

Sprawozdanie merytoryczne z realizacji operacji pn. „Opracowanie strategii gospodarowania wędrownymi rybami łososiowatymi w odrestaurowanej rzece ze wskazaniem sposobów ich ochrony. Przykład rzeki Drawy”

NR UMOWY O DOFINANSOWANIE 00007-6520.13-
OR1600001/22/23

Wykonawca: Uniwersytet Szczeciński, Instytut Biologii, Katedra Hydrobiologii

Spis treści

1. Monitoring środowiska rzek i ich zlewni w celu oceny stanu środowiska i jego wpływu na gospodarkę rybacką.....	str. 1
2. Wpływ przepławek na kształt warunków pokarmowych.....	str. 8
3. Wpływ sztucznych tarlisk i zmian morfologicznych, hydrologicznych na kształt warunków pokarmowych, na produkcję makro- i mikrobezkęgowców.....	str.12
4. Wpływ małych elektrowni wodnych i małych zbiorników retencyjnych na warunki środowiskowe rzek na gospodarkę rybami wędrownymi.....	str.14
5. Wpływ zgrupowań włosienicznika wodnego <i>Ranunculus aquaticus</i> na kształtowanie warunków pokarmowych.....	str. 39
6. Ocena efektywności naturalnego tarła ryb łososiowatych.....	str. 44
7. Eksperymentalny podchów juvenilnych stadiów ryb gatunków dwuśrodowiskowych w warunkach sztucznych.....	str. 75
8. Mapowanie obszarów przy użyciu Systemu Informacji Geograficznej GIS.....	str. 84
9. Edukacja ekologiczna społeczności lokalnej.....	str. 108
10. Bibliografia.....	str. 109

1. Monitoring środowiska rzek i ich zlewni w celu oceny stanu środowiska i jego wpływu na gospodarkę rybacką.

1.1 Wstęp

W roku 2022 Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Szczecinie zakończyła trwający osiem lat projekt o akronimie LIFEDrawaPL (Raport naukowy 2022). Realizacja projektu miała między innymi na celu udrożnienie koryta całej Drawy oraz rzeki Korytnicy, jako rzek bardzo kluczowych z uwagi na ochronę i odbudowę populacji ryb wędrownych (Jasnowska 1999). Szczególnym zainteresowaniem objęto łososia atlantyckiego (*Salmo salar*). Wykonane zabiegi, wśród których należy wymienić budowę przepławek dla ryb oraz budowę sztucznych tarlisk, które jednocześnie miały na celu ustabilizowanie przepływu wody, miały być również skuteczną odpowiedzią na zmniejszającą się populację ryb wędrownych, jak również na postępującą suszę hydrologiczną.

Dofinansowanie realizacji projektu przez Unię Europejską dowodzi, że Drawa i jej dorzecze cieszy się jej szczególnym zainteresowaniem. Cała Drawa objęta jest dwoma obszarami Natura 2000, oprócz tego jej środkowy odcinek został objęty najważniejszą formą ochrony przyrody – Drawieńskim Parkiem Narodowym. Drawa i jej dopływy były i są miejscem wędrówek anadromicznych i katadromicznych gatunków ryb. Jednak, jak zdecydowana większość rzek europejskich, podobnie i Drawa przez lata borykała się z problemami zabudowy hydrotechnicznej i regulacji koryta. W wyniku tego, podobnie jak w innych rzekach pomorskich, liczebność ryb wędrownych w wodach dorzecza Drawy uległa istotnemu spadkowi, a w przypadku łososia atlantyckiego doszło do wyginięcia polskiej jego populacji, spośród której drawska była ostatnią (Dębowski i in. 2001, Czerniawski i in. 2016).

Dodatkowymi, niemniej ważnymi, czynnikami ograniczającymi możliwość odbudowy populacji ryb wędrownych są połowy rybackie odbywające się na trasie ich wędrówek w Bałtyku, Zalewie Szczecińskim i rzekach. Zaliczyć też tutaj należy nieracjonalne gospodarowanie rybackie. Zanieczyszczenia i przede wszystkim przerywanie ciągłości rzek, postępująca eutrofizacja rzek, w skali podobnej do tego zjawiska zachodzącego w jeziorach, spowodowały zanik tarlisk. Stąd przez niemal 30 lat prowadzone przez człowieka działania, mające na celu odbudowę stada ryb dwuśrodowiskowych, nie przynosiły i nadal nie przynoszą zadowalających efektów. Być może zrealizowanie zadań projektu LIFEDrawaPL przyczyni się do poprawy prowadzenia zabiegów konserwatorskich, których obecne efekty mogą być już widoczne na całym odcinku Drawy. Przed realizacją projektu wymierne efekty zabiegów ochronnych mogły być dostrzegalne jedynie na terenie Drawieńskiego Parku Narodowego (DPN), gdzie podjęto działania mające na celu czynną ochronę ichtiofauny. Dlatego właśnie teraz konieczna jest obserwacja nie tylko bezpośrednich efektów zrealizowanego projektu, ale również zagrożeń jakie mogą mieć wpływ na potencjalne negatywne efekty. W niniejszej pracy autorzy dokonali identyfikacji i porównania najistotniejszych zagrożeń ichtiofauny w dorzeczu Drawy jakie wystąpiły przed i po realizacji projektu LIFEDrawaPL. Porównań dokonano przy wykorzystaniu wyników obserwacji opublikowanych w 2017 roku (Czerniawski i in. 2017a).

