zwiększając intensywność procesów adsorpcji jonów na jego cząstkach, dynamiczną wymianę materii pomiędzy wodą rzecznoą i terenami zalewowymi, wzmagają uwalnianie azotu w wyniku denitryfikacji i „przeplukują system” przenosząc szybko znaczące ilości materii do obszarów

przyujściowych. Udział procesów związanych z wezbraniem w ogólnym bilansie ekosystemów rzecznych zależy od wielu czynników takich jak wielkość rzeki, długość wylewów na tereny zalewowe, względna powierzchnia tych terenów i temperatura wód wezbraniowych. W skrajnych przypadkach, czyli w przypadkach wielkich rzek w ciepłym klimacie z ogromnymi terenami zalewowymi i długotrwałymi, powtarzalnymi w cyklu rocznym wylewami, przeważająca część energii zasilającej system pochodzi bezpośrednio lub pośrednio z terenów zalewowych spełniając ściśle założenia modelu impulsów powodziowych (Junk i in., 1989). W takiej sytuacji, tereny zalewowe stanowią ekoton tworzący z rzeką nierozdzielalny ekosystem.

Metaboliczna plastyczność rzeki

Immanentną cechą zasilania ekosystemu rzecznych w materię organiczną i mineralną jest jej zmienność ilościowa i jakościowa. Często kilkadziesiąt procent spływu rocznego następuje w czasie burz lub innych gwałtownych zdarzeń meteorologicznych (Johnson, 2018). W większości przypadków spływy towarzyszące takim wydarzeniom mają charakter obszarowy, choć często ograniczony przestrzennie. Można sobie wyobrazić jednak zgoła inny scenariusz. Jeżeli na przykład rzeka niosąca w sobie ogromny ładunek materii wpada do większej rzeki, jej wpływ ma charakter punktowy.

Rozcieńczanie i mieszanie

Jak rzeka „radzi” sobie z nagle pojawiającymi się dużymi stężeniami substancji allochtonicznych? Przede wszystkim „zapewnia” opisanym już procesom abiotycznym i biotycznym możliwie optymalne warunki do ich przebiegu. Dostające się do wody substancje mieszają się z nią i rozcieńczają. Dzięki niższym od wyjściowych stężeniom, nie limitują one procesów zachodzących w ekosystemie, a ich ewentualne działanie toksyczne zostaje wyeliminowane lub przynajmniej ograniczone. Jednocześnie materiał allochtoniczny jest rozprowadzany po całym siedlisku docierając do potencjalnych konsumentów, pomimo tego, że część z nich charakteryzuje się ograniczoną mobilnością. Rozcieńczenie ma znacznie większą skalę niż ta, wynikająca jedynie z rozprowadzania substancji w płynącej wodzie. Różne frakcje materii poruszają się z różną prędkością, a część z nich jest retencjonowana na dłużej w osadach, co powoduje rozprowadzenie materii docierającej do rzeki na długości wielu kilometrów. Jednym z najczęściej spotykanych, naturalnych zagrożeń dla ekosystemów wodnych nie są substancje toksyczne, ale deficyty tlenowe stanowiące efekt szybkiego rozkładu dużej ilości materii organicznej. Mogą one powodować śmierć lub masową migrację większości lokalnych organizmów i całkowicie zdeorganizować funkcjonowanie ekosystemu. Turbulentny przepływ rzeki, praktycznie eliminuje to ryzyko.

Dryf

Wydaje się, że zachowanie organizmów może także wpływać na plastyczne reagowanie systemu na ewentualną heterogenność dostępności substratów organicznych. Przykładem może być tu dryf rzeczny (Sean i in., 2016), czyli okresowe spływanie części populacji, głównie makrofauny, w dół rzeki. Dzięki niemu możliwe jest zwiększanie zagęszczeń konsumentów w sytuacji pojawienia się skupień pokarmu, także w przypadku zwierząt, o niewielkiej zdolności do samodzielnego przemieszczania się.

Biofilmy

Jedną z ważnych cech ekosystemu rzek pozwalającą im na radzenie sobie z dużymi zmianami w ilości i jakości dopływającej materii allochtonicznej jest ich zdolność do szybkiej adaptacji do dostępnych substratów organicznych i substancji mineralnych (Namour i Pimpec, 2001). Cechę tę zawdzięczają między innymi funkcjonowaniu biofilmów. Są to złożone taksonomicznie i funkcjonalnie systemy zawierające zarówno bakterie i grzyby o szerokim spektrum możliwości rozkładu rozmaitych substancji organicznych, w tym biopolimerów (np. celulozy i chityny), jak i organizmy autotroficzne zapewniające im ciągłość dostawy substratów. Ciągłości tej sprzyja także obfitująca w polisacharydy i białka macierz zewnątrzkomórkowa EPS (ang. *extracellular polymeric substances*) tworząca strukturę biofilmu. Dzięki temu jest on w stanie sprawnie metabolizować dopływającą materię organiczną, pomimo zmieniającej się wciąż jej ilości i jakości (Battin i in., 2016). Większe wahania ilości allochtonicznej materii organicznej mogą prowadzić do dominacji szczepów bakterii lepiej kompensujących te zmiany, co czyni biofilm jeszcze bardziej plastycznym (Kamjunke i in., 2015). Ma to ogromne znaczenie, gdyż szacuje się, że za mineralizację 35–40% materii organicznej w potoku mogą odpowiadać biofilmy (Cazelles i in., 1991). Forma i funkcjonowanie biofilmów w rzece zależy od jej charakteru, a w szczególności dostępnych podłoży. W górach występują głównie biofilmy epilityczne, obrastające kamienie i żwir, w rzekach meandrujących znaczna ich część będzie lokować się na roślinach (biofilmy epifityczne), w rzekach roztokowych i anostomozujących będą to głównie biofilmy bentosowe: epipsammonowe porastające powierzchnię piasku i hyporeiczne zajmujące przestrzenie interstycjalne w dnie (Besemer, 2015; Whitman i in., 2014).

„Filtry” hyporeiczne

Okazuje się, że przepływ hyporeiczny przez piasek może mieć kluczowe znaczenie dla metabolizmu rzek. Wspominał o tym już Murray East w 1901 roku pisząc, że „[...] filtracja przez sam piasek niewątpliwie zapewnia dokładniejsze oczyszczenie, niż się na początku podejrzewało [...] niektóre organizmy przyczepiają się do ziaren piasku i pozostają unieruchomione, gdy woda przepływa obok nich, i pobierają z niej substancje organiczne, które stanowią ich źródło pożywienia i które stanowią materię

w wodzie. [...] Tworzy się „schlemdecke” (po niemiecku „zły koc”? – czyżby chodziło o biofilm?), który jest prawdziwym materiałem filtrującym”. Współczesna wiedza na temat „filtra” hyporeicznego jest nieco obszerniejsza. Rzeka wprowadza silny strumień wody do przestrzeni interstycjalnych na wyspach, przykosach czy szyjach meandrów (Peterson i Sickbert, 2006). Woda natrafiając na opór zwalnia ułatwiając procesy adsorpcji DOM i rozpuszczonej materii mineralnej, na koloidach i zawiesinie (pełna równowaga w procesie adsorpcji może ustalać się kilkadziesiąt minut – Jain i Ram, 1997). Spowalniająca swój ruch i osadzająca się na ziarnach piasku materia natrafia na hyporeiczne biofilmy zasilane dodatkowo w przypowierzchniowej warstwie osadu produkcją pierwotną sinic (Besemer, 2015). Biofilmy te funkcjonują w ścisłej relacji z bogatym zespołem organizmów psammonowych. Oprócz żyjących tu indywidualnie mikroorganizmów (bakterii grzybów i glonów) tworzą go skąposzczety, nicienie, ślimaki, małże, skorupiaki (małżoraczki, widłonogi, obunogi i równonogi), pajęczaki (*Acarina*) oraz owady i ich larwy (skoczogonki, jętki, widelnice, chruściki i muchówki) (Jekatierynczuk-Rudczyk, 2007). Następuje efektywna mineralizacja materii organicznej, włączenie jej części w łańcuch pokarmowy i przepływ energii i materii do zespołu makrofauny i ryb. W trakcie tych procesów powstają strefy beztlenowe znacząco wpływające na biogeochemiczny obieg węgla i azotu (Dwivedi i in., 2017). Ciągły dopływ materii organicznej do stref o niskim redoks stwarza idealne warunki do denitryfikacji i powoduje dynamiczne uwalniania azotu do atmosfery (Xiao i in., 2019). Filtracja w systemach hyporeicznych wydaje się szczególnie istotna w dużych rzekach nizinnych przyczyniając się do efektywnej asymilacji ścieków (Słodownik i Opaliński, 2015; Słoń i Kowalczewski, 1991). Znaczące poszerzenie spojrzenia na rolę przepływów hyporeicznych przynosi wspomniana już koncepcji korytarza hyporeicznego (Stanford i Ward, 1993). Lokalne przepływy interstycjalnej wody korytowej łączą się ze skomplikowaną siecią podziemnych przepływów wzdłuż doliny rzecznej, łącząc ekosystem rzeki z wodami podziemnymi i tworząc wraz z nimi jeden funkcjonalny system o zmiennym poziomie wzajemnych oddziaływań. W tym układzie biocenozy wód podziemnych mogą uczestniczyć w metabolizmie rzeki i warto rozważyć ich znaczenie w konkretnych przypadkach.

„Filtry” autotroficzne

Podobnym, choć mniej złożonym zespołem znakomicie usuwającym z wody materię, w tym przypadku nieorganiczną, jest peryfiton. Niestety jego ograniczenia są większe niż biofilmów, gdyż zespół ten nie funkcjonuje bez światła i stabilnego podłoża. Aby efektywnie pochłaniał substancje biogenne niezbędny jest przepływ. Im jest większy lub im więcej substancji biogennych znajduje się w wodzie, tym grubsza, bogatsza i efektywniejsza jest warstwa peryfitonu (Botchwell, 2011).

W rzekach o spokojniejszym nurcie duży potencjał w asymilacji substancji biogenych mają makrofity (Shimin, 2011). W rzekach roztokowych niestabilność dna utrudnia znacząco jego kolonizację przez rośliny naczyniowe i peryfiton. Fotosynteza zachodzi w epipsammonowych zespołach glonów, ale często gro produkcja pierwotnej jest udziałem fitoplanktonu. Przez lata przyjmowało się, że nie ma on istotnego znaczenia w rzecznych sieciach troficznych. Opierano się na obserwacji, że im większy przepływ, tym w środowisku występuje mniej fitoplanktonu (Søballe i Kimmel, 1984). Okazuje się jednak, że fitoplankton może pojawiać się w rzekach masowo i warto uwzględnić go w analizie przepływu energii przez ekosystemy rzeczne, zwłaszcza w przypadku dużych i długich rzek (np. Dembowska, 2017; Moorhouse i in., 2017). Fitoplankton rzeczny przypomina składem ten obserwowany w płytkich zbiornikach. Być może nie tylko dlatego, że to właśnie drobne zbiorniki na terenach zalewowych stanowią jego refugia, ale też ze względu na specyficzne wymagania, czyli zdolność do przetrwania fluktuacji natężenia promieniowania o wysokiej częstotliwości (Reynolds i in., 1994).

Różnorodność

Bez wątpienia najważniejszą cechą ekosystemu rzecznego nadającą mu ogromną plastyczność i odporność na zaburzenia jest różnorodność funkcjonalna. Z jednej strony, wiąże się ona z ogromną specjalizacją poszczególnych taksonów, czyniącą należące do nich osobniki perfekcyjnie przystosowanymi do asymilacji konkretnej frakcji materii (Webster i Benfield, 2003), z drugiej, duże zróżnicowanie taksonomiczne biocenozy umożliwia substytuowanie funkcjonalne poszczególnych elementów systemu przez inne. Nie bez znaczenia jest fakt, iż ekosystem rzeczny zawiera opisane już autonomiczne podsystemy (np. biofilmy), które same w sobie są samowystarczalne i ogromnie plastyczne pod względem możliwości asymilowania zróżnicowanych chemicznie i strukturalnie substratów.

Ścieki, jako allochtoniczna materia zasilająca system

Z punktu widzenia ekosystemu rzeki, ścieki są szczególnym przykładem zasilającej go materii allochtonicznej. Dopływ ścieków do rzeki nie musi koniecznie oznaczać upośledzenia funkcjonowania jej ekosystemu.

Zrzut niewielkiej ilości ścieków bytowych może prowadzić do odtworzenia pierwotnego dopływu materii allochtonicznej po ograniczeniu jej dostępności spowodowanym np. odlesieniem (np. Garman i Moring, 1991); powodować wzrost stężenia materii organicznej, ogólnych form azotu i fosforu oraz w zwiększyć biomasę makrofitów i bezkręgowców bentosowych przy braku obserwowanych niekorzystnych skutków dla funkcjonowania systemu (Gücker i in., 2006). Czasem jednak dopływ

ścieków dezorganizuje funkcjonowanie ekosystemu rzecznego. Przyczyn upatrywać można w specyfice składu antropogenicznych zanieczyszczeń, a także w przekształcaniu rzek ograniczającym ich funkcjonowanie i odporność na zaburzenie.

Naturalna *versus* antropogeniczna materia allochtoniczna

Zawartość chemiczna ścieków różni się często znacząco od tej, charakteryzującej naturalny spływ ze zlewni. Ścieki, zwłaszcza bytowe, obfitują w rozpuszczoną materię organiczną i białka (np. Raunkjær i in., 1994). Materia ta jest łatwo rozkładalna, czego wyrazem jest znacząca wartość BZT w ściekach. Powoduje to jej bardzo szybki rozkład, a co za tym idzie szybkie zużywanie tlenu. Dodatkowy dopływ DOM zwiększa udział bakterii heterotroficznych w asymilacji materii organicznej, a w konsekwencji, zwiększa znaczenia pętli mikrobiologicznej w obiegu materii. Przyspiesza to jeszcze bardziej mineralizację, wydłuża łańcuchy pokarmowe i zmniejsza efektywność transferu energii na wyższe poziomy troficzne (Degerman i in., 2018). Rozkładające się białka stanowią dodatkowe źródło jonów amonowych (ścieki bytowe zawierają i tak znaczące ilości substancji biogenych), których obecność jest kolejnym powodem przyspieszenia rozkładu materii organicznej (Ferreira i in., 2006). Dodatek azotu do układu może zwiększyć tempo dekompozycji nawet trzykrotnie (Meyer i Johnson, 2006). Wszystkie wymienione czynniki działają synergistycznie powodując bardzo szybkie zużycie tlenu, co, przy dużej ilości ścieków, może eliminować z ekosystemu bakterie tlenowe, bezkręgowce i ryby. W takiej sytuacji, dalszy rozkład materii organicznej w całym korycie odbywa się jedynie dzięki bakteriom beztlenowym, bez bieżącego przepływu energii na wyższe poziomy troficzne. Jest to dla ekosystemów wód płynących sytuacja nienaturalna. Podobnie, dezorganizująco na ekosystem rzeczny mogą działać zanieczyszczenia zawierające toksyczne substancje organiczne lub metale ciężkie (Yonik i in., 2018).

Naruszenie równowagi procesów

W przypadku dopływu ścieków naruszających równowagę funkcjonowania ekosystemu, jego stan określa aktualna dostępność rozpuszczonego tlenu w stosunku do BZT, a funkcjonalnie, dynamiczna relacja pomiędzy tempem odtleniania spowodowanego rozkładem a tempem naturalnego natleniania. Proces biologicznej asymilacji przez rzekę zwiększonej ilości martwej materii organicznej jest podobny do drugiego stopnia oczyszczania w oczyszczalni ścieków i zmienia charakter wraz z upływem czasu i kolejnych kilometrów rzeki. Z trybu 'awaryjnego' zmierza w kierunku naturalnego schematu metabolizmu ekosystemu rzecznego (rys. 1). Na początku w proces rozkładu zaangażowane są głównie bakterie, zarówno autochtoniczne (te zwiększają swoje zagęszczenie na skutek zwiększenia dostępności materii organicznej) jak i te, które dostały się do rzeki wraz ze ściekami. Przy dużym wzroście BZT pojawiają się masowo

bakterie beztlenowe. Potem dominują pierwotniaki, jako element pętli mikrobiologicznej, ułatwiając znacząco transfer materii i energii skumulowanej w zespołach bakterii do kolejnych poziomów troficznych, pojawiających się wraz z odtworzeniem zasobów rozpuszczonego tlenu. Reakcją na powrót warunków tlenowych jest dynamiczny wzrost populacji bezkręgowców zagospodarowujących obfite zasoby pokarmowe oraz fitoplanktonu asymilującego zawarte w ściekach i uwolnione w wyniku rozkładu materii organicznej substancje biogenne (Spellman i Drinan, 2001). Cały proces można zaprezentować w postaci schematu (rys. 2) i podzielić na etapy odzwierciedlające dynamikę procesów opisaną przez Streetera i Phelps'a (1958). Posługując się ich modelem można wyliczyć deficyt tlenu (D) po czasie (t) od momentu dostarczenia do układu materii organicznej:

$$D = \frac{K_1 L_u}{k_2 - k_1} (e^{k_1 t} - e^{k_2 t}) + D_a e^{-k_2 t} \quad (1)$$

gdzie:

D – deficyt nasycenia tlenem (różnica pomiędzy stężeniem nasycenia a aktualnym)

k_1 – szybkość odtleniania

k_2 – szybkość natleniania

L_u – całkowite BZT (całkowite zapotrzebowanie na tlen)

D_a – początkowy deficyt tlenu

Współczynnik k_2 liczony jest na różne sposoby, najczęściej z uwzględnieniem głębokości rzeki i szybkości przepływu.

Na podstawie zdefiniowanych już parametrów możliwe jest też wyliczenie czasu, po jakim system osiągnie minimalne nasycenie tlenem (t_{kryt}):

$$t_c = \frac{1}{k_2 - k_1} \left[\ln \frac{k_2}{k_1} \left(1 - \frac{D_a (k_2 - k_1)}{L_u K_1} \right) \right] \quad (2)$$

i jaka jest maksymalna wartość tego deficytu:

$$D_c = \frac{k_1}{k_2} L_u e^{-k_1 t_c} \quad (3)$$

Klasyczny model Streetera i Phelps'a rozszerza się często uwzględniając w nim inne czynniki, takie jak temperatura, która wpływa zarówno na odtlenianie (tempo rozkładu materii organicznej) jak i na natlenianie. Uwzględnia się też na przykład produkcję własną potoku i stały dopływ allochtonicznej materii do koryta (Spellman i Drinan, 2001).

Z perspektywy funkcjonowania systemu i procesu asymilacji zanieczyszczeń, znacznie ważniejsza od wartości krytycznego deficytu tlenu wydaje się odpowiadająca mu krytyczna wartość stężenia rozpuszczonego tlenu (rys. 2- DO_c). Jeżeli nie jest ona niższa od wartości limitujących funkcjonowanie organizmów wodnych i zanieczyszczenia nie zawierają substancji toksycznych, ekosystem funkcjonuje

w 'normalnym' trybie i cała biocenoza uczestniczy harmonijnie w procesie asymilacji allochtonicznej materii zawartej w ściekach. Wyróżniająca się zwiększoną aktywnością mikroorganizmów strefa rozkładu, przechodzi płynnie w strefę regeneracji (rys. 2), charakteryzującą się zwiększoną biomasą bezkręgowców zagospodarowujących dodatkowo „zastrzyk” energii i materii. Im bardziej deficyt tlenu lub substancje toksyczne wpływają na biocenozę, tym silniej zaznacza się strefa skażona i tym prawdopodobnie rozleglejsza jest strefa regeneracji. W przypadku niektórych rzek, powrót do pierwotnego stężenia rozpuszczonego tlenu trwać może nawet 11 dni (100 km przepływu) (Kulkarni, 2017). Gdy dopływ łatwo rozkładalnej materii organicznej przekroczy barierę odporności systemu, do powrotu rzeki do stanu sprzed zrzutu ścieków może wcale nie dojść (Nugraha i in., 2020). Nie oznacza to wcale trwałej jej degradacji. Część materii sphywa wraz z rzeką do odbiornika (rzeki wyższego rzędu, jeziora lub morza) przenosząc problemy do kolejnego ekosystemu. Materia nierozłożona i niewyeksportowana trwale na ląd też nie jest wiecznie retencjonowana w korycie. Intensywne przepłukiwanie koryta w czasie powodzi można uznać za ważny naturalny proces, który może powodować oczyszczenie systemu i przemieszczanie znacznych ilości osadów z koryta rzeki do jej ujścia (Daldorph i in., 2015). Niezależnie więc od metabolizmu rzeki, wstrzymanie dopływu zanieczyszczeń ma szansę doprowadzić w miarę szybko do powrotu ekosystemu do normalnego funkcjonowania.

Fizyczne ingerencje upośledzające metabolizm rzeki

Do kolejnej grupy przyczyn utrudniających rzece radzenie sobie z dopływem zanieczyszczeń, należą wszelkie działania upośledzające zachodzące w niej procesy. Oprócz wspomnianego już zasilania ekosystemu w substancje toksyczne, są to wszelkie ingerencje techniczne zmieniające charakter przepływu i ograniczają turbulencje (Poff i in., 1997; Grizzetti i in., 2015; Bagdziūnaitė-Litvinaitienė i in., 2017). Z założenia, każda regulacja rodzi takie konsekwencje, czego dowodzi fakt, że renaturyzacja rzeki prowadzi do nawet kilkusetprocentowego zwiększenia efektywności usuwania zanieczyszczeń (Gerner i in., 2018). W przypadku rzek częściowo uregulowanych usuwanie zanieczyszczeń jest istotnie skuteczniejsze na odcinkach naturalnych niż na odcinkach regulowanych (Šaulys i in., 2019). Nawet drobne ingerencje prowadzące do spowolnienia przepływu, takie jak progi regulacyjne mogą ograniczać samooczyszczanie (González, 2014; Toussaint-Jimenez, 2020). Zmiana przebiegu koryta rzeki, jego prostowanie i kanalizacja ograniczają znacząco funkcjonowanie ekosystemu w wielu jego aspektach. Samo skrócenie rzeki zmniejsza prawdopodobieństwo skutecznego usunięcia zanieczyszczeń przed wprowadzeniem ich do odbiornika (np. Zubaidah i in., 2019). Naturalne, meandrujące koryto generuje turbulentne, nierównomierne przepływy, zwiększając tempo mieszania i rozcieńczania zanieczyszczeń oraz napowietrzania wody. Podczas intensywnego rozkładu materii organicznej, pozwala utrzymać stężenie

tłenu powyżej granicy limitującej funkcjonowanie organizmów tlenowych i utrzymuje równowagę systemu przy większym ładunku zanieczyszczeń. Meandrowanie przyspiesza znacząco utlenianie amonowej formy azotu, a na skutek zwiększenia przepływu hyporeicznego wraz z jego beztlenowymi strefami, uwalnianie tego pierwiastka do atmosfery w wyniku denitryfikacji. Podłużny, hyporeiczny przepływ wywołany meandrami rzeki zwiększa efektywność wiązania fosforu przez glebę brzegów rzek (Xiao i in., 2019). Nierównomierny przepływ rzeki generuje strefy okresowej sedymentacji osadów, co czyni zawieszinę wraz z zaadsorbowanymi na niej drobniejszymi cząstkami, dostępną dla asymilujących ją organizmów. Nierównomierny przepływ zwiększa też dodatkowo ilość martwego drewna i makrofitów w korycie (Lorenz i in., 2009).

Badania pokazują, że usunięcie roślinności, zwalonych drzew i gałęzi może zmniejszyć retencję substancji biogennej o przeszło 60% (Scott i Doyle, 2005). Makrofity, poza tworzeniem licznych mikrosiedlisk, asymilacją pierwiastków biogennej i oferowania innym, ważnym funkcjonalnie organizmom powierzchni do zasiedlenia, same w sobie mają spory potencjał do usuwania skażeń organicznych, oczyszczając wodę z toksycznych substancji mogących upośledzać funkcjonowanie systemu (Shimin, 2011). Już w 1901 roku Murray East pisał, że „[...] wiadomo, że porządkowanie zbiorników i stawów, poprzez usuwanie z nich roślinności powoduje, że zbiorniki takie są bardziej zanieczyszczone, ponieważ pozbawia się je najbardziej aktywnego środka oczyszczającego”.

Nierównomierny przepływ warunkuje zróżnicowanie siedliskowe w ekosystemie, powodując zwiększenie całkowitej liczby rodzin, rodzajów i taksonów bezkręgowców (Lorenz i in., 2009). Z oczywistych powodów różnicuje też zespoły mikroorganizmów. Ma to kluczowe znaczenie, gdyż jak to słusznie podkreślił Ostroumov w 2005 roku, praktycznie cała bioróżnorodność uczestniczy w procesach prowadzących do kształtowania się jakości wody, samooczyszczania ekosystemów wodnych lub regulacji tych procesów. Bardzo wiele prac eksperymentalnych pokazuje, że makrofauna bezkręgowca może odpowiadać za kilkadziesiąt procent asymilacji allochtonicznej partykularnej materii organicznej, a różne organizmy odpowiadają za rozkład i asymilację różnych frakcji tej materii (Webster i Benfield, 2003). Ich różnorodność warunkuje więc skuteczne oczyszczenie zróżnicowanego chemicznie i strukturalnie substratu.

Ograniczanie regulacji lub renaturyzacja rzeki wiąże się też z umożliwianiem jej systematycznego zalewania fragmentów doliny w trakcie wezbrań. Umożliwia to eksport do środowiska lądowego dużej ilości materii partykularnej i zaadsorbowanej na jej cząstkach materii rozpuszczonej. Podkreśla się często ogromną skalę retencji azotu na terenach zalewowych i jego skutecznej tam denitryfikacji (Forsyth i Stanley, 2005). Niemniej skuteczna okazuje się tam retencja fosforu (Kiedrzyńska, 2008).

Zamiana odcinka rzeki w zbiornik zaporowy likwiduje lub znacząco ogranicza wszystkie procesy związane z samooczyszczaniem oprócz sedymentacji. Pierwszą kompleksową próbę modelowania wpływu zbiorników na ekosystem rzeczny ukazał wspomniany

już model nieciągłości szeregowej (Ward i Stanford, 1983). W zbiorniku zatrzymuje się i powoli rozkłada znacząca część docierającej do niego materii organicznej. Często dzieje się to w warunkach beztlenowych, z wydzieleniem dużej ilości zredukowanych gazów, w tym metanu (np. Trojanowska i in., 2009). Brak rumowiska docierającego poniżej zapory dezorganizuje funkcjonowanie ekosystemu rzecznoego i upośledza procesy samooczyszczania (np. Wei i in., 2009). Efekt ten powoli zanika, w miarę oddalania się od zapory, wraz z przyspieszonym, dzięki zwiększonej erozji, odtwarzaniem rumowiska w korycie. Praktycznie brak jest kompleksowych badań pokazujących wpływ budowy zbiorników zaporowych na ładunek materii organicznej i biogenów docierających rzekami do mórz i oceanów. Być może dlatego, że problem ten ma znaczenie praktyczne głównie w przypadku mórz wewnętrznych, takich jak Bałtyk. Przykład Wielkiej Tamy Asuańskiej, której budowę obarcza się odpowiedzialnością za oligotrofizację południowo-wschodniego fragmentu Morza Śródziemnego (Nixon, 2004) jest jednym z nielicznych powszechnie znanych przykładów możliwej siły takiego związku.

Współczesne zagrożenia

Tak jak zostało to już powiedziane, największym zagrożeniem dla zdolności rzek do usuwania materii antropogenicznej jest ich regulacja, prowadząca do ograniczenia zróżnicowania przepływów i siedlisk oraz ograniczająca wylewy. W tym kontekście niepokój budzą liczne przykłady realizowanych i planowanych w Polsce inwestycji służących w warstwie deklaratywnej, ochronie przed powodzią i suszami, wytwarzaniu „czystej” energii lub zwiększeniu możliwości transportu wodnego, prowadzące w istocie do regulacji rzek i budowy zbiorników zaporowych.

Bez wątplenia dużym sukcesem cywilizacyjnym jest znaczące ograniczenie dopływu ścieków do rzek. Praktycznie wszystkie duże miasta w Polsce posiadają już oczyszczalnie ścieków i prawdopodobieństwo dezorganizacji ekosystemów dużych rzek ściekami jest niewielkie. Nadal problemem są jednak spływy do rzek wód pokopalnianych, zwiększające istotnie stężenie chlorków i metali ciężkich, na przykład w górnej Wiśle i jej dopływach (np. Helios-Rybicka, 1993). Problemem jest też tendencja do bagatelizowania odprowadzania nieoczyszczonych ścieków deszczowych do rzek, co w dużych miastach może prowadzić do toksycznych skażeń (Olds i in., 2018).

Kolejnym problemem lokalnym jest deforestacja w zlewni bezpośredniej, dotykająca wciąż wiele małych rzek i potoków, zwłaszcza w górach. Wylesianie, zwłaszcza nadbrzeżnych zadrzewień powoduje zwężenie koryta, co zmniejsza całkowitą liczbę siedlisk i odbija się negatywnie na oczyszczaniu rzeki z zanieczyszczeń. Według Sweeney ze współpracownikami (2004), obszary leśne charakteryzują się większą liczbą makrobezkręgowców, efektywniejszym przetwarzaniem materii organicznej, większą retencją i efektywniejszą denitryfikacją azotu na jednostkę długości koryta,

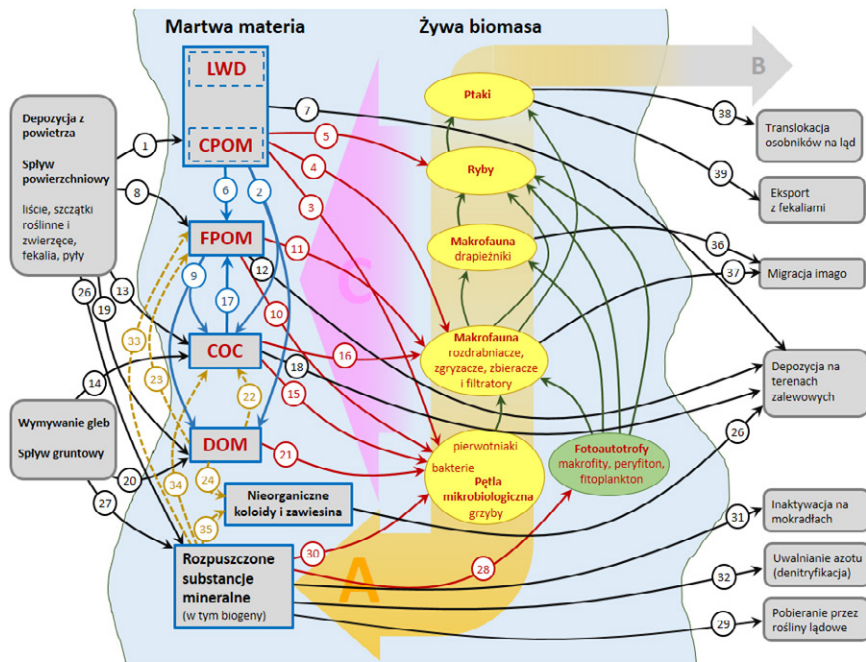
niż obszary wylesione. Deforestacja powoduje też, o czym była już mowa, istotny spadek dostępności naturalnego, allochtonicznego CPOM, stanowiącego „paliwo” dla ekosystemu (Garman i in., 1991).

Funkcjonowanie rzek w Polsce i ich zdolności do samooczyszczenia zmieniają się wraz z nasilaniem się ocieplenia klimatu. Już w 1949 roku Velz pisał, że „[...] susza występująca jednocześnie z wysokimi temperaturami powoduje największe obciążenie dla samooczyszczania”. Zmniejsza się objętość wody i turbulentność przepływu, co zmniejsza tempo mieszania i rozcieńczania zanieczyszczeń i zwiększa ich stężenia. Zarówno temperatura jak ograniczanie mieszania zmniejszają tempo natlenienia i co za tym idzie, dostępność tlenu. Wysoka temperatura przyspiesza tempo rozkładu materii organicznej, a więc tempo pochłaniania tlenu. Wszystko to silnie zmniejsza zdolności systemu do przyjmowania dużych ładunków materii allochtonicznej i zwiększa prawdopodobieństwo przejścia systemu na tryb beztlenowy, z wszystkimi opisanymi już negatywnymi konsekwencjami. Ocieplenie klimatu zwiększa też heterogeniczność rzek, a więc również tempo emisji dwutlenku węgla z ich ekosystemów (Song i in., 2018).

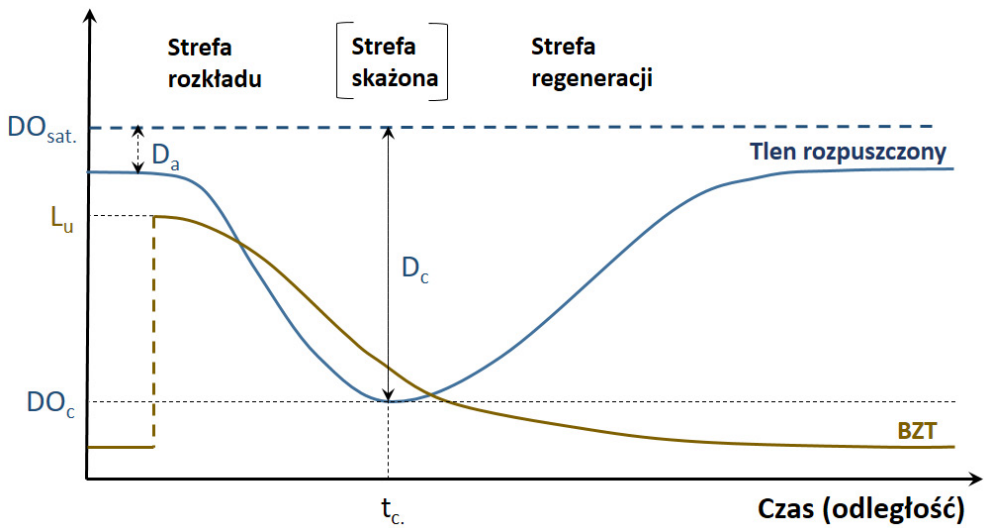
Ostatnim problemem o jakim warto wspomnieć jest pojawianie się nowych zanieczyszczeń, w tym tych praktycznie nierozkładalnych przez organizmy. Należą do nich mikroplastiki. Pojawiają się one w rzece wraz ze sptywem ze zlewni, powstają w wyniku rozdrabniania śmieci i dostają się do wody wraz z oczyszczonymi ściekami z oczyszczalni (Sakudewicz i in., 2020). Nadal nie ma zadowalających informacji na temat ich wpływu na organizmy i transport substancji w korycie, choć z uwagi na ich ilość i małą wielkość cząstek, może być to wpływ znaczący.

Zarządzanie ekosystemami rzecznyymi

Ogromna złożoność procesów wpływających na ekosystem rzeczny sprawia, iż skuteczne zarządzanie jego funkcjonowaniem przez lata wymykało się kolejnym pokoleniom decydentów. Z jednej strony, przyrodniczo zorientowani ekolodzy otrzymywali ułomny obraz funkcjonowania systemu, nie uwzględniając kluczowych dla niego procesów hydrologicznych i chemicznych, z drugiej, brak uwzględnienia procesów biotycznych czynił obraz rzeki rysowany przez hydrologów równie niepełnym. Dopiero syntezy oparte o zrozumienie obu tych elementów i ich wzajemnego dopełniania się, pozwalają na zadowalające zrozumienie rzeki, jako ekosystemu (Zalewski, 2000, 2014). Dodatkowym elementem komplikującym to zadanie, jest integralność procesów zachodzących w korycie i w zlewni i fakt, że zachodzące w niej procesy biotyczne i abiotyczne determinują zarówno przebieg cyklu hydrologicznego, jak i mają wpływ na przebieg procesów korytowych. Skuteczne zarządzanie ekosystemem rzecznyymi musi być więc być *de facto* wysoce interdyscyplinarnym, ekohydrologicznym zarządzaniem zlewniami i dorzeczami.



Rys. 1. Uproszczony schemat przepływu allochtonicznej materii i energii przez ekosystem rzeki; czarne strzałki oznaczają import do systemu i eksport z niego; beżowe strzałki oznaczają przemiany fizyczne i chemiczne martwej materii w rzece; czerwone strzałki oznaczają konsumpcję martwej materii przez organizmy wodne; zielone strzałki oznaczają zależności troficzne; strzałka A oznacza przeżyciowe wydzielanie substancji mineralnych przez organizmy (np. w postaci produktów przemiany materii); strzałka B oznacza wydzielanie przez organizmy dwutlenku węgla w wyniku oddychania; strzałka C oznacza uwalnianie przez organizmy materii organicznej – przeżyciowo lub *post-mortem*; szczegółowy opis strzałek znajduje się w tekście



Rys. 2. Schemat stężenia rozpuszczonego tlenu (niebieska linia) i zapotrzebowania na tlen jako miary biorozkładalnej martwej materii organicznej (beżowa linia) w zależności od odległości (w czasie lub przestrzeni) od źródła doływu allochtonicznej materii organicznej; $DO_{sat.}$ – stężenie wysycenia rozpuszczonego tlenu; DO_c – krytyczne stężenie rozpuszczonego tlenu; D_a – początkowy deficyt tlenu; D_c – krytyczny deficyt tlenu; L_u – całkowite zapotrzebowanie na tlen; objaśnienia w tekście

Podsumowanie

Rzeki są niezwykle złożonymi i zróżnicowanymi heterotroficznymi systemami zasilanymi dopływem ze zlewni i eksportującymi materię do ekosystemów lądowych i mórz. Ekosystemy rzeczne zawierają w sobie liczne autonomiczne układy zwiększające ich odporność na zaburzenia. Charakteryzują się ciągłym, wewnętrznym krążeniem substancji opartym o liczne procesy fizyczne, przemiany chemiczne i transformacje biologiczne. Warunkiem harmonijnego przebiegu tych procesów jest utrzymanie zróżnicowanych, turbulentnych przepływów (w tym przepływów hyporeicznych), łączności hydraulicznej z wodami podziemnymi, możliwości swobodnego toczenia rumowiska i płynnej wymiany materii z terenami zalewowymi. Wszelkie ingerencje upośledzające te funkcje zwiększają prawdopodobieństwo dysfunkcyjnej reakcji na dopływ zwiększonej ilości materii allochtonicznej, w tym materii antropogenicznej (ścieków).

Literatura

- Abdulgawad F., Bockelmann E.B., Sapsford D., Williams K.P., Falconer R. 2009. Ammonium Ion Adsorption on Clays and Sand under Freshwater and Seawater Conditions. [w:] Zhang C., Tang H. (red.) *Advances in Water Resources and Hydraulic Engineering*. Springer. Berlin, Heidelberg. 656–661.
- Allan P., Schaumann G. 2014. Interactions of Dissolved Organic Matter with Natural and Engineered Inorganic Colloids. *Reviews in Environmental Science and Technology*. 10.1021/es502342r.
- Ardern E., Lockett W.T. 1914a. Experiments on the Oxidation of Sewage without the Aid of Filters. *Journal of the Society of Chemical Industry*. 33: 523–539.
- Ardern E., Lockett W.T. 1914b. Experiments on the Oxidation of Sewage without the Aid of Filters, Part II. *Journal of the Society of Chemical Industry*. 33: 1122–1124.
- Ardern E., Lockett W.T. 1915. Experiments on the Oxidation of Sewage without the Aid of Filters. Part III. *Journal of the Society of Chemical Industry*. 34: 937–943.
- Bagdžiūnaitė-Litvinaitienė L., Litvinaitis A. 2017. Assessing the impact of the turbulence of river flow on variations in the concentrations of nutrients. *Environmental Protection Engineering*. 43: 10.37190/epe170305.
- Battin T.J., Besemer K., Bengtsson M.M., Romani A.M., Packmann A.I. 2016. The ecology and biogeochemistry of stream biofilms. *Nature Reviews Microbiology*. 14: 251–263.
- Besemer K. 2015. Biodiversity, community structure and function of biofilms in stream ecosystems. *Research in Microbiology*. 166: 774–781.
- Bothwell M. 2011. Phosphorus–Limited Growth Dynamics of Lotic Periphytic Diatom Communities: Areal Biomass and Cellular Growth Rate Responses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 46: 1293–1301.
- Cazelles B., Fontvieille D., Chau N.P. 1991. Self-purification in a lotic ecosystem: a model of dissolved organic carbon and benthic microorganisms dynamics. *Ecological Modelling*. 58: 91–117.