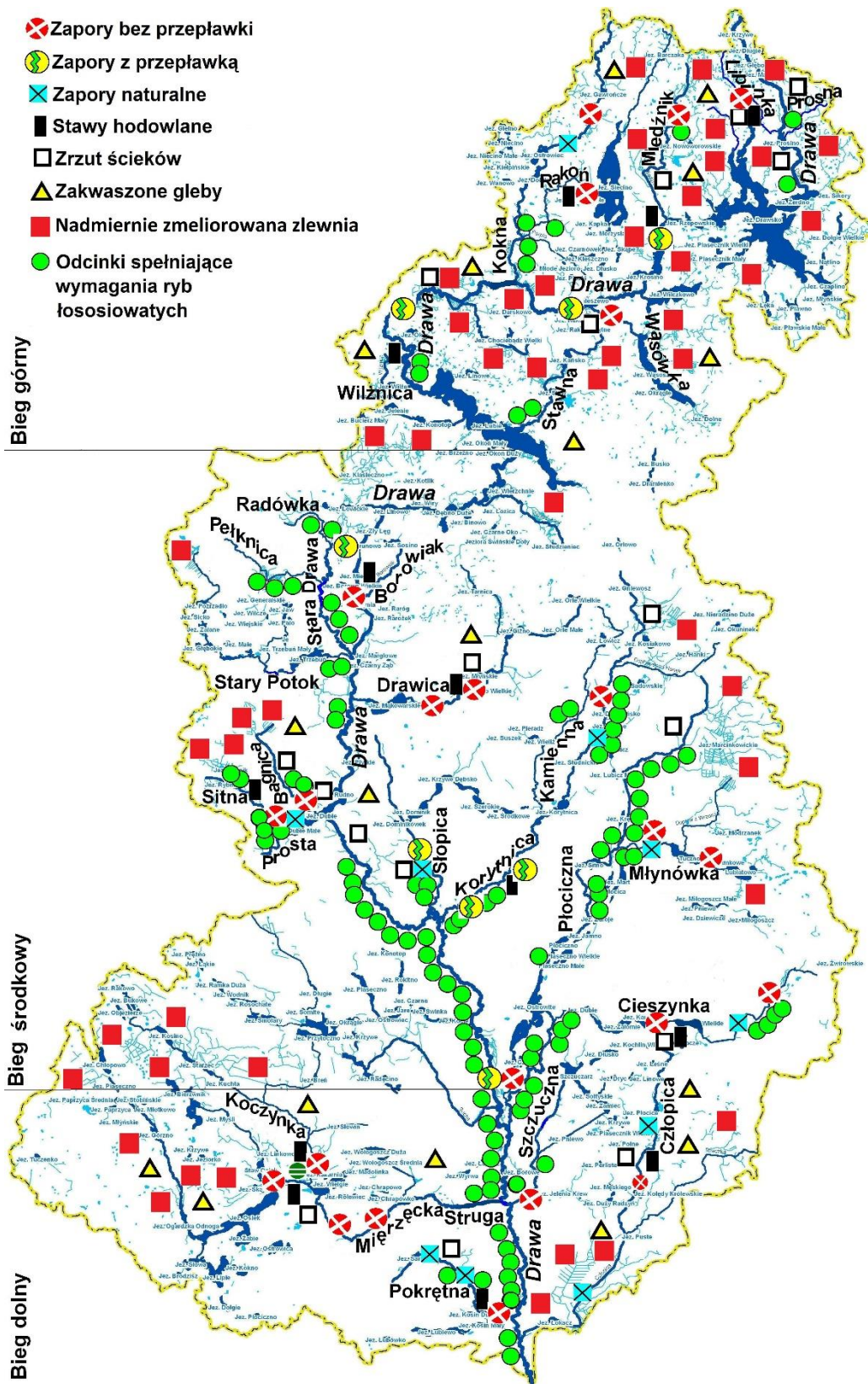
1.2 Metodyka

Obserwacje zlewni całej Drawy prowadzono w latach 2021–2023 podczas odłowów kontrolnych ryb oraz badań bonitacyjnych cieków. Wskazano źródła zagrożeń zarówno antropogenicznych, jak i naturalnych, wynikających z istniejącego modelu ochrony

gatunkowej. Szczególną uwagę zwracano na zagrożenia w migracji ryb, zrzut nieoczyszczonych ścieków, zakwaszenie gleb oraz nadmiernie zmeliorowane grunty mogące sprzyjać postępowaniu suszy hydrologicznej. Obserwacje terenu prowadzono samodzielnie. Korzystano również z pomocy lokalnej społeczności oraz jednostek samorządowych, użytkowników rybackich oraz jednostek administracyjnych i jednostek służących ochronie przyrody, od których uzyskiwano dodatkowe, cenne informacje. Na podstawie własnych obserwacji oraz map sozologicznych Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii (2006) wyznaczono miejsca szczególnie narażone na degradację, a także punkty zakwaszenia gleb w zlewni Drawy. Informacje pozyskane z map sozologicznych można uznać za dane historyczne, jednak nie znaleziono map określających stan zagrożeń z ostatnich lat. Pozostano zatem przy mapach z 2006 roku. Obserwacjom poddano samą rzekę Drawę oraz jej główne dopływy: 16 prawostronnych i 18 lewostronnych. Przy ocenie utrudnień w migracji ryb notowano głównie liczbę sztucznych oraz naturalnych barier i stawów hodowlanych.

1.3 Wyniki i dyskusja

Biorąc pod uwagę opisy z map sozologicznych, stwierdzić można, że obszar górnej zlewni Drawy leży w zasięgu obszernego oddziaływania zakwaszonych gleb, co jest spowodowane intensywnie prowadzoną niegdyś gospodarką rolną i nadmiernym nawożeniem gleb nawozami mineralnymi (Rys. 1). Zapewne w ciągu ostatnich 20 lat stopień zakwaszenia uległ zmniejszeniu, ponieważ gospodarka rolna i hodowla zwierząt nie jest już tak intensywna jak przed 1990 rokiem. Jednak wiele objawów biologicznych jezior wskazuje ciągle na silny wpływ rolnictwa bądź dostarczania związków biogennych wraz ze spływami powierzchniowymi. Podkreślić należy, że w obszarze tym zlokalizowane są jedne z najważniejszych jezior dla zlewni Drawy, szczególnie z punktu widzenia prowadzenia gospodarki rybackiej i turystyki. Są to jeziora: Siecino, Kosino, Wilczkowo, Lubie, Żerdno i Drawsko. W jeziorach Drawsko, Żerdno i Lubie w ostatnich latach obserwowane są zakwity wody wywołane rozwojem cyjanobakterii (sinic). W przyszłości może to mieć bezpośredni wpływ na występowanie koregonidów, które są głównym przedmiotem gospodarki rybackiej. Intensywna gospodarka rolna, funkcjonująca przed laty oraz nadmierne nawożenie gleb, a w przypadku jeziora Drawsko odprowadzanie oczyszczonych ścieków wprost do jeziora, prowadzi do gwałtownego przyspieszenia procesów eutrofizacyjnych, co z pewnością będzie miało wpływ na konieczność wprowadzenia zmian w gospodarowaniu rybackim i w turystycznym zarządzaniu regionem. Dlatego, jak zaznaczono wyżej, mimo wyraźnego zmniejszenia oddziaływania rolnictwa na stan troficzny powyższych jezior, w żadnym wypadku nie należy zaprzestawać działań mających na celu zminimalizowanie zagrożeń.



Rys. 1 Główne zidentyfikowane zagrożenia dla ichtiofauny w zlewni rzeki Drawy.

Podobnie jak w poprzednich latach, zakwaszone gleby mogą ciągle oddziaływać na stan wód graniczących z północnym krańcem Drawieńskiego Parku Narodowego. W obszarze tym intensywne nawożenie gleb, jak również wylewanie w poprzednich latach ciekłych odchodów zwierzęcych mogą być powodem istotnego zakwaszenia. Jest to tym bardziej niebezpieczne, ponieważ odbywa lub odbywało się bezpośrednio na wschodnim brzegu Drawy (tym samym przy wschodniej granicy DPN), lub zachodnim brzegu rzeki Słopicy, która kończy swój bieg w DPN. Słopica jest ciekim, który stanowi „matecznik” dla lokalnej populacji pstrąga potokowego, a także w wyniku udrożnienia zapory elektrowni „Kamienna” może być miejscem odbywania tarła przez troć wędrowną. Obecnie, podobnie jak w latach przed realizacją projektu LIFEDrawaPL, tylko dolny odcinek Słopicy charakteryzuje się odpowiednimi warunkami do zasiedlenia przez ryby łososiowate. W latach osiemdziesiątych i dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku ryby łososiowate występowały w Słopicy na odcinku cztery razy dłuższym (Trzebiatowski i in. 1986). Zakwaszone gleby znajdują się także w zasięgu zlewni Mierzęckiej Strugi i Człopicy, uchodzących do Drawy w dolnym jej biegu. Obie rzeki, a szczególnie Mierzęcka Struga, narażone są ciągle na spływ nieorganicznych biogenów z terenów rolniczych. Obecnie w obu rzekach nie notuje się ryb łososiowatych. Jedynie w dolnym biegu Mierzęckiej Strugi mogą być sporadycznie spotykane osobniki pstrąga potokowego pochodzącego z zarybień. Jednak, jak wskazują Trzebiatowski i inni (1987), przed 30 laty w rzekach tych obserwowane były ryby łososiowate.

Niewątpliwy wpływ na pogorszenie stanu hydrologicznego wód oraz na wzrost stężenia związków biogenych ma susza hydrologiczna. Jest ona oczywiście wynikiem braku długotrwałych opadów rozłożonych w długim czasie, co przejawia się brakiem możliwości retencjonowania tego opadu w gruncie. Dodatkowo problem ten potęgują liczne melioracje odprowadzające wody opadowe do koryt cieków. Obserwacje i wyliczenia pozwoliły stwierdzić, że obszar poddany nadmiernemu odprowadzaniu wody przez rowy melioracyjne stanowi około 20% powierzchni zlewni Drawy.

Wydawałoby się, że w ostatnich 20 latach zagrożenie spływu nadmiernych ilości oczyszczonych lub nieoczyszczonych ścieków uległo znacznemu zmniejszeniu, tak przynajmniej powinno być w przypadku dorzecza rzeki Drawy. Jednak, jak zaobserwowali autorzy niniejszej pracy, liczba takich zrzutów właściwie nie zmniejszyła się. We wspomnianym przypadku jeziora Drawsko, zrzut oczyszczonych ścieków wprost do jeziora z absolutną pewnością wpływa na zakwity wody i wyraźne przyspieszenie procesu eutrofizacji. Podobny przypadek obserwowany jest w bezpośrednich zlewniach jezior Grażyna i Adamowo, znajdujących się w bezpośrednim sąsiedztwie Drawieńskiego Parku Narodowego. Nadal do wód jezior trafiają nieoczyszczone ścieki, również jakoś ścieku oczyszczonego, trafiającego do Drawy tuż przed Parkiem, ma negatywne oddziaływanie na stan jakości wód i stan ekologiczny. Należy tutaj dodać, że obniżenie poziomu wód jeziora Grażyna w związków z poszerzeniem koryta podczas budowy mostu drogowego, bezpośrednio przyczyniło się do zwiększenia stężenia związków biogenych i drastycznego pogorszenia jakości wody w związku z bardzo intensywnymi zakwitami wód obu jezior (Grażyny i Adamowo). Konieczne jest zmodernizowanie oczyszczalni i odcięcie nielegalnych źródeł zrzutów ścieków. Jest to wymóg dotyczący całego dorzecza Drawy. Dodać tutaj należy, że wydajność wielu gminnych oczyszczalni ścieków nie odpowiada faktycznemu zapotrzebowaniu gmin na objętość ścieków wprowadzonych do oczyszczenia. Podobnie jak w poprzednich latach, zdecydowana większość

zrzutu ścieków nieoczyszczonych obserwowana jest w obrębie środkowej i dolnej Drawy, jak również na lewostronnych dopływach. Jest to związane z większą liczbą miejscowości znajdujących się w dwóch wymienionych obszarach niż w rejonie górnej Drawy oraz większą liczbą miejscowości zlokalizowanych w zlewni lewostronnych dopływów niż prawostronnych. Zaznaczyć tutaj należy, że możliwość zlokalizowania tych punktów jest ograniczona warunkami terenowymi i dostępem do niektórych miejsc. Wiele jezior w dorzeczu Drawy, które w wyniku działalności człowieka są bardzo przeżyźniane, ma istotnie negatywny wpływ na stan jakości, stan sanitarny i stan ekologiczny wód rzek, które przez te jeziora przepływają. W tym kontekście należy tutaj wymienić jeziora i zbiorniki zaporowe: Wąsosze (Wąsówka), Lubie (Drawa), zbiornik zaporowy Borowo (Drawa-Prostynia), Mąkowskie (Drawica), Grażyna (Drawa), Adamowo (Drawa), Młyńskie (Cieszyńska), Nowa Korytnica (Korytnica), Wielgie (Mierzęcka Struga), Królewskie (Człopica).