- Chapin C.V. 1894. The self-purification of rivers. *Science*. 23(581): 160–161.
- Cooper A.E., Cooper E.A., Heward J.A. 1919. On the Self-Purification of Rivers and Streams. *Biochemical Journal*. 13: 345–367.
- Daldorph P., Mistry R., Tye A. 2015. Phosphorus cycling in rivers. Environment Agency, Horizon House, Deanery Road, Bristol, BS1 5AH, Raport SC120037.
- Degerman R., Lefébure R., Byström P., Båmstedt U., Larsson S., Andersson A. 2018. Food web interactions determine energy transfer efficiency and top consumer responses to inputs of dissolved organic carbon. *Hydrobiologia*. 805: 131–146.
- Dembowska E. 2017. Ocena potencjału ekologicznego dolnej Wisły na podstawie wieloletnich badań fitoplanktonu. *Ochrona Środowiska*. 39: 19–24.
- Dmitruk U., Piašcik M., Taboryska B., Dojlido J. 2008. Persistent Organic Pollutants (POPs) in Bottom Sediments of the Vistula River, Poland. *Clean – Soil, Air, Water*. 36: 222–229.
- Dwivedi R.E., Steefel C.I., Arora B., Biszt S.O.L. 2017. Impact of intra-meander hyporheic flow on nitrogen cycling. *Journal of Earth System Science*. 17: 404–407.
- Ferreira V., Gulis, V., Graça, M.A.S. 2006. Whole-stream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates. *Oecologia*. 149: 718–729.
- Forshay K.J., Stanley E.H. 2005. Rapid Nitrate Loss and Denitrification in a Temperate River Floodplain. *Biogeochemistry*. 75: 43–64.
- Garman G.C., Moring J.R. 1991. Initial effects of deforestation on physical characteristics of a boreal river. *Hydrobiologia*. 209: 29–37.
- Gauthier T.D., Seitz W.R., Grant C.L. 1987. Effects of structural and compositional variation of dissolved humic materials on pyrene Koc values. *Environmental Science and Technology*. 21: 243–248.
- Gerner N.V., Nafo I., Winking C., Wencki K., Strehl C., Wortberg T., Niemann A., Anzaldúa G., Lago M., Birk S. 2018. Large-scale river restoration pays off: A case study of ecosystem service valuation for the Emscher restoration generation project. *Ecos. Serv.* 30: 327–338.
- González O.S., Almeida C.A., Calderón M., Mallea M.A., González P. 2014. Assessment of the water self-purification capacity on a river affected by organic pollution: Application of chemometrics in spatial and temporal variations. *Environmental Science and Pollution Research*. 21: 10583–10593.
- Gottselig N., Nischwitz V., Meyn T., Amelung W., Bol R., Hallé C., Vereecken H., Siemens J., Klumpp E. 2017. Phosphorus Binding to Nanoparticles and Colloids in Forest Stream Waters. *Vadose Zone Journal*. 16. 10.2136/vzj2016.07.0064
- Grizzetti B., Lanzanova D., Liqueste C., Reynaud A. 2015. Cook-book for water ecosystem service assessment and valuation. European Commission. Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability.
- Gücker B., Brauns M., Pusch M. 2006. Effects of Wastewater Treatment Plant Discharge on Ecosystem Structure and Function of Lowland Streams. *Journal of the North American Benthological Society*. 25: 313–329.
- Hall R.O., Hotchkiss E.R. 2017. Stream Metabolism. [w:] Lamberti G.A, Hauer F.R. (red.) *Methods in Stream Ecology* (Third Edition). Academic Press. 219–233.
- Haslam S.M. 1990. River pollution: an ecological perspective. Belhaven Press, New York

- Havlíček F., Morcinek M. 2016. Waste and Pollution in the Ancient Roman Empire. *Landscape Ecology*. 9. 10.1515.
- Helios-Rybicka E. 1993. Phase-specific bonding of heavy metals in sediments of the Vistula River, Poland. *Applied Geochemistry*. 8: 45–48.
- Hodges N.D.C. 1891. The self-purification of rivers (streszczenie referatu Percy F. Franklanda na International Congress of Hygiene and Demography at London w sierpniu 1891 roku). *Science* 18: 134.
- Jain C.K., Sharma M.K. 2002. Adsorption of Cadmium on Bed Sediments of River Hindon: Adsorption Models and Kinetics. *Water, Air, and Soil Pollution*. 137: 1–19.
- Johnson E.R., Inamdar S., Kan J., Vargas R. 2018. Particulate organic matter composition in stream runoff following large storms: role of POM sources, particle size, and event characteristics. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*. 123: 660–675.
- Jordan E.O. 1900. Some observations upon the bacterial self-purification of streams. *Journal of Experimental Medicine*. 5: 271–314.
- Kamjunke N., Herzsprung P., Neu T.R. 2015. Quality of dissolved organic matter affects planktonic but not biofilm bacterial production in streams. *Science of the Total Environment*. 506/507: 353–360.
- Kiedrzyńska E., Wagner I., Zalewski M. 2008. Quantification of phosphorus retention efficiency by floodplain vegetation and a management strategy for a eutrophic reservoir restoration. *Ecological engineering*. 33: 15–25.
- Kulkarni S.J. 2017. Analysis of Dissolved Oxygen Deficit in a Flowing Stream. *International Journal of Thermal and Environmental Engineering*. 15: 97–102.
- Jain C.K., Ram D. 1997. Adsorption of metal ions on bed sediments. *Hydrological Sciences Journal*. 42: 713–723.
- Jekatierynczuk-Rudczyk E. 2007. Strefa hyporeiczna, jej funkcjonowanie i znaczenie. *Kosmos*. 56: 181–196.
- Junk J.W., Bayley P.B., Sparks R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. [w:] D.P. Dodge [red.] Proceedings of the International Large River Symposium. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*. 106: 110–127.
- Juuti P., Katko T., Vuorinen H. 2007. Environmental History of Water – Global views on community water supply and sanitation. IWA Publishing. Iraklio. Greece.
- La Notte A., Maes J., Grizzetti B., Bouraoui F., Zulian G. 2012. Spatially explicit monetary valuation of water purification services in the Mediterranean bio-geographical region. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*. 8: 26–34.
- Lindeman R.E. 1942. Trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*. 23: 399–418.
- Lofrano G., Brown J. 2010. Wastewater Management through the Ages: A History of Mankind. *The Science of the total environment*. 408: 5254–64.
- Lorenz A.W., Jähnig S.C., Hering D. 2009. Re-Meandering German Lowland Streams: Quality and Quantitative Effects of Restoration Measures on Hydromorphology and Macroinvertebrates. *Environmental Management*. 44: 745–754.
- Meyer J., Johnson C. 2006. Elevated nitrate concentrations after leaf decomposition in a stream. *Freshwater Biology*. 13: 177–183.

- Mills T.J., Anderson S.P., Bern C., Aguirre A., Derry L.A. 2017. Colloid Mobilization and Seasonal Variability in a Semiarid Headwater Stream. *Journal of Environmental Quality*. 46: 88–95.
- Moorhouse H., Read D., McGowan S., Wagner M., Roberts C., Armstrong L., Nicholls D., Wickham H., Hutchins M., Bowes M. 2017. Characterisation of a major phytoplankton bloom in the River Thames (UK) using flow cytometry and high performance liquid chromatography. *Science of the Total Environment*. 624: 366–376.
- Moran J.M., Morgan M.D., Wiersma J.H. Wed 1986. Introduction to environmental science. Second edition. W.H. Freeman and Company. New York. USA.
- Murray East. E. 1901. Dissolved oxygen and its influence in the self-purification of streams – the thesis for the degree of bachelor of science in chemistry in The College of Science University of Illinois.
- Naman S.M., Rosenfeld J.S., Richardson J.S. 2016. Causes and consequences of invertebrate drift in running waters: from individuals to populations and trophic fluxes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 73: 1292–1305.
- Namour P., Le Pimpec P. 2001. Simulation of hyporheic self-purification in rivers: the assimilative capacity of proteins. *Water Science and Technology*. IWA Publishing. 43: 231–238.
- Naiman R., Balian E., Bartz K., Bilby R., Latterell J. 2002. Dead Wood Dynamics in Stream Ecosystems. USDA Forest Service General Technical Report. 181.
- Nixon S. 2004. The Artificial Nile: The Aswan High Dam blocked and diverted nutrients and destroyed a Mediterranean fishery, but human activities may have revived it. *American Scientist*. 92: 158–165.
- Nugraha W.D., Sarminingsih A., Alfisa B. 2020. The Study of Self Purification Capacity Based on Biological Oxygen Demand (BOD) and Dissolved Oxygen (DO) Parameters. *Earth and Environmental Science*. 448: 012105.
- Olds H.T., Corsi S.R., Dila D.K., Halmo K.M., Bootsma M.J., McLellan S.L. 2018. High levels of sewage contamination released from urban areas after storm events: A quantitative survey with sewage specific bacterial indicators. *PLOS Medicine* 15: e1002614.
- Ostroumov S.A. 2005. On Some Issues of Maintaining Water Quality and Self-Purification. *Water Research*. 32: 305–313.
- Peterson E.W., Sickbert T.B. 2006. Stream water bypass through a meander neck, laterally extending the hyporheic zone. *Hydrogeology Journal*. 14: 1443–1451.
- Poff N., Allan J. D., Bain M., Karr J., Prestegard K., Richter B., Sparks R., Stromberg J. 1997. The Natural Flow Regime: A Paradigm for River Conservation and Restoration. *Bioscience*. 47: 769–784.
- Raunkjær K., Hvitved-Jacobsen T., Nielsen P.H. 1994. Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater. *Water Research*. 28: 251–262.
- Reynolds C.S., Descy J.P., Padisák J. 1994. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes? *Hydrobiologia*. 289: 1–7.
- Scott E., Doyle M. 2005. In-Channel Transient Storage and Associated Nutrient Retention: Evidence from Experimental Manipulations. *Limnology and Oceanography*. 50: 1740–1751.

- Scott E. Doyle M. 2006. Nutrient spiraling in streams and river networks. *Journal of Geophysical Research*. 111. 10.1029/2005JG000114.
- Sekudewicz I., Dąbrowska A., Syczewski M. 2020. Microplastic pollution in surface water and sediments in the urban section of the Vistula River (Poland). *Science of the Total Environment*. 762: 143111.
- Słodownik P., Opaliński K. 2015. Zużycie tlenu przez plażę wiślaną. Dobra i usługi ekosystemu *Studia Ecologiae et Bioethicae*. 13: 179–194.
- Słoń J., Kowalczewski A. 1991. Spatial differentiation of environmental conditions and seston in the Vistula in the Warsaw area. *Ekologia Polska*. 39: 291–321.
- Somayeh N., Kumars E., Reza R. 2018. Investigation of Seasonal Self-purification Variations of Karun River, Iran. *Amirkabir Journal of Science and Technology*. 49. 10.22060/ceej.2016.866.
- Song C., Dodds W.K., Rüegg J., Argerich A., Baker C.L., Bowden W.B., Douglas M.M., Farrell K.J., Flinn M.B., Garcia E.A., Helton A.M., Harms, Shufang Jia T.K., Jones J.B., Koenig L.E., Kominoski J.S., McDowell W.H., McMaster D., Parker S.P., Rosemond A.D., Ruffing C.M., Sheehan K.R., Trentman M.T., Whiles M.R., Wollheim W.M., Ballantyne F. 2018. Continental-scale decrease in net primary productivity in streams due to climate warming. *Nature Geoscience*. 11: 415–420.
- Søballe D.M., Kimmel B.L. 1987. Influencing Phytoplankton Abundance in Rivers, Lakes, and Impoundments. *Ecology*. 68: 1943–1954.
- Spellman F., Drinan J.E. 2001. *Stream ecology and self-purification: An introduction*, second edition. Technomic Publishing Company Inc. Lancaster, Pennsylvania, USA.
- Stanford J., Ward J. 1993. An Ecosystem Perspective of Alluvial Rivers: Connectivity and the Hyporheic Corridor. *Journal of the North American Benthological Society*. 12: 48–60.
- Streeter H.W., Phelps E.B. 1925. *A study of the pollution and natural purification of the Ohio River*. United States Public Health Service.
- Sweeney B.W., Bott T.L., Jackson J.K., Louis A., Kaplan L.A., Newbold J.D., Standley L.J., Hession W.C., Horwitz, R.J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 101: 14132–14137.
- Šaulys V., Survilė O., Stankevičienė R. 2019. An Assessment of Self-Purification in Streams. *Water*. 12. 87. 10.3390/w12010087.
- Thorp J.H., Delong M.D. 1994. The Riverine Productivity Model: An Heuristic View of Carbon Sources and Organic Processing in Large River Ecosystems. *Oikos*. 70: 305–308.
- Thorp J.H., Delong M.D. 2002. Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. *Oikos*. 96: 543–550.
- Tockner K., Malard F. Ward J.V. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*. 14: 2861–2883.
- Toussaint-Jimenez N., Bolivar W.M., Calle E.D. 2020. Estimation of a global self-purification capacity index for Mountain Rivers from water quality data and hydrotopographic characteristics. 2020 Congreso Internacional de Innovación y Tendencias en Ingeniería (CONIITI).

- Trojanowska-Olichwer A., Kurasiewicz M., Pleśniak Ł., Jędrysek, M.O. 2009. Emission of methane from sediments of selected polish dam reservoirs. *Limnological Review*. 10: 15–21.
- Ty R. 1995. Effects of Colloids, Flocculation, Particle Size, and Organic Matter on the Adsorption of Hexachlorobenzene to Sediments. Master of Science in Mechanical and Environmental Engineering Unwersity of California, Santa Barbara, USA.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37: 130–137.
- Velz C.J. 1949. Factors Influencing Self-Purification and Their Relation to Pollution Abatement: II. Sludge Deposits and Drought Probabilities. *Sew. Works J.* 21: 309–319.
- Ward J., Stanford J. 1983. The Serial Discontinuity Concept Of Lotic Ecosystems. [w:] Fontaine T.D., Bartell S. M. (red.) *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan.
- Webster J., Benfield E. 2003. Vascular Plant Breakdown in Fresh-Water Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 17: 567–594.
- Wei G., Yang Z., Cui B. Li B., Chen H., Bei J.H., Dong S.K. 2009. Impact of Dam Construction on Water Quality and Water Self-Purification Capacity of the Lancang River, China. *Water Resources Management*. 23: 1763–1780.
- Whitman R.L., Harwood V.J., Edge T.A., Nevers M., Byappanahalli M., Vijavel K., Brandão J., Sadowsky M.J., Alm E.W., Crowe A., Ferguson D., Ge Z., Halliday E., Kinzelman J., Kleinheinz G., Przybyla-Kelly K., Staley C., Staley Z., Solo-Gabriele H.M. 2014. Microbes in beach sands: integrating environment, ecology and public health. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 13: 329–368.
- Wotton R. 1977. The Size of Particles Ingested by Moorland Stream Blackfly Larvae (*Simuliidae*). *Oikos*, 29: 332–335.
- Xiao C., Chen J., Chen D., Chen R. 2019. Effects of river sinuosity on the self-purification capacity of the Shiwuli River, China. *Water Supply*. 19: 1152–1159.
- Yan J., Manelski R., Vasilas B., Jin Y. 2018. Mobile Colloidal Organic Carbon: An Underestimated Carbon Pool in Global Carbon Cycles? *Frontiers of Environmental Science*. 6: 148.
- Yustiani Y., Nurkanti M., Suliasih N., Novantri A. 2018. Influencing parameter of self-purification process in the urban area of Cikapundung River, Indonesia. *Int. J. Geom.* 14: 50–54.
- Zimmermann-Timm, H. 2002 Characteristics, dynamics and importance of aggregates in rivers: an invited review. *International Review of Hydrobiology*. 87: 297–240.
- Zalewski M. 2000. Ecohydrology — the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Journal of Ekological Engineering*. 16: 1–8.
- Zalewski M. 2014. Ecohydrology and Hydrologic Engineering: Regulation of Hydrology-Biota Interactions for Sustainability. *Journal of Hydrologic Engineering*. A4014012-1.
- Zubaidah T., Karnaningroem N., Slamet A. 2019. The Self-Purification Ability in the Rivers of Banjarmasin, Indonesia. *Journal of Ecological Engineering*. 20: 177–182.

Eugeniusz Pronin^{1*}, Małgorzata Pronin²

¹ Katedra Ekologii Roślin, Wydział Biologii, Uniwersytet Gdański, ul. Wita Stwosza 59, 80-308, Gdańsk; *e-mail: eugeniusz.pronin@ug.edu.pl

² Zakład Ochrony Wód, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań

Stężenie biogenów w wodach rzek usytuowanych w zlewniach typowo rolniczych w trzech województwach Polski

Wstęp

Państwowy Monitoring Środowiska (PMS) jest prowadzony obecnie przez Głównego Inspektora Ochrony Środowiska (GIOŚ) i realizowany w poszczególnych województwach przez Regionalne Wydziały Monitoringu Środowiska (RWMS), za wyjątkiem województwa mazowieckiego, gdzie realizowany jest przez Departament Monitoringu Środowiska (DMS) Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie. Dane uzyskane dla jednolitych wód powierzchniowych (JCWP), zarówno rzecznych jak i jeziornych, w obrębie monitoringu były niejednokrotnie wykorzystywane w badaniach naukowych (Loga i in., 2018a, 2018b, Gebler i in., 2021). W tym systemie monitoringowym cieki wodne, w zależności od zróżnicowania hydromorfologicznego, ujęte są w całości lub częściowo podzielone są na odcinki i rozpatrywane są jako JCWP rzeczne. Rezultatem wspomnianego monitoringu jest ocena stanu JCWP rzecznych oparta na uzyskanych wynikach badań szeregu parametrów tj.: parametrów biologicznych, fizyczno-chemicznych w tym substancji biogenych oraz chemicznych, dotyczących pierwiastków oraz związków bardziej specyficznych (Dz.U. z 2019 r. poz. 2149). W skali kraju wyznaczono prawie pięć tysięcy JCWP rzecznych (GIOŚ 2020). Ze względu na ich wysoką liczbę nie wszystkie z nich są monitorowane. W związku z powyższym dla wielu JCWP dokonuje się tzw. przeniesienia oceny, tj. przenosi się ocenę uzyskaną przez JCWP monitorowane (wraz z wynikami badań) na JCWP niemonitorowane w oparciu o wysoki poziom zgodności rzek. Ostatnia lista JCWP rzecznych, dla których dokonano przeniesienia oceny, została opublikowana w 2020 roku (GIOŚ 2020).

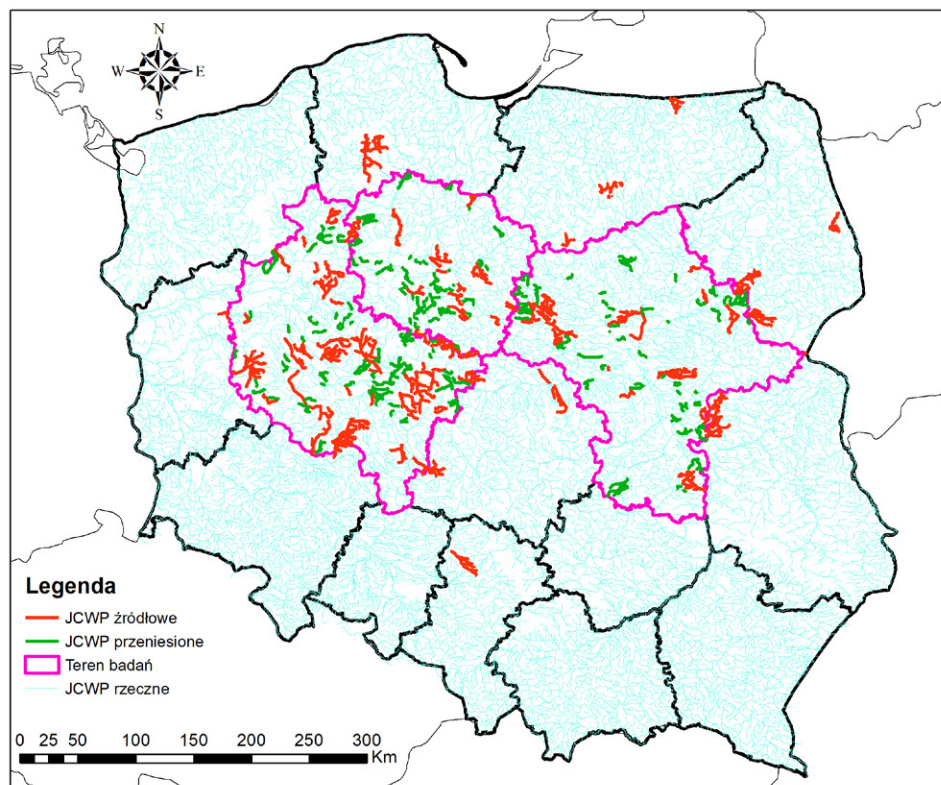
Substancje odżywcze, zwane substancjami biogennymi, tj. związki mineralne oraz w mniejszym stopniu organiczne fosforu oraz azotu wykorzystywane są przez producentów pierwotnych do rozwoju (Doering i in. 1995, Jeppesen i in. 2000, Monteagudo i in. 2012, Blindow i in. 2014). Rozwój ten jest niejednokrotnie przyspieszony dzięki zwiększonej dostępności ww. związków chemicznych (Monteagudo i in. 2012, Braig i in. 2013, Glibert 2017). W ekosystemach wodnych prowadzi to w konsekwencji do wzmożonej eutrofizacji, co negatywnie wpływa na funkcjonowanie ekosystemów rzecznych (Monteagudo i in. 2012, Withers i in. 2014). Negatywne skutki przyspieszonego procesu eutrofizacji dotyczą m.in. pojawiania się intensywnego namnażania fitoplanktonu w postaci zakwitów (Rantala i in. 2006, Kobos i in. 2013, Huisman i in. 2018). W wodach rzek o stosunkowo niskiej prędkości przepływu notowane były zakwity fitoplanktonu, w tym intensywne zakwity sinicowe (Saker i in. 2003, Kobos i in. 2013, Huisman i in. 2018), które mogą podczas rozkładu uwalniać do wody niebezpieczne dla innych żywych organizmów toksyny (Poniedziałek i in. 2012, Ibelings i in. 2014, Huisman i in. 2018). Kolejnym zauważalnym skutkiem przyspieszonej eutrofizacji jest nadmierny rozwój roślinności wodnej. Jest on niekiedy uważany za zjawisko negatywne, ponieważ może prowadzić do zmniejszenia prędkości przepływu danej rzeki, tworząc potencjalne zagrożenia dla drożności koryta (Prus i in. 2018). Jednak zgodnie z obecną wiedzą naukową, z reguły, rozwój roślinności wodnej, zwłaszcza zanurzonej, skutkuje bardziej korzystnymi działaniami, pośród których wymienić należy: wyłapywanie i wbudowywanie w swoje struktury wspomnianych powyżej substancji biogennych, bycie swoistym refugium dla organizmów bytujących w rzece, m.in. ryb, bezkręgowców (skorupiaków, owadów itd.), co pozytywnie wpływa na bioróżnorodność (Franklin i in. 2008, Thomaz i Cunha 2010). Z drugiej strony, jak już niejednokrotnie przedstawiono, wzrost użytkowania rolniczego w zlewni rzek wpływa negatywnie, poprzez eutrofizację, na różnorodność organizmów żywych w rzece (Wang i in. 1997, Davies i in. 2009).

Stała kontrola stężenia związków biogennych w wodach JCWP rzecznych pozwala ocenić wpływ użytkowania zlewni na ich jakość. Polskie rzeki są szczególnie narażone na wpływ związków biogennych, ze względu na wysoki udział użytków rolnych w zlewniach JCWP oraz wysoką kulturę rolną (Głodowska i Gałązka 2018), która wiąże się z intensywnym wykorzystywaniem nawozów sztucznych (Czyżyk 2011, Jarecki i Bobrecka-Jamro 2013). Najczęściej stosowane w rolnictwie są mineralne nawozy azotowe, w dalszej kolejności potasowe i fosforanowe (GUS 2020), z których do środowiska wodnego najłatwiej migrują rozpuszczalne formy $N-NO_3^-$ z uwagi na lepszą rozpuszczalność związków azotu w stosunku do związków fosforu i potasu (Jasiewicz i Baran 2006). W przypadku azotu amonowego migracja w glebie jest ograniczona z uwagi na zdecydowanie trwalsze łączenie się jonów amonowych w kompleksy z minerałami ilastymi w odróżnieniu do łatwiej migrujących azotanów (Bogdał i Ostrowski 2007).

Celem badań było sprawdzenie czy stężenia związków biogenych, tj. form mineralnych i organicznych azotu oraz fosforu fosforanowego i fosforu całkowitego wzrastają wraz ze wzrostem udziału gruntów użytkowanych rolniczo w zlewniach JCWP źródłowych i JCWP z przeniesienia. Otrzymane wyniki badań pozwolą odpowiedzieć na pytanie czy stosowana przez GIOŚ metoda interpolacji jest odpowiednia do oceny JCWP rzecznych, które nie były poddane monitoringowi.

Teren badań

Obszar, którego dotyczą niniejsze badania, zawiera się w obrębie trzech województw środkowej Polski tj. województwa wielkopolskiego, mazowieckiego oraz kujawsko-pomorskiego (wszystkie JCWP z przeniesienia, JCWP źródłowe leżały ponadto w województwach: lubuskim, łódzkim, lubelskim, podlaskim, pomorskim, warmińsko-mazurskim, śląskim; rys. 1). Analizie poddano JCWP rzeczne na wspomnianym obszarze, z uwagi na bardziej intensywne użytkowanie rolnicze na tym terenie, niż ma to miejsce w pozostałej części kraju. Drugim kryterium determinującym wybór takiego obszaru badań był fakt, iż w obrębie tych województw, w latach 2012–2017, wyznaczono największą liczbę obszarów wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych oraz obszarów szczególnie narażonych (OSN). Jednakże, po zmianie ustawy Prawo Wodne w roku 2018 (Dz.U. z 2017 r. poz. 1566), co było odpowiedzią na niekorzystny dla Polski wyrok Europejskiego Trybunału Sprawiedliwości, wprowadzono szereg regulacji mających na celu ochronę wód w ramach zapisów Dyrektywy Azotanowej na terenie całego kraju. Takie rozwiązanie ma również miejsce w kilku innych krajach Unii Europejskiej (Niemcy, Austria, Dania, Finlandia, Irlandia, Litwa, Luksemburg, Malta, Holandia, Słowenia, Rumunia oraz Region Flamandzki i Irlandia Północna) (Najwyższa Izba Kontroli 2018).



Rys. 1. Lokalizacja JCWP rzecznych źródłowych (czerwony kolor) położonych w głównej mierze na terenie trzech badanych województw (różowy obrys granic województw) oraz JCWP przeniesionych (zielony kolor)

Materiały i metody

Metody uzyskania i selekcji danych

W niniejszej pracy wykorzystano ogólnodostępne dane opublikowane w ramach wyników Państwowego Monitoringu Środowiska, który obecnie realizowany i koordynowany jest przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Do analizy stężenia biogenów w wodach rzek wykorzystano opublikowane przez GIOŚ dane dotyczące JCWP rzecznych za lata 2014–2019. Wyniki stężeń substancji odżywczych w wodach analizowanych JCWP rzecznych zestawiono z udziałem gruntów użytkowanych rolniczo oraz gruntów leśnych w ich zlewniach (wyrażonych w %). Uwzględniono również powierzchnię ww. gruntów w zlewniach poszczególnych JCWP rzecznych. Dane te również wyodrębniono z opublikowanej na stronie GIOŚ bazy danych „Ocena stanu jednolitych części wód rzek i zbiorników zaporowych w latach 2014–2019 metodą przeniesienia – tabela”. W analizach uwzględniono zarówno JCWP, na których

przeprowadzono badania w ramach monitoringu (JCWP źródłowe) oraz te, gdzie dokonano tzw. przeniesienia oceny, tj. wykorzystano dane dla rzek o podobnych cechach (JCWP z przeniesienia). Dodatkowym zastosowanym kryterium dla JCWP źródłowych była ich lokalizacja (zgodnie z opublikowanymi w wojewódzkich dziennikach ustaw wykazami odpowiednich Dyrektorów Regionalnych Zarządów Gospodarki Wodnej – stan na rok 2017; <https://www.kzgw.gov.pl/index.php/pl/aktualnosci/270-nowy-wykaz-wod-wrazliwych-na-zanieczyszczenie-zwiazkami-azotu-ze-zrodel-rolniczych-oraz-obszarow-szczegolnie-narazonych-osn>) na terenach wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych oraz obszarach szczególnie narażonych (OSN) jak również to, by stanowiły one źródło przeniesienia oceny dla JCWP rzecznych zlokalizowanych w jednym z trzech uwzględnionych w badaniu województw.

Analizy statystyczne

Dane dotyczące analizowanych stężeń substancji odżywczych sprawdzono pod kątem normalności rozkładu testem Shapiro-Wilka. Wartości wszystkich form biogenów nie spełniały założeń o normalności rozkładu. Z uwagi na brak rozkładu normalnego analizowanych zmiennych zastosowano statystyki nieparametryczne takie jak korelację rang Spearmana oraz test wielu grup niezależnych rang Kruskala-Wallisa (test Kruskala-Wallisa, K-W H). Wykonano analizy dla stężeń poszczególnych form biogenów z podziałem na 5 grup udziału powierzchni rolnej w zlewniach JCWP rzecznych źródłowych i z przeniesienia. Przyjęto następujący schemat grupowania: <60%, >60%, >70%, >80%, >90% powierzchni rolnej. W celu określenia relacji stężeń związków biogenowych w wodzie JCWP i udziału powierzchni rolnej i leśnej w zlewni (%) JCWP źródłowych i JCWP z przeniesienia wykonano analizy głównych składowych (ang.: Principal component analysis – PCA). Ponadto wykonano analizę korelacji rang Spearmana, którą zobrazowano w postaci mapy ciepła korelacji. Wspomniane powyżej analizy wykonano posługując się oprogramowaniem R w wersji R.4.0.3 (R Core Team 2020), pakietami *corrplot* (Wei i in. 2017), *ggplot2* (Wickham 2009). Na wykresach ramka-wąsy zmieniono jedynie standardowy zakres wyświetlanych wartości odstających od tych nieznacznie większych niż standardowo obliczany zakres (Q1 – 1,5 x IRQ – zakres ramki od 25–75% oraz Q3 + 1,5 x IRQ – zakres ramki od 25–75%). Zrobiono to w celu zminimalizowania rozpiętości osi y na wykresach ramka-wąsy dla bardziej przejrzystego zobrazowania różnic pomiędzy analizowanymi grupami. Wartości bardziej odstające niż podany zakres pokazano na wykresie jako strzałkę w górę z przypisanymi odpowiednio wartościami. Test Kruskala-Wallisa oraz w przypadku wykazania istotnych różnic wykonany w celu identyfikacji różnic pomiędzy grupami test post-hoc Dunna z poprawką Bonferroniego wykonano przy zastosowaniu pakietu R *dunn.test* (Dinno 2017).

Wyniki

W badaniach uwzględniono JCWP z przeniesienia z województwa wielkopolskiego, kujawsko-pomorskiego i mazowieckiego. Wśród 165 JCWP z przeniesienia udział powierzchni rolnej w zlewni zawierał się w zakresie od 3,1% do 99,8%, udział powierzchni leśnej stanowił od 0% do 83,9%. Przeniesienie oceny zostało dokonane na podstawie 79 JCWP źródłowych, gdzie udział powierzchni rolnej stanowił od 14,7% do 98,3%, a udział powierzchni leśnej zawierał się w przedziale od 0% do 73%. Stężenia substancji biogenych zarówno w grupie JCWP źródłowych i przeniesionych zawierały się w tych samych przedziałach z uwagi na fakt, iż JCWP źródłowe stanowiły podstawę przeniesienia wyników monitoringu substancji biogenych dla JCWP przeniesionych. Przedziały wartości stężeń poszczególnych substancji kształtowały się następująco: od 0,04 do 10,86 dla N-NH_4^+ (mg N/dm^{-3}), od 0,58 do 13,40 (mg N/dm^{-3}) dla Azot Kjeldahla, od 0,01 do 0,26 (mg N/dm^{-3}) dla N-NO_2^- , od 0,13 do 17,13 (mg N/dm^{-3}) dla N-NO_3^- , od 0,81 do 22,80 (mg N/dm^{-3}) dla azotu ogólnego, od 0,02 do 0,94 dla P-PO_4^{3-} (mg P/dm^{-3}) oraz 0,08 do 1,49 (mg P/dm^{-3}) dla fosforu ogólnego. Rozkład ww. związków dla dwóch grup JCWP o różnym % udziale powierzchni rolnej w zlewniach zobrazowano w postaci wykresów ramka-wąsy (rys. 2 i rys. 3).

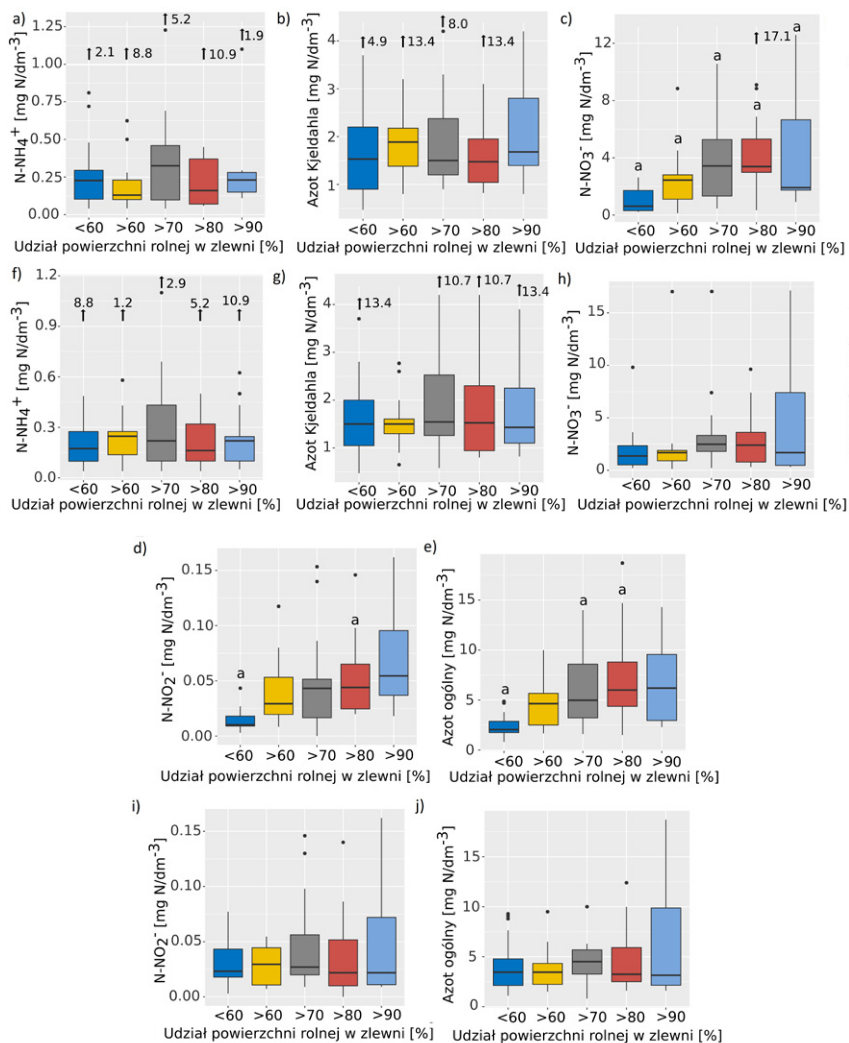
Wyniki analizy testu Kruskala-Wallisa wykazały dla JCWP przeniesionych brak istotnych różnic pomiędzy JCWP o różnym udziale gruntów rolnych w zlewniach, w zakresie stężeń wszystkich uwzględnionych w opracowaniu związków biogenych w wodach JCWP (rys. 2 f, g, h, i, j). W przypadku JCWP źródłowych wykazano, iż struktura zlewni istotnie różnicowała poziom N-NO_2^- , N-NO_3^- oraz azotu ogólnego w wodzie (odpowiednio K-W H = 15,48 $p < 0,01$; K-W H = 23,63 $p < 0,001$; K-W H = 18,37 $p < 0,01$). Test post-hoc Dunna z poprawką Bonferroniego wykazał statystycznie istotne różnice dla N-NO_3^- pomiędzy grupą <60% użytkowania rolnego a pozostałymi grupami tj. >60%, >70%, >80%, >90% (rys. 2c). W przypadku N-NO_2^- natomiast, odnotowano różnice dla JCWP źródłowych, gdzie grunty użytkowane rolniczo stanowiły poniżej 60% a tymi z udziałem powyżej 80% (rys. 2d) Dla azotu ogólnego istotne okazały się różnice pomiędzy grupą <60% a grupami >70%, >80% (rys. 2e). Udział gruntów rolnych w zlewni nie różnicował wartości stężeń obu badanych form fosforu, zarówno w wodach JCWP źródłowych jak i z przeniesienia (rys. 3a, b). Mimo tego, można zauważyć, iż najwyższe stężenia w przypadku obu tych form notowano w zlewniach gdzie udział powierzchni rolnej był najwyższy (rys. 3a, b).

Przeprowadzona analiza korelacji Spearmana, wykonana zarówno dla JCWP źródłowych (rys. 4a) i JCWP z przeniesienia, (rys. 4b) wykazała istnienie szeregu dodatnich, istotnych statystycznie zależności pomiędzy stężeniami badanych form azotu oraz fosforu (rys. 4a, b). Stężenia azotu amonowego były silnie związane z wartościami azotu Kjeldahla, a stężenia azotu azotynowego były silnie skorelowane ze

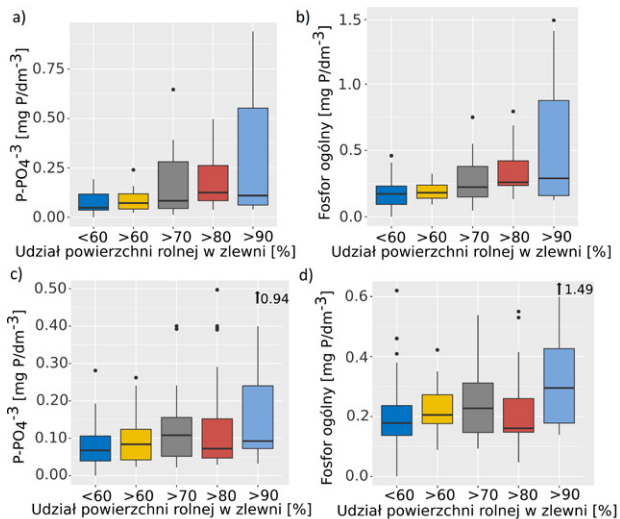
stężeniami azotu azotanowego. Odnotowano również mniejsze i większe zależności pomiędzy wymienionymi powyżej stężeniami danych form azotu a stężeniem azotu ogólnego. Najsilniejsze zależności dla stężeń azotu ogólnego stwierdzono w relacji ze stężeniami azotu azotanowego i azotynowego dla obu rozpatrywanych grup JCWP rzecznych (rys. 4a, b). Stężenia fosforu ogólnego również w mniejszym lub większym stopniu były związane ze stężeniami wszystkich wymienionych powyżej form azotu w wodzie. Wyjątek stanowiło tylko stężenie azotu azotanowego, gdzie stwierdzona zależność była najslabsza i nieistotna w przypadku grupy JCWP rzecznych ocenianych na podstawie przeniesienia (rys. 4b). Stężenia fosforu fosforanowego były ściśle związane z wartościami przypisanymi dla fosforu ogólnego w obu rozpatrywanych grupach JCWP rzecznych.

Jedynie w przypadku JCWP źródłowych stwierdzono szereg dodatnich zależności pomiędzy udziałem gruntów rolnych w zlewniach a stężeniami azotu azotynowego, azotanowego, ogólnego oraz stężeniem obu form fosforu. Natomiast wzrost udziału powierzchni leśnej w zlewniach był ujemnie skorelowany ze stężeniem ww. związków w wodach JCWP źródłowych (rys. 4a). W przypadku JCWP z przeniesienia zależności pomiędzy ww. zmiennymi nie były tak wyraźne (rys. 4b).

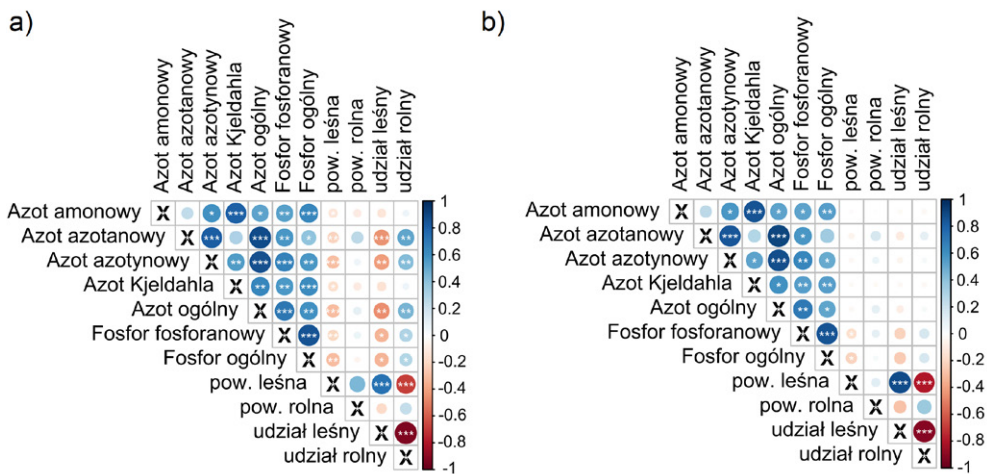
Wyniki analiz składowych głównych, zarówno dla JCWP źródłowych jak i JCWP z przeniesienia, wykazały, że dwie pierwsze składowe główne wyjaśniały ponad 60% z całkowitej wariancji (odpowiednio 66,3% i 62,1%, rys. 5a, b). Dla grupy JCWP rzecznych źródłowych do najsilniej skorelowanych zmiennych z pierwszą składową główną należy zaliczyć stężenie azotu ogólnego oraz fosforu fosforanowego. Stężenia pozostałych form biogenów za wyjątkiem azotu azotanowego również były bardziej związane z pierwszą osią omawianej analizy, wykonanej z użyciem technik ordynacyjnych. Stężenia azotu azotanowego były skorelowane zarówno z pierwszą jak i drugą składową główną oraz w pewnym stopniu ze wzrostem procentowego udziału użytkowania rolnego w zlewni, które wraz z procentowym udziałem użytkowania leśnego oraz powierzchnią leśną były związane z drugą składową główną (rys. 5a). Dla grupy JCWP ocenionych za pomocą przeniesienia stwierdzono podobne zależności, gdzie stężenie wszystkich form biogenów było wyraźnie związane z pierwszą składową główną. Jednakże w przeciwieństwie do JCWP źródłowych stężenia azotu azotanowego nie były tak wyraźnie związane ze wzrostem udziału powierzchni rolnej w zlewniach, który wraz z udziałem powierzchni leśnej oraz powierzchnią zajmowaną przez lasy związany był ściśle z drugą składową główną (rys. 5b).



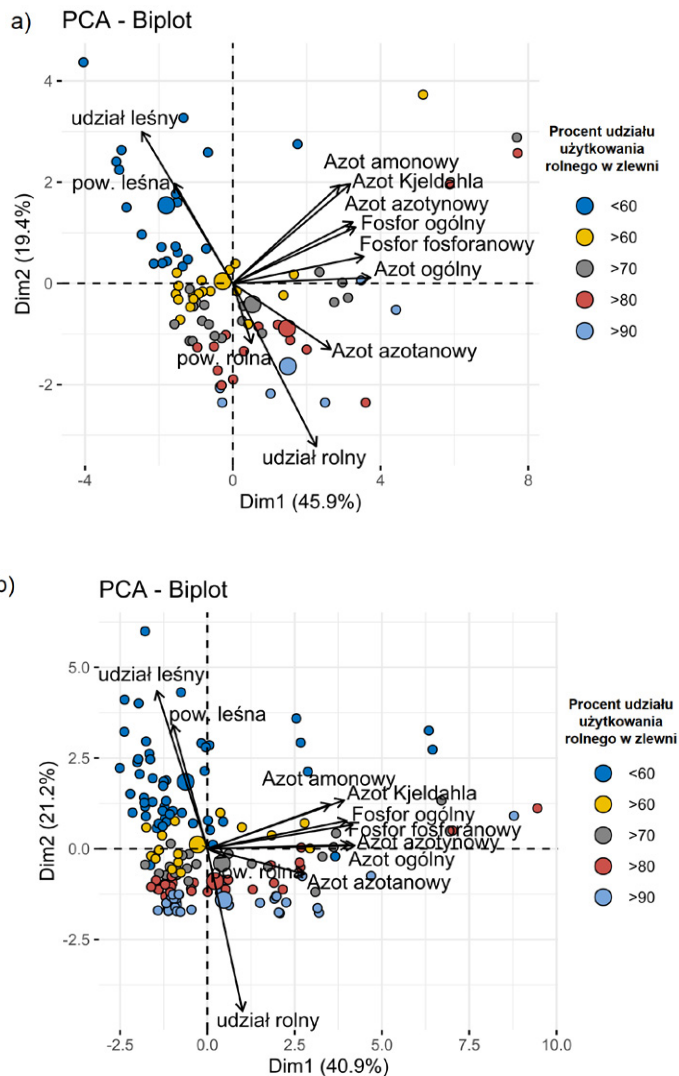
Rys. 2. Porównanie stężeń poszczególnych form azotu a) – e) dla JCWP źródłowych; N = 79, f) – j) dla JCWP przeniesionych; N = 165. Ramka 25–75% zmiennych względem mediany, wąs to min-max jako Q1 – 1,5x IRQ oraz Q3 + 1,5 x IRQ oraz ekstrema jako wartości nie zawierające się w podanym przedziale. Literą „a” oznaczono różnice statystycznie istotne sprawdzone za pomocą testu post-hoc Dunna z poprawką Bonferroniego ($p > 0,025$)



Rys. 3. Porównanie stężeń poszczególnych form fosforu a) i b) dla JCWP źródłowych; N = 79, c) i d) dla JCWP przeniesionych; N = 165. Ramka 25–75% zmiennych względem mediany, wąs to min-max jako Q1 – 1,5x IRQ i Q3 + 1,5 x IRQ oraz ekstrema jako wartości nie zawierające się w podanym przedziale



Rys. 4. Mapa ciepła korelacji Spearmana: a) dla JCWP źródłowych; N = 79, b) dla JCWP przeniesionych; N = 165. Poziom istotności statystycznej oznaczono za pomocą symbolu * gdzie * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$



Rys. 5. Analiza składowych głównych (ang.: *Principal component analysis* – PCA) stężeń poszczególnych biogenów oraz powierzchni użytkowania gruntów leśnych i rolnych, a także ich procentowego udziału: a) dla JCWP źródłowych Polski; N = 79, b) dla JCWP przeniesionych; N = 165

Dyskusja

Sposób użytkowania gruntów w obrębie zlewni wpływa na wartość stężeń związków biogenych w wodach różnego typu ekosystemów wodnych (Rabalais 2002, Withers i in. 2014, Zieliński i in. 2019, Kuczyńska-Kippen 2020, Kupiec i in. 2021). Uzyskane w niniejszym opracowaniu rezultaty, nie wykazały ścisłych i silnych powiązań pomiędzy wzrostem udziału gruntów rolnych w zlewniach JCWP a wzrostem wartości stężeń poszczególnych form biogenów w ich wodach (rys. 2; rys. 3). Dla grupy JCWP źródłowych były one statystycznie istotne dla m.in. N-NO_3^- , N-NO_2^- i azotu ogólnego, szczególnie w przypadku gdy porównano 5 kategorii udziału powierzchni rolnej. W zlewniach JCWP o udziale gruntów rolnych poniżej 60% stężenia związków biogenych były zdecydowanie niższe niż w pozostałych grupach. Warty podkreślenia jest fakt, że dla JCWP źródłowych stwierdzono istotne zależności pomiędzy wartościami stężeń azotu azotanowego a udziałem powierzchni rolnej w zlewniach, co jest w zgodzie z tym co wykazali inni autorzy (Rabalais 2002, Withers i in. 2014, Kupiec i in. 2021). Z uwagi na to, że azot azotanowy, notowany w wyższych stężeniach, w znaczący sposób wpływał na końcowe stężenia azotu ogólnego również w tym przypadku stwierdzono wyraźny wzrost jego stężeń wraz ze wzrostem udziału gruntów rolnych w zlewni (rys. 2e). Wysokie wartości N-NO_3^- w wodach świadczą o łatwości migracji takiej formy tego pierwiastka w glebie (Bermúdez-Couso i in. 2013), co ma duże znaczenie dla funkcjonowania ekosystemów wodnych. W przeżyźnionych wodach powierzchniowych zasilanych biogenami ze źródeł rolniczych związki biogenne przyczyniają się do zakwitów sinic, które mocno ograniczają możliwość użytkowania rekreacyjnego wód, w tym są powodem licznych zamknięć kąpielisk (Pronin 2021).

Warto w tym miejscu również zaznaczyć stwierdzony dla obu badanych grup JCWP rzecznych, wyraźny, redukujący wpływ wzrostu procentowego udziału użytkowania leśnego w zlewniach na wysokość notowanych stężeń substancji biogenych (rys. 5a, b). Wpływ ten może być spowodowany kilkoma zasadniczymi czynnikami takimi jak: redukcja erozji gleby poprzez lasy łęgowe i zadrzewienia (Herzog 2000), oczyszczająca rola ekosystemów leśnych na przypowierzchniowe wody gruntowe (Herzog 2000, Walton i in. 2020), będących częścią tak zwanych stref buforowych (Walton i in. 2020), w których niejednokrotnie rozwijają się również znane ze swojej oczyszczającej funkcji ekosystemy bagienne i torfowiskowe (Walton i in. 2020).

Należy podkreślić, iż dyskutowane powyżej zależności związane z wpływem użytkowania zlewni na poszczególne formy azotu w wodzie wydają się być zasadne tylko w przypadku JCWP źródłowych. W przypadku JCWP z przeniesienia nie odnotowano żadnych zależności pomiędzy wszystkimi badanymi biogenami a charakterem użytkowania zlewni. Sugerować to może, iż sam proces przeniesienia oceny na podstawie JCWP źródłowych zaniża znaczenie wpływu zróżnicowania użytkowania terenu

zlewni na poziom stężenia substancji biogenych w wodach JCWP. Prawdopodobnie spowodowane jest to tym, iż do ustalenia oceny tych JCWP przeniesionych, niekiedy znacznie różniących się strukturą użytkowania gruntów w obrębie zlewni, użyto tych samych danych z JCWP źródłowych, zgodnie z przedstawioną metodyką (GIOŚ 2020). Przedstawione w niniejszej pracy zależności w pewnym stopniu ukazują niedoskonałość przenoszenia oceny z JCWP źródłowych stanowiących podstawę do oceny JCWP niemonitorowanych w systemie Państwowego Monitoringu Środowiska. Zrozumiałym jest, iż przeprowadzenie dokładnego i bardzo szczegółowego monitoringu, jaki realizowany jest na JCWP rzecznych, jest niemożliwe do wykonania zwłaszcza na bardzo małych, silnie zależnych od warunków pogodowych JCWP rzecznych. Analizując szczegółowo publikowane przez GIOŚ dane dotyczące monitoringu JCWP rzecznych w Polsce można odnaleźć informacje, iż nawet w tych stosunkowo dłuższych JCWP uwzględnionych w monitoringu w ramach PMŚ nie udało się przeprowadzić zaplanowanych badań z uwagi na brak prowadzenia wód w danym okresie przez poszczególne JCWP rzeczne (Baza danych GIOŚ: „Ocena stanu jednolitych części wód rzek i zbiorników zaporowych w latach 2014–2019 na podstawie monitoringu – tabela”). Zasadnym zatem wydaje się korzystanie z metod polegających na opracowaniu modeli ekstrapolacji wyników na potrzeby oceny stanu JCWP rzecznych niemonitorowanych (GIOŚ 2020). Jednakże przedstawione w prezentowanej pracy wyniki sugerują by położyć jeszcze większy nacisk na właściwy dobór JCWP źródłowych stanowiących źródło ekstrapolacji końcowej oceny stanu danej JCWP niemonitorowanej w zakresie zgodności zlewni. Bardziej wiarygodna ocena stanu wszystkich JCWP rzecznych w Polsce, z uwagi na fakt włączenia całego terytorium naszego kraju jako obszaru wrażliwego na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych oraz obszarów szczególnie narażonych (OSN) obliguje nasz kraj do działań mających na celu redukcję emisji oraz migracji w szczególności azotanów do wód (nie tylko tych powierzchniowych). Działania te z pewnością będą skuteczniejsze przy właściwym rozpoznaniu zależności pomiędzy sposobem użytkowania gruntów w zlewniach JCWP a stężeniami biogenów w ich wodach. Dlatego zasadnym wydaje się dalsze prowadzenie badań mających na celu lepsze rozpoznanie tych zależności.

Literatura

- Bermúdez-Couso A., Fernández-Calviño D., Álvarez-Enjo M.A., Simal-Gándara J., Nóvoa-Muñoz J.C., Arias-Estévez M. 2013. Pollution of surface waters by metalaxyl and nitrate from non-point sources. *Science of the Total Environment*. 461–462: 282–289.
- Blindow I., Hargeby A., Hilt S. 2014. Facilitation of clear-water conditions in shallow lakes by macrophytes: differences between charophyte and angiosperm dominance. – *Hydrobiologia*. 737: 99–110.

- Bogdał A., Ostrowski K. 2007. Wpływ rolniczego użytkowania zlewni podgórskiej i opadów atmosferycznych na jakość wód odpływających z jej obszaru. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. 7: 59–69.
- Braig E., Mayr C., Kirchner G., Hofmann A., Raeder U., Melzer A. 2013. Fifty years of eutrophication and lake restoration reflected in sedimentary carbon and nitrogen isotopes of a small, hardwater lake (South Germany). *Journal of Limnology* 72: 262–279.
- Czyżyk F. 2011. Ocena zużycia nawozów mineralnych w gospodarstwach rolnych w aspekcie ochrony środowiska. *Problemy Inżynierii Rolniczej*. 3: 69–76.
- Davies B., Biggs J., Williams P., Thompson S. 2009. Making agricultural landscapes more sustainable for freshwater biodiversity: a case study from southern England. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 439–447.
- Dinno A. 2017. Package 'dunn.test.' CRAN Repository: 1–7.
- Doering P.H., Oviatt C.A., Nowicki B.L., Klos E.G., Reed L.W. 1995. Phosphorus and nitrogen limitation of primary production in a simulated estuarine gradient. *Marine Ecology Progress Series*. 124: 271–287.
- Dz.U. 2017 poz. 1566, 2017. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne 1–392.
- Dz.U. 2019 poz. 2149, 2019. Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych. Dz.U.: 1–255.
- Franklin P., Dunbar M., Whitehead P. 2008. Flow controls on lowland river macrophytes: A review. *Science of the Total Environment*. 400: 369–378.
- Gebler D., Kolada A., Pasztaleniec A., Szoszkiewicz K. 2021. Modelling of ecological status of Polish lakes using deep learning techniques. *Environmental Science and Pollution Research*. 28: 5383–5397.
- GIOŚ. 2020. Syntetyczny raport z klasyfikacji i oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych wykonanej za 2019 rok na podstawie danych z lat 2014–2019. Warszawa.
- Glibert P.M. 2017. Eutrophication, harmful algae and biodiversity – Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Marine Pollution Bulletin*. 124: 591–606.
- Głodowska M., Gałązka A. 2018. Intensyfikacja rolnictwa a środowisko naturalne. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. 592: 3–13.
- GUS. 2020. Środki Produkcji W Rolnictwie W Roku Gospodarczym 2018/19.
- Herzog F. 2000. The importance of perennial trees for the balance of northern European agricultural landscapes. *Unasylva*. 51, 42–48.
- Huisman J., Codd G.A., Paerl H.W., Ibelings B.W., Verspagen J.M.H., Visser P.M. 2018. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*. 16: 471–483.
- Ibelings B.W., Backer L.C., Kardinaal W.E.A., Chorus I. 2014. Current approaches to cyanotoxin risk assessment and risk management around the globe. *Harmful Algae*. 40: 63–74.
- Jarecki W., Bobrecka-Jamro D. 2013. Zużycie środków do produkcji rolniczej w Polsce w kontekście retardacji przemian rolniczej przestrzeni produkcyjnej. *Inżynieria Ekologiczna*. 34:121–128.

- Jasiewicz C., Baran A. 2006. Rolnicze Źródła Zanieczyszczenia Wód – Biogeny. *Journal of Elementology*. 11: 367–377.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Sondergaard M., Lauridsen T., Landkildehus F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: Changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*. 45: 201–218.
- Kobos J., Błaszczuk A., Hohlfeld N., Toruńska-Sitarz A., Krakowiak A., Hebel A., Sutryk K., Grabowska M., Toporowska M., Kokociński M., Messyas B., Rybak A., Napiórkowska-Krzebietke A., Nawrocka L., Pełechata A., Budzyńska A., Zagajewski P., Mazur-Marzec H. 2013. Cyanobacteria and cyanotoxins in Polish freshwater bodies. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 42: 358–378.
- Kuczyńska-Kippen N. 2020. Response of Zooplankton Indices to Anthropogenic Pressure in the Catchment of Field Ponds. *Water*. 12: 758.
- Kupiec J.M., Staniszewski R., Jusik S. 2021. Assessment of the impact of land use in an agricultural catchment area on water quality of lowland rivers. *PeerJ* 9.
- Loga M., Jeliński M., Kotamäki N. 2018a. Dependence of water quality assessment on water sampling frequency – an example of Greater Poland rivers. *Archives of Environmental Protection*. 44: 3–13.
- Loga M., Wierzchołowska-Dziedzic A., Martyszunis A. 2018b. The problem of water body status misclassification – a Hierarchical Approach. *Environmental Monitoring and Assessment*. 190 (5): 1–16.
- Monteagudo L., Moreno J.L., Picazo F. 2012. River eutrophication: Irrigated vs. non-irrigated agriculture through different spatial scales. *Water Research*. 46: 2759–2771.
- Najwyższa Izba Kontroli. 2018. Informacja o wynikach kontroli KSI.410.006.00.2017. Zapobieganie zanieczyszczeniu wód związkami azotu ze źródeł rolniczych. Warszawa.
- Poniedziałek B., Rzymski P., Kokociński M. 2012. Cylindrospermopsin: Water-linked potential threat to human health in Europe. – *Environmental Toxicology and Pharmacology* 34: 651–660.
- Pronin E. 2021. Are the existing guidelines sufficient for the assessment of bathing water quality? The example of Polish lakes. – *Environmental Science and Pollution Research*. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13474-9>.
- Prus P., Popek Z., Pawlaczyk P. 2018. *Dobre Praktyki Utrzymania Rzek*. WWF Polska. Warszawa.
- R Core Team, 2020. *R: A language and environment for statistical computing* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rabalais N.N. 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*. 31: 102–112.
- Rantala A., Rajaniemi-Wacklin P., Lyra C., Lepistö L., Rintala J., Mankiewicz-Boczek J., Sivonen K. 2006. Detection of microcystin-producing cyanobacteria in Finnish lakes with genus-specific microcystin synthetase gene E (mcyE) PCR and associations with environmental factors. *Applied and Environmental Microbiology*. 72: 6101–6110.
- Saker M.L., Nogueira I.C.G., Vasconcelos V.M. 2003. Distribution and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) in Portuguese freshwaters. *Limnetica*. 22: 129–136.

- Thomaz S.M., Cunha E.R. da. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 22: 218–236.
- Walton C.R., Zak D., Audet J., Petersen R.J., Lange J., Oehmke C., Wichtmann W., Kreyling J., Grygoruk M., Jabłońska E., Kotowski W., Wiśniewska M.M., Ziegler R., Hoffmann C.C. 2020. Wetland buffer zones for nitrogen and phosphorus retention: Impacts of soil type, hydrology and vegetation. *Science of The Total Environment*. 727: 1–20.
- Wang L., Lyons J., Kanehl P., Gatti R. 1997. Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams. *Fisheries*. 22: 6–12.
- Wei T., Simko V., Levy M., Xie Y., Jin Y., Zemla J. 2017. R package "corrplot": Visualization of a Correlation Matrix. *Statistician*. 56: 316–324.
- Wickham H. 2009. *ggplot2, Applied Spatial Data Analysis with R*. Springer New York. New York. NY.
- Withers P.J.A., Neal C., Jarvie H.P., Doody D.G. 2014. Agriculture and eutrophication: Where do we go from here? *Sustainability (Switzerland)*. 6: 5853–5875.
- Zieliński M., Szczucińska A., Drozdzyński M., Frankowski M., Pukacz A. 2019. Water quality assessment of a meromictic lake based on physicochemical parameters and strontium isotopes ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) analysis: A case study of Lubińskie Lake (Western Poland). *Water (Switzerland)* 11: 2231–2249.

Grzegorz Radtke, Rafał Bernaś, Piotr Dębowski

Instytut Rybactwa Śródlądowego, Zakład Ryb Wędrownych, Rutki 49, 83-330 Żukowo

Monitoring efektywności tarła wędrownych ryb łososiowatych w rzekach północnej Polski

Wstęp

Rozpoznanie warunków naturalnego rozrodu ryb powinno stanowić kluczowy element ich utrzymania i ochrony. W przypadku wędrownych ryb łososiowatych takich jak łosoś *Salmo salar* i troć *Salmo trutta*, odrastających w środowisku morskim a odbywających tarło w środowisku fluwialnym, takie obserwacje obejmują bystre, żwirowo-kamieniste odcinki rzek i strumieni dostępne dla tych gatunków (Jonsson i Jonsson 2011). Z uwagi na budowę zapór, pierwotny zasięg wędrówek tarłowych łososia i troci wędrownej został silnie ograniczony m.in. w rzekach północnej Polski, co osłabiło ich potencjał gospodarczy i przyrodniczy (Sych 1998; Wiśniewolski i in. 2004). Z tego względu w rzekach przymorskich oraz w systemach Wisły i Odry od wielu lat prowadzone są kompensacyjne zarybienia (Bartel 2002).

Po II wojnie światowej wstępne prace nad dostępnością i możliwością odbywania tarła przez łososia i troć objęły między innymi rzeki Pomorza (Kaj 1954). Późniejsze, bardziej szczegółowe badania objęły dorzecza Drawy, Parsęty i Drwęcy (Chełkowski 1988, Dębowski i in. 1996, Dębowski i Radtke 2000a, 2000b). Dalsze rozpoznanie objęło niemal wszystkie dorzecza zarówno rzek przymorskich jak i systemy dolnej Wisły i Odry (Wiśniewolski i in. 2004). Istotne informacje na temat dostępności tarlisk oraz efektywności tarła ryb wędrownych, w tym obecności narybku, dostarczyły badania ichtiofaunistyczne rzek w północnej Polsce (np. Dębowski 1997, Dębowski i in. 2013, Radtke i in. 2019).

Wśród rzek północnej Polski prace nad rozpoznaniem tarlisk i oceną tarła wędrownych ryb łososiowatych podjęto w latach 90-tych ubiegłego wieku w dorzeczach Parsęty i Drwęcy (Dębowski i Radtke 2000a i b). Początkowo, do rejestracji narybku tych gatunków wytypowano kilka dopływów Drwęcy tj: Brynicę, Górzankę i Pissę, jednak z uwagi na zanik narybku w tych rzekach na skutek zanieczyszczenia (Górzanka), zamulenia tarlisk (Brynica) i blokady dostępu (Pissa), zrezygnowano tam z dalszych prac (Dębowski i inni 1999, Radtke i inni 2019). Od 2004 roku badania są

prowadzone bardziej systematycznie, a w dalszych etapach sieć monitoringu rozszerzono o stanowiska w kolejnych rzekach przymorskich oraz w dorzeczu dolnej Wisły (system Drwęcy i Zielonej Strugi).

W ostatnich latach kwestia jakości tarlisk ryb łososiowatych nabiera szczególnego znaczenia ze względu na zachodzące zmiany środowiskowe, w tym klimatyczne (Kovach i in. 2016). Gatunki zimnolubne i stenotopowe, takie jak łosoś i troć, są jednymi z najbardziej narażonych na takie zmiany (Jonsson i Jonsson 2009, Elliott i Elliott 2010). Obecnie, jedno z głównych tarlisk wędrownych ryb łososiowatych w południowym Bałtyku znajdują się w dorzeczach rzek przymorskich takich jak: Parsęta, Słupia czy Łeba, (Dębowski i Radtke 2000a, Dębowski i in. 2008, Lejk i Martyniak 2011). Równoległe z występowaniem tarła naturalnego, prowadzone są też odłowy tarlaków w celu pozyskania ikry z przeznaczeniem na podchów narybku i smoltów do zarybień (Bartel 2002). Ponadto, w ostatnich latach w niektórych rzekach obserwowane są dorosłe łososie wstępujące na tarło oraz ich gniazda tarłowe i narybek w efekcie restytucji gatunku (Bartel 2001, Bernaś i in. 2009, Radtke i in. 2017). Oba te gatunki stanowią istotny podmiot środowiska przyrodniczego rzek, w których odbywają tarło oraz spędzają pierwsze etapy życia. Z uwagi na specyfikę biologii tych ryb związaną z budową zwirowych gniazd i długim czasem rozwoju ikry, podstawowy wpływ na zachowanie i utrzymanie tych gatunków mają warunki reprodukcji, w tym przede wszystkim możliwości inkubacji i odrostu narybku (Grieg i in. 2007, Jonsson i Jonsson 2011).

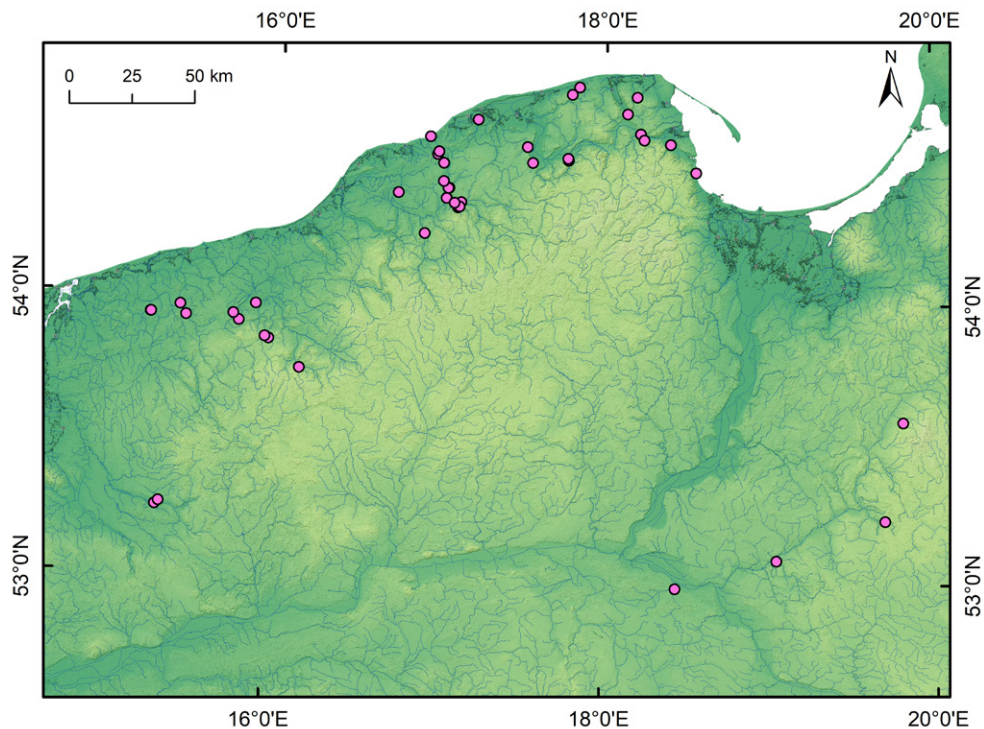
Zarówno troć wędrowna jak i łosoś są istotnym podmiotem w gospodarce rybackiej i wędkarskiej w obrębie Bałtyku. Ze względu na ich uzależnienie od słodkowodnego i lotycznego środowiska (dwuśrodowiskowość), ocena stanu ich populacji w rzekach tarliskowych jest wskaźnikiem jakości zasiedlanych siedlisk, który decyduje o przetrwaniu zarówno ich, jak i innych gatunków w tych ekosystemach (Armstrong i in. 2003). Podstawowymi parametrami oceny słodkowodnego etapu ich cyklu życiowego jest określenie intensywności tarła i jego rezultatów w postaci obecności juvenilnych form (Pedersen 2017).

Możliwości naturalnej reprodukcji wędrownych ryb łososiowatych są systematycznie monitorowane w obszarze całego zlewiska Bałtyku (ICES 2020). Jednym z elementów tych analiz jest monitoring zagęszczenia narybku jako wskaźnik obecności i efektywności tarła oraz śledzenie zachodzących trendów. Rzeki w północnej Polsce włączone są w system tego monitoringu i w niniejszej pracy przedstawiono zakres oraz wstępne rezultaty badań nad efektywnością naturalnego tarła troci wędrownej i łososia prowadzonych w ciekach stanowiących rozpoznane dotychczas tarliska tych gatunków. Na przykładzie czterech stanowisk, dla których istnieją najpełniejsze dane, zasygnalizowano główne trendy oraz podjęto próbę ustalenia zależności pomiędzy wybranymi parametrami populacyjnymi narybku troci wędrownej.

Materiały i metody

Obszar monitoringu tarlisk obejmuje rzeki Przymorza pomiędzy Odrą a Wisłą oraz kilka cieków w systemach dolnej Odry (dorzecze Iny) i dolnej Wisły (dorzecze Drwęcy, Zielona Struga) (rys. 1, tab. 1). W badaniach ujęto zarówno większe rzeki w ich dolnych biegach (np. Słupia, Łupawa), jak i małe strumienie stanowiące ich dopływy lub uchodzące bezpośrednio do Bałtyku (np. Czarna Wda, Orzechówka). Obecność tarła i rejestrację gniazd prowadzono pod koniec okresu tarłowego, tj. w listopadzie i grudniu na podstawie ogólnie przyjętej metodyki, w zależności od warunków hydrologicznych (stany wód) i pogodowych (Dębowski i inni 2008, Radtke i Dębowski 2016). Obserwacje obejmowały typowe odcinki tarliskowe o szybkim nurcie i żwirowym substracie, gdzie systematycznie stwierdzane jest tarło troci wędrowej, ewentualnie łososia. Ich celem było potwierdzenie tarła na wytypowanych stanowiskach, dla późniejszych ocen jego efektywności. Podczas ewidencji gniazd, pojedyncze, małe gniazda o średnicy kopca ok. 0,5–0,7 m, uznawano za wykonane przez pstrąga potokowego, natomiast gniazda o większych rozmiarach kwalifikowano, jako wykonane przez samice troci wędrowej. W przypadku gniazd o bardzo dużych rozmiarach (ponad 1,5–2 m średnicy kopca) obserwowanych w dolnych biegach rzek jak np. Słupia, uznawano, że były to gniazda łososia (Dębowski i in. 2008). Na monitorowanych odcinkach tarlisk dostępnych dla gatunków wędrownych zdecydowanie przeważały gniazda duże, powyżej 1 m średnicy. Upoważnia to do założenia, że w odniesieniu do *Salmo trutta*, na wybranych tarliskach dominuje potomstwo (narybek) wędrowej formy troci.

Podstawową miarą efektywności naturalnego tarła wędrownych ryb łososiowatych, poza oceną intensywności spływu smoltów, jest ocena liczebności narybku. Jednakże taką ocenę mogą zaburzyć wspomagające zarybiania. Tak więc, dla rzetelnej analizy efektów tarła tych ryb istotny jest taki dobór stanowisk, gdzie istnieje pewność, że tarło się odbywa (obecność gniazd tarłowych) oraz nie prowadzi się zarybień. Z tego względu lokalizację stanowisk badawczych ustalono z użytkownikami rybackimi wód, gdzie na wybranych odcinkach tarlisk nie prowadzono zarybień.



Rys. 1. Rozmieszczenie stanowisk monitoringu narybku wędrownych ryb łososiowatych w północnej Polsce

Połowy narybku odbywały się w okresie sierpień–październik na rozpoznanych wcześniej, wytypowanych miejscach tarła. Regularne prace rozpoczęto w 2004 roku, początkowo na niewielkiej liczbie stanowisk, zaś w dalszych etapach sukcesywnie rozszerzano liczbę punktów monitoringu. Badania prowadzone były za pomocą elektropołówów brodząc w górę cieków, a długości stanowisk wynosiły 50 m. W małych strumieniach odłów przeprowadzany był na całej szerokości cieku, natomiast w większych rzekach (Słupia, Wieprza) obejmował on połowę szerokości koryta. W płytkich odcinkach stosowany był agregat plecakowy (115–250 V; 650 W), natomiast w głębszych stanowiskach odłów przeprowadzono za pomocą stacjonarnego agregatu spalinowego (200 V; 5,5 kW). Całkowitą liczebność narybku na danym stanowisku oceniano na podstawie 3 połowów następczych (Carle i Strub 1978). Wszystkie pozyskane osobniki liczone i mierzone (*l. caud.*) i na podstawie rozkładów długości, ryby kategoryzowane były do poszczególnych grup wiekowych, tj. 0+, 1+ i starsze. Określano w ten sposób liczebność i zagęszczenia osobno dla poszczególnych roczników. Za bezpośrednią miarę efektywności tarła należy uznać wartość zagęszczenia narybku z grupy 0+, który wy dostał się z gniazd i przeżył do momentu połowu, wyrażoną liczbą

osobników na 100 m² powierzchni tarliska (Pedersen i in. 2017). Dodatkowo, określono także zagęszczenia starszego narybku (1+). Ponadto, od 2011 roku na wybranych stanowiskach rozpoczęto automatyczną rejestrację temperatury wody i aktualnie jest ona prowadzona na 16 stanowiskach (tab. 1). Na tej podstawie określono wartości temperatur charakterystycznych, które przedstawiono dla roku 2018, w którym zebrano pełne dane dla 10 stanowisk.

Tabela 1. Wykaz stanowisk monitoringu narybku

Lp.	Rzeka	Miejscowość	Drżecze/ Recypient	Szerokość cieku	Okres badań	Pomiar temperatury
1	Gizela	Kołodziejki	Drwęca	3,2	2018–2020	+
2	Brynica	Trzczyńska	Drwęca	3,7	2004–2020*	–
3	Ruziec	Ruziec	Drwęca	3,2	2018–2020	–
4	Zielona Struga	Cierpice	Wisła	4,5	2018–2020	–
5	Kacza	Gdynia-Orłowo	Bałtyk	2,5	2017–2020*	–
6	Zagórska Struga	Rumia	Bałtyk	3,0	2013–2020	+
7	Reda	Wejherowo	Reda	5,5	2004–2020*	+
8	Cedron	Wejherowo	Reda	2,5	2006–2020*	+
9	Czarna Wda	Trzy Młyny	Bałtyk	2,5	2017–2020	–
10	Piaśnica	Warszkowo	Bałtyk	2,5	2017–2020	–
11	Okalica I	Lębork	Łeba	2,5	2004–2020*	+
12	Okalica II	Lębork	Łeba	3,0	2004–2020*	–
13	Czerwieniec	Czerwieniec	Łeba	2,5	2018–2020	+
14	Rzechcinka	Górzyno	Łeba	2,5	2008–2020*	+
15	Chełst	Ciekocino	Łeba	4,0	2018–2020	+
16	Kanał Biebrowski	Kopalino	Łeba	2,0	2017–2020	–
17	Łupawa	Smółdzino	Łupawa	25,0	2018–2020	+
18	Orzechówka	Orzechowo	Bałtyk	1,5	2017–2020	–
19	Słupia I	Bydłino	Słupia	30,0	2010–2019*	–
20	Słupia II	Bydłino	Słupia	20,0	2016–2020*	–
21	Skotawa	Skarszów Dolny	Słupia	10,0	2004–2020*	–
22	Głaźna I	Krępa Słupska	Słupia	4,5	2004–2020*	–
23	Głaźna II	Krępa Słupska	Słupia	4,0	2004–2020*	–
24	Żelkowa Woda	Żelkówko	Słupia	3,0	2009–2020	–

Tabela 1. Wykaz stanowisk monitoringu narybku (cd.)

Lp.	Rzeka	Miejscowość	Dorzecze/ Recypient	Szerokość cieku	Okres badań	Pomiar temperatury
25	Kamienna	Dargacz	Słupia	3,0	2009–2020	–
26	Kwacza	Kwakowo	Słupia	5,0	2004–2020*	–
27	Kamieniec	Kobylnica	Słupia	2,0	2009–2020	–
28	Basienica	Włynkówko	Słupia	3,0	2011–2020	–
29	Żelkowa Struga	Komiłowo	Słupia	1,5	2011–2020	–
30	Wieprza	Kępice	Wieprza	8,0	2004–2020	+
31	Wrześniczka	Wrześnica	Wieprza	2,0	2018–2020	–
32	Świerznica	Świerznica	Parsęta	2,5	2004–2020	+
33	Ponik	Sidłowo	Parsęta	2,5	2004–2020	+
34	Pokrzywnica	Lepino	Parsęta	7,0	2017–2020	+
35	Bliska Struga	Popielewko	Parsęta	2,0	2017–2020	–
36	Mogilica	Rąbino	Parsęta	4,0	2018–2020	–
37	Topiel	Kamosowo	Parsęta	5,0	2019–2020	–
38	Lubieszowa I	Kowalewo	Rega	5,0	2010–2020	+
39	Lubieszowa II	Kowalewo	Rega	4,5	2018–2020	+
40	Wkra	Starnin	Rega	2,0	2019–2020	–
41	Pniewa	Skrzydłowo	Rega	1,5	2019–2020	–
42	Sławęcinka	Gładysz	Ina	2,5	2017–2020	+
43	Rzeczyca	Suchanówko	Ina	3,5	2019–2020	–

* – z okresowymi przerwami

Aktualnie, w rzekach północnej Polski monitoring liczebności narybku prowadzony jest na 43 stanowiskach, przy czym zdecydowana większość z nich obejmuje rzeki Przymorza, natomiast pojedyncze stanowiska przypadają na system dolnej Wisły i Odry (tab. 1). Dla przedstawienia trendów i zależności zachodzących u narybku troci wędrownej wybrano cztery przykładowe stanowiska dla których ciągi czasowe obserwacji były najdłuższe i najpełniejsze (lata 2004–2020), a były to: Okalica II, Świerznica, Ponik i Wieprza. Analizy statystyczne przeprowadzono na oryginalnych, nietransformowanych danych.

Wyniki i dyskusja

W odniesieniu do troci wędrownej prace monitoringowe wykazały wysokie zróżnicowanie i dynamikę zarówno w liczbie zakładanych gniazd, jak i w zagęszczeniach narybku na poszczególnych stanowiskach. Na większości wytypowanych odcinków tarlisk podczas lustracji regularnie obserwowane były gniazda, które potwierdzały wystąpienie tarła. W zależności od miejsca i roku, w obrębie stanowisk liczba rejestrowanych gniazd najczęściej wynosiła od kilku do kilkunastu, co w przybliżeniu odpowiada liczbie trących się w danym miejscu samic (Crisp i Carling 1989). W odniesieniu do całych dorzeczy (np. Słupia i Łeba), łączne, zarejestrowane liczby gniazd troci wędrownej w niektórych latach przekraczały 300–400 sztuk (Dębowski i in. 2008, Lejk i Martyniak 2011).

Pośród rzek Przymorza najwyższe zagęszczenia narybku 0+ troci wędrownej regularnie notowane są w ostatnich latach m.in. w Sławęcince (dorzecze Iny), Bliskiej Strudze i Poniku (dorzecze Parsęty), Basienicy i Kamieńcu (dorzecze Słupi), Okalicy (dorzecze Łeby) i w Zagórskiej Strudze. W niektórych sezonach zagęszczenia przekraczały tam 100 osobników na 100m² (tab. 2). W systemie Drwęcy spośród trzech ostatnio monitorowanych stanowisk najwyższe zagęszczenia dość systematycznie rejestrowano w Gizeli. W zdecydowanej większości rzek obserwowano coroczne fluktuacje liczebności narybku wynikające z różnej intensywności tarła oraz zmiennych warunków środowiskowych.

Zmiany warunków przepływu oraz brak dostępu do tarlisk (np. w efekcie zablokowania przez tamy bobrowe) stanowią coraz bardziej istotny problem w badanym obszarze, w szczególności w najmniejszych ciekach. Spadki poziomu wody i przepływu mogą powodować wzrost zamulenia i zapiaszczenia gniazd, powodując obumieranie złożonej ikry w efekcie jej niedotlenienia (Grieg i in. 2007). Zanik narybku troci na skutek braku dostępności i możliwości odbycia tarła przez troć wędrowną obserwowano w kilku małych strumieniach (np. Orzechówka, Kanał Biebrowski). Do niedawna liczne gniazda i narybek notowane były w niewielkim dopływie dolnej Wisły – Zielonej Strudze, jednak w kilku ostatnich latach nastąpił tam drastyczny spadek przepływu, co spowodowało zanik migracji tarłowej troci wędrownej w tym cieku. Wpływ na warunki reprodukcji ryb wędrownych mogą mieć prace związane z tzw. poprawą warunków tarła, poprzez wysypywanie odpowiednich frakcji żwiru na tarliskach. Jednak zakładany cel w rzekach północnej Polski może nie być osiągalny, z uwagi na zapiaszczenie i zamulenie substratu w wyniku zmniejszających się przepływów. W dalszej perspektywie czasu prace takie wymagają regularnego utrzymywania nowo powstałych siedlisk (płukanie, dosypywanie żwiru), co bez uwzględnienia pierwotnych, naturalnych walorów tych odcinków może powodować zanik innych cennych elementów środowiska, np. gatunków chronionych (Radtke i Dębowski 2010).