Warto dodać, że wpływ na pogorszenie stanu wód cieków mają też niewielkie zbiorniki zaporowe leżące w ich biegu, jak również stawy rekreacyjne lub stawy hodowlane, które wykorzystują wodę tych cieków, a następnie odprowadzają ją do nich, jednak o zdecydowanie gorszych parametrach fizykochemicznych i biologicznych. Bardzo dobrym przykładem jest bardzo cenny pod kątem bioróżnorodności ciek Słopica, w którego środkowym biegu znajdują się niewielkie stawy rekreacyjne, w których hodowane są ryby. Woda tych stawów osiąga latem temperaturę nawet 30°C (Czerniawski i in. 2008a). W wyniku aktywności ludzkiej dno, w środkowym odcinku, uległo znacznemu zamuleniu, co w perspektywie czasu może być związane z ustąpieniem bytującego w dolnym biegu ciek pstrąga potokowego, który nie znajdzie odpowiednich miejsc do odbycia tarła. Z informacji ustnych członków miejscowego koła wędkarskiego wynika, że 40 lat wcześniej pstrąg potokowy był obserwowany nawet w środkowym odcinku tego ciek. Pośrednio ma to oczywiście związek z relatywnie dużym ładunkiem biogenów jakie trafiają do Słopicy. Ilość biogennych związków organicznych i nieorganicznych, docierających do cieków ze stawów hodowlanych, może stanowić aż 70% zawartości fosforu w wodzie (Gołdyn i in. 2004). Oczywiście w przypadku Słopicy nie są to typowe, produkcyjne stawy hodowlane, jednak należy uznać, że nawet połowa tej wartości dla tak niewielkiego ciek jak Słopica jest wartością istotną. Przykład Słopicy pozwala wnioskować, że inne cieki płynące w pobliżu stawów hodowlanych są także narażone na spływ do nich znacznego ładunku biogenów. Podobne zależności można obserwować w jeziorach, których zanieczyszczanie, niewłaściwie prowadzona gospodarka rybacka i wędkarska, polegająca na zarybianiu nieodpowiednimi gatunkami, czy nagminne wycinanie roślinności naczyniowej w niewłaściwej porze roku może doprowadzić do nieodwracalnych zmian biologicznych i ekologicznych wód (Witkowski 2002, Czerniawski i Piasecki 2004). Spotęgowana działalnością człowieka eutrofizacja jest ogólnie znanym problemem, dotyczącym coraz większej liczby zbiorników wodnych również tych, uznawanych za czyste i odporne na degradację. Zaznaczyć tutaj należy, że eutrofizacja jest procesem naturalnym, natomiast działalność człowieka może znacznie przyspieszyć jej tempo.

Biorąc pod uwagę stan ekologiczny wód dorzecza Drawy, należy uznać, że najmniej zagrożonym odcinkiem zlewni Drawy jest jej środkowy odcinek wraz z Korytnicą i Płociczną, szczególnie ten znajdujący się w granicach Drawieńskiego Parku Narodowego. Stan ten nie zmienia się przynajmniej od 30 lat, czyli od czasu utworzenia DPN. Ma na to niewątpliwy wpływ ochrona obszarowa oraz przede wszystkim obecność terenów leśnych, redukujących

spływ ładunku obszarowego (Szyper i Gołdyn 2002). Jednakże wspomniany wyżej przypadek zanieczyszczania Drawy i Słopicy może w perspektywie czasu przełożyć się na pogorszenie stanu wód Drawy w granicach DPN. Podobna sytuacja występuje w Korytnicy i Płocicznej, rzekach uchodzących do Drawy na terenie DPN, których górne odcinki lub ich dopływy narażone są na zwiększony spływ biogenów. Jednak rzeki te na długich odcinkach nie są uregulowane, nie są przekształcone, co daje im możliwość efektywnego samooczyszczania. Stąd w żadnym wypadku nie należy tego naturalnego stanu zmieniać.

Powszechnie wiadomo, że poprzeczne budowle hydrotechniczne wpływają negatywnie na strukturę nie tylko rzecznej ichtiofauny, ale również organizmów bezkręgowych czy typowo rzecznej roślinności (Penczak 1994, 1995, Penczak i in. 1998, Penczak i Sierakowska 2003, Augustyn i Witkowski 2008). W wyniku zabudowy rzeki powstaje bariera, nie tylko fizyczna (techniczna), ale również ekologiczna z siedliskiem niesprzyjającym wymaganiom większości organizmów typowych dla wód płynących (Kukuła i in. 2008). W stosunku do lat sprzed realizacji projektu LIFEDrawaPL, liczba zapór nie zmniejszyła się w obszarze całej Drawy oraz jej dopływach. Jednak istotnie zmienił się stosunek przegród posiadających efektywnie działającą przepławkę do przegród bez przepławki. Sytuacja ta uległa wyraźnej poprawie (Tab. 1, Rys. 1). Zbudowano sześć nowych skutecznie działających przepławek – pięć na Drawie (Kamienna, Złocieniec, Drawsko Pomorskie, Głęboćek) i dwie na Korytnicy (Jażwiny, Sówka). W związku z tym udroźniona została cała Drawa i Korytnica. W każdym razie, podobnie jak w poprzednich latach, nieznacznie większa liczba poprzecznych przegród rzek notowana jest w dopływach lewostronnych niż prawostronnych oraz w odcinku dolnym niż górnym. Stwierdzić więc można, że w zlewni całej Drawy warunki migracyjne ryb uległy poprawie. Jednak istnieją jeszcze miejsca, które wymagają pilnego udroźnienia, a należą do nich przegroda elektrowni wodnej Borowo na Prostyni i próg wodny na Korytnicy w miejscowości Stara Korytnica. Dotyczy to również dopływów Drawy, a mianowicie Cieszynki i Młynówki. Ponadto w dorzeczu Drawy spotyka się także wiele nieczynnych już budowli hydrotechnicznych, utrudniających rybom swobodny przepływ, np. na Szczucznej, Płocicznej, Rakoniu i Człopicy.

Tab. 1. Liczba zidentyfikowanych zagrożeń dla ichtiofauny zasiedlającej wody zlewni rzeki Drawy (w nawiasach znajdują się dane sprzed realizacji projektu LIFEDrawaPL)

Zagrożenia	Zlewnia Drawy			
	Górnej	Środkowej	Dolnej	Razem
Zapory z przepławką	3 (0)	5 (2)		8 (2)
Zapory bez przepławki	5 (8)	6 (9)	12	23 (29)
Naturalne zapory	1	3	5	9
Niekontrolowany zrzut ścieków	6	6	5	17
Stawy hodowlane	4	4	6	14
Razem	19	24	28	71

Przed realizacją projektu LIFEDrawaPL problem migracji ryb wędrownych w wodach płynących dorzecza Drawy dotyczył właściwie całego dorzecza, oprócz rzeki Płociczna (Czerniawski i in. 2008 b, 2016). Poprzednio kluczowym zagrożeniem dla migracji ryb była

przegroda poprzeczna elektrowni Kamienna (na 32 km rzeki), która była wyposażona w przepławkę komorową, jednak nieskuteczną. Dopiero po 2019 roku, kiedy zbudowano nową przepławkę szczelinową, droga do dorzecza powyżej elektrowni Kamienna została dla ryb otwarta, również dla łososa atlantyckiego. Świadczą o tym przeprowadzone przez Dębowskiego i innych badania migracji ryb przez tę przepławkę i potwierdzona skuteczność jej działania (Raport naukowy 2022).