Badane rzeki tarliskowe są zróżnicowane pod względem termicznym. Dla 10 analizowanych stanowisk w 2018 r. średnie roczne temperatury wynosiły od 8,1 do 9,9°C, natomiast maksymalne temperatury mieściły się w zakresie 11,8–20,3°C, przy czym najniższe temperatury charakterystyczne obserwowano w Cedronie i Poniku (tab. 3).

Tabela 2. Zagęszczenia oraz średnie długości narybku troci oraz łososia (*) w wieku 0+ i 1+

Rzeka	Liczba sezonów badań	Zagęszczenie (n/100m ² , zakres)		Średnia długość (cm, zakres)	
		0+	1+	0+	1+
Gizela	3	41,3–76,9	1,9–3,1	8,9–10,5	18,1–21,8
Brynica	4	0,0–14,6	0,0–2,2	8,8–11,5	20,8
Ruziec	2	0,6–1,9	0,0–0,6	7,7–7,8	14,3
Zielona Struga	3	1,3–43,1	0,9–1,8	7,9–9,8	14,6–18,3
Kacza	3	0,0–42,8	0,0–4,4	8,2–9,0	15,8–19,0
Zagórska Struga	8	70,0–158,0	9,3–31,3	7,7–8,6	15,2–18,4
Reda	15	3,3–156,4	2,9–40,4	7,0–10,0	14,1–20,7
Cedron	14	8,0–189,8	5,1–48,7	5,8–8,1	12,7–14,8
Czarna Wda	4	44,8–100,8	8,0–15,2	6,9–8,4	16,5–17,9
Piaśnica	4	11,2–19,2	0,0–1,6	8,8–9,6	19,6
Okalica I	16	29,6–315,2	8,8–95,2	7,4–9,4	14,0–19,2
Okalica II	16	26,0–233,3	4,0–59,3	7,7–10,4	14,0–18,5
Czerwieniec	3	20,8–50,4	6,4–16	7,5–8,2	13,0–13,9
Rzechcinka	11	4,0–62,0	0,0–22,0	7,7–10,6	14,2–20,5
Chełst	3	13,1–81,0	5,1–17,5	9,2–10,1	19,4–20,9
Kanał Biebrowski	4	1,0–56,0	1,0–7,0	7,5–8,8	14,7–17,5
Łupawa	3	3,2–22,2	0,4–2,0	7,5–8,1	15,4–17,0
Łupawa*	3	0,0–6,4	0,0–0,0	10,4–10,6	
Orzechówka	4	3,0–53,0	0,0–2,0	7,5–12,9	17,7
Słupia I	7	0,0–0,3	0,0–0,2	9,5–10,4	17,0
Słupia I*	7	0,5–10,7	0,0–0,0	10,3–11,5	
Słupia II	3	0,3–0,5	0,0–0,0	8,6–8,7	15,8
Słupia II*	3	1,4–7,5	0,0–0,0	8,9–11,4	
Skotawa	16	0,3–13,8	0,0–8,2	7,2–9,7	14,1–17,2
Głaźna I	13	0,9–107,1	0,4–9,3	6,4–11,3	14,7–20,6

Tabela 2. Zagęszczenia oraz średnie długości narybku troci... (cd.)

Rzeka	Liczba sezonów badań	Zagęszczenie (n/100m ² , zakres)		Średnia długość (cm, zakres)	
		0+	1+	0+	1+
Głaźna II	14	11,5–97,5	2,5–30,5	7,2–10,2	13,9–19,0
Żelkowa Woda	12	2,0–78,7	0,0–7,3	8,0–11,2	14,2–21,2
Kamienna	12	9,3–52,7	3,3–20,0	6,1–8,5	12,7–15,2
Kwacza	11	0,0–94,8	0,0–14,0	7,9–11,6	14,5–22,5
Kamieniec	12	34,0–101,0	1,0–14	6,9–10,0	14,0–19,5
Basienica	10	2,0–301,3	0,0–29,3	8,0–11,6	16,6–20,3
Żelkowa Struga	10	9,3–166,7	0,0–18,7	6,4–8,8	12,9–16,5
Wieprza	17	5,4–44,0	0,0–7,1	8,0–10,9	16,7–20,3
Wrześniczka	3	23,0–78,0	0,0–8,0	9,1–10,4	18,2–19,4
Świerznica	17	2,0–83,0	0,0–8,5	7,7–10,8	16,0–19,9
Ponik	17	22,0–167,3	1,3–20	6,0–8,8	12,7–17,5
Pokrzywnica	4	10,3–26,6	0,6–2,9	6,7–7,7	13,5–15,1
Bliska Struga	4	10,0–178,0	5,0–16,0	6,6–8,7	14,3–17,0
Mogilica	3	7,0–25,6	0,0–2,5	8,9–9,5	17,3–20,6
Topiel	2	0,8–3,6	0,0–0,8	7,9–9,2	21,9
Lubieszowa I	11	1,6–30,0	1,6–7,2	6,1–8,3	14,4–18,4
Lubieszowa II	3	7,4–12,6	0,7–3,7	6,4–7,4	14,8–16,6
Wkra	2	4,0–14,0	3,0–4,0	8,0–9,9	17,5–18,6
Pniewa	2	25,3–30,7	0,0–0,0	7,7–9,0	
Sławęcinka	4	59,2–116,0	0,0–0,8	8,8–10,2	20,8–23,3
Rzeczyca	2	12,0–31,4	0,0–0,0	9,4–10,5	

Ogółem na wszystkich badanych ciekach średnie długości narybku troci w wieku 0+ mieściły się w zakresie 5,8–12,9 cm, natomiast w grupie 1+ wynosiły od 12,7 do 23,3 cm (tab. 2). Najniższe tempo wzrostu obserwowano w typowych zimnych, źródłiskowych ciekach jak: Cedron i Ponik.

Spośród czterech przykładowych stanowisk, w trzech z nich zaobserwowano spadek zagęszczeń narybku 0+ w analizowanym okresie, przy czym w Świerznicy i Poniku trendy te były istotne statystycznie (rys. 2). W Wieprzy zagęszczenia narybku utrzymywały się na stabilnym, choć niskim poziomie. Równocześnie na stanowiskach w Poniku i Świerznicy obserwowano wzrost średniej długości narybku 0+ (rys. 3). W Świerznicy, Poniku i Wieprzy występowała istotna statystycznie, negatywna

korelacja ($p \leq 0,05$) pomiędzy zagęszczeniem narybku 0+ a jego średnią długością (rys. 4). Zjawisko to jest typowe zarówno dla narybku troci, jak i łososia. Wynika ono z silnego terytorializmu osobniczego, przejawiającego się agresywnym behawiorem i konkurencją, w zależności od dostępności pokarmu oraz liczby kryjówek dla narybku (Crisp 1993, Elliott 1994, Imre i in. 2005, Lobon-Cervia 2007).

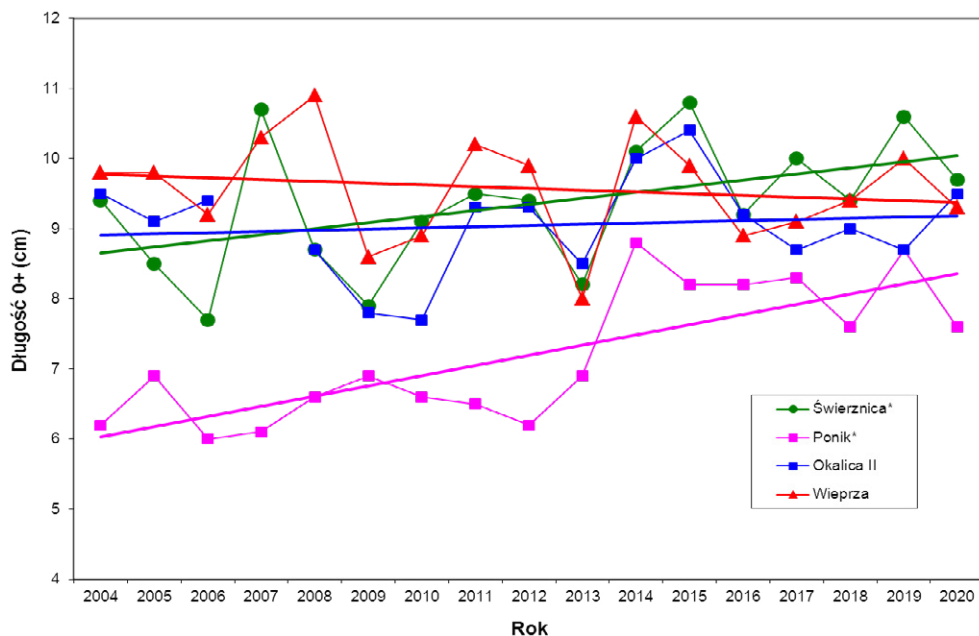
Tabela 3. Temperatury charakterystyczne dla wybranych 10 rzek w roku 2018: STrok – średnia roczna, STlato – średnia w okresie czerwiec–sierpień, JULMT – średnia za lipiec, MaxWMT – maksymalna średnia tygodniowa, TMax – maksymalna średnia dobowa

Rzeka	STrok	STlato	JULMT	MaxWMT	TMax
Ponik	8.6	11.7	11.8	12.7	13.8
Świerznica	9.0	13.4	13.7	15.0	15.5
Okalica	9.0	13.6	13.9	15.2	15.7
Wieprza	9.4	15.4	15.7	17.5	18.2
Rzeczinka	9.1	14.2	14.5	16.1	16.6
Cedron	8.1	10.7	10.6	11.7	11.8
Reda	9.8	15.7	16.2	17.5	18.5
Zagórska Struga	9.2	15.3	15.6	18.0	19.1
Lubieszowa	9.9	16.7	16.9	19.1	20.3
Chelst	8.9	13.9	14.3	15.5	16.3

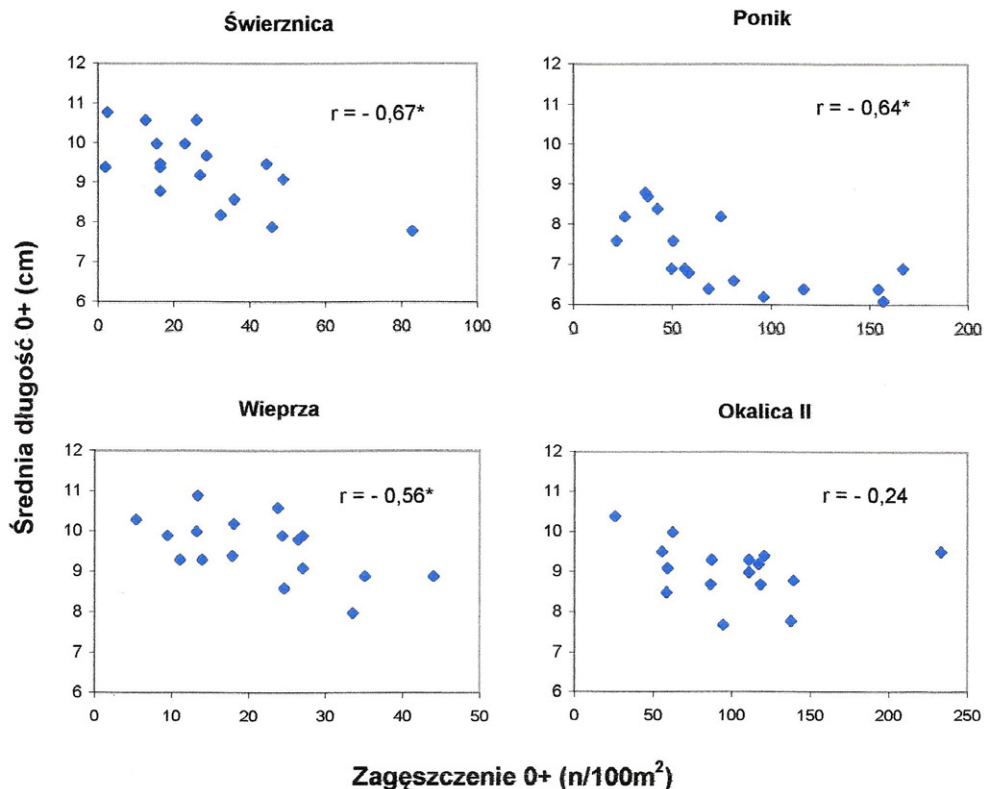
Dla narybku łososia nie przeprowadzono szczegółowych analiz ze względu na niewielką skuteczność połowu w stosunkowo dużych rzekach (dolna Słupia i Łupawa), niewielkie zagęszczenia oraz brak starszych roczników (1+). Można jednak zauważyć, że w Słupi w okolicy Bydlina efektywne tarło łososia występuje regularnie, a narybek ma dobre tempo wzrostu (Bernaś i in. 2009, Radtke i in. 2017). Ponadto, w ostatnich latach stwierdzono dość liczny narybek łososia w wieku 0+ w dolnej Łupawie (stanowisko Smoździno, tab. 2). Szybkie tempo wzrostu narybku 0+ łososia oraz brak narybku 1+ na tarliskach może świadczyć, że w rzekach przymorskich zasiedlonych przez ten gatunek (Słupia, Łupawa), w populacjach dominują jednoroczne smolty spływające do Bałtyku.



Rys. 2. Zagęszczenia narybku troci wędrowniczej ($n/100m^2$) w wieku 0+ w okresie 2004–2020 na wybranych 4 stanowiskach (* – istotność statystyczna trendu na poziomie $p \leq 0,05$)



Rys. 3. Długości narybku troci wędrowniczej (cm) w wieku 0+ w okresie 2004–2020 na wybranych 4 stanowiskach (* – istotność statystyczna trendu na poziomie $p \leq 0,05$)



Rys. 4. Korelacje Pearsona pomiędzy zagęszczeniem narybku 0+ a jego średnią długością w okresie 2004–2020 na wybranych 4 stanowiskach (* – istotność statystyczną określono na poziomie $p \leq 0,05$)

Z uwagi na rozwijające się projekty udrażniania rzek oraz tzw. rewitalizacje tarlisk, w ostatnich latach poszerza się dostęp do naturalnych miejsc rozrodu dla gatunków wędrownych. W ciągu ostatnich 20 lat na terenie północnej Polski powstało kilkadziesiąt nowych przepławek, a część z wcześniej istniejących zmodernizowano. Wiele z nich zlokalizowanych jest w miejscach kluczowych dla migracji w całych dorzeczach. Przykładem mogą być przepławki na Redze w Trzebiatowie, na Parsęcie w Roślinie, na Wieprzy w Pomiłowie, na Słupi w Słupsku, na Łupawie w Smołdzinie, na Łebie w Chocielewku i Łęborku, a także nowa przepławka w Kamiennej na Drawie. Wymaga to zarówno monitoringu możliwości pokonywania piętrzeń (np. w przepławkach), jak i oceny efektów tarła w nowo dostępnych tarliskach. Taki monitoring aktualnie prowadzony jest w dorzeczach Drawy i Parsęty za pomocą analogicznych metod jak w przypadku wcześniej rozpoczętych badań. W zależności od rezultatów tych prac, możliwe jest rozszerzenie liczby stanowisk stałego monitoringu w tych dorzeczach, w których obserwowane będzie tarło łosia i troci wędrownej.

Podsumowując, należy zwrócić uwagę na zmiany środowiskowe w obrębie monitorowanych tarlisk ryb łososiowatych, w tym, wynikające ze zmian klimatu, a przejawiające się wzrostem temperatury oraz spadkiem poziomu wody m.in. w rzekach Przymorza (Kundzewicz i Matczak 2012, Ptak i in. 2016). Niepokojącym zjawiskiem jest spadek liczebności narybku troci w wieku 0+ na kilku analizowanych stanowiskach, a szybsze tempo wzrostu w niektórych rzekach, co może być odpowiedzią na niższe zagęszczenia (spadek konkurencji pokarmowej) oraz zmianę warunków termicznych w najzimniejszych ciekach, do wartości optymalnych dla gatunku. Według najnowszych danych (ICES 2020), trendy spadkowe liczebności narybku troci dotyczą niemal całego zlewiska Bałtyku.

W niniejszej pracy szczegółowo przeanalizowano kilka wybranych cieków, dla których istnieją dane zebrane do tej pory z najdłuższego okresu badań. Jednak dla pełniejszego zobrazowania zachodzących trendów i rozpoznania ich przyczyn, temat ten wymaga dalszych, pogłębionych prac i analiz na większej liczbie stanowisk, w dłuższym przedziale czasowym.

Literatura

- Armstrong J.D., Kemp P.S., Kennedy G.J.A., Ladle M., Milner N.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*. 62: 143–170.
- Bartel R. 2001. Return of salmon back to Polish waters. *Ecohydrology and Hydrobiology*. 1: 377–392.
- Bartel R. 2002. Ryby dwuśrodowiskowe, ich znaczenie gospodarcze, program restytucji tych gatunków. *Acta Hydrobiologica. Supplement*. 3: 37–55.
- Bernaś R., Dębowski P., Bartel R., Radtke G., Miller M., Skóra M. 2009. Occurrence of juvenile salmon, *Salmo salar* L. from natural spawning in the Słupia River (northern Poland). *Archives of Polish Fisheries*. 17: 317–321.
- Carle F.L., Strub M.R. 1978. A new method for estimating population size from removal data. *Biometrics*. 34: 621–630.
- Chełkowski Z. 1988. Łosoś w Drawie (XXII). *Gospodarka Rybna*. 6: 17–18.
- Crisp D.T. 1993. Population-densities of juvenile trout (*Salmo trutta*) in five upland streams and their effects upon growth, survival and dispersal. *Journal of Applied Ecology*. 30: 759–771.
- Crisp D.T., Carling P.A. 1989. Observations on sitting, dimensions and structure of salmonid redds. *Journal of Fish Biology*. 34: 119–134.
- Dębowski P. 1997. Ichtyofauna dorzecza Parsęty. *Roczniki Naukowe PZW*. 10: 21–60.
- Dębowski P., Bernaś R., Radtke G., Skóra M. 2008. Stan populacji troci wędrowej (*Salmo trutta* m. *trutta*) i łososia (*Salmo salar*) w dorzeczu Słupi i możliwości optymalizacji tarła tych gatunków. Wydawnictwo Instytutu Rybactwa Śródlądowego. Olsztyn.
- Dębowski P., Radtke G. 2000a. Tarliska troci, *Salmo trutta* L. w dorzeczu Parsęty. XVIII Zjazd Hydrobiologów Polskich, Białystok 2000. PTH: 53.

- Dębowski P., Radtke G. 2000b. Tarliska troci, *Salmo trutta* L. w dorzeczu Drwęcy. XVIII Zjazd Hydrobiologów Polskich, Białystok 2000. PTH: 53–54.
- Dębowski P., Radtke G., Gancarczyk J., Gancarczyk A. 1996. Tarliska *Salmo trutta* L. w dorzeczu środkowej i górnej Płocicznej. Zoologica Poloniae. 41(Supplement): 165–169.
- Dębowski P., Radtke G., Miller M., Bernaś R., Skóra M. 2013. Zmiany w ichtiofaunie dorzecza Słupi w okresie od 1998 do 2009 roku. Roczniki Naukowe PZW. 26: 65–97.
- Dębowski P., Radtke G., Szczepański Z. 1999. Troć (*Salmo trutta* m. *trutta* L.) w rzece Brynicy (dorzecze Drwęcy). Roczniki Naukowe PZW. 12: 105–111.
- Elliott J.M. 1994. Quantitative ecology and the brown trout. Oxford Series in Ecology and Evolution, Oxford University Press. Oxford.
- 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 effects of climate change. Journal of Fish Biology. 77: 1793–1817.
- Greig S.M., Sear D.A., Carling P.A. 2007. A review of factors influencing the availability of dissolved oxygen to incubating salmonid embryos. Hydrological Processes. 21: 323–334.
- ICES 2020. Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). ICES Scientific Reports. 2(22).
- Imre I., Grant J.W.A., Cunjak R.A. 2005. Density-dependent growth of young-of-the-year Atlantic salmon in Catamaran Brook, New Brunswick. Journal of Animal Ecology. 74: 508–516.
- Jonsson B., Jonsson N. 2009. A review of the likely effects of climate change on an 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.
- Jonsson B., Jonsson N. 2011. Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a Template for Life Histories. Springer. Dordrecht. The Netherlands.
- Kaj J. 1954. Występowanie i zasięg wędrówek łososi i troci w rzekach Pomorza Zachodniego. Roczniki Nauk Rolniczych. 68B (4): 537–556.
- Kovach R.P., Al-Chokhachy R., Muhlfeld C.C., Dunham J., Letcher B.H., Kershner J.L. 2016. Impacts of climatic variation on trout: a global synthesis and path forward. Reviews in Fish Biology and Fisheries. 26 (2): 135–151.
- Kundzewicz Z.W., Matczak P. 2012. Climate change regional review: Poland. WIREs Climate Change. 3: 297–311.
- Lejk A.M., Martyniak A. 2011. Ocena możliwości naturalnego rozrodu troci wędrównej *Salmo trutta* m. *trutta* L. w środkowym fragmencie dorzecza rzeki Łęby. Roczniki Naukowe PZW. 24: 147–162.
- Lobon-Cervia J. 2007. Density-dependent growth in stream-living Brown Trout *Salmo trutta* L. Functional Ecology. 21: 117–124.
- Pedersen S., Degerman E., Dębowski P., Petereit C. 2017. Assessment and recruitment status of Baltic sea trout populations. Pages 423–441 in G. Harris, editor. Sea trout: science and management: proceedings of the second international sea trout symposium. Troubador Publishing. Leicester. UK.
- Ptak M., Choiński A., Kirviel J. 2016. Long-term water temperature fluctuations in coastal rivers (southern Baltic) in Poland. Bulletin of Geography. Physical Geography Series. 11: 35–42.

- Radtke G., Bernaś R., Dębowski P. 2019. Ichtiofauna systemu rzeki Drwęcy. Roczniki Naukowe PZW. 32: 5–56.
- Radtke G., Bernaś R., Dębowski P., Morzuch J., Skóra M. 2017. Tarliska łososia, *Salmo salar* L., w dorzeczu Słupi. Roczniki Naukowe PZW. 30: 5–20.
- Radtke G., Dębowski P. 2010. Sztuczne tarliska dla ryb łososiowatych – problemy i kontrowersje. Komunikaty Rybackie. 1: 27–29.
- Radtke G., Dębowski P. 2010. Sztuczne tarliska dla ryb łososiowatych – problemy i kontrowersje. Komunikaty Rybackie. 1: 27–29.
- Radtke G., Dębowski P. 2016. Gniazda tarłowe troci z jeziora Wdzydze jako wskaźnik stanu jej populacji. Roczniki Naukowe PZW. 29: 5–21.
- Sych R. 1998. Program restytucji ryb wędrownych z Polsce – od genezy do początków realizacji. [w:] Kraska M. (red.). Bioróżnorodność w środowisku wodnym. Idee Ekologiczne, tom 13. Szkice. 7: 71–86.
- Wiśniewolski W., Augustyn L., Bartel R., Depowski R., Dębowski P., Klich M., Kolman R., Witkowski A. 2004. Restytucja ryb wędrownych a drożność polskich rzek. WWF. Warszawa.

Elżbieta Szelaż-Wasielewska

Zakład Ochrony Wód, Wydział Biologii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu,
ul. Uniwersytetu Poznańskiego 6, 61-614 Poznań

Różnorodność fototrofów w sestonie małego strumienia na Pojezierzu Poznańskim (środkowo-zachodnia Polska)

Wstęp

Zawiesina cząstek w wodach naturalnych, obejmuje organizmy żywe, detrytus organiczny i materię nieorganiczną. Badania jej składu i pochodzenia pokazały, że wśród żywych składników sestonu często dominują glony i sinice, zwierzęta są znacznie mniej liczne, grzyby rzadko spotykane, a bakterie – choć najliczniejsze – stosunkowo słabo rozpoznawane (Starmach i in. 1976, Kawecka i Eloranta 1994, Allan 1998). Uwaga badaczy kieruje się na różne składniki sestonu ale częściej skupia się na sestonie w dużych rzekach z największą ilością składników odżywczych. Jednakże również małe rzeki zlokalizowane na nizinach są podatne na eutrofizację i degradację spowodowaną różnymi czynnikami zarówno naturalnymi jak i wieloma obszarami działalności gospodarczej (Gołdyn 2000, Messyasz i in. 2010, 2014). Stan małych strumieni ma kluczowe znaczenie dla całej sieci rzecznej i terenów położonych poniżej. Te małe strumienie choć często mogą wydawać się nieistotne, to w rzeczywistości są bardzo ważne, bowiem tworzą duże rzeki i zasilają jeziora oraz inne zbiorniki wodne. Działalność człowieka zwykle niekorzystnie wpływała i wpływa na różnorodność biologiczną, a to właśnie ona tworzy podstawę szerokiego zestawu świadczeń ekosystemów, który w istotny sposób kształtuje dobrobyt człowieka (Zalewski 2006, Kędziora i Karg 2010). Prognozy klimatyczne i hydrologiczne wskazują na zmniejszanie zasobów wodnych (O'Reilly i in. 2015, Dokulil 2016). W związku z tym, w zarządzaniu środowiskiem wodnym powinno się dążyć do renaturyzacji, zachowania i polepszenia stanu oraz funkcjonowania wszystkich cieków wodnych, również tych małych.

Niniejsze opracowanie dotyczy sestonu niewielkiego strumienia – Rowu Żłotnickiego. Przedstawiono zmiany sezonowe składu gatunkowego, liczebności glonów i sinic oraz ogólnej biomasy fototrofów wyrażonej jako stężenie chlorofilu *a*. Rów Żłotnicki dopływa do Jeziora Strzeszyńskiego znajdującego się w górnej części zlewni

rzeki Bogdanki, będącej lewobrzeżnym dopływem rzeki Warty na terenie Poznania. Zbadano próbki wody pobrane w roku poprzedzającym wybudowanie i uruchomienie kolejnego zbiornika retencyjnego w zlewni Rowu Żłotnickiego. Zbiornik ten współfinansowany ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Wielkopolskiego Regionalnego Programu Operacyjnego na lata 2014–2020 zaplanowany został w celu ochrony jakości wód użytkowanego rekreacyjnie Jeziora Strzeszyńskiego (Kaźmierska i in. 2016).

Teren badań

Badany teren w systemie regionalizacji fizycznogeograficznej zaliczany jest do mezoregionu Pojezierze Poznańskie znajdującego się w zachodniej części Pojezierza Wielkopolskiego (Kondracki 1998). Według typologii polskich rzek (Bajkiewicz-Grabowska 2019) Rów Żłotnicki jest małym ciekim – strumieniem, w którym woda wzbiera po opadach i roztopach. Przy braku zasilania opadowego jego koryto może być suche (rys. 1). Obszar zasilający strumień nie przekracza 20 km², a recypientem jest Jezioro Strzeszyńskie o powierzchni 35,4 ha i głębokości maksymalnej 17,8 m (Choiński i Kaźmierska 2018). Zlewnia strumienia ma powierzchnię 7,41 km² i obejmuje tereny zabudowane (około 20%), użytki zielone (25,4%) oraz tereny rolnicze (34,9%). Główne uprawy to rzepak, kukurydza, żyto i pszenżyto. W górnej części zlewni dominują tereny zabudowane, w środkowej tereny rolnicze, a w dolnej części przeważają lasy. Około 30% zlewni znajduje się w gminie Poznań, natomiast 70% w gminie Suchy Las (Kaźmierska i Szelań-Wasielewska 2015). Koryto ciekłu ma charakter aluwialny, jest na ogół płytkie, w środkowym i dolnym odcinku osłonięte przez zadrzewienia.



Rys. 1. Rów Złotnicki w 2017 roku: 15 listopada (lewa strona) i 22 czerwca (prawa strona)

Średni roczny dopływ wody strumienia do jeziora na podstawie wieloletniego spływu jednostkowego w regionie środkowowielkopolskim został oceniony na $18 \text{ dm}^3/\text{s}$ (Zawadzki i in. 2016). Z kolei w oparciu o comiesięczne pomiary przepływów wykonane w 2012 roku średnie natężenie przepływu wyniosło $6,9 \text{ dm}^3/\text{s}$ (Kaźmierska i Szeląg-Wasielewska 2015). W minionym dziesięcioleciu na strumieniu utworzone zostały dwa zbiorniki retencyjne: w 2011 roku w odcinku środkowym, w 2018 roku w odcinku dolnym.

Według danych ze stacji meteorologicznej Poznań-Ławica rok 2017, zgodnie z jedenastostopniową klasyfikacją termiczną oceniony został jako ciepły: marzec i październik były bardzo ciepłe, czerwiec, sierpień, listopad i grudzień ciepłe, zaś pozostałe 6 miesięcy normalne. Pod względem opadowym rok 2017, wg klasyfikacji Kaczorowskiej, został sklasyfikowany jako wilgotny. Roczne opady w skali kraju wynosiły 121% wartości wieloletniej (1971–2000). Średniomiesięczne opady atmosferyczne w roku kalendarzowym 2017 w Poznaniu pokazały, że bardzo suchy był maj, suchy styczeń, skrajnie wilgotny lipiec, sierpień i październik, bardzo wilgotny luty i czerwiec, wilgotny marzec i listopad, a pozostałe to miesiące normalne pod względem opadów, przy czym roczna suma opadów to 667,7 mm (Biuletyn Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej).

Materiał i metody badań

Próbki wody pobierane były z nurtu strumienia – Rowu Żłotnickiego, od stycznia do grudnia 2017 roku (1 lub 2 razy w miesiącu) przed jego ujściem do jeziora (52°27'54 N, 16°49'16 E) (rys. 1). Do badań fitoplanktonu utrwalono je bezpośrednio po poborze płynem Lugola z octanem sodu (Starmach 1963). *In situ* mierzono za pomocą sondy wieloparametrowej YSI (Ohio, USA) temperaturę, odczyn i przewodnictwo elektrolityczne wody oraz stężenie tlenu rozpuszczonego i nasycenie wody tlenem.

W laboratorium oznaczano zawiesinę ogólną (seston) i chlorofil *a*. Stężenie chlorofilu *a* oznaczono spektrofotometrycznie po ekstrakcji barwników 90% wodnym roztworem acetonu zgodnie z Polską Normą (PN–86, C–05560/02). Ekstynkcję mierzono na spektrofotometrze Lovibond SpectroDirect. Zawiesinę analizowano metodą wagową. Oddzielono ją z wody przy pomocy filtracji określonej ilości wody (0,75–2,0 dm³) przez sączki Whatmana GF/F doprowadzone do stałej masy w temperaturze 105°C. Następnie sączki z sestonom suszono ponownie w temperaturze 105°C i ważono. Z różnicy mas wyliczono ilość sestonu, którą wyrażono w mg dm⁻³ (Hermanowicz i in. 1999).

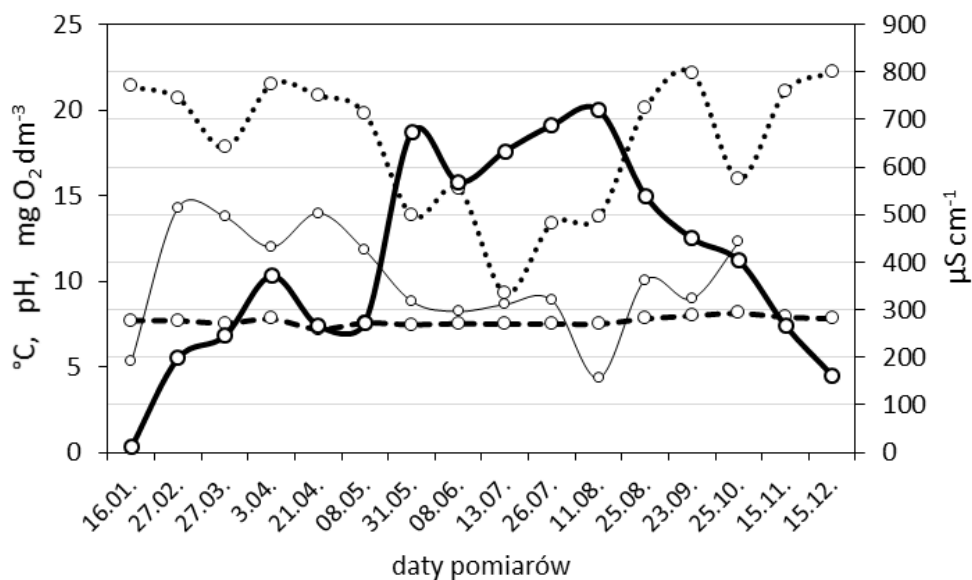
Fitoseston analizowano według metody Wetzla i Likensa (2000) przy użyciu mikroskopu odwróconego CKX41 (Olympus) lub MOD (PZO) po sedymentacji próbek wody w cylindrycznych komorach o objętości 14 lub 24 ml. Organizmy identyfikowano do rodzaju, gatunku i formy, jeżeli było to możliwe, i zliczano w zależności od zagęszczenia i wielkości osobników przy powiększeniach 40×, 100×, 400× oraz 1000× z zastosowaniem olejku immersyjnego. Przy powiększeniu 40× przeglądano całą powierzchnię dna komory, natomiast przy 100× i 400× organizmy zliczane były z określonej powierzchni, w pasach. Ponadto pod 1000-krotnym powiększeniem przeglądano dodatkowo jeden pas uzupełniając skład gatunkowy oraz liczone komórki o małym rozmiarze. Zagęszczenie organizmów podano jako liczbę komórek w 1 cm³ wody. Dokumentację fotograficzną wykonano przy pomocy mikroskopu świetlnego i analizy obrazu cellSens (imaging Software Ver. 01.07.01), zaś taksonomiczną identyfikację i dokumentację okrzemek wykonano w Wydziałowej Pracowni Mikroskopii Elektronowej i Konfokalnej na Wydziale Biologii UAM przy użyciu elektronowego mikroskopu skaningowego Zeiss EVO40.

Analiza statystyczna wyników obejmowała obliczenie współczynników korelacji między liczbą taksonów i liczebnością fitosestonu a parametrami środowiskowymi. Przyjmowano, że były one istotne, gdy poziom istotności *p* był mniejszy od 0,05. Korzystano z tabeli wartości krytycznych współczynnika korelacji dla poziomu istotności 0,05.

Wyniki i dyskusja

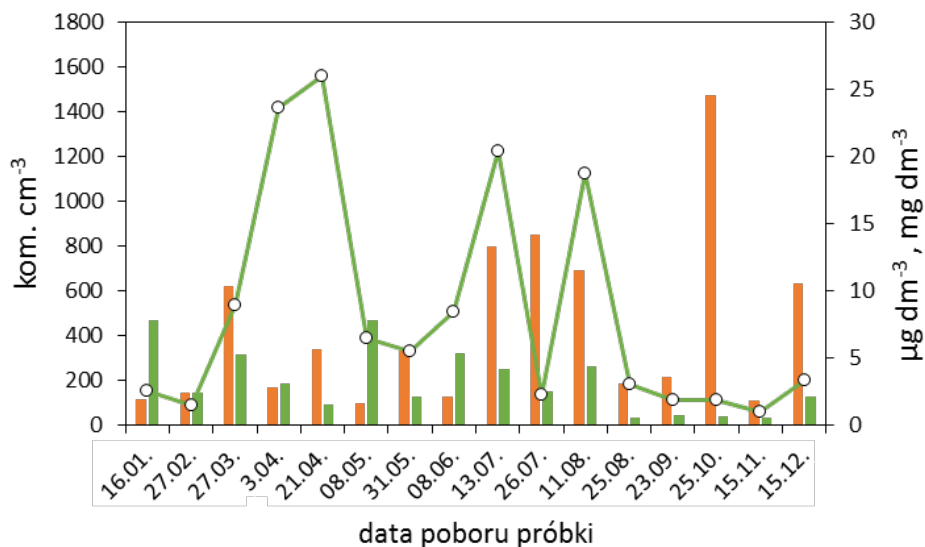
Badania wykonane w 2017 roku w przyręczym odcinku strumienia Rów Złotnicki wykazały, że jego wody charakteryzowały się dobrym natlenieniem; na ogół stężenie tlenu przekraczało $8 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$ (wartość średnia $10,1 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$, $n=14$). Nasycenie wody tlenem tylko sporadycznie spadało poniżej 50%, natomiast połowa pomiarów pokazała wartości powyżej 100%. Taka sytuacja sprzyja niewątpliwie intensywniejszym procesom samooczyszczania wody (Allan 1998). Odczyn wody strumienia wahał się od pH 7,2 do 8,16 wskazując na słabo zasadowy jej charakter, co może być pośrednio związane z dużym udziałem w zlewni terenów rolniczych. Z kolei średnie lub wysokie wartości przewodnictwa elektrolitycznego ($335\text{--}800 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$, wartość średnia $652 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$, $n=16$) mogą być również związane z rozwojem urbanizacji i intensywnej działalności antropogenicznej w górnej części zlewni (Kaźmierska i Szelań-Wasielewska 2015). Temperatura wody w strumieniu miała przebieg dość typowy dla małych rzek sezonowych zmieniając się w zakresie od $0,3^\circ\text{C}$ do $20,8^\circ\text{C}$ (rys. 2).

W zakresie analizowanych parametrów badania przeprowadzone wcześniej na dopływie strumienia do jeziora, w 2012 roku, wskazały na niższe stężenia tlenu rozpuszczonego ($1,7\text{--}12,3 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$, średnia $8,1\pm 2,7 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$), natomiast wartości i przebieg sezonowy pozostałych parametrów były zbliżone (Kaźmierska i Szelań-Wasielewska 2015).

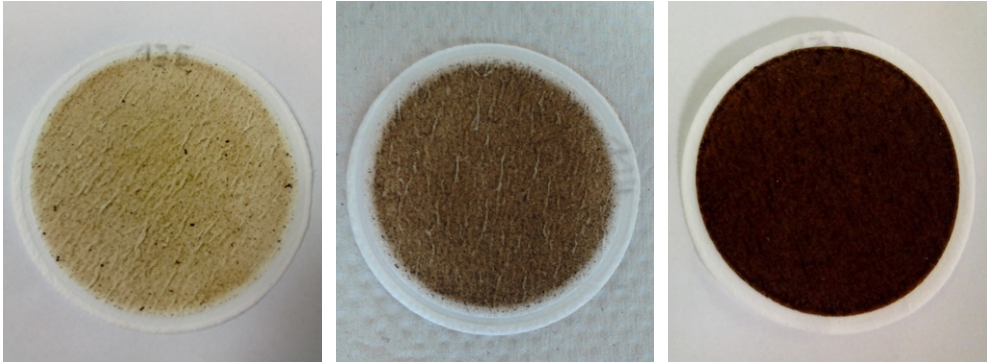


Rys. 2. Temperatura wody (linia ciągła – gruba), tlen rozpuszczony (linia ciągła – cienka), pH (linia kreskowana), przewodnictwo elektrolityczne (linia kropkowa) w Rowie Złotnickim w 2017 roku

Stężenie chlorofilu *a* było na ogół niewysokie i jedynie w czterech miesiącach przekroczyło $5 \mu\text{g dm}^{-3}$, przy maksymalnych wartościach w styczniu i w maju, odpowiednio $7,7 \mu\text{g dm}^{-3}$ i $7,8 \mu\text{g dm}^{-3}$. Ilość zawiesiny zmieniała się w zakresie od $1,6 \text{ mg dm}^{-3}$ do $24,6 \text{ mg dm}^{-3}$ suchej masy (rys. 3). Nie była ona istotnie skorelowana ze stężeniem chlorofilu *a* ($r=-0,23$) i liczebnością ogólną fitosestonu ($r=-0,10$). Zawartość chlorofilu *a* w sestonie była bardzo zróżnicowana zmieniając się w zakresie od 0,002% do 0,480. Tak niski udział fototrofów nie przekładał się na zabarwienie zawiesiny na sączkach po filtracji jak to miało miejsce w przypadku zawiesiny w pelagialu Jeziora Strzeszyńskiego, do którego badany strumień dopływa (Gołdyn i in. 2019). Kwiecień był w 2017 roku miesiącem normalnym zarówno pod względem termicznym jak i ilości opadów – woda w strumieniu charakteryzowała się wówczas średnią ilością zawiesiny ($5,6 \text{ mg dm}^{-3}$), w ciepłym i wilgotnym listopadzie zawiesiny było niewiele ($1,8 \text{ mg dm}^{-3}$), natomiast w bardzo ciepłym i skrajnie wilgotnym październiku ilość zawiesiny była najwyższa – $24,6 \text{ mg dm}^{-3}$. Kolejno w wymienionych miesiącach celem uzyskania zawiesiny przesączono odpowiednio $2,0 \text{ dm}^3$, $1,5 \text{ dm}^3$ i $1,0 \text{ dm}^3$ wody (rys. 4).