W drugorzędowych i trzeciorzędowych dopływach Drawy zanotowano tę samą liczbę i te same zapory bobrowe mogące utrudniać migrację ryb. Zapory bobrowe, ciągle istniejące w tych samych miejscach, świadczą o znikomym wpływie warunków hydrologicznych na stan tych zapór. Przykładowo, w ciekach wyżynnych zapory bobrowe są zazwyczaj niszczone przy wysokim stanie wód, wysokim przepływie i szybkim prądzie wody. Jak zaobserwowano w przypadku dorzecza Drawy leżącego na terenie nizinnym i pojeziernym, nie istnieją fizyczne czynniki, które mogłyby niszczyć istniejące zapory w okresie intensywnej migracji ryb. Aktywność bobrów objawiająca się budowaniem zapór piętrzących wodę w cieku przyczynia się do powstania w tym cieku gwałtownych zmian hydrologicznych, co w konsekwencji prowadzi do zmian w strukturze biologicznej, w tym ichtiofauny (Krylov 2002, Kemp 2012). Jest to szczególnie dobrze widoczne właśnie w ciekach nizinnych o cechach właściwych dla ryb łososiowatych, które w wyniku długich piętrzeń i skutków fizyczno-chemicznych ograniczają możliwości bytowania tych ryb (Domagała i in. 2013). Problem dotyczący piętrzeń bobrowych nie jest oczywiście tak znaczny, jak problem zbiorników zaporowych budowanych przez człowieka, tym bardziej że są to zmiany naturalne. Jednak piętrzenia bobrowe mogą wywoływać istotne zmiany w wartościach wskaźników abiotycznych i biotycznych, szczególnie w przypadku cieków nizinnych (Czerniawski i in. 2017 b).

Reasumując, można jednoznacznie stwierdzić, że zlewnia rzeki Drawy, jak na swoją stosunkowo niewielką powierzchnię, w dalszym ciągu poddana jest wielu zagrożeniom antropogenicznym, wpływającym na relatywnie szybki proces niekorzystnych zmian wód zarówno troficznych, fizyko-chemicznych, biologicznych, jak i ekologicznych. Zlikwidowano najważniejsze przeszkody w migracji ryb, utworzono wiele półnaturalnych piętrzeń żwirowych stabilizujących przepływ wody i będących jednocześnie tarliskami ryb łososiowatych. Należy jeszcze rozważyć likwidację lub wyposażenie w przepławki niektórych przegród, które są zagrożeniem w migracji lokalnych populacji pstrąga potokowego, lipienia i brzany. Rzecz jasna ważne są też tutaj inne gatunki, niemające żadnego znaczenia gospodarczego, np. głowacz białopłetwy, kiełb, piekielnica, strzebla potokowa czy koza pospolita. Obecnie największym problemem dorzecza Drawy jest kryzys hydrologiczny i postępująca bardzo gwałtownie eutrofizacja jezior przepływowych. Pierwszy problem możliwy jest do rozwiązania w wyniku zaprzestania lub ograniczenia meliorowania odprowadzającego wodę z niektórych obszarów. Prowadzi to do ograniczenia możliwości gruntowej retencji wody, co dotyczy szczególnie górnej Drawy i górnych odcinków dopływów Drawy środkowej i dolnej. Rozwiązaniem drugiego problemu jest ograniczenie zrzutu do wód nieoczyszczonych ścieków, jak również racjonalne, a przede wszystkim efektywne zarządzanie gospodarką ściekową. Głównym wyzwaniem jest tutaj modernizacja gminnych oczyszczalni ścieków. Pośrednim, ale równie ważnym, rozwiązaniem tego problemu jest renaturyzacja uregulowanych odcinków cieków w dorzeczu Drawy, przez co poprawie ulegnie zdolność samooczyszczania wód płynących.

2. Wpływ przeprawek na kształt warunków pokarmowych.

2.1 Wstęp

Rzeki i strumienie stanowią unikalne środowisko, będące zarówno miejscem życia, jak i korytarzem ekologicznym nie tylko dla ryb anadromicznych, ale także dla bezkręgowców wodnych a nawet makrofitów. Głównym problemem właściwego funkcjonowania tego rodzaju ekosystemów jest budowa sztucznych barier, które nie tylko uniemożliwiają migrację organizmom, ale także w części zmieniają środowisko z reofilicznego na limniczne. Tego rodzaju alteracje wpływają zarówno na biocenozę powyżej zapor, jak i poniżej niej. Pojawienie się sztucznych barier na rzekach może prowadzić do ustąpienia migrujących zwierząt wodnych, co może zakłócić całą strukturę troficzną. Dodatkowo, powyżej tamy zachodzi akumulacja drobnej materii cząsteczkowej (FPOM), co prowadzi do intensyfikacji procesów beztlenowych oraz obniżenia wskaźnika jakości wody. Kolejnym problemem są zmiany w prędkości przepływu wody, związane z zanikaniem lub całkowitą utratą gatunków reofilnych. Wszystkie wyżej wymienione zmiany wpływają znacząco na pogorszenie się bazy pokarmowej dla ryb.

W celu udrożnienia korytarza ekologicznego, tworzy się przepławki dla ryb. Wśród nich wyróżnia się przepławki techniczne, seminaturalne i naturalne. Jak sugeruje nazwa, przepławki naturalne są projektowane tak, aby imitować naturalny ciek wodny. Konfiguracja koryta rzecznoego powinna odzwierciedlać sekwencję bystrzy i wypłyceń tak jak obserwuje się to w naturalnych strumieniach. Techniczne przepławki rybne są najczęściej budowane jako stopniowe schody dla ryb. Charakterystyczne dla nich jest zmniejszenie prędkości wody w basenach i zwiększenie przepływu przez przegrodę oddzielającą basen. Seminaturalne przepławki łączą zalety przepławek technicznych i naturalnych. Do ich budowy używane są naturalne elementy, takie jak faszyna czy kamienie.

Nadal trudno w pełni określić jak dużą rolę mogą spełniać przepławki jako siedlisko życia dla bezkręgowców wodnych, ze względu na niewielką liczbę badań nad tym zagadnieniem. Wyniki omawianego badania przybliżają rolę i funkcje przepławek w odniesieniu do organizmów bentosowych w rzekach, będących bazą pokarmową dla ryb.