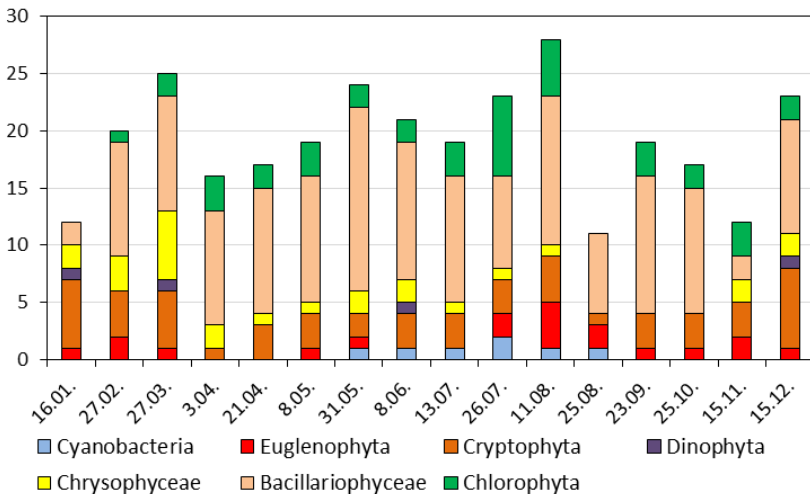


Rys. 3. Sucha masa sestonu (słupki brązowy, mg dm^{-3}), chlorofil *a* (słupki zielony, $\mu\text{g dm}^{-3}$) i liczebność ogólna fitosestonu (zielona linia, kom. cm^{-3}) w Rowie Żłotnickim w 2017 roku



Rys. 4. Różnicowanie wilgotnej zawiesiny z nurtu Rowu Żłotnickiego w 2017 roku: 15 listopada (lewa strona), 21 kwietnia (środek), 25 października (prawa strona).
Objaśnienia zamieszczono w tekście

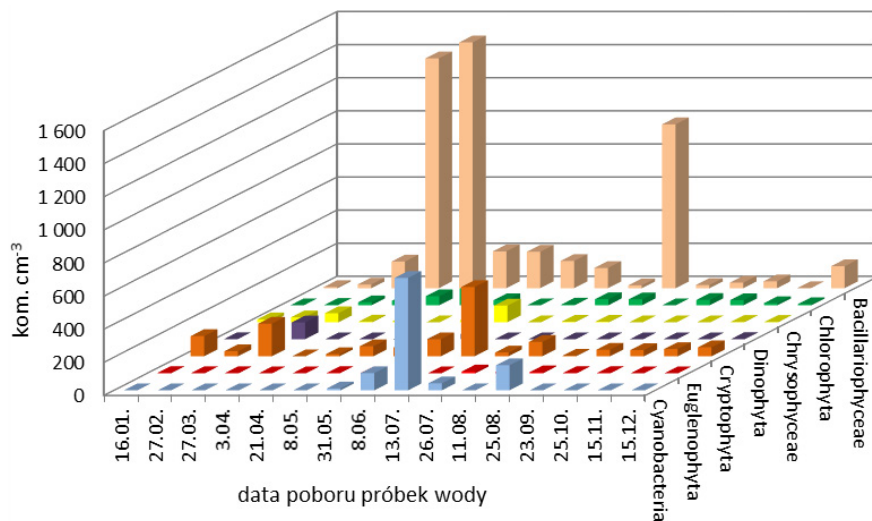
W sestonie Rowu Żłotnickiego w 2017 roku stwierdzano cyjanobakterie (*Cyanobacteria*) i 6 grup glonów eukariotycznych. Ogółem oznaczono 98 taksonów, przy czym najwięcej z grupy okrzemek (*Bacillariophyceae*) – 39 taksonów, następnie zielenic (*Chlorophyta*) – 20 taksonów i kryptofitów (*Cryptophyta*) – 10 taksonów. Liczba taksonów pozostałych grup była niewysoka, wahała się między 2 a 8: złotowiciowce (*Chrysophyceae*) – 8 taksonów, eugleniny (*Euglenophyta*) – 7 taksonów, zaś sinice (*Cyanobacteria*) i bruzdnice (*Dinophyta*) odpowiednio 3 i 2 taksony. Okrzemki i kryptofity występowały przez cały rok; inne grupy np. zielenice, złotowiciowce i eugleniny przez znaczną jego część. Z kolei przedstawiciele cyjanobakterii i bruzdnic notowano tylko okresowo (rys. 5).



Rys. 5. Liczba taksonów poszczególnych grup w fitosestonie Rowu Żłotnickiego w 2017 roku

Liczba taksonów w kolejnych datach poboru próbek wody zmieniała się w zakresie od 11 do 28. Najwięcej taksonów stwierdzono w pierwszej połowie sierpnia i w końcu marca, odpowiednio 28 i 25 taksonów. W fykoflorze przeważały wówczas okrzemki, natomiast najmniej taksonów odnotowano w styczniu i w drugiej połowie sierpnia. W tych miesiącach przeważały odpowiednio kryptofity i okrzemki (rys. 5). Wody Rowu Złotnickiego charakteryzowały się stosunkowo małym bogactwem gatunkowym w porównaniu z analogiczną porą roku np. rzeki Wirynki, kilkunkilometrowego lewobrzeżnego dopływu Warty, w którego fitosestonie Pełechata (2016) oznaczyła 47 taksonów. Z kolei w rzece Trzebawka bogactwo gatunkowe było mniejsze, ale grupą dominującą we wszystkich trzech ciekach były okrzemki. Również wcześniej przeprowadzone przez Messyasz (2001) badania na terenie Wielkopolskiego Parku Narodowego wskazują na dominację okrzemek w małych rzekach. Liczba taksonów w fitosestonie Rowu Złotnickiego nie była istotnie powiązana z analizowanymi parametrami, aczkolwiek najbliższej krytycznej wartości współczynnika korelacji (0,532) znalazły się jej relacje z przewodnictwem elektrolitycznym ($r=-0,479$), temperaturą ($r=0,395$) i odczynem wody ($r=-0,399$).

Liczebność ogólna fitosestonu charakteryzowała się dużym zróżnicowaniem – od 59 kom. cm^{-3} do $1,56 \times 10^3$ kom. cm^{-3} . Największa była ona wiosną – w kwietniu, zarówno na początku jak i w drugiej połowie tego miesiąca. Zagęszczenie komórek powyżej 1 tysiąca w cm^3 odnotowano również w pierwszej połowie lipca i pierwszej połowie sierpnia, natomiast w pozostałych terminach badań liczebność kształtowała się na ogół na poziomie 100–400 kom. cm^{-3} (rys. 3). Wbrew oczekiwaniom liczebność ogólna fitosestonu nie była istotnie skorelowana z temperaturą wody, co często obserwowano w małych nizinnych rzekach (Messyasz i in. 2010). W badanym strumieniu pośród analizowanych parametrów środowiskowych temperatura wody nie była istotnym predyktorem zagęszczenia fototrofów. Jednakże wystąpiła istotna korelacja między liczebnością ogólną fitosestonu, a odczynem wody ($r=-0,574$).

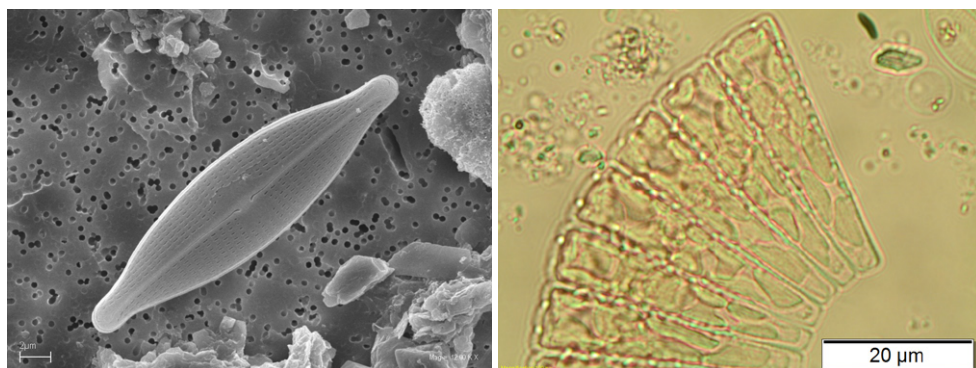


Rys. 6. Liczebność poszczególnych grup taksonomicznych w fitosestonie Rowu Żółtyckiego w 2017 roku

Zimą, w pierwszym kwartale roku, duży udział w fitosestonie posiadały kryptofity przy znacznym współudziale okrzemek. Wiosną (kwiecień, maj) zdecydowanie dominowały okrzemki. W czerwcu pojawiły się sinice. Najliczniejsze były one w lipcu, ale już koło połowy sierpnia ponownie zwiększył się udział okrzemek, którym jesienią towarzyszyły kryptofity osiągające wówczas dość wysoki udział w fitosestonie (do 75%). Zielenice jako grupa glonów miała niewielki udział w liczebności fitosestonu (rys. 6). Dominacja różnych grup glonów wiązana jest z często przepływem wody. Messyasz i in. (2010, 2014) na podstawie szczegółowych badań wielu rzek znajdujących się na Pojezierzu Wielkopolskim stwierdzili, że okrzemki dominowały w małych rzekach nizinnych z silnym przepływem wody, a sinice i zielenice przy przepływie spowolnionym.

Najliczniejszymi gatunkami okrzemek w strumieniu były: *Nitzschia paleacea* (Grunow) Grunow, *N. acicularis* (Kützing) W. Smith i *Navicula gregaria* Donkin, spośród kryptofitów *Cryptomonas marsonii* Skuja, *C. rostratifformis* Skuja i *Rhodomonas lacustris* (Pascher & Ruttner) Javornicky, natomiast najliczniejsze cyanobakterie to nitkowate gatunki z rodzajów *Oscillatoria* i *Pseudanabaena*. Są to taksony szeroko rozprzestrzenione charakteryzujące się na ogół szeroką amplitudą ekologiczną. *N. paleacea* zaliczyć można do gatunków stałych o frekwencji 56%. W kwietniu i sierpniu osiągnęła ona zagęszczenie odpowiednio $1,04 \times 10^3$ i $0,95 \times 10^3$ kom. cm⁻³. Obserwowano wówczas jej kępkowate kolonie złożone z kilku, a nawet kilkunastu komórek. Jak podają Bąk i in. (2012) *N. paleacea* rozwija się masowo w wodach eudo-politroficznych ze średnią i podwyższoną zawartością elektrolitów. Wysoką frekwencję stwierdzono również w przypadku *N. gregaria* – 63% (rys. 7). Jest to jedna z najczęściej

występujących okrzemek w Europie środkowej. Pojawia się w różnorodnych siedliskach w tym w wodach eutroficznych, szczególnie płynących, gdzie obserwowana jest z większą stałością niż w wodach stojących. Jest gatunkiem tolerancyjnym na zanieczyszczenia organiczne występując często w zubożałych zespołach zanieczyszczonych strumieni i rzek (Bąk i in. 2012). Stwierdzana była między innymi w Potoku Matysówka – niewielkim, niespełna 6-kilometrowym cieku wodnym. Prowadzone w tym antropogenicznie zmienionym potoku badania nad zróżnicowaniem zbiorowisk okrzemek pokazały, że znalazła się ona w grupie najczęściej występujących gatunków (Noga i in. 2013). Również w innych małych rzekach podczas szczegółowych badań dotyczących różnorodności okrzemek w wodach płynących *N. gregaria* znajdowała się wśród gatunków dominujących (Noga i in. 2014, Peszek i in. 2015).



Rys. 7. Okrzemki: *Navicula gregaria* (lewa strona) i *Meridion circulare* (prawa strona) w fitosestonie Rowu Żłotnickiego w 2017 roku

Z wysoką frekwencją (94%), ale niezbyt licznie (do 62 kom. cm^{-3}) występowała w fitosestonie Rowu Żłotnickiego okrzemka *Meridion circulare* (Greville) C. Agardh (rys. 7). Gatunek ten znany jest z szerokiej tolerancji ekologicznej z uwagi na elektrolity i trofię. Występuje w wodach bogatych w wapń, a z uwagi na zanieczyszczenia organiczne aż po strefę bardzo zanieczyszczoną. Pojawia się, głównie w wodach płynących zarówno w peryfitonie jak i planktonie (Bąk i in. 2010, 2012).

Podsumowanie

Zbiorowiska fitosestonu Rowu Żłotnickiego charakteryzowały się stosunkowo małym bogactwem gatunkowym. Wśród niespełna 90 taksonów zaliczonych do 7 grup systematycznych 43% stanowiły okrzemki. Liczebność ogólna fitosestonu zmieniała się w zakresie od niespełna 100 do prawie 1,6 tys. komórek w 1 cm^3 wody. Wiosną i wczesnym latem na ogół dominowały okrzemki, natomiast jesienią i zimą kryptofity.

Sinice notowane były latem, zaś udział złotowiciowców w fitosestonie zwiększał się wczesną wiosną. Stężenie chlorofilu *a* było na ogół niewysokie i jedynie w czterech miesiącach przekroczyło $5 \mu\text{g dm}^{-3}$, przy maksymalnych wartościach w styczniu i w maju. Ilość sestonu zmieniała się w zakresie od $1,6 \text{ mg dm}^{-3}$ do $24,6 \text{ mg dm}^{-3}$. Nie była ona istotnie skorelowana ($r=-0,23$) ze stężeniem chlorofilu *a*, którego udział w sestonie zmieniał się w szerokim zakresie, od 0,002% do 0,480%. Ocienienie strumienia przez drzewa i krzewy, a także krótki czas przepływu wody od źródeł do ujścia nie sprzyjały intensywnemu rozwojowi fitosestonu.

W świetle dotychczasowych wyników badań nad małymi zbiornikami retencyjnymi i systemami rzeczno-jeziornymi (Gołdyn 1989, 2000, Gołdyn i Szelań-Wasielewska 2004, 2005, Messyasz 2001) można spodziewać się zmian jakości wód Rowu Złotnickiego zarówno w cyklu rocznym jak i kolejnych latach po utworzeniu w 2018 roku nowego zbiornika retencyjnego. Kształtujący się aktualnie fitoplanktonowy lub makrofitowy charakter tego zbiornika, zlokalizowanego na otwartym terenie około 1 km przed ujściem strumienia do jeziora, może istotnie wpływać na strukturę gatunkową i obfitość fitosestonu dopływającego do Jeziora Strzeszyńskiego.

Literatura

- Allan D.J. 1998. Ekologia wód płynących, Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Bajkiewicz-Grabowska E. 2019. Spojrzenie hydrografa na typologię polskich rzek. [w]: Czerniawski R., Bilski P. (red.) Funkcjonowanie i ochrona wód płynących. Szczecin, 21–33.
- Bąk M., Burchardt L., Czerwik-Marcinkowska J., Kowalski W., Krupa D., Luścińska M., Matuła J., Messyasz B., Owsiany P., Pliński M., Poniewozik M., Sitkowska M., Tomaszewicz G., Wilk-Woźniak E., Witkowski A., Wojtal A., Wołowski K., Żelazna-Wieczorek J. 2010. Klucz do oznaczania gatunków fitoplanktonu jezior i rzek. Przewodnik do ćwiczeń laboratoryjnych i badań terenowych. Burchardt L. (red.) Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Poznań.
- Bąk M., Witkowski A., Żelazna-Wieczorek J., Wojtal A.Z., Szczepocka E., Szulc K., Szulc B. 2012. Klucz do oznaczania okrzemek w fitobentosie na potrzeby oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych w Polsce. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Biuletyn Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej Rok 2017*. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa.
- Choiński A., Kaźmierska A. 2018. Zmiany parametrów morfometrycznych Jeziora Strzeszyńskiego. Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią. Seria A, Geografia Fizyczna 69: 9–16.
- Dokulil M.T. 2016. Climate impacts on ecohydrological processes in aquatic systems. *Ecohydrology and Hydrobiology*. 16 (1): 66–70.
- Hermanowicz W., Dożanska W., Dojlido J., Koziarowski B. 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Arkady. Warszawa.
- Gołdyn R. 1989. Phytoplankton of the Radunia River in a cascade of small reservoirs. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 33: 389–396.

- Gołdyn R. 2000. Zmiany biologicznych i fizyczno-chemicznych cech jakości wody rzecznej pod wpływem jej piętrzenia we wstępnym, nizinnych zbiornikach zaporowych. Wydawnictwo Naukowe UAM. Seria Biologia nr 65.
- Gołdyn R., Basińska A., Budzyńska A., Dondajewska-Pielka R., Joniak T., Klimaszyk P., Kowalczyńska-Madura K., Kozak A., Kuczyńska-Kippen N., Nagengast B., Piotrowicz R., Szeląg-Wasielewska E., Szyper H., Świdnicki K. 2019. *Stojące i płynące wody Poznania*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Gołdyn R., Szeląg-Wasielewska E. 2004. Changes in the phytoseston of a river-lake system in Drawieński National Park. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 33 (2): 17–28.
- Gołdyn R., Szeląg-Wasielewska E. 2005. The effects of two shallow reservoirs on the phyto- and bacterioplankton of lowland river. *Polish Journal of Environmental Studies*. 14 (4): 437–444.
- Kawecka B., Eloranta P. V. 1994. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk łądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Każmierska A., Szeląg-Wasielewska E. 2015. Evaluation of spatial and temporal variations in the quality of water: a case study of small stream in Poland. *Journal of Ecology and Environmental Sciences*. 6 (1): 137–142.
- Każmierska A., Józefiak J., Szeląg-Wasielewska E. 2016. Wpływ rekreacji na jakość wód jeziora zlokalizowanego w aglomeracji miejskiej na przykładzie Jeziora Strzeszyńskiego. [w]: Aniśkiewicz P., Olejniczak M., (red.) *Interdyscyplinarność w naukach o Ziemi. Studia Przypadków*. Tom 2: 245–257.
- Kędziora A., Karg J. 2010. Zagrożenia i ochrona różnorodności biologicznej. *Nauka* 4: 107–114.
- Kondracki J. 1998. *Geografia regionalna Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Messyasz B. 2001. Fitoplankton cieków wodnych położonych na terenie Wielkopolskiego Parku Narodowego. [w]: Burchardt L. (red.) *Ekosystemy wodne Wielkopolskiego Parku Narodowego*. Wydawnictwo Naukowe UAM. Poznań. Seria. 66: 375–396.
- Messyasz B., Szczuka E., Kaznowski A., Burchardt L. 2010. Phytoseston and heterotrophic bacteria in the assessment of the waters in the Wełna and Nielba Rivers. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 39 (2): 45–63.
- Messyasz B., Staniszewski R., Jusik Sz. 2014. Algae assemblages and dominant macrophytes in small lowland rivers of Poland in relation to water quality and hydromorphology. *Fresenius Environmental Bulletin*. 23 (2): 581–588.
- Noga T., Stanek-Tarkowska J., Peszek Ł., Pajęczek A., Kowalska S. 2013. Use of diatoms to assess water quality of anthropogenically modified Matysówka stream. *Journal of Ecological Engineering*. 14 (2): 1–11.
- Noga T., Kochman N., Peszek Ł., Stanek-Tarkowska J., Pajęczek A. 2014. Diatoms (Bacillariophyceae) in rivers and streams and on cultivated soils of the Podkarpacie Region in the years 2007–2011. *Journal of Ecological Engineering*. 15 (1): 6–25.
- O'Reilly C.M., Sharma S., Gray D.K., Hampton S.E., Read J.S., Rowley R.J., Schneider P., Lenters J.D., McIntyre P.B., Kraemer B.M., Weyhenmeyer G.A., Straile D., Dong B., Adrian R., Allan M.G., Anneville O., Arvola L., Austin J., Bailey J.L., Baron J.S., Brookes J.D., De Eyto E., Dokulil M.T., Hamilton D.P., Havens K., Hetherington A.L., Higgins S.N., Hook S.,

- Izmest'eva L.R., Joehnk K.D., Kangur K., Kasprzak P., Kumagai M., Kuusisto E., Leshkevich G., Livingstone D.M., MacIntyre S., May L., Melack J.M., Mueller-Navarra D.C., Naumenko M., Noges P., Noges T., North R.P., Plisnier P.D., Rigosí A., Rimmer A., Rogora M., Rudstam L.G., Rusak J.A., Salmaso N., Samal N.R., Schindler D.E., Schladow S.G., Schmid M., Schmidt S.R., Silow E., Soylu M.E., Teubner K., Verburg P., Voutilainen A., Watkinson A., Williamson C.E., Zhang G. 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. *Geophysical Research Letters*. 42: 10,773–10,781, doi:10.1002/2015GL066235.
- Pełechata A. 2016. Fitoplankton małych zbiorników wodnych na obszarze Wielkopolskiego Parku Narodowego. [w:] Ławniczak A.E. (red.) *Wody powierzchniowe Wielkopolskiego Parku Narodowego i jego otuliny. Małe zbiorniki wodne i rzeki. Tom II: 142–145*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Poznań.
- Peszek Ł., Noga T., Stanek-Tarkowska J., Pajączek A., Kochman-Kędziora N., Pieniążek M. 2015. The effect of anthropogenic change in the structure of diatoms and water quality of the Żołynianka and Jagielnia streams. *Journal of Ecological Engineering*. 16 (2): 33–51. PN–86, C–05560/02. *Woda i ścieki. Badania zawartości chlorofilu w wodach powierzchniowych. Oznaczanie chlorofilu alfa w glonach planktonowych metodą spektrofotometryczną monochromatyczną z poprawką na feopigmenty alfa*, Warszawa.
- Starmach K. 1963. *Rośliny słodkowodne. Wstęp ogólny i zarys metod badania. Flora Słodkowodna Polski. Tom 1*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Starmach K., Wróbel S., Pasternak K. 1976. *Hydrobiologia – Limnologia*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Warszawa.
- Wetzel R.G., Likens G.E. 2000. *Limnological analyses*. 3rd edition. Springer. New York.
- Zalewski M. 2006. Ecohydrology – An interdisciplinary tool for integrated protection and management of water bodies. *Large Rivers*. 16 (4): 613–622.
- Zawadzki P., Murat-Błażejewska S., Błażejewski R. 2016. Eutrophication of the Strzeszyńskie Lake: sources, consequences and remedies. *Civil and Environmental Engineering Reports*. 2 (2): 161–169.

Barbara Wojtasik

Katedra Genetyki i Biosystematyki, Wydział Biologii, Uniwersytet Gdański ul. Wita Stwosza 59, Gdańsk, e-mail: barbara.wojtasik@ug.edu.pl

HydroBioLab, Firma Naukowo-Badawcza i Laboratorium Hydrobiologiczne, Gdynia, e-mail: hydrobiollab@wp.pl

Meiobentos jako wskaźnik gwałtownych katastrof środowiskowych na przykładzie wpływu pożaru zakładu „Polifarb” na stan ekologiczny rzeki Kaczej w Gdyni

Rzeka Kacza stanowi istotny element krajobrazu Gdyni, a stan jej czystości jest ważną informacją dotyczącą antropopresji jaką wywiera duża aglomeracja. Według informacji zawartych w dokumencie z maja 2014 r. pt. „Program ochrony środowiska dla miasta Gdyni na lata 2014–2017 z perspektywą do roku 2020”, w szczególności danych zawartych w punkcie 5.1. Ograniczenie spływu zanieczyszczeń do wód Zatoki Gdańskiej i Puckiej, w tym poprawa czystości wód rzeki Kaczej (http://www.gdynia.pl/g2/2014_06/85058_fileot.pdf) stan tej rzeki został określony jako zły, a perspektywy poprawy jakości zostały określone, jako trudne do osiągnięcia. Podczas badań przeprowadzonych w czerwcu 2016 roku określono, że rzeka Źródło Marii, główny dopływ rzeki Kaczej, posiada dobry stan ekologiczny. Rzeka Kacza poniżej dopływu Źródła Marii posiada również dobry stan ekologiczny, który utrzymuje się na odcinku leśnym, natomiast ulega pogorszeniu na odcinku miejskim (aczkolwiek w różnym stopniu), aż do ujścia do Bałtyku (Wojtasik 2016a, 2020a).

W okresie zbioru próbek osadów dennych i wody naddennej z rzeki Kaczej, który rozpoczął się zgodnie z planem 9 czerwca 2016 roku i miał zakończyć się 16 czerwca 2016 r. nastąpił pożar (14.06.2016) byłych zakładów „Polifarb”, co spowodowało dostawę zanieczyszczeń do rzeki. Ogień zajął magazyny, w których przechowywane były chemikalia: farby, lakiery oraz komponenty potrzebne do ich wytwarzania (Borowski 2016, Degórska 2016). Analiza zmian zgrupowania meiobentosu i w efekcie zmian stanu ekologicznego będącego skutkiem przedostania się do Źródła Marii, a następnie rzeki Kaczej, cieczy będącej efektem pożaru, pozwoliła na ocenę podatności ekosystemu rzeki Kaczej na zanieczyszczenia, z jednej strony, a z drugiej – pokazała jak czułym wskaźnikiem zmian są drobne bezkręgowce wodne – meiobentos. Według informacji

zawartych na stronie internetowej (Fryc 2016) zanieczyszczenia chemiczne płynęły rzeką Kaczą przez dwie doby do morza, a woda w rzece zabarwiła się na niebieskawy kolor.

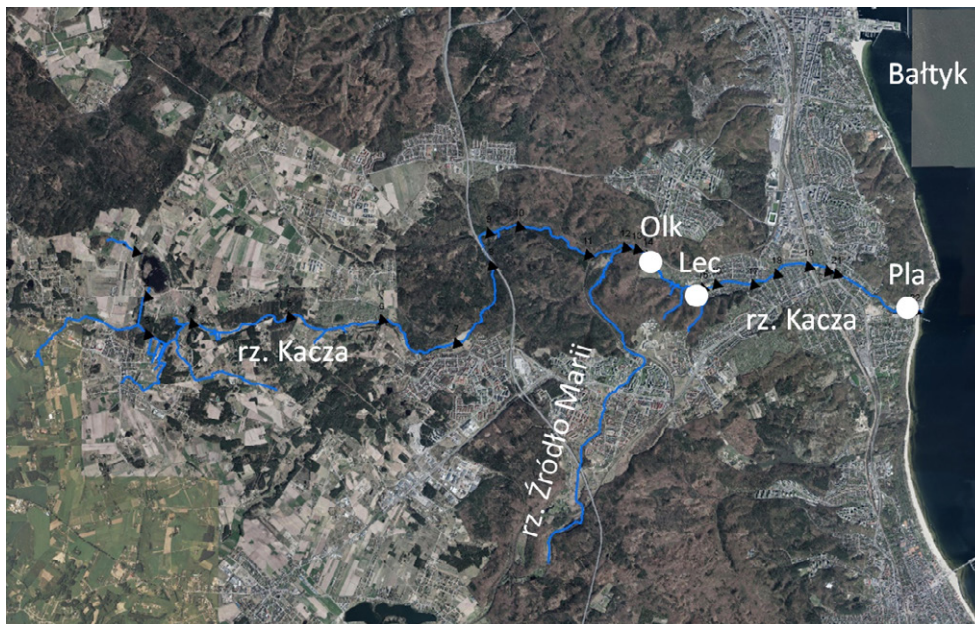
To zdarzenie, które nastąpiło w trakcie prowadzonych zgodnie z planem prac terenowych pozwoliło na ocenę skutków zrzutu ścieków. Jednak w czasie przepływu ścieków (16.06.2016) z uwagi na dużą ilość chemicznych odorów i wodę o nieznanym składzie zanieczyszczenia, zebrano materiał tylko z trzech stanowisk. Próbkę zebrano w celu określenia oddziaływania ścieków na meiobentos oraz określenia ewentualnych zmian jakie mogły nastąpić wskutek przepływającej rzeką cieczy będącej skutkiem antropopresji oraz obejmującej oddziaływaniem znaczą część biegu rzeki Kaczej: od dopływu rzeki Źródło Marii do ujścia do morza w Orłowie. Dokończenie zbioru materiałów wykonano po obfitych ulewach i burzach (17.06.2016), gdy stan wody w rzece uległ poprawie (21 czerwca 2021). Badania przeprowadzono w celu oceny stanu ekologicznego po pożarze. Ocenę wykonano na podstawie analiz zgrupowania meiobentosu MeioEco (m.in.: Wojtasik 2020) oraz określenia potencjału biologicznego osadów dennych CreTest (Wojtasik 2015) na wybranych stanowiskach rzeki.

Materiał i metody

W wybranych stanowiskach badawczych zostały przeprowadzone pomiary podstawowych parametrów fizyczno-chemicznych wody naddennej (temperatura, przewodnictwo elektrolityczne, pH, stężenie tlenu) oraz został zebrany materiał do analiz zgrupowania meiobentosu. Próby powierzchniowej warstwy osadów dennych zebrano 9 czerwca 2016 r. (stanowisko przy ulicy Olkuskiej), 16 i 21 czerwca 2016 r. (stanowiska przy ul. Olkuskiej, Łęczyńskiej oraz przy plaży). Przybliżone położenie stanowisk przedstawiono na rysunku 1.

Meiobentos, analizy MeioEco i CreTest

Istnieje wiele kryteriów oceny przynależności organizmów do meiobentosu (Wojtasik 2016b), najczęściej przyjmowane podaje jako granice wymiarów maksymalnych 1 mm (Pfannkuche, Thiel 1988). Istotą metody badania jakości zbiorników wodnych i rzek za pomocą analiz głównych taksonów meiobentosowych MeioEco jest wykonanie charakterystyki zróżnicowania zgrupowania dla rzeki w jej charakterystycznych odcinkach, stref danego zbiornika bądź grupy podobnych hydrologicznie i blisko położonych zbiorników. Charakterystykę wykonuje się poprzez stwierdzenie składu taksonomicznego (główne taksony) i liczebności zgrupowania meiobentosu na stanowiskach litoralu oraz dla głębokich zbiorników profundalu. Istotnym elementem analiz jest wybór stanowisk poboru prób tak, aby mogły odzwierciedlać zróżnicowany charakter zbiornika wodnego lub rzeki. Szczegóły przedstawiono w pracach Wojtasik (2013, 2016a, 2018, 2020ab) oraz Wojtasik i Wiśniewskiego (2014), Wojtasik i innych (2016, 2019).



Rys. 1. Mapa satelitarna rzeki Kaczaj i jej okolicy; białymi punktami zaznaczono stanowiska badawcze przy ul. Olkuskiej (Olk), Łęczyckiej (Lec) i przy plaży (Pla), czarnymi punktami zaznaczone są wszystkie stanowiska badawcze (<https://www.google.pl/maps>)

W celu analiz zgrupowania meiobentosu na każdym stanowisku rzeki Kaczaj zebrano próbę złożoną z trzech podpróbek do analiz ilościowych i jakościowych. Próbkę zebrano czerpaczem rurowym o średnicy 2,5 cm z powierzchniowej warstwy osadu dennego (do 5 cm miąższości osadu). Podpróbki pobierane były w tym samym profilu poprzecznym rzeki (przy obu brzegach i w środkowej części koryta). Zebrane próbki osadów zostały zakonserwowane 70% alkoholem etylowym. Podpróbki wybarwiono różem bengalskim (Rose Bengal sodium salt, Sigma R3877-5G) w celu identyfikacji żywych, w momencie pobrania próby, osobników meiobentosowych. Wyniki opracowano pod kątem liczby znalezionych głównych taksonów meiobentosowych (N_{taksa}), gęstości występowania – liczba osobników przypadająca na 10 cm^2 (N_{10}) oraz równowagi w zgrupowaniu – parametr B_w (Wojtasik 2013, 2020, Wojtasik i in. 2016).

W celu oceny potencjału biologicznego osadów dennych przeprowadzono szereg testów opartych o reakcję na stres małżoraczka słodkowodnego *Candona rectangularata* Alm, 1914 (Wojtasik 2012, 2015, 2016a). Ze wszystkich badanych stanowisk pobrano około 50–100 ml osadów dennych wraz z wodą naddenną. Pobrany osad zamrożono w celu eliminacji występujących w osadzie bezkręgowców. Hodowle testowe zakładano w pojemnikach 6-ciodożkowych z 2 ml osadu dennego oraz wyizolowanych i wyflukanych w wodzie wodociągowej osobników *C. rectangularata*,

w stadiach rozwojowych A5-A1. Do każdego testu stosowano osobniki w różnych stadiach rozwojowych, starając się zachować tę samą liczbę osobników danego stadium w każdym eksperymencie. Wykonano trzy powtórzenia testu dla każdego przypadku (stanowiska). Każdy test trwał co najmniej 48 godzin; obserwacje były prowadzone w następującym czasie: 1; 2; 5; 24 i 48 godzin – jeśli trwał dłużej to obserwacje prowadzono w każdej kolejnej dobie dwukrotnie. Zastosowano czterostopniową skalę oceny: osobnik żywy o normalnej aktywności (intensywnie żeruje i energicznie się przemieszcza), osobnik o obniżonej aktywności (słabo żeruje i powoli się przemieszcza), osobnik w stanie anabiozy (pozostaje z zamkniętym karapaksie, ale przeniesiony do próbki z czystego środowiska lub do wody wodociągowej otwiera skorupki i zachowuje się jak osobnik o normalnej aktywności), osobnik martwy (posiada otwarte skorupki i się nie porusza).

Przyjęto następujące oznaczenia stanowisk i terminów zbioru próbek: stanowisko przy ul. Olkuskiej – Olk, stanowisko przy ul. Łęczyckiej – Lec, stanowisko przy plaży – Pla, data zbioru próbek: 1 – 9.06.2016 r. (tylko Olk1), 2 – 16.06.2016 r. (Olk2, Lec2, Pla2), 3 – 21.06.2016 r. (Olk3, Lec3, Pla3).

Wyniki i dyskusja

Temperatura (T), pH, przewodnictwo elektrolityczne (C) oraz zawartość tlenu (tab. 1) w wodzie naddennej wykazały, poza przewodnictwem elektrolitycznym, niewielkie zmiany. Natomiast w przypadku przewodnictwa elektrolitycznego nastąpił znaczny wzrost wartości (od 410,5 do 510,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$), co mogło być spowodowane zarówno przez płynące ścieki (z uwagi na nieznaną skład ścieków jest to trudne do weryfikacji). Mogło też być efektem burzy, wód opadowych, które spłynęły do rzeki z otaczających terenów, co z kolei potwierdzają badania przeprowadzone dla potoku Oruńskiego (Pietruszyński, Cieśliński 2016).

Tabela 1. Parametry fizyczno-chemiczne wody naddennej na wybranych stanowiskach badawczych rzeki Kaczej

Data	Stanowisko	Parametr				
		T [°C]	C [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	pH	O ₂ [%]	O ₂ [mg/l]
09.06.2021	Olk	11,4	410,5	8,272	98,2	10,76
21.06.2021	Olk	11,4	510,0	8,240	96,5	10,54
21.06.2021	Lec	11,8	490,5	8,123	98,0	10,43
21.06.2016	Pla	15,6	589,5	8,245	97,7	9,89



Olk, 09.06.2016 r.



Olk, 16.06.2016 r.



Lec, 16.06.2016 r.



Lec, 21.06.2016 r.



Pla, 16.06.2016 r.



Pla, 21.06.2016 r.

Rys. 2. Obrazy stanowisk badawczych: stanowisko przy ul. Olkuskiej (Olk) przed pożarem, w trakcie sptywu zanieczyszczeń, stanowiska przy ul. Łęczyckiej (Lec) i przy plaży (Pla) w czasie sptywu zanieczyszczonej wody i po burzy

Analizy zgrupowania meiobentosu wskazują na dość ubogi skład taksonomiczny dla badanych stanowisk, aczkolwiek przed sptywem ścieków rzeką na stanowisku Olk odnotowano 8 głównych taksonów. Liczba ta zmalała do 4 taksonów w kolejnych terminach obserwacji. Szczegóły przedstawiono w tabeli 2. Stanowiska Olk i Lec wykazały spadek liczby i różnorodności taksonomicznej meiobentosu prawdopodobnie w wyniku sptywu wód ściekowych. Stanowisko Pla, natomiast wzrost liczby taksonów z dwóch (16.06.2016) do czterech (21.06.2016) przy jednoczesnym spadku liczby osobników. Wzrost liczby taksonów mógł mieć związek z gwałtownymi opadami i sptywem wód wraz z którymi mogły zostać przeniesione osobniki z wyżej położonych stanowisk (Lancaster 1999, Nelson, Lieberman 2002, Schneider, Petrin 2017).

Tabela 2. Liczba osobników głównych taksonów meiobentosowych w podpróbkach ze stanowisk badawczych (uwzględniono tylko podpróbki, w których znajdowały się wybarwione osobniki); N – suma osobników na wybranym stanowisku

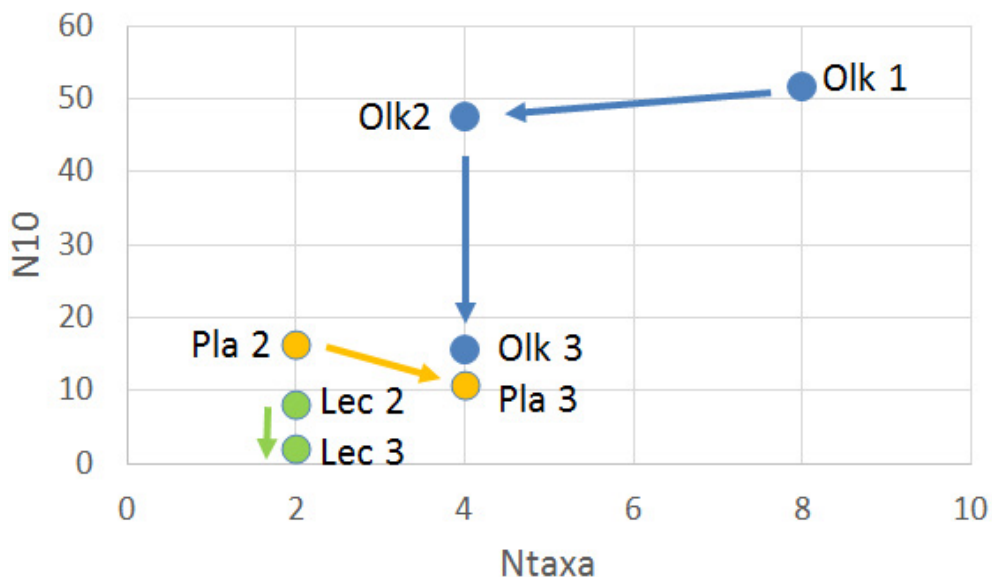
Stanowisko		Turbellaria	Rotifera	Nematoda	Oligochaeta	Ostracoda	Insecta larvae Diptera	Arachnidae	Tardigrada	N
09.06.2016	Olk	13	4	24	25	1	4	4	1	76
16.06.2016	Olk	3	35	30	2					70
	Lec		1	11						12
	Pla			9	15					24
21.06.2016	Olk	1		8	11		3			23
	Lec	1		2						3
	Pla	4	1	4	7					16

W próbkach osadów ze stanowiska Lec (21.06.2016 r.) stwierdzono nieliczne częściowo wybarwione larwy Diptera (rys. 3), co wskazuje na efekt letalny, który nastąpił niedługo przed pobraniem próbek. Mogło to być wynikiem toksycznego działania płynących rzeką ścieków po pożarze „Polifarbu”. Toksyczne oddziaływanie różnego typu zanieczyszczeń na organizmy bentosowe jest przedmiotem wielu badań naukowych oraz coraz powszechniej dostrzeganym zagrożeniem (m.in. Borgmann i in. 2004, Wolfram i in. 2012, Gustinasari i in. 2020).



Rys. 3. Częściowo wybarwione larwy Diptera

Analizę zmian liczebności (N10) i bioróżnorodności (Ntaxa) przedstawiono na rysunku 3. Szczególnie w przypadku stanowiska Olk, dla którego są najpełniejsze dane, widoczny jest destrukcyjny wpływ ścieków na zgrupowanie meiobentosu rzeki Kaczej. Dla stanowiska przy ul. Olkuskiej, dla którego zebrano najpełniejsze dane, spadek liczebności organizmów meiobentosowych wyniósł 69,74 %. Ponadto, nie odnotowano 4 taksonów meiobentosowych (reprezentowanych przez 10 osobników w próbie z 9 czerwca).



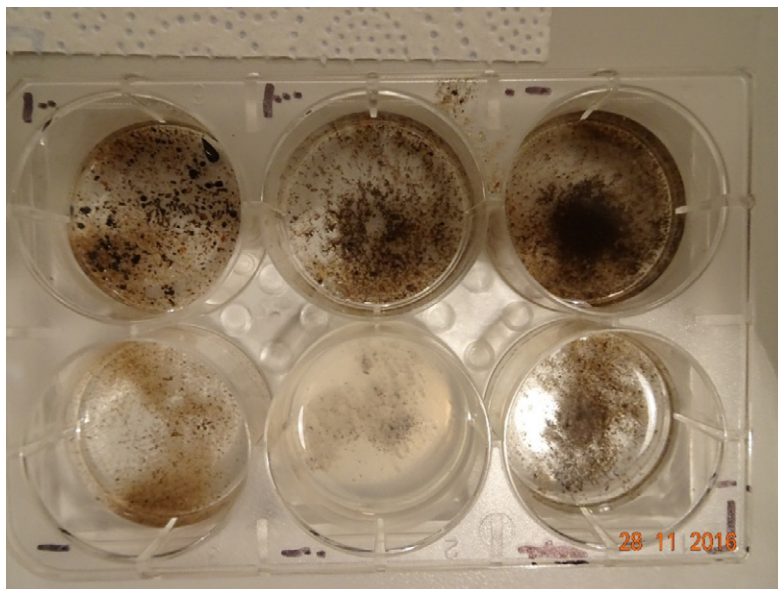
Rys. 3. Analiza zmian w zgrupowaniu meiobentosu (N10 – liczba osobników/10cm², Ntaxa – liczba głównych taksonów meiobentosowych) na wybranych stanowiskach badawczych w wyniku spływu wód po pożarze zakładu „Polifarb”

Analizy jakości osadów dennych – ocena potencjału biologicznego próbek osadów dennych na podstawie reakcji na stres małżoraczka arktycznego *Candona rectangulata*, Alm 1914 (Wojtasik 2012, 2015, Wojtasik, Wiśniewski 2014) – zostały przeprowadzone dla wszystkich zebranych próbek; przed pożarem, w trakcie przepływu ścieków i po burzy. Przeprowadzone testy (CrecTest) toksyczności ostrej i chronicznej, poza materiałem zebrany z stanowiska na wysokości ulicy Łęczycykiej (Lec) podczas spływu ścieków po pożarze zakładów „Polifarb”, nie wykazały efektów letalnych. Nie stwierdzono w prowadzonych eksperymentach testowych martwych osobników ani zjawiska przechodzenia *C. rectangulata* w stan anabiozy. Wskazuje to na dobry potencjał biologiczny osadów dennych. Test przeprowadzony w oparciu o próbkę ścieków zebranych 16.06.2016 wykazał, że po dwóch dobach martwych było 50 %

osobników (toksyczność ostra). Wskaźnik $LD_{50} = 2$ doby dla CrecTest (*C. rectangulata*). Po 5 dobach efekt letalny dotyczył wszystkich osobników w hodowli – toksyczność chroniczna (obraz testu dla stanowiska Lec przedstawiono na rys. 4). Podobnego przypadku nie stwierdzono dla testów prowadzonych na materiale zebrany tego samego dnia ze stanowisk Olk i Pla. W tych próbkach część osobników wykazywała jedynie obniżoną aktywność.

Z uwagi na ulewne deszcze, które miały miejsce wkrótce po przepływie ścieków chemicznych, warunki środowiskowe rzeki uległy poprawie – testy CrecTest dla próbek zebranych 21.06.2016 r., podobnie jak próbka ze stanowiska Olk z 9.06.2016 r., nie wykazały efektów letalnych, anabiozy lub obniżonej aktywności małżoraczków *C. rectangulata*.

Ciecz, która przedostała się do rzeki podczas gaszenia pożaru i po pożarze zakładu „Polifarb” oddziaływała negatywnie na *C. rectangulata* po dłuższej niż 1 doba hodowli (próbka zebrana na wysokości ul. Łęczyckiej 16.06.2016 r.). Po upływie dwóch dni, połowa osobników była nieżywa, po 5 dobach dla wszystkich osobników warunki były letalne. $LD_{50} = 48$ h. Był to wynik niezgodny z informacjami podanymi przez laboratorium WIOŚ (dokument WIOŚ, informacja z dnia 15.06.2015 r. podana na stronie internetowej (pdf), data wglądu 16 i 17.06.2016 r., informacja w późniejszym czasie nie była dostępna) oraz przytoczonych przez rzecznika UM Gdyni (Fryc 2016). Według informacji WIOŚ oraz informacji rzecznika UM Gdyni do wody przedostały się następujące substancje: octan winylu, octan poliwinylu i alkohol poliwinylowy, które wg zawartych w dokumencie WIOŚ informacji nie mają m.in. szczególnie groźnych właściwości dla organizmów w środowisku. W dokumencie podano wyniki analiz ChZT zmierzone dla dwóch stanowisk, z których w jednym wartość ChZT wynosiła $6000 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Norma dla I klasy czystości wód wynosi $\leq 25 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (Dz.U. 257, poz. 1545, z dn. 09.11.2011 r.).

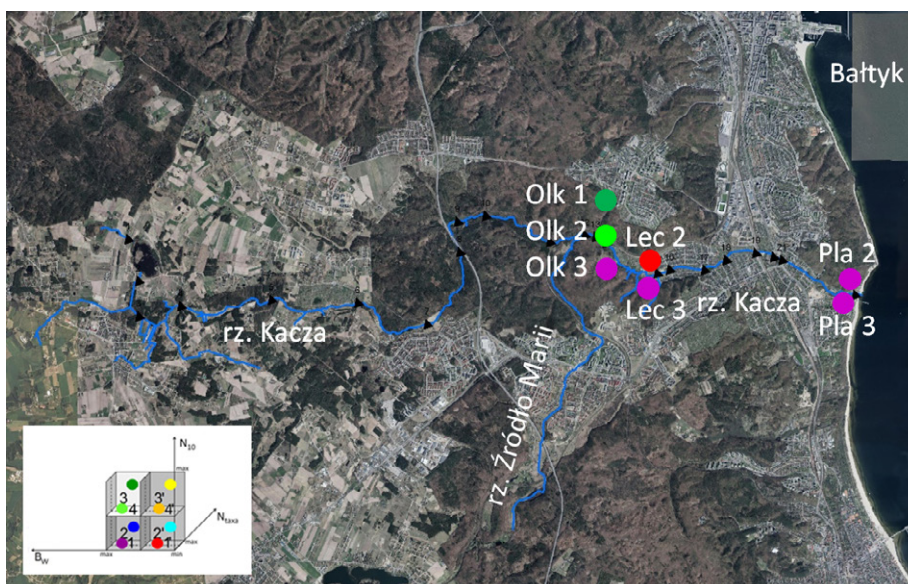


Rys. 4. Obraz prowadzonych testów CrecTest; widoczna jest różnica w jakości próbek ze stanowisk badawczych i terminów poboru próbek; od lewej stanowisko Olk, Lec, Pla; w górnym rzędzie próbki pobrane 21.06.2016, w dolnym rzędzie próbki zebrane 16.06.2016 ; próbka zebrana ze stanowiska Lec 16.06.2016 była mętna i posiadała nieprzyjemny zapach

W tabeli 3. przedstawiono wyniki obliczeń dla parametrów N10, Ntaxa i Bw (wskaźnika równowagi taksonomicznej). Wymienione parametry pozwoliły na wykonanie analizy 3D stanu ekologicznego badanych stanowisk MeioEco (Wojtasik i in. 2016). Analizę stanu ekologicznego MeioEco przedstawiono na rysunku 5, a interpretację wyników w tabeli 3. Stanowisko Olk1 (przed pożarem) posiadało najwyższe wskaźniki N10, Ntaxa oraz równowagę taksonomiczną spośród przebadanych przypadków. Na tym stanowisku, również zaznaczył się najbardziej negatywny wpływ ścieków na zgrupowanie meiobentosu.

Tabela 3. Liczba osobników meiobentosowych (N), gęstość występowania (N_{10}), liczba głównych taksonów (N_{taxa}) oraz wskaźnik równowagi taksonomicznej (B_w) dla stanowisk badawczych rzeki Kaczej; ocena stanu ekologicznego badanych stanowisk (skala względna); oznaczenia jak na rys. 5

Stanowisko (Nazwa)	Data	Parametr				Stan ekologiczny
		N	N_{10}	N_{taxa}	B_w	
Olk1	09.06.2016	76	51,70	8	0,868	■ bardzo dobrze rozwinięta trofia
Olk2	16.06.2016	70	47,62	4	0,731	■ spadek bioróżnorodności, wysoka trofia
Olk3	21.06.2016	23	15,65	4	0,732	■ degradacja / incjalna faza rozwoju trofii
Lec2	16.06.2016	12	8,16	2	0,167	■ degradacja
Lec3	21.06.2016	3	2,04	2	0,667	■ degradacja / incjalna faza rozwoju trofii
Pla2	16.06.2016	24	16,33	2	0,750	■ degradacja / incjalna faza rozwoju trofii
Pla3	21.06.2016	16	10,88	4	0,750	■ degradacja / incjalna faza rozwoju trofii



Rys. 5. Zmiany stanu ekologicznego badanych stanowisk rzeki Kaczej spowodowane przepływem ścieków po pożarze zakładów „Polifarb”: 1 – przed pożarem (09.06.2016), 2 – podczas sptywu ścieków (16.06.2016), po zakończeniu akcji gaśniczej i ulewnych deszczach (21.06.2016)

Pożar zakładów „Polifarb” stanowił klęskę ekologiczną dla organizmów meiobentosowych rzeki Kaczej (wniosku tego nie należy odnosić do innych organizmów wodnych, jak makrobentos, makrofity i ichtiofauna, ponieważ nie były one tematem badań naukowych prezentowanej pracy). Sytuacja ta ukazała wrażliwość ekosystemu rzeki Kaczej na zanieczyszczenia, których czas oddziaływania był relatywnie krótki (około dwóch dni) i znaczenie meiobentosu (analizy MeioEco i testy CrecTest) jako czułego markera zmian środowiskowych.

Podziękowania

Prace związane z analizą stanu ekologicznego rzeki Kaczej zostały sfinansowane ze środków Urzędu Miasta Gdyni, nr umowy: KB/268/RO/26-W/2016.

Literatura

- Borgmann U., Nowierski M., Garpentine L.C., Dixon D.G. 2004. Assessing the cause of impact on benthic organisms near Rouyn-Noranda, Quebec. *Environmental Pollution*. 129(1): 39–48.
- Borowski R. 2016. W Gdyni spłonął magazyn z chemikaliami. [w:] Fakty i opinie. <http://www.trojmiasto.pl/wiadomosci/W-Gdyni-splonal-magazyn-z-chemikaliami-n102659.html>, dostęp: 16.06.2016 i 20.11.2016.
- Degórska J. 2016. Pożar w magazynie Polifarbu przy ul. Chwaszczyńskiej w Gdyni. <http://www.dziennikbałtycki.pl/wiadomosci/gdynia/a/pozar-w-magazynie-polifarbu-przy-ul-chwaszczyńskiej-w-gdyni-zdjecia-wideo,10109082/>, dostęp: 16.06.2016. i 20.11.2016.
- Fryc K. 2016. Gdynia. Rzeka Kacza skażona po pożarze w Polifarbie? <http://trojmiasto.wyborcza.pl/trojmiasto/1,35636,20249555,gdynia-rzeka-kacza-skazona-po-pozarze-w-polifarbie-zdjecia.html>, dostęp: 17.06.2016 i 20.11.2016.
- Gustinasari K., Sługocki Ł., Czerniawski R., Pandebesie E.S., Hermana J. 2020. Acute toxicity and morphology alterations of glyphosate-based herbicides to *Daphnia magna* and *Cyclops vicinus*. *Toxicological Research* 37(2), DOI: 10.1007/s43188-020-00054-1.
- Lancaster J. 1999. Small-scale movements of lotic macroinvertebrates with variations in flow. *Freshwater Biology*. 41: 605–619.
- Nelson S.M., Lieberman D.M. 2002. The influence of flow and other environmental factors on benthic invertebrates in the Sacramento River, U.S.A. *Hydrobiologia*. 489: 117–129.
- Pfannkuche O. & Thiel H. 1988. Sample Processing. [w:] Higgins R.P., Thiel H. (red.) *Introduction to the Study of Meiofauna*. Smithsonian Institution Press Washington D.C. London.
- Pietruszyński Ł., Cieśliński R. 2016. Inżynieria ekologiczna. *Ecological Engineering*. 49: 151–161.
- Schneider S.C., Petrin Z. 2017. Effects of flow regime on benthic algae and macroinvertebrates – A comparison between regulated and unregulated rivers. *Science of The Total Environment*. 579: 1059–1072.
- Wojtasik B. 2010. Meiobentos jako wskaźnik zmian środowiskowych w zbiornikach śródkowodnych. [Meiobenthos as an environmental changeability conditions indicator in freshwater reservoirs]. [w:] Wiśniewski R. (red.) *Ochrona i rekultywacja jezior*. Salus Toruń: 185–203.

- Wojtasik B. 2012. *Candona rectangulata* Alm, 1914, jako wskaźnik w badaniach klimatycznych i środowiskowych. *Candona rectangulata* Alm, 1914 as an indicator used in the environmental and climate studies. Wydawnictwo Oskar. Gdańsk.
- Wojtasik B. 2013. Ecological condition of small water reservoirs of Wdzydze Landscape Park (northern Poland) based on meiobenthos assemblages analyses. TEKA Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska – OL PAN, X: 504–514.
- Wojtasik B. 2015. Małżoraczek *Candona rectangulata* Alm, 1914 do zastosowania jako wskaźnik degradacji i/lub możliwości rekultywacji zbiorników wodnych. Patent nr 220646, Urząd Patentowy RP (wniosek patentowy 2012 r.).
- Wojtasik B. 2016 a. Ocena stanu ekologicznego rzeki Kaczej na podstawie analizy biowskaźników. Raport wykonany na zlecenie Urzędu Miasta Gdyni.
- Wojtasik B. 2016b. Meiobenthos – different definitions and criteria applied [In:] B. Wojtasik, J. Sosiński, P. Pacyga. MeioEco.com application for ecological status analysis (<http://portal.meioeco.com>; <http://portal.meioeco.pl>).
- Wojtasik B. 2018. Wojtasik B. 2018. Zgrupowanie meiobentosu Zalewu Wiślanego jako wskaźnik jego stanu ekologicznego [w:] Bolałek J. (red.) Zalew Wiślany. Wydawnictwo Naukowe PWN: 288–298.
- Wojtasik B. 2020a. Ecological condition of rivers described by meiobenthic assemblages analysis. *Water Problems: Science and Technology*. 1: 99–116.
- Wojtasik B. 2020b. Zgrupowanie meiobentosu do zastosowania w ujednoczonym systemie oceny stanu ekologicznego zbiorników wodnych i rzek, w szczególności osadów dennych oraz do zastosowania w tworzeniu map stanu ekologicznego. Patnet 236273, Urząd Patentowy RP (wniosek patentowy 2013 r.).
- Wojtasik B., Nowiński K., Staniszevska W., Khereddine A. 2019. Seasonal variability of meiobenthic assemblages inhabiting the Nottinghambukta tidal flat, SW Spitsbergen. *Limnological Review*. 4: 175–189.
- Wojtasik B., Sosiński J., Pacyga P. 2016. MeioEco program do analiz stanu ekologicznego (<http://portal.meioeco.pl>).
- Wojtasik B., Wiśniewski W. 2014. Kompleksowa procedura ochrony zbiorników wodnych: ocena stanu ekologicznego, diagnoza metod rekultywacji i naprawa (ODN). The comprehensive method for protecting water reservoirs: assessment of the ecological status, diagnosis of repair methods and remediation (ADR). [w:] J. Skowronek (red.) Innowacyjne rozwiązania rewitalizacji terenów zdegradowanych. Instytut Ekologii Terenów Przemysłowych w Katowicach. Katowice: 80–90.
- Wolfram G., Höss S., Orendt C., Schmitt C., Adamek Z., Bandow N., Grobschartner M., Kukkonen J.V., Leloup V., Lopez-Doval J.C., Munoz I., Traunspurger W., Tuikka A., Lieffering C.V., von der Ohe P.C., de Deckere E. 2012. Assessing the impact of chemical pollution on benthic invertebrates from three different European rivers using a weight-of-evidence approach. *Science of the Total Environment*. 438: 498–509.

Maciej Ziulkiewicz, Rafał Grulke, Norbert Gajda

Katedra Geologii i Geomorfologii, Wydział Nauk Geograficznych, Uniwersytet Łódzki,
ul. Narutowicza 88, 90-139 Łódź

Identyfikacja dopływu substancji biogenych ze strefy hyporeicznej do koryta cieków źródłiskowego na obszarze podmiejskim

Wprowadzenie

Strefa hyporeiczna stanowi mało rozpoznany hydrochemicznie korytarz przepływu wód w kontinuum hydrologicznym łączącym wody gruntowe i powierzchniowe. Hyporeiczny przepływ to transport wody powierzchniowej, poprzez osady na ścieżkach przepływu podziemnego, które kończą się z powrotem w korycie rzeczonym (Harvey i in. 2012, Winter i in. 1998, Storey i in. 2003, Gooseff 2010; Tonin, 2012). Według Triska i in. (1989) zasięg strefy hyporeicznej odpowiada przestrzeni wokółkorytowej, w której co najmniej 10%, ale nie więcej niż 98% obecnej tam wody wolnej pochodzi z cieków powierzchniowych.

Badania modelowe i terenowe wskazują, że strefa hyporeiczna pełni ważne funkcje filtrujące, przyczyniające się do redukcji zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych (Boano i in. 2014). Substancje przenoszone w ciekach przenikają do osadów i zostają zatrzymane przez czas, który jest zwykle znacznie dłuższy niż przeciętny transport w korycie (Boano i in. 2007). Stężenia soli w strefie hyporeicznej są funkcją reżimu przepływu rzecznych, warunków panujących w zlewni i dróg dopływu wód podziemnych. Wszystkie te determinanty dają wypadkową w postaci gradientów hydraulicznych i hydrochemicznych w dnie rzeki.

Cel badań

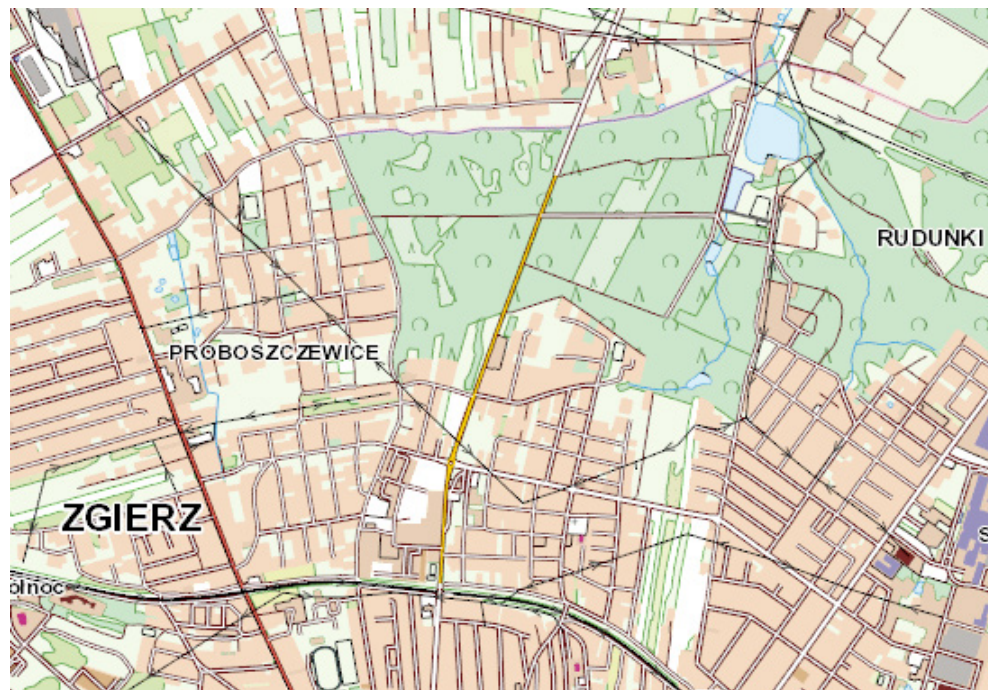
Cieki podmiejskie wpięte na ogół w system gospodarowania wodą na terenie miasta pełnią różne funkcje w zależności od hierarchii potrzeb. Aglomeracja łódzka, położona w strefie wododziału głównego, wykazuje duży deficyt zasobów wód powierzchniowych, które opierają się na dużej liczbie małych cieków, często rozpoczynających na tym obszarze swój bieg. Wiele z nich zasila zbiorniki retencyjne, w tym o funkcji

rekreacyjnej. W takich okolicznościach ważna jest kontrola obecności w wodach rzecznych substancji biogenicznych (Bagrowicz i in. 2017, Fortuniak i in. 2018, Ziułkiewicz i in. 2019). Jednym z cieków alimentujących zbiorniki rekreacyjne jest wytypowana do badań Dzierżązna. Wcześniejsze badania hydrochemiczne wykazały, że prowadzi ona wody obciążone biogenami (Burchard i in. 2006), które docierają do rzeki ze spływem powierzchniowym lub podziemnym. Pośrednim środowiskiem migracji zanieczyszczeń jest strefa hyporeiczna, w której odbywa się wymiana wód pomiędzy korytem rzeczny i podścielającymi je utworami skalnymi. Mogą się w nich ujawniać strefy wzmożonego dopływu i dostawy substancji chemicznych, rozwinięte w strefach preferowanego przepływu podziemnego (Ziułkiewicz 2016). W obszarze krawędziowym Wzniesień Łódzkich, o silnym zaangażowaniu glacyetonicznym, występują strefy nieciągłych zaburzeń o charakterze uskoków, złuskoowań, wyciśnień (Klatkova 1996, Petera 1996), które mogą sprzyjać powstawaniu stref wzmożonej filtracji wód podziemnych. W takich okolicznościach zdecydowano się podjąć w dnie Dzierżąznej pomiary kierunków wymiany wód powierzchniowych i podziemnych celem identyfikacji stref intensywnego dopływu podziemnego. Ze względu na spodziewany podziemny dopływ zanieczyszczeń ze zlewni (w znacznej części zurbanizowanej), zakres prac poszerzono o badania hydrochemiczne skupiając się zasadniczo na strefach *upwellingu*¹.

Obszar badań

W ujęciu hydrograficznym Dzierżązna jest ciekim V rzędu. Należy ona wraz ze swoimi dopływami do systemu rzeczno Czarniawki, a razem z nią do dorzecza Moszczownicy, ta zaś jest pierwszym, prawostronnym, znaczącym dopływem Bzury.

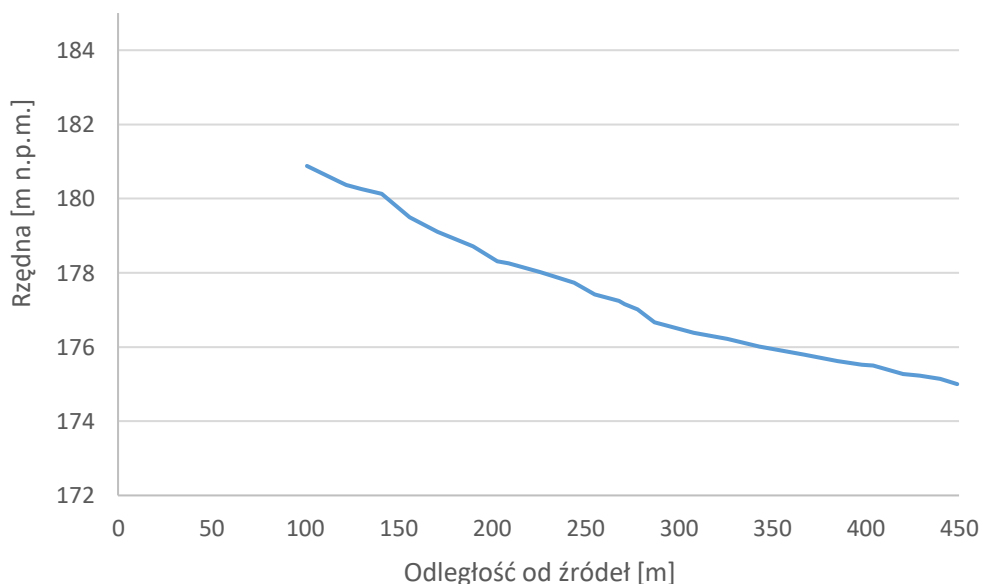
1 Termin ten został zaproponowany w literaturze światowej (m.in. Boano i in. 2014), podobnie jak *downwelling*, dla opisu na ogół ograniczonych przestrzennie stref wymiany wody między korytem rzeczny i podścielającą je strefą hyporeiczną. Nawiązanie do oceanografii jest tutaj świadome.



Rys. 1. Położenie obiektu badań. Mapa zaczerpnięta z Geoportalu 2

Wytypowany do badań odcinek Dzierżanej ma długość blisko 500 m, wpisany jest pomiędzy małymi zbiornikami retencyjnymi (rys. 1), przy czym zbiornik zamykający odcinek badawczy należy już do kompleksu rekreacyjnego Malinka, pełniącego funkcję kąpieliska miejskiego Zgierza.

Spadek rzeki na tej długości wynosi 2% (rys. 2), przy czym górna i środkowa część koryta wykształcona (wyerodowana) jest w piaskach różnoziarnistych z domieszką frakcji żwirowej i kamienistej, natomiast na odcinku ostatnich 200 m biegu badanego odcinka rośnie udział w dnie luźnych utworów akumulacyjnych – piasków drobnych i mułków. Ich miąższość w przekroju zamykającym przekracza 1,5 m.



Rys. 2. Profil badanego odcinka Dzierżąznej z zaznaczeniem miejsc stwierdzonego *upwellingu* na podstawie badań przeprowadzonych w grudniu 2020 r.

Przeciętna wydajność źródła Rudunki, dającego początek Dzierżąznej, wynosi 7,2 l/s (Moniewski 2004), choć aktualne badania, z grudnia 2020 r. i marca 2021 r., wskazują na niższe wydajności w przedziale 2,5–6,3 l/s. Przepływ Dzierżąznej w stanowisku zamykającym badany odcinek mieści się w granicach 5,4–10,5 l/s. Zlewnię podziemną źródłiska w Rudunkach budują miększe pokrywy wodnolodowcowych utworów piaszczysto-żwirowych, które zalegają na glinach zwałowych, zdenudowanych podczas zlodowacenia Warty (Moniewski 2004). Górna część doliny Dzierżąznej znajduje się w obrębie regionalnej jednostki hydrogeologicznej, która charakteryzuje się występowaniem pierwszego poziomu wodonośnego w piaskach różnoziarnistych (Pęczkowka, Figiel 2006). Jego zwierciadło stabilizuje się na wysoczyźnie (w obrębie Zgierza) na rzędnych zbliżonych do 190 m n.p.m. (źródło Rudunki funkcjonuje na rzędnych zbliżonych do 184 m n.p.m.). Poziom ten nie jest izolowany od powierzchni, a zwierciadło swobodne występuje w zakresie głębokości 10–20 m.

Metodyka

Dno Dzierżąznej na odcinku źródłiskowym sondowano gradientometrem² dwukrotnie. Pierwszy raz w grudniu 2020 r. i drugi w marcu 2021 r. W pierwszej serii przeprowadzono 65 sondowań w postępie co ok. 5 m biegu koryta rzecznej,

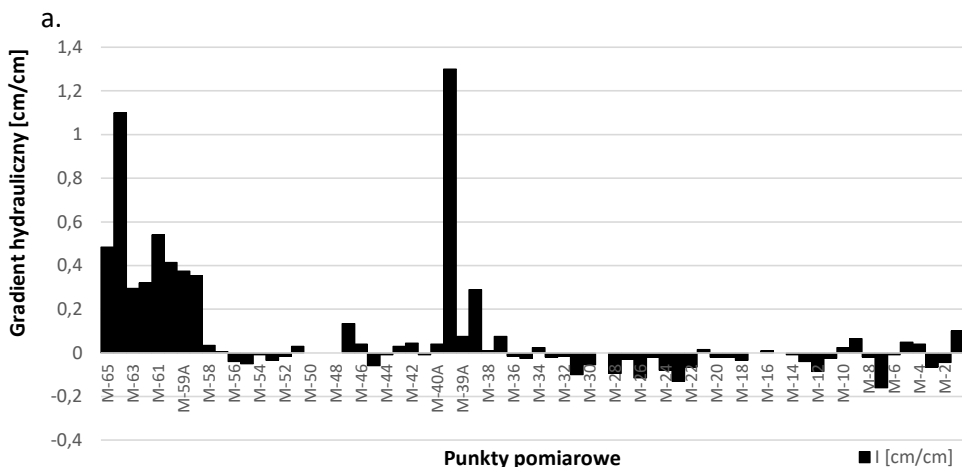
2 Opis urządzenia m.in. w Marciniak i in. (2019).

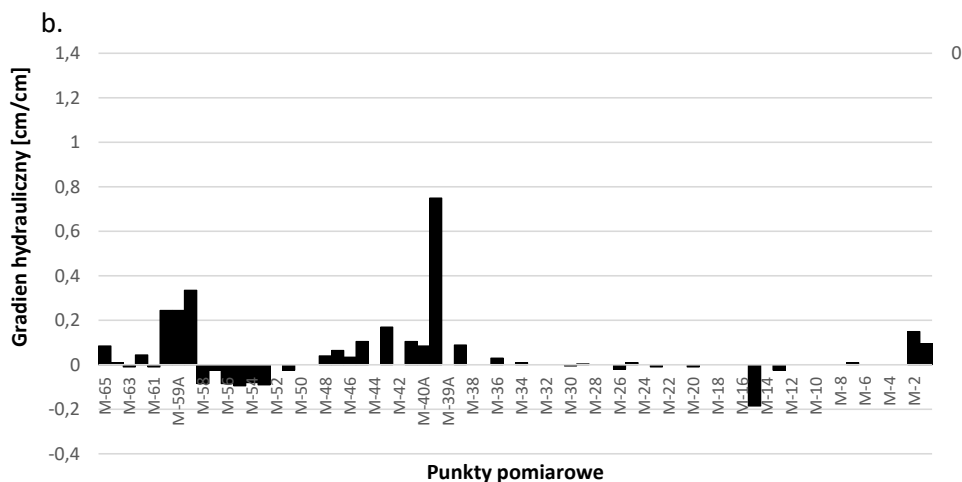
w drugiej 32 sondowania co 10 m. odległości. Pierwsze, dokładniejsze sondowanie miało za cel rozpoznanie warunków wymiany wody między korytem rzeczny i strefą hyporeiczną; drugie miało charakter weryfikujący trwałość istnienia stwierdzonych stref *upwellingu*. Strefy te uznano za drogę doprowadzania zanieczyszczeń do koryta rzecznego. Dlatego w miejscach tych dokonano ujęcia wód hyporeicznych dla określenia ich cech fizykochemicznych *in situ* urządzeniem pomiarowym Elmetron CX-742 (temperatura, PEW, odczyn pH) oraz zawartości jonów biogenicznych (NH_4 , NO_2 , NO_3 i PO_4) metodą chromatograficzną na urządzeniu UV-VIS Marcel S.330 oraz rozpuszczonych substancji lotnych (PN-78/C-04541), jako wskaźnika zawartości w wodzie substancji organicznych. Do tego celu również wykorzystano konstrukcję gradientometru.

Pomiarom gradientów w dnie rzeki towarzyszyły pomiary natężenia przepływu poniżej źródła Rudunki i *de facto* jego wydajności oraz w profilu zamykającym badany odcinek Dzierżąznej. Do tego celu wykorzystano młynek hydrometryczny. Całkowity brak studni w obrębie zlewni uniemożliwił obserwacje położenia zwierciadła wód podziemnych.

Wyniki

Uzyskany obraz wielkości i kierunku gradientów hydraulicznych w badanym odcinku koryta Dzierżąznej przedstawiono na rysunku 3.

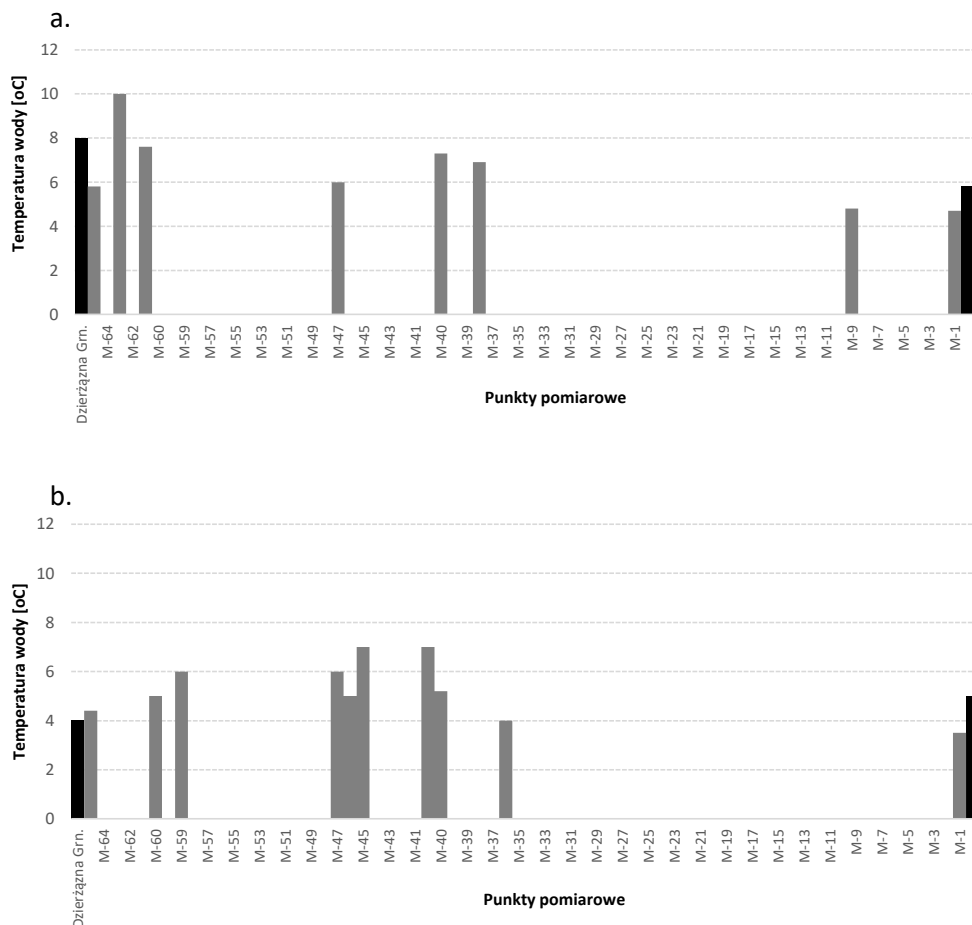




Rys. 3. Gradienty hydrauliczne wzdłuż biegu źródłiskowego odcinka Dzierżąnej; a – grudzień 2020 r., b – marzec 2021 r.; uwaga: na osi poziomej podpisano co drugi punkt pomiarowy

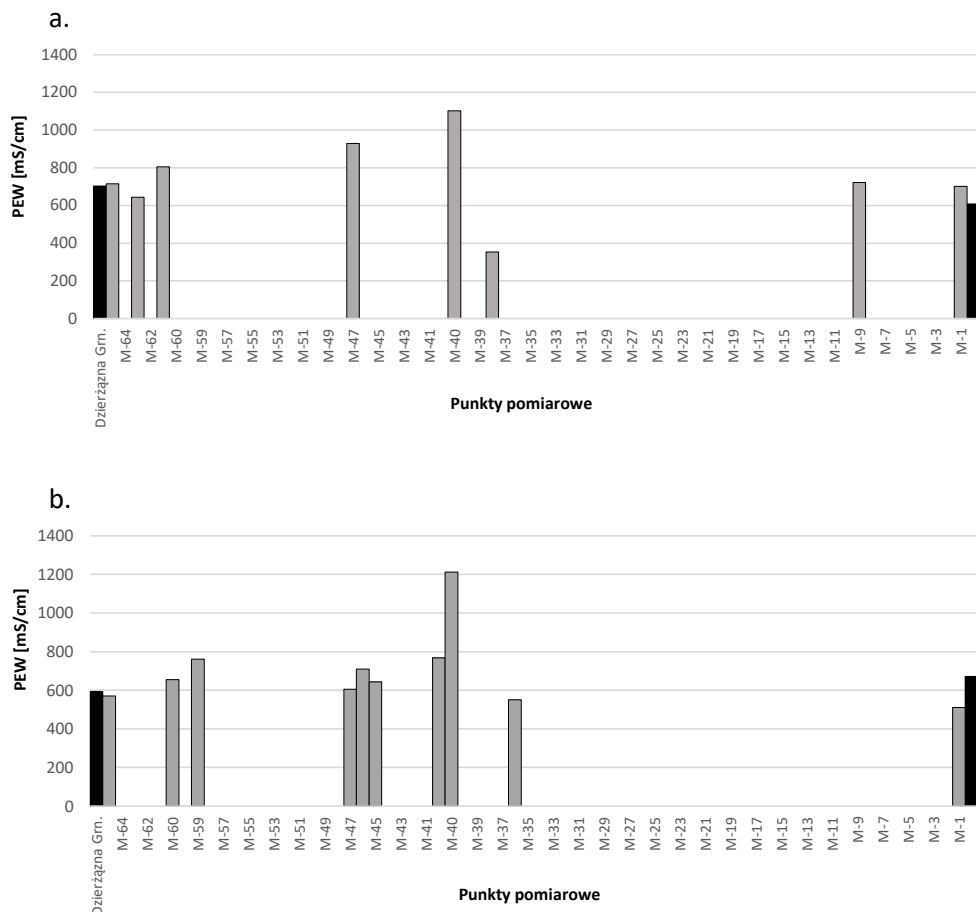
W obu terminach zaznaczyły się strefy *upwellingu*: górna i środkowa oraz słabo zarysowana dolna. Górna uległa przesunięciu z biegiem ciekłu między grudniem i marcem. W tym czasie nasiliło się również zjawisko *downwellingu* pomiędzy strefą górną i dolną. Generalnie, gradienty wymiany wód powierzchniowych ze strefą hyporeiczną uległy w marcu wyraźnemu osłabieniu względem stanu stwierdzonego w grudniu roku poprzedniego.

Temperatura wód hyporeicznych w strefach ich *upwellingu* zmienia się w zależności od miejsca ujęcia od 4,7 do 10,0°C w grudniu 2020 r. i od 3,5 do 7,0°C w marcu 2021 r. (rys. 4). Wody Dzierżąnej w grudniu miały temperaturę od 8,0°C poniżej źródła inicjalnego do 5,8°C na końcu odcinka badawczego. Trzy miesiące później wody rzeczne byłyby chłodniejsze: od 4°C poniżej źródła do 5°C na końcu odcinka badawczego. Najcieplejsze wody hyporeiczne w grudniu występowały na początku odcinka badawczego, w marcu w jego części środkowej. Pojawiły się przypadki wód hyporeicznych o niższej temperaturze od wód rzecznych – w grudniu było więcej takich przypadków. Amplituda temperatury wód hyporeicznych w grudniu wyniosła 5,3°C, a w marcu 3,5°C. Spadek taki jest adekwatny do obniżenia amplitudy wód rzecznych pomiędzy tymi miesiącami, od 2,3°C w grudniu do 1°C w marcu.



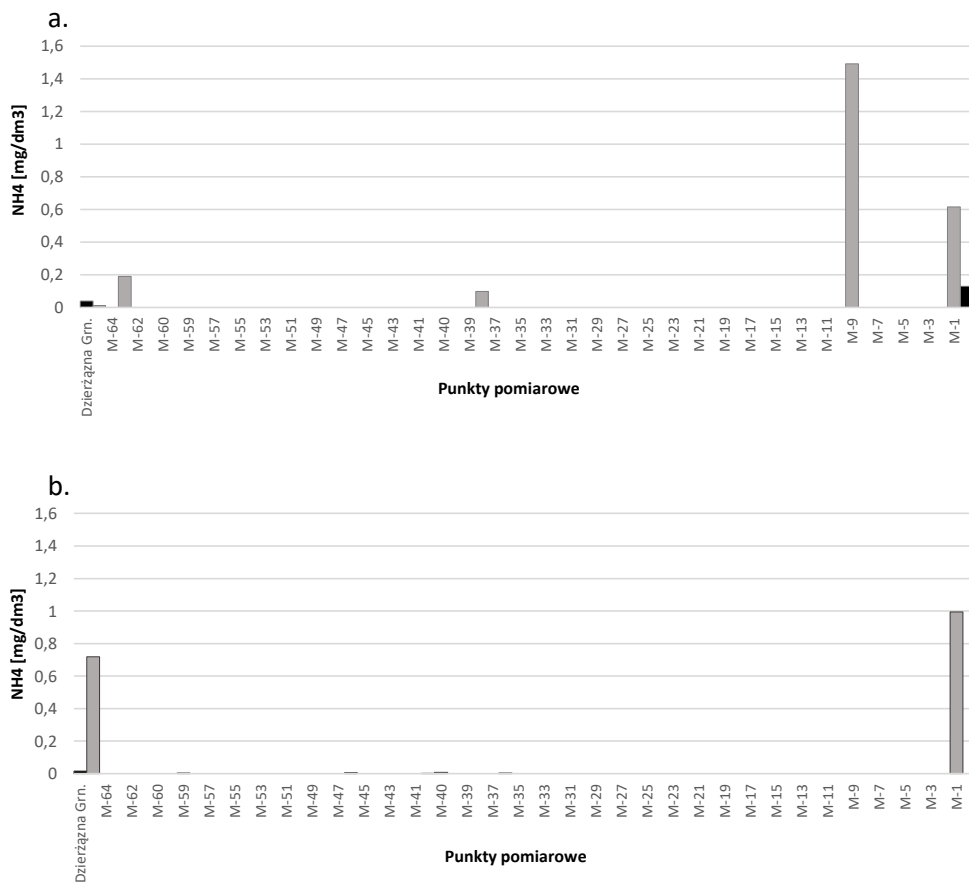
Rys. 4. Temperatura wód hyporeicznych w strefach *upwellingu* – skrajne słupki reprezentują wody rzeczne; a) 11–14.12.2020 r.; b) 22–24.03.2021 r.