2.2 Materiał i Metody

A. Obszar badań

Badania były prowadzone na trzech przepawkach zlokalizowanych w dorzeczu Drawy:

a. Przepławka na Drawie

Wytypowane stanowisko znajduje się w miejscowości Głębocek, w Drawskim Parku Krajobrazowym. Przepławka jest umiejscowiona na rzece Drawa, ma charakter bystrotoku, w formie kanału obiegowego. Łączna długość przepławki wynosi 110 m, a jej maksymalna głębokość to około 1,5m. W przepławce zachowano sekwencje bystrze-płoso. Została wykonana przy zaporze, jaką stanowi nieczynny już młyn wodny. Zapora piętrzy wodę na wysokość od 2,5m do 3m.

b. Przeplawka na Korytnicy

Stanowisko znajduje się w Jażwinach, w otulinie Drawieńskiego Parku Narodowego, na rzece Korytnica. Przeplawka ma charakter kanału obiegowego o konstrukcji ryglowej. Występujące w niej głazy, które pełnią funkcję spowalniającą prąd wody, nie tworzą zamkniętych komór. Długość przeplawki wynosi około 65m, a głębokość maksymalnie sięga 0,4 m. Przeplawka została wybudowana przy niewielkiej elektrowni wodnej, która piętrzy wodę na wysokość około 1,2m.

c. Przeplawka na Słopicy

Przeplawka znajduje się w miejscowości Gładysz, na rzece Słopica. Jest to przeplawka typu komorowego, którą pokryły liczne makrofity. Posiada heterogeniczne dno o kamienistym podłożu. Przeplawka ma około 37 m długości i 0,4 m głębokości. Powstała przy zaporze, która piętrzy wodę na wysokość 4 m na potrzeby nieistniejącego już młyna.

Wyniki badań parametrów fizykochemicznych wody przedstawiono w tabeli 1.

Tab. 1 Parametry fizykochemiczne wody na badanych stanowiskach (TDS – Total Dissolved Solids – związki rozpuszczone).

	Sezon	Temperatura (°C)	O ₂ (mg l ⁻¹)	pH	Przewodność (μS)	TDS (mg l ⁻¹)	Chlorofil α (μg l ⁻¹)	Prędkość (m s ⁻¹)	Szerokość (m)	Głębokość (m)	Przepływ (m ³ /s)
Drawa		1	5,6	,4	56	,1639	,6	,2		,5	,9
Drawa		,1	,17	,66	77	,1705	,3	,18		,5	,81
Korytnica		1	9,3	,27	87	,184	,3	,73	1,7	,5	,28
Korytnica			2	,62	88	,1848	6	,49	1,7	,5	,59
Słopica		1	,62	,28	34	,15	,4	,38	,5	,3	,51
Słopica		,7	0,2	,48	65	,1699	,9	,36	,5	,2	,32

B. Metody poboru prób

Materiał był pobierany regularnie zarówno wiosną, jak i jesienią 2023 roku. Łącznie pobór obejmował 16 prób.

Przez cały okres prowadzenia badań mierzono na każdym ze stanowisk następujące parametry fizyko-chemiczne wody: temperatura, stężenie tlenu rozpuszczonego, pH, przewodność elektrolityczna, TDS, chlorofil α. Wszystkie parametry fizyko-chemiczne wody były badane za pomocą urządzenia HYDROLAB DS5X.

Każde z wytypowanych stanowisk było badane w trzech punktach: w zbiorniku zaporowym powyżej przeplawki, wewnątrz przeplawki oraz w cieku poniżej przeplawki.

Metoda odłowu organizmów bentosowych wymagała użycia czerpaka entomologicznego, posługując się metodą „kick-sampling” przez 30 sekund. W przypadku występowania roślinności na stanowisku również pobierano czerpakiem próbę w miejscu, które

porastały. Przy poborze prób uwzględniono wszystkie mirkosiedliska, tak aby uzyskać pełny obraz różnorodności bezkręgowców je zasiedlających.

Pobrany materiał przekładano do pojemników, próby konserwowano alkoholem etylowym 96%. Próby przebierano w laboratorium, a następnie oznaczono w miarę możliwości do poziomu rodziny lub możliwie najniższego poziomu taksonomicznego.

2.3 Wyniki

W trakcie prowadzonych badań, na wszystkich stanowiskach stwierdzono obecność 30812 organizmów zgrupowanych w 69 taksonach. Najwięcej organizmów stwierdzono wiosną w przepławce na Korytnicy – 8467 osobników, najmniej zaś jesienią w zbiorniku zaporowym na Drawie – 59 osobników (Tab. 2.). Najwięcej taksonów stwierdzono w korycie rzeki poniżej przepławki na Słopicy jesienią – 30 taksonów, najmniej zaś w tym samym okresie i na tej samej rzece w przepławce – 8 taksonów (Tab. 2.).

a. Drawa

Zarówno w okresie wiosennym jak i jesiennym w przepławce oraz w korycie poniżej jej ujścia do rzeki stwierdzono większą liczbę taksonów aniżeli w zbiorniku zaporowym. Dodatkowo w okresie wiosennym w przepławce stwierdzono wyższą liczebność osobników aniżeli w zbiorniku zaporowym, natomiast na jesień w przepławce i w korycie poniżej ujścia przepławki notowano znacznie wyższe liczebności organizmów aniżeli w zbiorniku zaporowym.

W przepławce na Drawie licznie występowały gatunki reofilne, często nie spotykane w zbiorniku zaporowym takie jak: kielże (Gammaridae), jętki (rodziny Baetidae, Heptageniidae) czy chruściki z rodziny Hydropsychidae (Suplement 1).

b. Korytnica

W okresie wiosennym w Korytnicy w przepławce oraz w korycie poniżej przepławki notowano wyższą liczbę taksonów aniżeli w zbiorniku zaporowym. Wiosną, podobnie jak w przypadku rzeki Drawy, najwięcej osobników bezkręgowców bentosowych notowano w przepławce. Na jesień w przepławce odnotowano mniejszą liczbę taksonów aniżeli na pozostałych stanowiskach, jednakże w przepławce oraz w korycie poniżej przepławki odnotowano znacznie wyższe liczebności organizmów aniżeli w zbiorniku zaporowym.

W przepławce na Korytnicy stwierdzano największe liczebności taksonów reofilnych, niekiedy kilkukrotnie liczniej występujące aniżeli w korycie poniżej przepławki. Należą do nich kielże (Gammaridae), jętki (Baetidae, Caenidae, Heptageniidae) z których to tylko w przepławce stwierdzono rodzinę Ephemerellidae, chruściki z rodziny Hydropsychidae oraz muchówki z rodziny Simuliidae (Suplement 1).

c. Słopica

Przepławka na Słopicy zarówno wiosną jak i jesienią cechowała się najniższą liczbą taksonów oraz najmniejszą liczebnością osobników bezkręgowców bentosowych w porównaniu do pozostałych dwóch badanych odcinków.