Przewodność właściwa wód hyporeicznych zarówno w pierwszym, jak i drugim terminie badań jest zasadniczo wyższa od wód rzecznych (rys. 5). W grudniu wahała się w zależności od miejsca ujęcia wód hyporeicznych między 354 i 1104 mS/cm, przy zakresie 608–715 mS/cm wód rzecznych, natomiast w marcu pomiędzy 510 i 1212 mS/cm i 592–671 mS/cm wód rzecznych. Pomiedzy grudniem i marcem przewodność wód hyporeicznych wzrosła, przy spadku wartości zakresu dla wody rzecznej. Na uwagę zasługuje środkowy odcinek badanego fragmentu Dzierżąznej, gdzie stwierdzono bardzo duże różnice PEW w kolejnych punktach opróbowania (M-40 i M-38 / M-40 i M-36) – rys. 5.



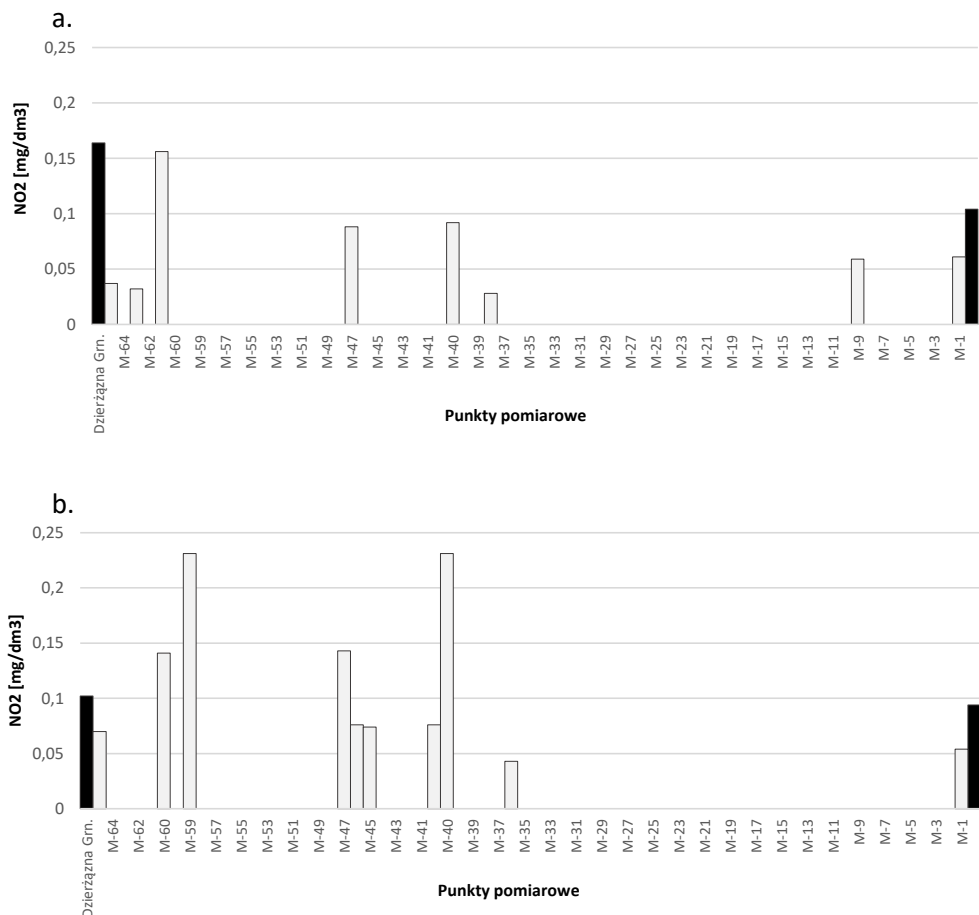
Rys. 5. Przewodność elektrolityczna właściwa wód hyporeicznych w strefach *upwellingu* – skrajne słupki reprezentują wody rzeczne; a) 11–14.12.2020 r.; b) 22–24.03.2021 r.

Stężenie jonu amonowego w wodach hyporeicznych badanego odcinka Dzierżąznej zarejestrowano w bardzo szerokich przedziałach wartości, wyraźnie wyższych od wód rzecznych (rys. 6). W grudniu był to zakres 0–1,493 mg/dm³, przy 0–0,039 mg/dm³ w wodach rzecznych, w marcu jon amonowy zarejestrowano w przedziale 0–0,994 mg/dm³ i 0–0,015 mg/dm³ w Dzierżąznej. Wysokie stężenia amonu występują na początku badanego odcinka oraz w jego końcu. W środkowej części odcinka stężenia NH₄ są bardzo niskie lub jon ten w wodach nie występuje.



Rys. 6. Stężenia jonu amonowego w wodach hyporeicznych w strefach *upwellingu* – skrajne słupki reprezentują wody rzeczne; a) 11–14.12.2020 r.; b) 22–24.03.2021 r. Uwaga: wektorami zaznaczono przypadki, w których stwierdzono stężenie zero mg/dm³

W grudniu 2020 r. stężenia azotanów były niższe niż w wodach rzecznych, choć zmieniały się w szerokim zakresie wartości od 0,028 do 0,156 mg/dm³, przy stężeniach 0,104–0,164 mg/dm³ w rzece (rys. 7). Rozkład stężeń azotanów z biegiem koryta jest mozaikowy, przy czym również pomiędzy M-40 i M-38 zaznaczyła się duża różnica, choć jeszcze większy gradient stężeń zarysował się w górnej części odcinka Dzierżąznej. W marcu 2021 r. stężenia azotanów w wodach hyporeicznych wyraźnie wzrosły, znacznie przewyższając poziom rejestrowany w wodach rzecznych: 0,043–0,231 mg/dm³, gdy w rzece: 0,094–0,102 mg/dm³. Wzrosty stężeń azotanów zarysowały się tylko w górnej i środkowej części badanego odcinka Dzierżąznej. Na uwagę zasługuje, że pomiędzy punktami M-40 i M-36 ponownie wystąpił silny gradient stężeń.

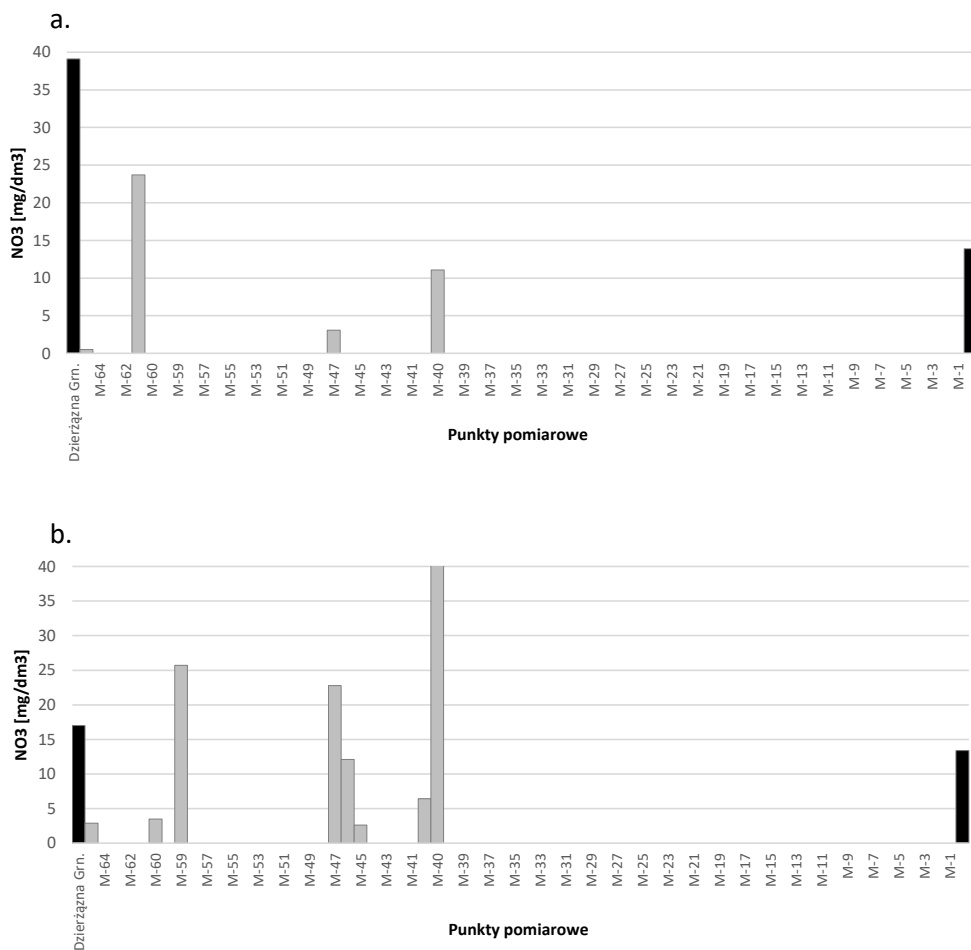


Rys. 7. Stężenia jonu azotynowego w wodach hyporeicznych w strefach *upwellingu* – skrajne słupki reprezentują wody rzeczne; a) 11–14.12.2020 r.; b) 22–24.03.2021 r.

Azotany w wodach hyporeicznych, podobnie jak azotyny, występowały w niższych stężeniach od rejestrowanych w rzece w grudniu i wyraźnie od nich wyższych w marcu (rys. 8). W kilku przypadkach wzrost pomiędzy grudniem i marcem był wysoki: siedmiokrotny (M-47) i czterokrotny (M-40). Zakres stężeń azotanów w wodach podływających do koryta rzeczno zmienił się w granicach 0–23,7 mg/dm³ w grudniu 2020r. i w przedziale 0–49 mg/dm³ w marcu 2021 r. W tym samym czasie w wodach rzecznych azotany rejestrowano na poziomie 13,9–39,1 mg/dm³ w grudniu i 13,4–17,0 mg/dm³ w marcu. Pomiedzy sąsiadującymi punktami opróbowania zaznaczyły się silne gradienty stężeń, czytelne zwłaszcza w marcu (rys. 8b).

Fosforany występowały w wodach hyporeicznych na podobnym poziomie stężeń w obu terminach badań (rys. 9). W grudniu w przedziale 0,216–0,706 mg/dm³,

a marcu 0,233–0,554 mg/dm³. Duże zmiany natomiast zarejestrowano w rzece, gdzie stężenia te uległy dużej redukcji, z poziomu 0,337–0,47 mg/dm³ w grudniu do 0,117–0,132 mg/dm³ w marcu. W reprezentacji przestrzennej badanego odcinka wyróżniła się strefa środkowa, zwłaszcza w marcu, gdzie stężenia fosforanów rejestrowano na najwyższym poziomie.



Rys. 8. Stężenia jonu azotanowego w wodach hyporeicznych w strefach *upwellingu* – skrajne słupki reprezentują wody rzeczne; a) 11–14.12.2020 r.; b) 22–24.03.2021 r. Uwaga: wektorami zaznaczono przypadki, w których stwierdzono stężenie zero mg/dm³

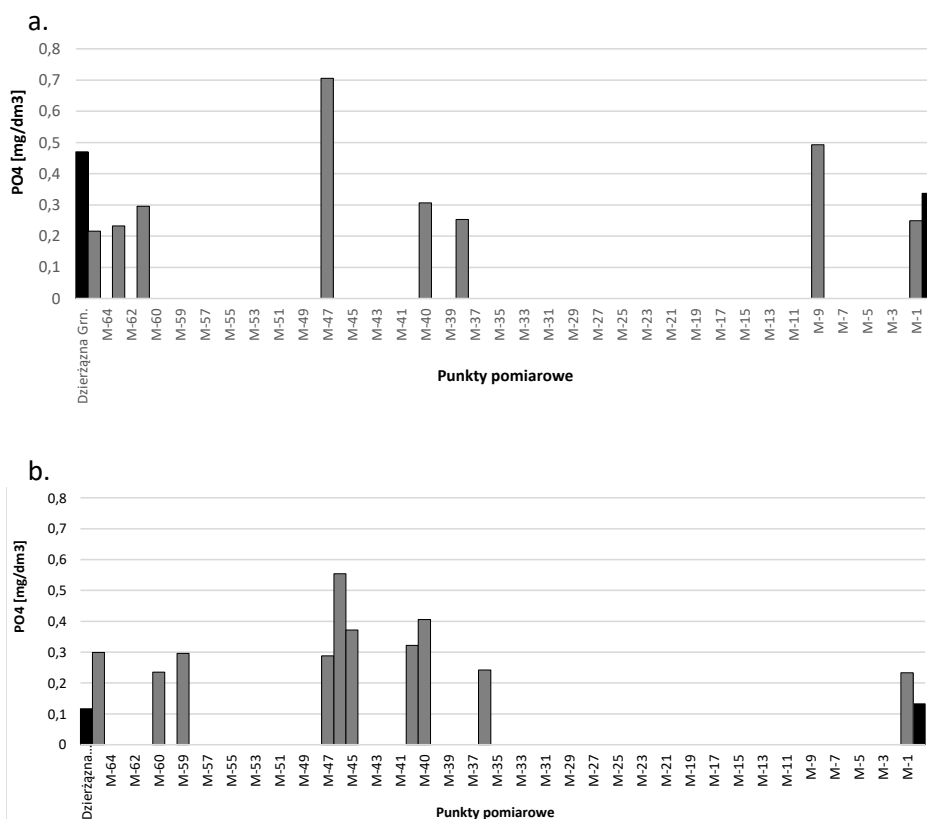
Rozpuszczone substancje lotne zasadniczo kształtowały się w grudniu na poziomie zbliżonym do wód rzecznych (rys. 10): 120–370 mg/dm³ w strefach *upwellingu* względem 197–219 mg/dm³ w rzece. W marcu przy podobnym poziomie stężeń co

w grudniu: 120–358 mg/dm³, wyróżniła się strefa środkowa, gdzie stężenia rozpuszczonych substancji lotnych wzrosły, podobnie, jak i w rzece w punkcie zamykającym badany odcinek.

Dyskusja

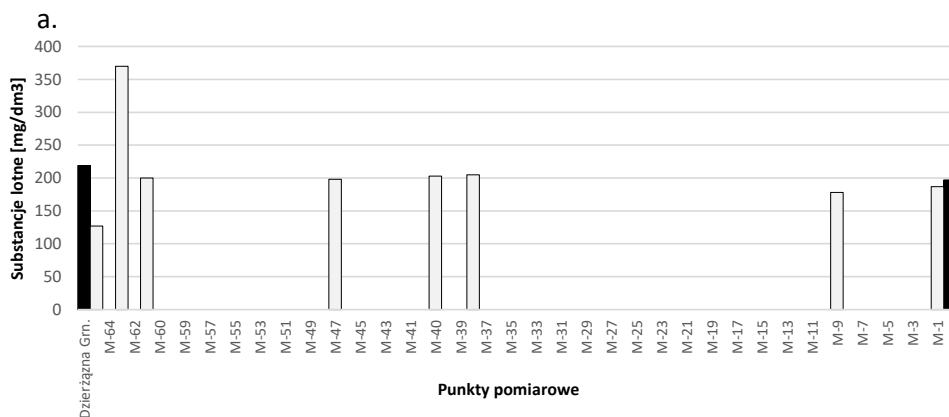
Na stosunkowo krótkim odcinku rzeki, w jej dnie, wykryto występowanie zasadniczo trzech stref *upwellingu*, przy czym dwie pierwsze, postępując od źródeł w dół rzeki, są dużo wyraźniejsze od trzeciej. Najsilniej zaznacza się dopływ wód do koryta rzecznego ze strefy hyporeicznej w jego górnym i środkowym biegu. W odcinku dolnym dużo słabiej i efemerycznie dominuje *downwelling*.

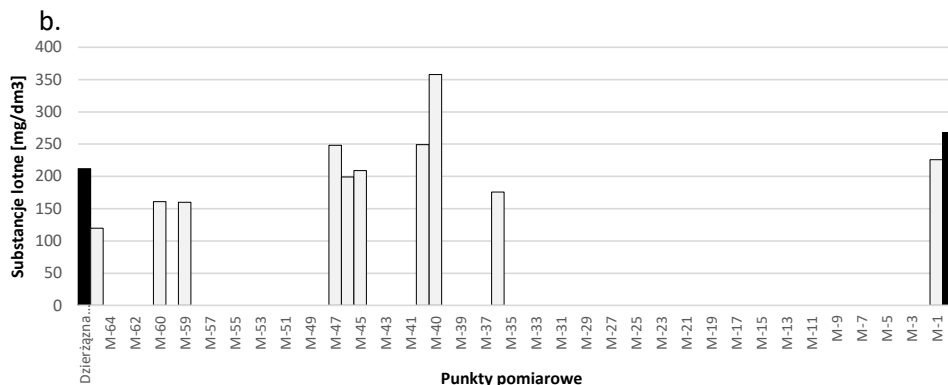
Biorąc pod uwagę uzyskany obraz hydrochemiczny w zakresie zastosowanych wskaźników czytelna jest jego złożoność, którą odzwierciedlono w analizie podobieństwa – rys. 11.



Rys. 9. Stężenia jonu fosforanowego w wodach hyporeicznych w strefach *upwellingu* – skrajne słupki reprezentują wody rzeczne; a) 11–14.12.2020 r.; b) 22–24.03.2021 r.

Według danych z grudnia 2020 r. wody rzeczne tworzą osobne środowisko hydrochemiczne. Spośród wód hyporeicznych największe wzajemne podobieństwo wykazują wody z pierwszego i ostatniego punktu badawczego (M-1 i M-65). Ma to swoje odniesienie do charakteru koryta rzecznego, gdyż M-1 znajduje się w obrębie strefy zasypania aluwiami odcinka położonego tuż przed zbiornikiem retencyjnym. Miąższość luźnych osadów dennych przekracza tam 1,5 m. Spływając z odcinka erozyjnego na akumulacyjny rzeka traci w tych słabo skompresowanych aluwkach część swoich wód, które wypierane są z powrotem do koryta przed zbiornikiem retencyjnym. Punkt M-65 położony jest natomiast poniżej zapory pierwszego zbiornika retencyjnego na biegu Dzierżącej przez co znajdujemy tam wody, które przepływają w strefie hyporeicznej pod tą budowlą hydrotechniczną i uchodzą do koryta w strefie, gdzie wykonano pomiar i opróbowanie gradientometrem. Wokół tej pary punktów, przy kolejnych etapach wiązania, tworzy się grupa obiektów reprezentujących dolny odcinek rzeki o dnie akumulacyjnym (M-38 i M-9). Interesujące, że przy spodziewanym dużym udziale wód rzecznych w takich okolicznościach, nie łączy się ona z wodami Dzierżącej. Może o tym decydować specyfika procesów zachodzących w strefie hyporeicznej w porównaniu z korytem rzecznym. Porównanie dokonane w tabeli 1 zarysowuje te różnice.



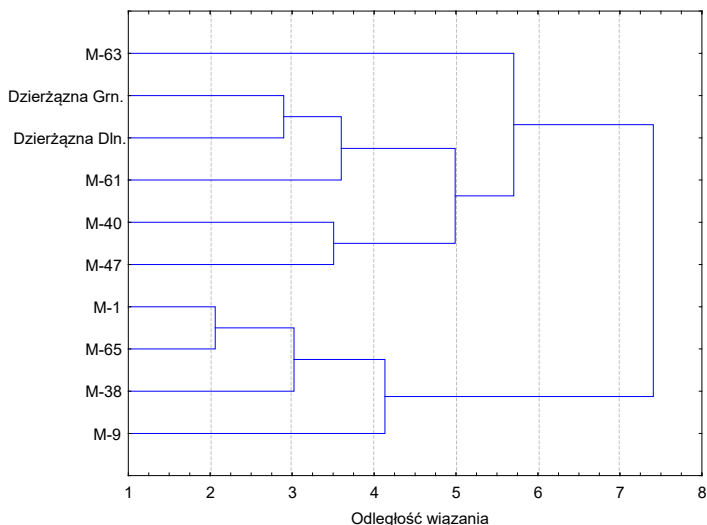


Rys. 10. Stężenia substancji lotnych w wodach hyporeicznych w strefach *upwellingu* – skrajne słupki reprezentują wody rzeczne; a) 11–14.12.2020 r.; b) 22–24.03.2021 r.

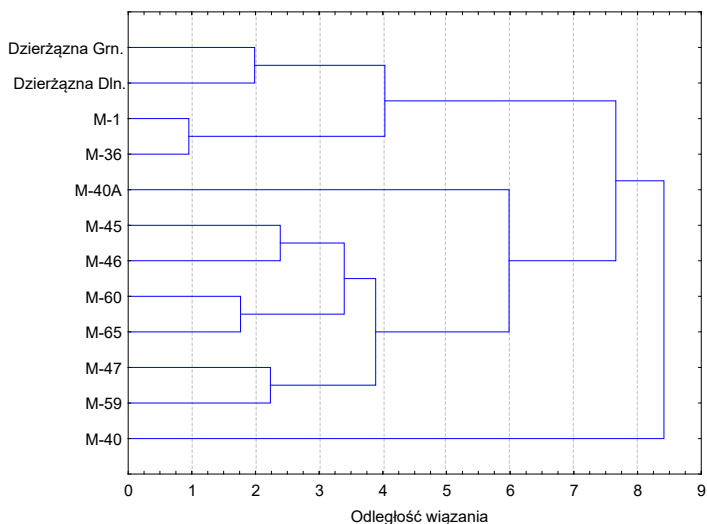
Tabela 1. Średnie wartości elementów hydrochemicznych w środowiskach doliny Dzierżężnej wytypowanych w analizie podobieństwa na podstawie danych z grudnia 2020 r.

Element hydrochemiczny	M-1, M-65, M-38, M-9	Dzierżężna Górna i Dolna	M-60, M-40, M-47	M-63
Temperatura [°C]	5,5	6,9	7,0	10
Odczyn pH	6,48	6,87	6,55	6,74
PEW [mS/cm]	623	656	946	643
NH ₄ [mg/dm ³]	0,55	0,085	0	0,19
NO ₂ [mg/dm ³]	0,05	0,134	0,11	0,03
NO ₃ [mg/dm ³]	0,12	26,50	12,63	0
PO ₄ [mg/dm ³]	0,30	0,40	0,44	0,23
Rozpuszczone substancje lotne [mg/dm ³]	174,2	208,0	200,3	370,0

a.



b.



Rys. 11. Dendrogram podobieństwa hydrochemicznego wód w badanym odcinku Dzierżaznej wykonany metodą Warda w przestrzeni euklidesowskiej; a) 11–14.12.2020 r.; b) 22–24.03.2021 r.

Odnosi się ona zasadniczo do stężeń mineralnych form azotu i efektywności procesów nityfikacji w korycie rzeczonym i denityfikacji w strefie hyporeicznej. Grupa trzech punktów, które dołączają w toku kolejnych kroków analizy do wód rzecznych,

koresponduje z nimi poprzez podwyższony poziom stężenia azotanów, zbliżone wartości temperatury wody, stężenia azotanów i rozpuszczonych substancji lotnych oraz dużo wyższą przewodność elektrolityczną. To duże, choć nie największe, podobieństwo może świadczyć, że to na tym odcinku rzeki ma miejsce najsilniejsze oddziaływanie strefy hyporeicznej na chemizm wód rzecznych. Zachowujący największą indywidualność punkt M-63, położony w bezpośrednim sąsiedztwie źródła Rudunki-2, reprezentuje jeszcze inne środowisko – o najwyższym stężeniu rozpuszczonych substancji lotnych, najwyższej temperaturze, wysokim stężeniu jonu amonowego, braku azotanów i najniższym stężeniu fosforanów. Taka charakterystyka może przemawiać za wodami głębszego, podglinowego krążenia. Duża zawartość rozpuszczonych substancji lotnych to przypuszczalne świadectwo oddziaływania na podpływające z podziemia wody organicznych depozytów wypełniających niszę źródłiskową. Ostatni etap analizy podobieństwa wskazuje, że w grudniu w dolinie Dzierżąznej mieliśmy do czynienia z dwoma środowiskami hydrochemicznymi:

- górnej i środkowej części badanego odcinka Dzierżąznej, w której kształtują się zasadnicze zręby oblicza hydrochemicznego jej wód rzecznych w efekcie oddziaływania strefy hyporeicznej i okołoźródłiskowej;
- strefy aluwiów, w które wnikają wody rzeczne, podlegając wtórej przemianie w słabo skompaktowanych osadach dennych, w których zachodzi proces denitryfikacji; ze zdeponowanych tam wkładek osadów organicznych, znoszonych z górnej części zlewni, uwalniają się duże ilości jonu amonowego.

W marcu 2021 r. również najsilniejsze podobieństwo wykazują wody rzeczne, które o tej porze roku (wiosną) wydają się korespondować ze strefą aluwiów. I to jest jedno wyraźne środowisko hydrochemiczne. Drugim są wszystkie pozostałe wody hyporeiczne ujęte na odcinku erozyjnym koryta Dzierżąznej z silnie zaznaczoną indywidualnością punktu M-40A. Wartości przeciętne elementów hydrochemicznych z powyższych stref zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Średnie wartości elementów hydrochemicznych w środowiskach doliny Dzierżąznej wytypowanych w analizie podobieństwa na podstawie danych z marca 2021 r.

Element hydrochemiczny	Dzierżązna Grn. i Dln., M-1, M-36	M-45, M-46, M-60, M-65, M-47, M-59	M-40A	M-40
Temperatura [°C]	4,1	5,6	7,0	5,2
Odczyn pH	8,24	6,69	7,96	7,88
PEW [mS/cm]	581	656	768	1212

Tabela 2. Średnie wartości elementów hydrochemicznych... (cd.)

Element hydrochemiczny	Dzierżązna Grn. i Dln., M-1, M-36	M-45, M-46, M-60, M-65, M-47, M-59	M-40A	M-40
NH ₄ [mg/dm ³]	0,253	0,121	0,000	0,007
NO ₂ [mg/dm ³]	0,073	0,122	0,076	0,231
NO ₃ [mg/dm ³]	7,6	11,6	6,4	49,0
PO ₄ [mg/dm ³]	0,181	0,341	0,322	0,406
Rozpuszczone substancje lotne [mg/dm ³]	220,5	182,8	249,0	358,0

Indywidualność punktu M-40A względem pozostałych wód hyporeicznych wynika z nieco wyższej temperatury, wyższego odczynu, przewodności elektrolitycznej, braku jonu amonowego, niskiego (najniższego ze wszystkich) poziomu azotanów i podwyższonego stężenia rozpuszczonych substancji lotnych. Położony w bezpośrednim sąsiedztwie M-40A punkt M-40 jest szczególnie interesujący poprzez swoją zupełną odrębność hydrochemiczną od wszystkich ujętych do badań wód. Wg zestawienia w tabeli 2 wyróżnia go szczególnie bardzo wysoka przewodność, wysokie stężenie azotanów, fosforanów i rozpuszczonych substancji lotnych – na poziomie najwyższych zarejestrowanych. Porównanie wartości elementów hydrochemicznych wód pozyskanych z punktów M-40A i M-40 ukazuje skalę anizotropii hydrochemicznej strefy hyporeicznej na stosunkowo niewielkim odcinku rzeki. Punkt M-40 należy również uznać za reprezentanta ograniczonej przestrzenie strefy, poprzez którą do koryta rzeczno-przenikają zanieczyszczenia. Na podstawie wstępnych obserwacji, jakie przeprowadzono w grudniu i marcu, można pokusić się o ostrożną opinię, że to oddziaływanie nie ma charakteru permanentnego. Z perspektywy takich oddziaływań, skutkujących pojawieniem się w rzece zwiększonej ilości azotanów, należy docenić rolę dolnego, akumulacyjnego odcinka Dzierżąznej, gdzie wnikanie wód rzecznych w luźne aluwia (rys. 1) skutkuje redukcją stężeń azotanów w wyniku denitryfikacji.

Wnioski

Uzyskany obraz warunków panujących na stosunkowo krótkim odcinku rzeki, w jej źródłiskowym fragmencie, wykazuje istnienie bardzo zróżnicowanych warunków wymiany wód pomiędzy korytem rzeczno a strefą hyporeiczną. Wraz z bardzo wyraźnym zróżnicowaniem hydrochemicznym w zakresie zastosowanych elementów hydrochemicznych, daje obraz złożoności warunków panujących w małej skali przestrzennej.

Uzyskane wyniki pomiarów pozwalają wskazać istniejące strefy *upwellingu* rozdzielane odcinkami, gdzie dominuje *downwelling*, choć przy wyraźnie niższych wartościach gradientów.

Obraz hydrochemiczny wskazuje na istnienie strefy kształtowania zasadniczych ram chemizmu wód rzecznych oraz strefy, w której zachodzi redukcja zanieczyszczeń obecnych w wodach rzecznych wnikających do strefy hyporeicznej i powracających do koryta rzeczego. Co jest zgodne z koncepcją Boano i innych (2014). Interesujące, że pierwszy proces zachodzi zasadniczo na odcinku erozyjnym, a drugi akumulacyjnym. Szczególnie ważna jest możliwość wskazania poprzez precyzyjne pomiary gradientometrem stref, a właściwie miejsc, w których do rzeki z podziemia dopływają duże ilości zanieczyszczeń. Na podstawie analizy warunków hydrogeologicznych panujących w zlewni pojawia się możliwość wskazania ognisk tych zanieczyszczeń i podjęcia próby ich eliminacji dla ochrony wód rzecznych i zbiorników retencyjnych przed zanieczyszczeniami.

Wysokie gradienty chemiczne wskazują na anizotropię hydrochemiczną strefy hyporeicznej, co może wynikać z ograniczonej efektywności rozcieńczania dochodzących tam zanieczyszczeń czystszyimi wodami gruntowymi lub rzecznyymi.

Literatura

- Bagrowicz T., Fortuniak A., Górecki M., Lewandowska M., Ziułkiewicz M. 2017. Hydrochemical transformations of river waters during the flow in the reception basin on the basis of Olechówka River in Łódź. E3S Web of Conferences 17, 00002. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20171700002>.
- Boano F., Revelli R., Ridolfi L. 2007. Bedform-induced hyporheic exchange with unsteady flows. *Advances in Water Resources*. 30: 148–156.
- Boano F., Harvey J.W., Marion A., Packman A.I., Revelli R., Ridolfi L., Wörman A. 2014. Hyporheic flow and transport processes: Mechanisms, models, and biogeochemical implications. *Reviews of Geophysics*. 52: 603–679. <https://doi.org/10.1002/2012RG000417>.
- Burchard J., Hereźniak-Radecka U., Walisch M., Ziułkiewicz M. 2006. Hydrochemiczna charakterystyka wód rzecznych zlewni Dzierżącej. [w:] Burchard J., Ziułkiewicz M. (red.) Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce, tom IV, Stan jakości wód zlewni Dzierżącej. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego. Łódź: 69–84.
- Fortuniak A., Hałas K., Górecki M., Szewczyk K., Wojtania A., Ziułkiewicz M. 2018. Lifting of biogenic compounds by a riverbed from a municipal drainage basin on a day scale. E3S Web of Conferences 44, 00042. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184400042>.
- Gooseff M.N. 2010. Defining Hyporheic Zones – Advancing Our Conceptual and Operational Definitions of Where Stream Water and Groundwater Meet. *Geography Compass* 4/8, 945–955. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2010.00364.x>.

- Harvey J.W., Drummond J.D., Martin R.L., McPhillips L.E., Packman A.I., Jerolmack D.J., Stonedahl S.H., Aubeneau A.F., Sawyer A.H., L. G. Larsen L.G., Tobias C.R. 2012. Hydrogeomorphology of the hyporheic zone: Stream solute and fine particle interactions with a dynamic streambed. *Journal of Geophysical Research*. 117, G00N11. <https://doi.org/10.1029/2012JG002043>.
- Klatkova H., 1996, Elementy glacitektoniczne w budowie geologicznej i rzeźbie podłódzkiej części środkowej Polski. [w:] *Przejawy glacitektoniki w Polsce Środkowej*. Acta Geographica Lodziensia. Łódzkie Towarzystwo Naukowe. Łódź. 72: 7–104.
- Marciniak M., Ziułkiewicz M., Górecki M. 2019. Warunki wymiany wody między korytem rzeczonym a strefą hyporeiczną w świetle badań gradientu hydraulicznego. [w:] R. Czerniawski, P. Bilski (red.) *Funkcjonowanie i ochrona wód podziemnych*. Szczecin.
- Moniewski P. 2004. Źródła okolic Łodzi. Acta Geographica Lodziensia, 87. Łódzkie Towarzystwo Naukowe. Łódź.
- Petera J. 1996. Przykłady struktur glacitektonicznych w Celestynowie koło Łodzi, Acta Geographica Lodziensia, Łódzkie Towarzystwo Naukowe. Łódź. 72: 105–151.
- Pęczkowska B., Figiel Z. 2006. Baza danych GIS Mapy Hydrogeologicznej Polski 1:50000. Arkusz Zgierz (0590). *Objaśnienia*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
- Storey, R.G., Howard K.W.F., Williams D.D. 2003. Factors controlling riffle-scale hyporheic exchange flows and their seasonal changes in a gaining stream: A three-dimensional groundwater flow model. *Water Resources Research* 39. <https://doi.org/10.1029/2002WR001367>.
- Tonina D. 2012. Surface water and streambed sediment interaction: The hyporheic exchange, in *Fluid Mechanics of Environmental Interfaces*, in: C. Gualtieri and D. T. Mihailović (Ed.), *Fluid Mechanics of Environmental Interfaces*. CRC Press, Taylor and Francis Group, London, U. K.: 255–294.
- Triska F.T., Kennedy V.C., Avanzino R.J., Zellweger G.W., Bencala K.E. 1989. Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwestern California] Hyporheic processes. *Ecology*. 70: 1893–1905.
- Winter T.C., Harvey J.W., Franke O.L., Alley W.M. 1998. *Ground Water and Surface Water – A Single Resource*. U.S. Geological Survey.
- Ziułkiewicz M. 2016. *Hydrogeochemia źródeł w strefie krawędzowej Wzniesień Łódzkich*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Poznań.
- Ziułkiewicz M., Górecki M., Fortuniak A., Walas A., Grulke R. 2019. 24-hour nutrient mass balance of small storage reservoir included in municipal rainwater drainage system. *E3S Web of Conferences* <https://doi.org/10.1051/e3sconf/2019>.

**Robert Czerniawski, Krzysztof Polec, Tomasz Krepski, Łukasz Sługocki,
Anna Kompowska, Iwona Goździk, Nadhira Benhadji**
Katedra Hydrobiologii, Uniwersytet Szczeciński

Wpływ sposobu użytkowania zlewni na stężenie chlorofilu *a*, zawiesiny i substancji rozpuszczonych w Drawie i jej dopływach

Wstęp

Wody płynące wykorzystywane są przez człowieka w różnych celach, co w praktyce oznacza, iż każda ludzka działalność w tym obszarze oddziaływania może być zagrożeniem dla tych wód (Allan, 1998). Jednym z poważniejszych zagrożeń wód płynących jest na przykład stworzenie przegrody w korycie rzeki dla celów retencyjnych, energetycznych czy rybackich. Innym negatywnym wpływem człowieka na równowagę ekologiczną i naturalny charakter rzeki jest prostowanie i pogłębianie cieków wodnych w celu ich wykorzystania w transporcie rzeczonym, ułatwienia spływu wód. Również kontrolowany lub niekontrolowany spływ punktowy, liniowy bądź obszarowy nadmiernej ilości wytworzonych przez człowieka substancji chemicznych stanowi poważne zagrożenie (Kiryluk i Wiater, 2004; Rakowska i Wilczyński, 2007). Wszystkie wyżej wymienione czynniki wywołują (w zależności od natężenia) większe lub mniejsze zmiany w korytach rzek, co objawia się zmianami troficznymi i biologicznymi, a w wielu przypadkach zubożeniem bogactwa gatunkowego fauny i flory, obniżeniem bioróżnorodności i w konsekwencji niezadowalającym stanem ekologicznym. Zdecydowana większość zagrożeń naturalnego charakteru cieków powstaje w ich zlewni i wynika ze sposobu prowadzenia działań gospodarczych realizowanych w sposób nie zrównoważony. Gospodarcza działalność człowieka ma dość znaczące oddziaływanie na jakość wód powierzchniowych głównie ze względu na fakt, że około 80% użytkowanej wody wraca w postaci ścieku do wody powierzchniowej (Dobrowolski i Lewandowski, 1998). Parametry fizyczno-chemiczne są jedną z opcji opisanego stanu jakości badanych wód. Za chemizm wód można uznać wypadkową kilku czynników, takich jak geochemia krajobrazu, skład chemiczny gleby, a także występowanie roślinności, użytkowanie terenu i jego zagospodarowanie, gospodarka wodna i suma rozkładu opadów atmosferycznych (Marcinek i in., 1994). Można

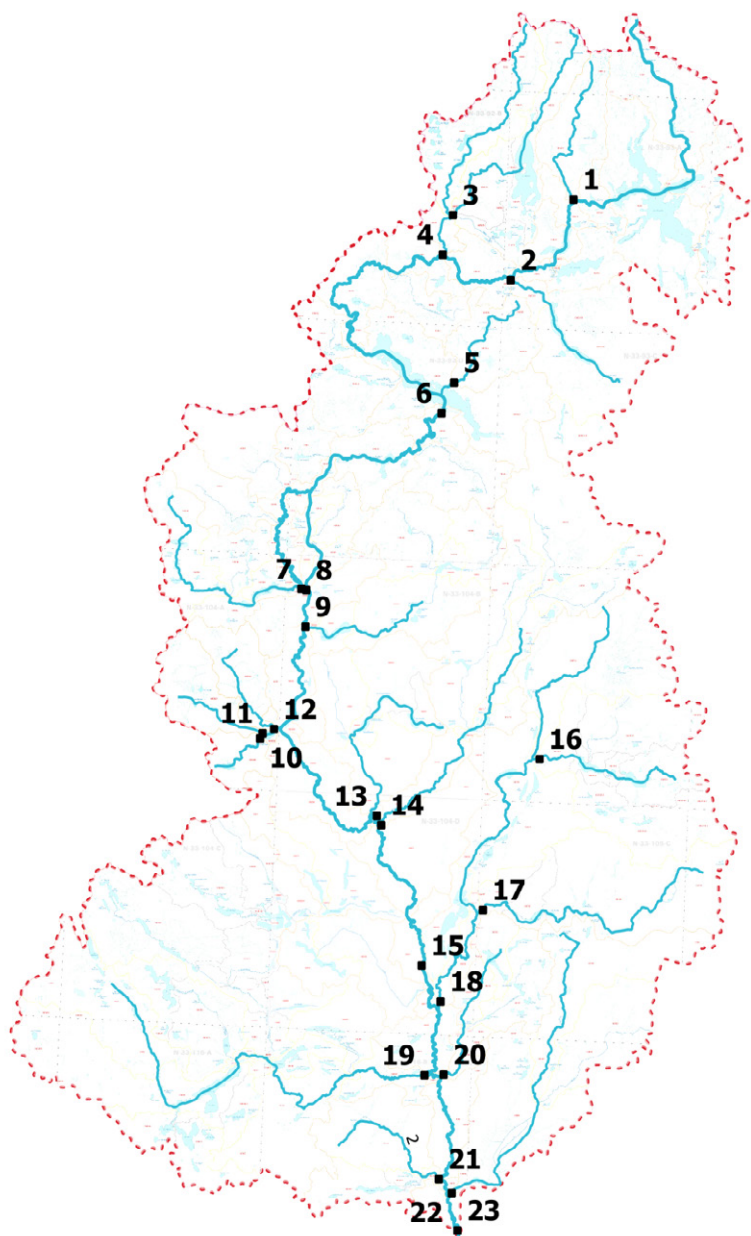
założyć, że chemizm wód będzie wykazywał inne wartości dla podobnych cieków w zależności od położenia cieków w rzeźbie terenu (Szafranski i in., 1998). Spośród wielu parametrów fizyczno-chemicznych istnieją takie, które ze względu na prostotę wykonania pomiarów i relatywnie wysoką efektywność pomiaru danego parametru, są wykorzystywane dość pospolicie. Ich pomiar i odczyt uzależniony jest w obecnych czasach głównie od posiadania odpowiedniej, nowoczesnej sondy wieloparametrycznej. Ważnym parametrem, pozwalającym wnioskować o stopniu antropogenicznego wpływu na środowisko wód śródlądowych jest stężenie substancji rozpuszczonych (TDS). Zwiększenie wartości tego parametru związane jest zazwyczaj z dopływem zanieczyszczeń punktowych, jakimi są zrzuty ścieków lub zanieczyszczeń obszarowych, szczególnie podczas nawożenia gruntów ornych solami mineralnymi czy spływu liniowego soli drogowej (Allan, 1998). Również zwiększona ilość zawiesiny dostaje się do wód powierzchniowych poprzez ścieki odprowadzane do środowiska, a także w okresie wylewania się rzeki na obszar doliny rzecznej (Nocoń, 2012). Mimo to, w wielu przypadkach duża ilość zawiesiny może być również spowodowana erozją dna i brzegów lub wietrzenia. Niezwykle ważnymi parametrami jakości środowisk wodnych są związki biogenne, zarówno organiczne jak i nieorganiczne, które bezpośrednio mają wpływ na rozwój fitoplanktonu, który w odpowiednich (np. spiętrzonych) odcinkach rzeki, może powodować zakwity. Jednym ze wskaźników takiego stanu, czyli spływu biogenów ze zlewni i nagłego zmniejszenia prędkości prądu wody w rzece, jest stężenie chlorofilu *a*. Wskazuje ono na tempo przemian troficznych zachodzących w korycie wywołane działalnością człowieka (Allan, 1998). Wszystkie wymienione wyżej parametry są powszechnie używane do oceny stanu oraz jakości wód powierzchniowych. Ich wartość czy też stężenie jakie występuje w cieku, jest bezpośrednio uzależnione od warunków panujących w zlewni, a szczególnie od sposobu użytkowania przez człowieka obszarów zlewni. Warto więc poznać w jaki sposób charakter użytkowania zlewni przez człowieka może mieć wpływ na wartości powszechnie używanych do oceny jakości wody parametrów fizyczno-chemicznych. Można do tego użyć nowoczesnych narzędzi informatycznych, znacznie skracających czas pracy i dokładnie określających procentowy rozkład sposobów użytkowania zlewni przez człowieka. Jednymi z lepszych narzędzi tego typu są narzędzia GIS, podkłady mapowe. W niniejszym badaniu wykorzystano głównie CORINE land cover. Dodatkowym, nie mniej ważnym elementem pozwalającym określić charakter cieków są wskaźniki hydrologiczne. Dzięki nim możemy uzyskać cenne informacje na temat stopnia przekształcenia czy naturalności koryta cieków, jak i charakteru doliny.

Celem niniejszej pracy było uzyskanie informacji o zależności między stężeniem chlorofilu *a*, zawiesiny i substancji rozpuszczonych a warunkami środowiskowymi koryta i zlewni Drawy oraz jej głównych dopływów. Chcąc zrealizować ten cel postawiono następujące pytania: 1) Jakie uwarunkowania morfologiczne i hydrologiczne

koryta i zlewni determinują zmiany stężenia chlorofilu *a*, zawiesiny i substancji rozpuszczonych w ciekach?; 2) Jak zagospodarowanie zlewni cieków wpływa na wymienione wskaźniki fizyczno-chemiczne?

Teren badań

Badania prowadzono w latach 2010–2015, na 23 stanowiskach na Drawie i w wybranych ważniejszych dopływach Drawy, w tym: na 6 stanowiskach dorzecza górnej Drawy, 9 stanowiskach dorzecza środkowej Drawy i 8 stanowiskach dorzecza dolnej Drawy. Drawa znajduje się w północno-zachodniej Polsce. Jej źródło wybija w województwie Zachodniopomorskim na terenie Drawskiego Parku Krajobrazowego na wysokości 180 m n.p.m. i uchodzi na wysokości 28 m n.p.m. do rzeki Noteci. Powierzchnia zlewni wynosi około 3 277 km². Drawę można podzielić na trzy główne odcinki: górny bieg rzeki, o długości około 81 km, środkowy bieg o długości około 80 km i dolny bieg o długości około 31 km (Chełkowski i in., 1989). Górny bieg określa Drawę od miejsca źródła do wypływu z jeziora Lubieszewskiego (6). Środkowy bieg Drawy stanowi ujście z jeziora Lubieszewskiego do przegradzającej bieg rzeki zapory Elektrowni „Kamienna” (15). Dolny bieg rzeki Drawy znajduje się między Elektrownią „Kamienna” a ujściem rzeki Drawy do Noteci w okolicach Krzyża Wielkopolskiego (23). Na około 101 km biegu, Drawa dzieli się na Starą Drawę – pierwotne koryto i Prostynię – sztuczny kanał. Koryto Starej Drawy oddzielone jest od koryta Prostyni jazem kierującym wodę na koryto Prostyni. Na około 110 km oddzielone koryto Starej Drawy wpływa z powrotem do głównego koryta. Na całej długości rzeki Drawy znajduje się sześć budowli hydrotechnicznych, a dokładnie: w górnym biegu, próg w miejscowości Głębołek (30 km od źródła), próg w Złocieńcu (38 km), zapora MEW w Drawsku Pomorskim (61 km), w środkowym biegu jaz na Starej Drawie (101 km), zapora MEW w Borowie (104 km) i zapora MEW w Kamiennej (160 km). Wszystkie budowle hydrotechniczne, za wyjątkiem Borowa, są wyposażone w przepławki dla ryb. Pomiarów wybranych parametrów dokonywano w punkcie stanowiącym ujście każdego cieku do recipienta. Ponadto, pomiary wykonano na Drawie w punkcie stanowiącym dolną granicę górnego i środkowego odcinka tej rzeki. W górnym biegu rzeki Drawy badania prowadzono na ciekach: Miedźnik, Wąsowa, Rakoń, Kokna, Stawna, Drawa – dolna granica górnego biegu Drawy. W środkowym biegu rzeki Drawy badania prowadzono na ciekach: Głęboka, Stara Drawa, Drawica, Prosta, Sitna, Bagnica, Słopica, Korytnica, Drawa – dolna granica środkowego biegu Drawy. W dolnym biegu rzeki Drawy badania prowadzono na ciekach: Runica, Cieszynka, Płociczna, Mierzęcka Struga, Szczuczna, Pokrętna, Człopica, Drawa – ujście Drawy do Noteci.



Rysunek 1. Lokalizacja punktów poboru wód do pomiarów fizyko-chemicznych.
1 – Miedźnik, 2 – Wąsowa, 3 – Rakoń, 4 – Kokna, 5 – Stawna, 6 – Drawa – dolna granica górnego biegu Drawy, 7 – Głęboka, 8 – Stara Drawa, 9 – Drawica, 10 – Prosta, 11 – Sitna, 12 – Bagnica, 13 – Słopica, 14 – Korytnica, 15 – Drawa – dolna granica środkowego biegu Drawy, 16 – Runica, 17 – Cieszynka, 18 – Płociczna, 19 – Mierzęcka Struga, 20 – Szczuczna, 21 – Pokrętna, 22 – Człopica, 23 – Drawa – ujście Drawy do Noteci

Metody badań

Teren badań został opracowany w programie quantum GIS za pomocą map hydrograficznych z strony Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej i mapy topograficznej ze strony internetowej Geoportalu. Na podstawie map został wydzielony obszar zlewni całej Drawy podzielonej na trzy odcinki: górny, środkowy i dolny oraz na jej główne dopływy. Następnie, za pomocą podkładu mapowego CORINE land cover zostały wzięte pod uwagę obszary z terenów antropogenicznych: zabudowa miejska; tereny przemysłowe, handlowe i komunikacyjne; kopalnie, wyrobiska i tereny budowy; miejskie tereny zielone i wypoczynkowe. Z obszarów rolnych zostały wyznaczone: grunty orne; uprawy trwałe; łąki i pastwiska; obszary upraw mieszanych. Z obszarów leśnych i seminaturalnych zostały wyznaczone: lasy; zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej; tereny otwarte pozbawione roślinności lub rzadko pokryte roślinnością. Z obszarów podmokłych i wodnych zostały wyznaczone: śródlądowe obszary podmokłe i wody śródlądowe. Za pomocą informacji zawartych w programie quantum GIS zostały także pozyskane informacje o długościach cieków wodnych, długościach ich działów wodnych, powierzchniach ich zlewni, obwodach ich zlewni, a także minimalne i maksymalne wysokości w zlewniach. Dzięki powyższym informacjom udało się obliczyć średnią szerokość zlewni, wskaźnik formy, zawartości, kolistości, wydłużenia, lemniskaty, wielkość deniwelacji, średnią wysokość zlewni, spadek zlewni, spadek działu wodnego, współczynnik rozwinięcia rzeki, krętości rzeki, rozwinięcia biegu rzeki i średni spadek doliny rzecznej. Średnią szerokość zlewni obliczono przez podzielenie powierzchni zlewni przez jej długość. Wskaźnikami formy przyrównuje się kształt zlewni do kwadratu o powierzchni równej powierzchni zlewni. Wskaźnik zawartości wyraża stosunek rzeczywistego obwodu zlewni do obwodu koła o tej samej powierzchni co powierzchnia zlewni. Wskaźnik kolistości jest stosunkiem powierzchni zlewni do powierzchni koła o tym samym obwodzie co długość działu wodnego. Wskaźnik wydłużenia stanowi iloraz średnicy koła o tej samej powierzchni co zlewnia i długości zlewni. Wskaźnik lemniskaty informuje o stosunku powierzchni koła o promieniu równym połowie długości zlewni do powierzchni zlewni. Wielkość deniwelacji to różnica między najwyższym i najniższym punktem zlewni. Średnia wysokość zlewni to wysokość, względem której połowa powierzchni zlewni znajduje się powyżej, a połowa poniżej. Spadek zlewni, to wielkość deniwelacji podzielona przez powierzchnie zlewni. Spadek działu wodnego to wielkość deniwelacji podzielona przez długość działu wodnego. Współczynnik rozwinięcia rzeki stanowi iloraz długości rzeczywistej rzeki i odległości w linii prostej od źródła do ujścia rzeki. Współczynnik krętości rzeki to iloraz długości rzeczywistej rzeki i rzeczywistej długości doliny, czyli długość doliny od ujścia działu wodnego w przedłużeniu odcinka źródłowego. Współczynnik rozwinięcia biegu rzeki to iloraz odejmowania rzeczywistej długości rzeki do jej

rzeczywistej długości doliny przez rzeczywistą długość doliny. Średni spadek doliny rzecznej jest ilorazem deniwelacji doliny i jej całkowitej długości.

Pomiary substancji rozpuszczonych – TDS (mg l^{-1}), stężenia chlorofilu *a* ($\mu\text{g l}^{-1}$), zawiesiny (mg l^{-1}) odbywały się za pomocą multiparametrycznej sondy firmy Hydrolab (USA). W celu stwierdzenia zależności między zmiennymi zależnymi (stężenie substancji, substancje rozpuszczone, stężenie chlorofilu *a*, stężenie zawiesiny) a wskaźnikami morfologicznymi, hydrologicznymi i sposobem użytkowania zlewni wykorzystano test korelacji prostej Pearsona. Wartości wszystkich wyliczonych i mierzonych wskaźników przedstawione są kolejno w tabelach 1–4.

Tabela 1. Charakterystyka użytkowania badanych zlewni (%). Zmienne niezależne

Zlewnia	Zabudowa miejska	Tereny przemysłowe	Kopalnie, wyrobiska i budowy	Miejskie tereny zielone	Grunty orne	Uprawy trwałe	Łąki i pastwiska	Obszary upraw mieszanych	Lasy	Zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej	Tereny otwarte pozbawione roślinności lub rzadkie pokrycie roślinnością	Śródlądowe obszary podmokłe	Wody śródlądowe
Cała Drawa	2,3	0,3	0,1	0,01	27,5	0,02	6,2	3,7	51,0	3,7	0,6	0,1	4,6
Miedźnik	1,8	0	0	0	31,4	0	13,1	18,3	33,9	1,0	0	0	0,8
Wąsowa	4,9	0,5	0	0	29,7	0	3,1	0,9	50,8	6,8	0	0	3,4
Rakoń	1,7	0	0	0	14,4	0	5,8	9,6	53,6	3,5	0	0	11,7
Kokna	1,6	0	0	0	24,1	0	6,5	14,6	41,7	3,5	0	0	7,9
Stawna	2,8	0	0	0	27,4	0	2,3	1,6	53,9	7,1	0	0	5,1
Bieg górny	4,5	0,7	0,2	0	43,4	0,1	8,0	6,9	20,6	4,7	0,7	0,1	10,1
Głęboka	0,6	0	0	0	6,3	0	7,3	1,2	59,1	15,5	2,0	2,2	6,0
Stara Drawa	0,3	0	0	0	3,0	0	5,1	0,5	69,6	12,8	4,5	1,3	2,8
Drawica	2,8	0,5	0	0	27,9	0	3,6	2,1	56,8	4,0	0	0	2,3

Tabela 1. Charakterystyka użytkowania badanych... (cd.)

Zlewnia	Zabudowa miejska	Tereny przemysłowe	Kopalnie, wyrobiska i budowy	Miejskie tereny zielone	Grunty orne	Uprawy trwałe	Łąki i pastwiska	Obszary upraw mieszanych	Lasy	Zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej	Tereny otwarte pozbawione roślinności lub rzadkie pokrycie roślinnością	Śródłądowe obszary podmokłe	Wody śródłądowe
Prosta	0	0	0	0	9,1	0	6,3	0	81,7	0	0	0	2,3
Sitna	1,5	0	0	0	32,2	0	8,6	0	56,1	0,2	0	0	1,5
Bagnica	3,9	0	0	0	32,9	0	7,9	3,4	48,1	2,8	0	0	1,4
Słopica	1,2	0,3	0	0	14,5	0	1,8	0,4	74,6	4,3	0	0	2,8
Bieg środkowy	1,3	0,2	0	0	16,1	0	4,9	2,8	64,0	6,5	1,3	0,2	2,7
Bieg środkowy i górny	2,7	0,4	0,1	0	28,0	0,04	6,3	4,6	45,0	5,7	1,0	0,2	5,9
Korytnica	1,6	2,2	0	0	10,6	0	5,1	0,5	72,1	4,7	0	0	1,6
Runica	1,5	0	0	0	45,5	0	2,0	1,0	46,5	0,4	0	0,3	2,9
Cieszynka	1,3	0	0	0	15,0	0	4,1	1,1	75,6	1,0	0	0	1,9
Płociczna	1,1	0	0	0	24,9	0	4,2	1,2	64,4	0,9	0	0,1	3,2
Mierzęcka Struga	3,0	0,2	0	0,1	39,8	0	8,0	3,8	39,5	1,5	0	0,2	4,2
Szczuczna	0,5	0	0	0	9,8	0	5,7	3,1	75,5	2,2	0	0	3,4
Pokrętna	0,1	0	0	0	3,5	0	2,8	2,0	85,7	4,1	0	0	1,9
Człopica	1,3	0,2	0	0	21,4	0	9,2	3,0	63,1	1,0	0	0	0,8
Bieg dolny	1,7	0,1	0	0,02	26,8	0	6,1	2,6	58,2	1,3	0	0,1	3,0

Tabela 2. Charakterystyka użytkowania badanych zlewni (km²). Zmienne niezależne

Zlewnia	Powierzchnia	Zabudowa miejska	Tereny przemysłowe	Kopalnie, wyrobiska i budowy	Miejskie tereny zielone	Grunty orne	Uprawy trwałe	Łąki i pastwiska	Obszary upraw mieszanych	Lasy	Zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej	Tereny otwarte pozbawione roślinności lub rzadkie pokrycie roślinnością	Śródłądowe obszary podmokłe	Wody śródłądowe
Cała Drawa	3277,1	74,2	8,3	1,9	0,3	900,7	0,7	202,9	120,7	1672,8	121,3	18,4	4,4	150,6
Miedzchnik	39,8	0,7	0	0	0	12,5	0	5,2	7,3	13,5	0,4	0	0	0,3
Wąsowa	103,6	5,1	0,5	0	0	30,8	0	3,2	0,9	52,6	7	0	0	3,5
Rakoń	74,3	1,3	0	0	0	10,7	0	4,3	7,1	39,8	2,6	0	0	8,7
Kokna	140,0	2,3	0	0	0	33,7	0	9,1	20,5	58,4	4,9	0	0	11,1
Stawna	43,4	1,2	0	0	0	11,9	0	1	0,7	23,4	3,1	0	0	2,2
Bieg górny	779,2	35,1	5,1	1,9	0,0	338,1	0,7	62,6	53,7	160,8	36,3	5,5	1,0	78,7
Głęboka	78,2	0,5	0	0	0	4,9	0	5,7	0,9	46,2	12,1	1,6	1,7	4,7
Stara Drawa	165,4	0,5	0	0	0	4,9	0	8,5	0,9	115,1	21,1	7,4	2,1	4,7
Drawica	120,9	3,4	0,6	0	0	33,7	0	4,4	2,5	68,7	4,8	0	0	2,8
Prosta	17,5	0	0	0	0	1,6	0	1,1	0	14,32	0	0	0	0,4
Sitna	54,4	0,8	0	0	0	17,5	0	4,7	0	30,5	0,1	0	0	0,8
Bagnica	86,5	3,4	0	0	0	28,5	0	6,8	2,6	41,6	2,4	0	0	1,2
Słopica	102,8	1,2	0,3	0	0	14,9	0	1,9	0,4	76,7	4,4	0	0	2,9
Bieg środkowy	1001,6	13,3	2	0	0	161,4	0	49,1	28,3	641	64,8	12,9	2,1	26,6
Bieg środkowy i górny	1780,8	48,3	7	1,9	0	499,5	0,7	111,7	82,0	801,8	101,1	18,4	3,2	105,3

Tabela 2. Charakterystyka użytkowania badanych... (cd.)

Zlewnia	Powierzchnia	Zabudowa miejska	Tereny przemysłowe	Kopalnie, wyrobiska i budowy	Miejskie tereny zielone	Grunty orne	Uprawy trwałe	Łąki i pastwiska	Obszary upraw mieszanych	Lasy	Zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej	Tereny otwarte pozbawione roślinności lub rzadkie pokrycie roślinnością	Śródlądowe obszary podmokłe	Wody śródlądowe
Korytnica	208,3	3,3	4,5	0	0	22,1	0	10,6	1,1	150,5	9,8	0	0	3,4
Runica	135,9	2,1	0	0	0	61,8	0	2,7	1,4	63,2	0,5	0	0,4	3,9
Cieszynka	117,3	1,5	0	0	0	17,6	0	4,8	1,3	88,7	1,2	0	0	2,2
Płociczna	444,9	4,8	0	0	0	110,8	0	18,9	5,5	286,4	4,1	0	0,4	14,1
Mierzęcka Struga	556	16,7	0,9	0	0,3	221,4	0	44,7	21,4	219,4	8,1	0	0,9	23,1
Szczuczna	64,4	0,3	0	0	0	6,3	0	3,7	2,0	48,6	1,4	0	0	2,2
Pokrętna	74,8	0,1	0	0	0	2,6	0	2,1	1,5	64,1	3	0	0	1,4
Człopica	182,1	2,4	0,4	0	0	38,9	0	16,7	5,4	115	1,9	0	0	1,5
Bieg dolny	1496,3	25,9	1,3	0	0,3	401,2	0	91,1	38,8	871	20,2	0	1,3	45,3

Tabela 3. Charakterystyka wskaźników hydrologicznych i morfologicznych Drawy i jej dopływów. Zmienne niezależne

Nazwa rzeki	Długość (km)	Powierzchnia zlewni (km ²)	Długość zlewni (km)	Długość działu wodnego (km)	Średnia szerokość zlewni (km)	Wskaźnik formy	Wskaźnik zwartości	Wskaźnik kolistości	Wskaźnik wydłużenia	Wskaźnik lemniskaty	Wysokość maksymalna zlewni (m n.p.m.)	Wysokość minimalna zlewni (m n.p.m.)	Wielkość deniwelacji	Średnia wysokość zlewni (m n.p.m.)	Spadek zlewni (%)	Spadek działu wodnego	Współczynnik rozwnięcia rzeki	Współczynnik krętości rzeki	Współczynnik rozwnięcia biegu rzeki	Średni spadek doliny rzecznej (‰)
Cała Drawa	191,8	3277,1	192,4	432,4	17,0	0,1	2,1	0,2	0,3	0,02	222,7	27,7	195,0	125,2	3,4	0,5	2,0	2,0	1,0	2,0
Miedzchnik	14,7	39,8	15,0	33,3	2,7	0,2	1,5	0,5	0,5	0,2	219,2	126,7	92,8	172,8	14,7	2,8	1,3	0,3	0,3	8,2
Wąsowa	13,7	103,6	15,9	61,4	6,5	0,4	1,7	0,3	0,7	0,1	180,8	123,0	57,8	151,9	5,7	0,9	1,1	1,0	0,03	4,4
Rakoń	24,0	74,3	24,7	59,7	3,0	0,1	1,9	0,3	0,4	0,2	205,7	117,5	88,2	161,6	10,2	1,5	1,4	1,3	0,3	4,9
Kokna	26,0	140,0	27,0	73,2	5,2	0,2	1,7	0,3	0,5	0,1	207,1	113,7	93,4	160,4	7,9	0,8	1,4	1,3	0,3	4,8
Stawna	13,4	43,4	14,3	35,0	3,0	0,2	1,5	0,4	0,5	0,05	167,0	99,5	67,5	133,3	10,3	1,9	1,4	1,3	0,3	6,5
Bieg górny	73,4	779,2	74,0	184,7	10,6	0,1	1,9	0,3	0,4	0,05	222,7	99,5	123,2	161,1	4,4	0,7	2,2	2,1	1,1	3,6
Gięboka	21,6	78,2	22,6	54,9	3,5	0,2	1,7	0,3	0,4	0,1	132,0	80,3	51,7	106,2	5,8	0,9	1,7	1,6	0,6	3,8
Stara Drawa	17,1	165,4	17,1	70,4	9,7	0,6	1,5	0,4	0,9	0,1	132,0	80,2	51,8	106,1	4,0	0,7	2,2	2,2	1,2	6,7
Drawica	24,2	120,9	27,5	69,1	4,4	0,2	1,8	0,3	0,5	0,1	157,3	78,8	81,6	116,5	7,4	1,2	1,4	1,4	0,4	4,6
Prosta	6,0	17,5	7,3	21,7	2,4	0,3	1,5	0,5	0,6	0,2	100,0	76,4	23,6	88,2	5,6	1,1	1,3	1,2	0,2	4,6
Sitna	9,6	54,4	10,5	45,8	5,2	0,5	1,7	0,3	0,8	0,1	130,4	76,4	54,0	103,4	7,3	1,2	1,2	1,0	0,04	5,9
Bagnica	10,3	86,5	12,4	49,9	7,0	0,6	1,5	0,4	0,8	0,1	130,4	76,4	54,0	103,4	5,8	1,1	1,4	1,1	0,1	5,8
Słopica	19,5	102,8	19,9	54,5	5,2	0,3	1,5	0,4	0,6	0,1	130,1	61,0	69,1	95,6	6,8	1,3	2,2	2,1	1,1	7,5

Korytnica	37,1	208,3	44,5	115,9	4,7	0,1	2,2	0,2	0,4	0,1	160,6	60,4	100,2	110,5	6,9	0,9	1,4	1,2	0,2	3,2
Bieg środkowy	96,1	1780,8	170,1	295,3	18,5	0,1	2,0	0,3	0,3	0,05	222,7	58,4	164,3	140,6	3,9	0,6	1,2	1,2	0,1	2,1
Runica	14,3	135,9	17,2	64,6	7,9	0,5	1,6	0,4	0,8	0,1	162,4	71,2	91,2	116,8	7,8	1,4	1,2	1,0	0,01	6,3
Cieszynka	26,9	117,3	28,0	67,8	4,2	0,1	1,8	0,3	0,4	0,1	140,0	57,0	83,0	98,5	7,7	1,2	1,4	1,4	0,4	4,2
Płociczna	48,1	444,9	48,1	134,9	9,2	0,2	1,9	0,3	0,5	0,1	162,4	44,8	117,7	103,6	5,6	0,9	1,4	1,4	0,4	3,4
Mierzecka Struga	43,9	556,0	50,8	166,7	10,9	0,2	2,0	0,3	0,5	0,05	115,1	36,4	78,7	75,8	3,3	0,5	1,6	1,4	0,4	2,6
Szczuczna	13,6	64,4	16,7	51,3	3,9	0,2	1,8	0,3	0,5	0,1	97,5	36,1	60,9	66,6	7,6	1,2	1,2	1,2	0,2	4,4
Pokrętna	13,5	74,8	14,8	52,3	5,1	0,3	1,7	0,3	0,7	0,1	100,0	31,0	69,0	65,5	8,0	1,3	1,5	1,4	0,4	6,9
Człopica	30,0	182,1	31,8	93,1	5,7	0,2	1,9	0,3	0,5	0,1	123,8	30,0	93,8	76,9	66,9	1,0	1,3	1,3	0,3	4,1

Tabela 4. Średnia \pm odchylenie standardowe chlorofilu a (mg l^{-1}), zawiesiny (mg l^{-1}), substancji rozpuszczonych – TDS (mg l^{-1}). Zmienne zależne

Stanowisko	n	Chlorofil a	Zawiesina	TDS
Cała Drawa	57	4,6 \pm 6,1	7 \pm 3	0,2040 \pm 0,0118
Bieg górny	57	9,6 \pm 6,7	6 \pm 4	0,1850 \pm 0,0128
Bieg środkowy i górny	57	5,4 \pm 7,5	7 \pm 3	0,1958 \pm 0,0099
Miedźnik	12	13,0 \pm 9,9	16 \pm 6	0,3579 \pm 0,1619
Kokna	48	4,7 \pm 2,2	10 \pm 5	0,2044 \pm 0,0186
Stawna	8	1,2 \pm 0,7	6 \pm 2	0,1499 \pm 0,0054
Głęboka	48	5,5 \pm 3,0	6 \pm 5	0,1820 \pm 0,0115
Drawica	48	9,8 \pm 12,5	7 \pm 4	0,1944 \pm 0,0215
Słopica	48	2,7 \pm 1,5	9 \pm 7	0,1826 \pm 0,0089
Korytnica	48	5,3 \pm 5,2	8 \pm 5	0,2029 \pm 0,0125
Płociczna	48	6,1 \pm 7,2	5 \pm 3	0,1953 \pm 0,0177
Mierzęcka struga	48	12,7 \pm 7,2	10 \pm 5	0,2455 \pm 0,0265
Pokrętna	48	6,9 \pm 2,1	11 \pm 4	0,2263 \pm 0,0194
Człopica	48	15,4 \pm 8,8	13 \pm 6	0,2424 \pm 0,0200
Prosta	7	1,6 \pm 0,3	7 \pm 3	0,1658 \pm 0,0030
Sitna	7	3,7 \pm 1,4	14 \pm 5	0,1857 \pm 0,0029
Bagnica	6	1,1 \pm 0,5	17 \pm 3	0,2037 \pm 0,0064
Wąsowa	24	8,7 \pm 7,9	9 \pm 4	0,1807 \pm 0,0177
Rakoń	24	1,9 \pm 1,0	4 \pm 1	0,1365 \pm 0,0161
Stara Drawa	24	3,8 \pm 1,5	7 \pm 4	0,1690 \pm 0,0092
Runica	24	5,1 \pm 4,3	4 \pm 1	0,2002 \pm 0,0135
Cieszynka	24	4,1 \pm 1,2	3 \pm 2	0,2017 \pm 0,0118
Szczuczna	24	4,3 \pm 1,1	9 \pm 4	0,1977 \pm 0,0203

Wyniki i dyskusja

Analiza korelacji wykazała, że ze stężeniem chlorofilu *a* były istotnie i tylko pozytywnie skorelowane: wysokość maksymalna zlewni, wysokość minimalna zlewni, średnia wysokość zlewni, powierzchnia kopalni, wyrobisk i budowy oraz powierzchnia upraw trwałych ($P < 0.05$) (tabela 5). Największe wartości stężenia chlorofilu *a* występowały w ciekach, w których biegu obserwowano wysoko zeutrofizowane jeziora lub stawy hodowlane, pojawiające się w całym niemal przebiegu właściwie wszystkich cieków należących do dorzecza Drawy. Stąd istotna korelacja stężenia chlorofilu *a* wszystkimi wskaźnikami wysokościowymi. Ze stężeniem zawiesiny była istotnie skorelowana większość zmiennych niezależnych. Na uwagę zasługuje istotna i pozytywna zależność pomiędzy stężeniem tego parametru a użytkowaniem obszarów rolniczych i zurbanizowanych. Zależność ta może wynikać z przekształceń koryta, szczególnie jego prostowania i pogłębiania wskutek czego nie dochodzi do sedimentacji dryfujących cząstek materii organicznej i nieorganicznej oraz ich odkładania na brzegach cieków. Stężenie TDS było negatywnie skorelowane ze wskaźnikami, które określają wielkość zlewni i jej kształt. Im zlewnia posiadała większe wartości tych parametrów i cechowała się kształtem bardziej zbliżonym do owalu tym mniejsze stężenia TDS były obserwowane.

Tabela 5. Istotne statystycznie korelacje pomiędzy zmiennymi zależnymi (chlorofil *a*, zawiesina, TDS) a zmiennymi niezależnymi (wskaźniki zlewniowe, morfologiczne i hydrologiczne). ($P < 0.05^*$, $P < 0.01^{**}$, $P < 0.001^{***}$)

	Chlorofil <i>a</i>	Zawiesina	TDS
Długość rzeki		-0,19**	
Powierzchnia zlewni		-0,16*	
Długość zlewni		-0,19**	
Długość działu wodnego – obwód (km)		-0,21**	
Średnia szerokość zlewni (km)		-0,23**	-0,20**
Wskaźnik formy			-0,22**
Wskaźnik zwartości		-0,24**	-0,16*
Wskaźnik kolistości		0,27***	0,21**
Wskaźnik wydłużenia			-0,18*
Wskaźnik lemniskaty		0,39***	0,47***
Wysokość maksymalna zlewni (m n.p.m.)	0,30***		0,19**
Wysokość minimalna zlewni (m n.p.m.)	0,32***	0,30***	0,17*
Wielkość deniwelacji		-0,21**	

Tabela 5. Istotne statystycznie korelacje pomiędzy zmiennymi zależnymi... (cd.)

	Chlorofil <i>a</i>	Zawiesina	TDS
Średnia wysokość zlewni (n.p.m.)	0,38***	0,14*	0,23**
Spadek zlewni		0,37***	0,58***
Spadek działu wodnego		0,39***	0,59*
Współczynnik rozwinięcia rzeki		-0,18**	-0,17*
Współczynnik krętości rzeki		-0,15*	-0,16*
Współczynnik rozwinięcia biegu rzeki		-0,14*	-0,15*
Średni spadek doliny rzecznej (‰)		0,30***	0,27***
Zabudowa miejska		0,19**	
Tereny przemysłowe		-0,19**	
Kopalnie, wyrobiska i budowy (ha)	0,14*	-0,22**	
Grunty orne		0,19**	
Uprawy trwałe	0,14*	-0,22**	
Łąki i pastwiska		-0,17*	
Obszary upraw mieszanych (ha)		-0,17*	
Lasy		-0,14*	
Zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej (ha)		-0,15*	
Tereny otwarte pozbawione roślinności w (ha)		-0,15*	
Wody śródlądowe		-0,20**	

Kornaś i Grzeškowiak (2011), Soranno i in. (2015) oraz Sługocki i in. (2021) stwierdzili, że na jakość wód jezior i rzek wpływa sposób użytkowania zlewni jeziora konkretnie bezpośredniej i całkowitej, a także naturalne uwarunkowanie jeziora. Wyniki niniejszej pracy pokrywają się z wynikami przedstawionymi przez powyższych autorów. Im większy pas użytkowania terenu znajdował się w bezpośredniej okolicy koryta tym posiadał większy wpływ na analizowane zmienne zależne cieku. Na podstawie przedstawionych badań, można stwierdzić, że na jakość wskaźników fizyczno-chemicznych rzek wpływa sposób użytkowania terenów zlewni bezpośredniej i całkowitej oraz ukształtowanie całościowe koryta cieku i zlewni. Ciekami, które w największym stopniu różniły się od innych cieków i charakteryzowały się najgorszym stanem pod względem zawiesiny i TDS były Miedźnik i Bagnica. Cieki te cechowały się wzmożoną działalnością rolniczą w obrębie ich zlewni. Nie posiadały także naturalnej lub seminaturalnej powierzchni buforującej spływu powierzchniowego z powierzchni rolniczych. Miedźnik charakteryzował się drugą najmniejszą procentową powierzchnią lasów. Większość obszarów użytkowania Miedźnika były to

obszary otwarte, takie jak: pola orne, łąki, pastwiska i obszary upraw mieszanych, które leżą bezpośrednio przy korycie cieku, przez co spływ związków biogennych i innych zanieczyszczeń odbywał się na prawie całej długości cieku. Bagnica w odróżnieniu od Miedźnika posiada w swojej zlewni prawie 50% powierzchni leśnej, aczkolwiek bezpośrednio przy korycie cieku występują głównie obszary rolnicze. Spływ związków biogennych ma tu miejsce na prawie całej długości cieku. Mimo to, że Miedźnik i Bagnica posiadają mniej więcej podobny do siebie teren użytkowania, ciek Bagnica jest ciekami bardziej wyprostowanym przez człowieka powodując różnice w wartościach fizyko-chemicznych pomiędzy tymi dwoma ciekami. Podobnymi cechami środowiskowymi odznaczała się Mierzęcka Struga, jednak jej stan był dodatkowo określany przez stawy karpiove oraz zeutrofizowane jezioro. Raczyńska i Machula (2006) potwierdziły, że za stawami hodowlanymi zwiększa się istotnie stężenie związków azotu, fosforanów, materii organicznej, zawiesiny. Podobną rolę w zlewni Drawy odgrywają przepływowe jeziora. Teoretycznie jeziora przepływowe w dorzeczu Drawy powinny być swoistymi odstożnikami zawiesiny rzek, lecz ze względu na wysoki stan trofii powodowany przez człowieka, bezpośrednio wpływają na wzrost związków biogennych w rzekach poniżej odpływu (Domagała i in., 2010; Czerniawski i in. 2019).

Ciekami, który pod kątem jakości wody charakteryzował się najlepszymi wartościami analizowanych parametrów była Sitna. Ciek ten znacznie różnił się od wymienionych wyżej cieków i nieco mniej od innych cieków. Charakteryzował się odpowiadającymi dobremu stanowi wód wartościami analizowanych parametrów biologicznych i fizyko-chemicznych. Ta różnica była zapewne spowodowana charakterem zlewni tego cieku, który stanowią głównie lasy. Odsetek obszarów rolnych w tym przypadku był stosunkowo niewielki. Ponadto, Sitną cechowało relatywnie niewielkie przekształcenie koryta cieku.

Rozwój miejscowości, melioracja gruntów, wycinka lasów i rozwój rolnictwa istotnie zmieniają wartości wskaźników fizyko-chemicznych wód płynących (Allan, 1998). Działania takie powodują przyrost zanieczyszczeń i osadów. Czerniawski i in. (2020) Sługocki i in. (2019), Sługocki i in. (2021) stwierdzili, że istotnym czynnikiem powodującym wzrost żywej materii organicznej w ciekach jest nie tylko intensywna działalność w zlewni, ale również w korycie, szczególnie budowa zbiorników wodnych o długim czasie retencji wody, powodującej wzmoczoną produkcję organizmów planktonowych. Stwierdzili również, że nawet niewielkie zbiorniki zaporowe w małych ciekach, pod względem dryfującej materii organicznej potrafią upodobnić te ciekami do dolnych odcinków dużych rzek, co wskazuje na fakt, że przekształcenia koryta cieku mogą mieć większy wpływ na stan rzeki niż nawet użytkowanie całej zlewni. Autorzy Ci wykazali również, że ciekami, których koryta nie są przekształcone przez człowieka charakteryzują się większą bioróżnorodnością niż te przekształcone.

Wyniki uzyskane w ciekach dorzecza Drawy potwierdzają doniesienia innych autorów. Użytkowanie terenów zlewni bezpośrednio przy korycie cieków ma wpływ na zmiany warunków fizyczno-chemicznych i biologicznych wód. Największy wpływ na te zmiany mają obszary rolnicze. W tych ciekach to praktycznie użytkowanie rolnicze. Ponadto, bardzo istotną rolę w kształtowaniu tych wskaźników odgrywają leżące w biegu cieków zeutrofizowane jeziora i stawy hodowlane. Prace regulacyjne koryt cieków, ich pogłębianie i prostowanie wpływają na wzrost stężenia zawiesiny. Zadowalające, pod względem jakości wody, wartości wskaźników fizyczno-chemicznych i biologicznych występowały w ciekach, w których obserwowano relatywnie niewielki wpływ antropogeniczny, a zlewnia tych cieków porośnięta była w większości lasami.

Literatura

- Allan D.J. (1998). *Ekologia wód płynących*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Chełkowski Z., Trzebiatowski R., Filipiak J., Chełkowska B., Ciupiński M., Klasa B., Jarczak A. (1989). *Bonitacja zlewni górnej Drawy*. Wydawnictwo Akademii Rolniczej. Szczecin.
- Czerniawski R., Sługocki Ł. (2019). Relacja pomiędzy ilością dryfującej żywej materii w rzece a sposobem użytkowania zlewni i przekształceń koryta. [w:] Czerniawski R., Bilski P. *Funkcjonowanie i ochrona wód płynących*. Volumina. Uniwersytet Szczeciński. Szczecin. 76–89.
- Czerniawski R., Sługocki Ł., Krepski T., Wilczak A., Pietrzak K. (2020). Spatial Changes in Invertebrate Structures as a Factor of Strong Human Activity in the Bed and Catchment Area of a Small Urban Stream. *Water*. 12, 913.
- Dobrowolski K., Lewandowski K. (1998). *Ochrona środowisk wodnych i błotnych w Polsce. Stan i perspektywy*. Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN. Dziekanów Leśny.
- Domagała J., Czerniawski R., Pilecka-Rapacz M. (2010). Zagrożenia antropogeniczne wód zlewni Drawy. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*. 9:157–168.
- Kiryłuk A., Wiater J. (2004). Stężenie składników pokarmowych w wodach odpływających z ekstensywnych ekosystemów łąkowych. *Woda–Środowisko–Obszary Wiejskie*. 4 (2a): 445–453.
- Kornaś M., Grzeškowiak A. (2011). Wpływ użytkowania zlewni na kształtowanie jakości wody w zbiornikach wodnych zlewni rzeki Drawa. *Woda–Środowisko–Obszary Wiejskie*. 11. 1(33): 125–137.
- Marcinek J., Komisarek J., Kaźmierowski C. (1994). Dynamika składników rozpuszczalnych w wodach gruntowych uprawnych gleb płowych i czarnych ziem. *Roczniki AR Poznań*. Nr 268. *Melior. Inż. Środ.* 15: 69–82.
- Nocoń W. (2012). Zawiesina w wodach płynących aglomeracji górnośląskiej problemy i wyzwania. *LAB Laboratoria. Aparatura. Badania*. 17 (2): 39–43.
- Raczyńska M., Machuła S. (2006). Oddziaływanie stawów karpowych na jakość wód rzeki Krąpiel (Pomorze Zachodnie). *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*. 4/2: 141–149.
- Rakowska J., Wilczyński T. (2007). Jakość pian gaśniczych wytwarzanych z wód powierzchniowych silnie zanieczyszczonych. *Bezpieczeństwo i Technika Pożarnicza*. Wydawnictwo Centrum Naukowo-Badawczego Ochrony Przeciwpożarowej. 4: 107–123.

- Sługocki Ł., Czerniawski R., Kowalska-Górska M., Senze M., Reis A., Carrola J.S., Teixeira C.A. (2019). The Impact of Land Use Transformations on Zooplankton Communities in a Small Mountain River (The Corgo River, Northern Portugal). *International Journal of Environmental Research and Public Health*.
- Sługocki Ł., Czerniawski R., Kowalska-Górska M., Teixeira C.A. (2021). Hydro-modifications matter: Influence of land transformation on microinvertebrate communities (Rotifera, Cladocera, and Copepoda) of upland rivers. *Ecological Indicators*.
- Soranno P.A., Cheruvilil K.S., Wagner T., Webster K.E., Bremigan M.T. (2015). Effects of Land Use on Lake Nutrients: The Importance of Scale, Hydrologic Connectivity, and Region. *PLoS ONE*.
- Szafrański Cz., Fiedler M., Bykowski J. (1998). Czasowo-przestrzenna zmienność chemizmu wód gruntowych na Pojezierzu Gnieźnieńskim na przykładzie obiektu Mokronosy. *Przegląd Naukowy SGGW. Warszawa*.



WOJEWÓDZKI FUNDUSZ
OCHRONY ŚRODOWISKA
I GOSPODARKI WODNEJ
W SZCZECINIE

Publikacja konferencyjna została dofinansowana
ze środków Wojewódzkiego Funduszu Ochrony
Środowiska i Gospodarki Wodnej w Szczecinie

volumina  **pl**
ISBN 978-83-7867-832-8