W przepławce na Słopicy w obu okresach badawczych najliczniejszą grupą organizmów były taksony limniczne: ośliczka wodna (*Asellus aquaticus*) oraz larwy ochotek (Diptera: Chironomidae) (Suplement 1).

Tab. 2. Liczba taksonów oraz liczebność bezkręgowców bentosowych stwierdzonych na badanych stanowiskach.

Stanowisko	Sezon	Typ stanowiska	Liczba taksonów	Liczebność
Drawa	Wiosna	Zbiornik zaporowy	10	98
		Przepławka	13	123
		Koryto	12	84
	Jesień	Zbiornik zaporowy	12	59
		Przepławka	16	301
		Koryto	17	400
Korytnica	Wiosna	Zbiornik zaporowy	17	134
		Przepławka	19	8467
		Koryto	22	141
	Jesień	Zbiornik zaporowy	26	460
		Przepławka	24	2022
		Koryto	26	2743
Słopica	Wiosna	Zbiornik zaporowy	27	5120
		Przepławka	24	1634
		Koryto	25	3072
	Jesień	Zbiornik zaporowy	25	2441
		Przepławka	8	168
		Koryto	30	3345

2.4 Wnioski

- Przepławki w formie bystrotoku oraz ryglowej nie tworzące zamkniętych komór najchętniej zasiedlane są przez reofilne gatunki bezkręgowców, typowe dla wód płynących.
- Przepławka typu seminaturalnego zasiedlana jest w znacznym stopniu przez nieliczne, aczkolwiek osiągające znaczne zagęszczenie taksony limniczne, charakterystyczne dla wód stojących.
- Przepławki w formie bystrotoku oraz ryglowej nie tworzące zamkniętych komór mogą stanowić, szczególnie w okresie wiosennym, dobre miejsce do rozradzania się reofilnych bezkręgowców bentosowych zwiększając tym samym bazę pokarmową dla ryb w dole rzeki.

3. Wpływ sztucznych tarlisk i zmian morfologicznych, hydrologicznych na kształt warunków pokarmowych, na produkcję makro- i mikrobezkręgowców.

3.1 Wstęp

Osad jest istotnym składnikiem ekosystemów rzecznych, a równowaga transportu i sedymentacji osadów ma istotny wpływ na biotę wodną. Jednak antropogeniczne przekształcenia cieków, takie jak budowa tam, przerywają ciągłość transportu osadów w ekosystemach rzecznych poprzez tworzenie się zbiorników zaporowych i następującą po tym regulację przepływu. Obserwuje się gromadzenie osadów (piasek i żwir) powyżej tamy i zbiornika, kosztem dolnego biegu rzeki. To zmniejszenie ilości małych cząstek osadów w dnie rzeki zmienia morfologię dolnego koryta, co szkodliwie wpływa na struktury siedliskowe dla organizmów wodnych oraz funkcję ekologiczną poniżej tamy. Skutki te obejmują utratę różnorodności bezkręgowców, degradację miejsc tarliskowych dla ryb czy nadmierny wzrost glonów nitkowatych.

Aby zaradzić temu deficytowi osadów w dolnym biegu rzeki i złagodzić zmiany morfologiczne wynikające z niedostatku osadów, opracowano kompleksowe strategie zarządzania osadami na całym świecie. Uzupełnianie lub wymiana osadów to technika polegająca na sztucznym dodawaniu lub wymianie osadów o wielkości nośnej do koryta rzeki poniżej tamy.

Podobną techniką renaturyzacji jest uzupełnianie żwiru, szeroko stosowane w rzekach regulowanych w celu odtworzenia tarlisk łososiowych. Metoda ta polega na umieszczaniu stosunkowo dużych materiałów rzecznych, od żwiru do głazu, na dnie rzeki. Jej fizyczne i ekologiczne skutki dla ekosystemu rzeczного obejmują zwiększenie obszaru sekwencji bystrze-płoso, poprawa warunków fizykochemicznych dla tarła łososia oraz wzrost biomasy i różnorodności ryb oraz makrobezkręgowców. Bezkręgowce wodne odgrywają ważne role w funkcjonowaniu ekosystemu rzeczного, na przykład w produkcji wtórnej i jako rdzeń przepływu energii przez sieć troficzną. Wielu autorów sugeruje potrzebę oceny efektów rekonstrukcji struktur bezkręgowców po przeprowadzeniu takiej renaturyzacji, dla lepszego zrozumienia konsekwencji takich działań w rzekach regulowanych.

3.2 Metodyka

W badaniach posłużono się wynikami monitoringu biologicznego prowadzonego przez pracowników Katedry Hydrobiologii Uniwersytetu Szczecińskiego z listopada 2018 roku. W celu przeprowadzenia badań wytypowano następujące stanowiska na rzece Drawie, poddanych uzupełnieniu substratu dna o frakcję żwirową w 2019 roku: Drawa w miejscowości Prosino, Drawa w Kuźnicy Drawskiej, Drawa w Rzepowie oraz Drawa w Drawsku Pomorskim. Każdy badany odcinek charakteryzował się innym otoczeniem najbliższej zlewni: Drawa w Prosinie – krajobraz rolniczy i leśny, Drawa w Kuźnicy Drawskiej – lasy, Drawa w Rzepowie – krajobraz rolniczy, Drawa w Drawsku Pomorskim – tereny zurbanizowane.

Próby do kontroli pobierano w październiku 2023 roku, za pomocą drągi dennej o szerokości ramy 25 cm i wielkości oczka siatki 0,5 mm, stosując metodę kick-sampling w czasie 60 sekund. Podczas poboru prób uwzględniono wszystkie mikrosiedliska występujące w rzece. Próby przetransportowano do laboratorium, posortowano i oznaczono do poziomu rodziny (z wyjątkiem Oligochaeta i Hydracarina).

3.3 Wyniki

Na wszystkich badanych stanowiskach zarówno w 2018 roku jak i w 2023 stwierdzono obecność 61 taksonów oraz odłowiono 3580 osobników bezkręgowców bentosowych. Najwięcej taksonów – 24, stwierdzono w Prosinie przed zabiegami renaturyzacyjnymi, najmniej zaś w Drawsku Pomorskim, również przed zabiegami renaturyzacyjnymi (Tab. 1.). Największą liczbę organizmów stwierdzono w Kuźnicy Drawskiej po zabiegach renaturyzacyjnych (1042 osobniki), najmniejszą zaś w Drawsku Pomorskim przed zabiegami renaturyzacyjnymi (21 osobników, Tab. 1.).

Tab. 1. Liczba taksonów oraz liczebność bezkręgowców bentosowych na badanych odcinkach rzeki Drawy przed zabiegami renaturyzacyjnymi (lis.18) i po tych zabiegach (paź.23).

Stanowisko	Data	Liczba taksonów	Liczebność
Prosino	lis.18	24	875
Prosino	paź.23	13	238
Drawsko	lis.18	7	21
Drawsko	paź.23	9	200
Rzepowo	lis.18	20	398
Rzepowo	paź.23	12	84
Kuźnica	lis.18	22	722
Kuźnica	paź.23	12	1042

a. Prosinko

Na stanowisku w Prosinie po przeprowadzeniu zabiegów renaturyzacyjnych obserwowano znaczny spadek liczebności bezkręgowców bentosowych. Liczba taksonów spadła niemal dwukrotnie natomiast liczebność poszczególnych taksonów ponad trzykrotnie (Tab. 1.). Szczególnie niekorzystne działania dotyczyły malakofauny, której to nie obserwowano w badaniach po zabiegach renaturyzacyjnych (Suplement 2).

b. Drawsko Pomorskie

Na stanowisku w Drawsku pomorskim przed przeprowadzeniem działań renaturyzacyjnych obserwowano uboższą faunę bezkręgowców, zarówno pod względem liczby taksonów jak i ich liczebności (Tab. 1.). Należy zwrócić uwagę na fakt, że po przeprowadzeniu renaturyzacji w tym miejscu, w cieku stwierdzono obecność larw chrzączki reofilnego *Hydropsychidae*, których nie obserwowano przed renaturyzacją (Suplement 2).

c. Rzepowo

Na stanowisku w Rzepowie obserwowano drastyczny spadek w liczebności organizmów bentosowych po przeprowadzeniu renaturyzacji. Podobnie prawie dwukrotnie spadła liczba obserwowanych taksonów (Tab. 1.). Również i na tym stanowisku zmiany okazały się najmniej korzystne dla malakofauny (Suplement 2)

d. Kuźnica Drawska

W kuźnicy Drawskiej obserwowano znaczny spadek liczebności taksonów po przeprowadzeniu zabiegów renaturyzacyjnych oraz znaczny wzrost liczebności organizmów (Tab. 1.). Jest to związane prawdopodobnie ze zwiększeniem prądu wody, homogenizacją dna i rozwojem jednej grupy organizmów – kielży (Gammaridae, Supplement 2).

3.4 Wnioski

- Na większości badanych stanowisk prowadzone prace renaturyzacyjne w postaci dosypania żwiru do koryta rzecznego spowodowały homogenizację środowiska i zubożenie fauny bezkręgowej, szczególnie pod kątem liczby organizmów. Przekłada się to na uboższą bazę pokarmową.
- Grupą bezkręgowców bentosowych najbardziej wrażliwą na tego typu działania jest malakofauna.
- Wydaje się, że jedyny pozytywny wpływ prowadzonych zabiegów na bezkręgową faunę denną obserwowany był na odcinku zurbanizowanym, charakteryzującym się złymi parametrami ekologicznymi przed renaturyzacją.
- Wydaje się więc zasadnym, aby do kolejnych zabiegów renaturyzacyjnych wybierać odcinki rzek silnie zdegradowane w obszarach zurbanizowanych bądź silnie przekształconych przez człowieka.

4. Wpływ małych elektrowni wodnych i małych zbiorników retencyjnych na warunki środowiskowe rzek na gospodarkę rybami wędrownymi.

4.1 Wstęp

Budowle hydrotechniczne jakimi są duże zapory wodne umiejscowione są na rzekach, powodując jej przegrodzenie. Głównym powodem realizacji takich przedsięwzięć jest funkcja ochrony przed powodzią. Wspomniane wcześniej zbiorniki zaporowe użytkowane są do retencjonowania wody, regulacja stosunków wodnych rzeki, produkcji energii elektrycznej oraz turystycznie (Traczewska, 2012). Według Prawa Wodnego zbiorniki zaporowe określane są mianem wody płynącej (Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (t.j. Dz. U. z 2021 r. poz. 2233 z późn. zm - art.22 pkt 3.). Choć prawne określenie mówi co innego, to zbiorniki zaporowe, nazywane sztucznymi jeziorami, posiadają wiele cech wód stojących. Od naturalnych jezior różnią się głównie asymetrią zbiornika, ponieważ najgłębsze miejsce znajduje się przy samej tamie i z biegiem rzeki wypłyca się (Traczewska, 2012). Ze względu na właściwości, głównie kumulowanie materii, zachodzą w nich zjawiska typowe dla wód stojących, głównie eutrofizacja (Kasza, 2009). Proces eutrofizacji jest zjawiskiem naturalnym, jednak w wyniku działań antropogenicznych następuje jego przyspieszenie, co ma negatywne skutki. Proces polega na przekształceniu ubogich w składniki odżywcze jezior oligotroficznych, w bogate jeziora eutroficzne. Wpływ antropogeniczny to przede wszystkim nadmierny dopływ związków biogennych, szczególnie wspomnianych we wcześniejszych podrozdziałach, azotu i fosforu (Gałczyński, 2008). Wiele badań (Jachniak, Jaguś, 2011;

Gruca-Rokosz i inni, 2011; Jachniak, Suchanek, 2015) potwierdza, że stan wód zbiorników jest eutroficzny lub nawet hipertroficzny. Wskazuje na to również skład gatunkowy glonów planktonowych. Porównanie w badaniu Kaszy (2017) zbiorników zaporowych posiadających różne rodzaje zlewni, pokazuje, że im jest ona naturalniejsza i w mniejszym stopniu przekształcona tym zbiorniki można zaklasyfikować na granicy oligotroficznych i mezotroficznych. Natomiast w przypadku wykorzystywania zlewni szczególnie w kierunku intensywnie wykorzystywane rolniczo zbiorniki posiadają cechy nawet hipertrofii. Celem pracy było określenie wpływu zapór wodnych na zmiany parametrów fizykochemicznych i biologicznych w rzece. Założono, że zaporę na rzece niezależnie od rozmiaru powoduje zmianę parametrów odcinka rzeki za nią na takie które są typowe dla jezior i dużych zbiorników zaporowych.

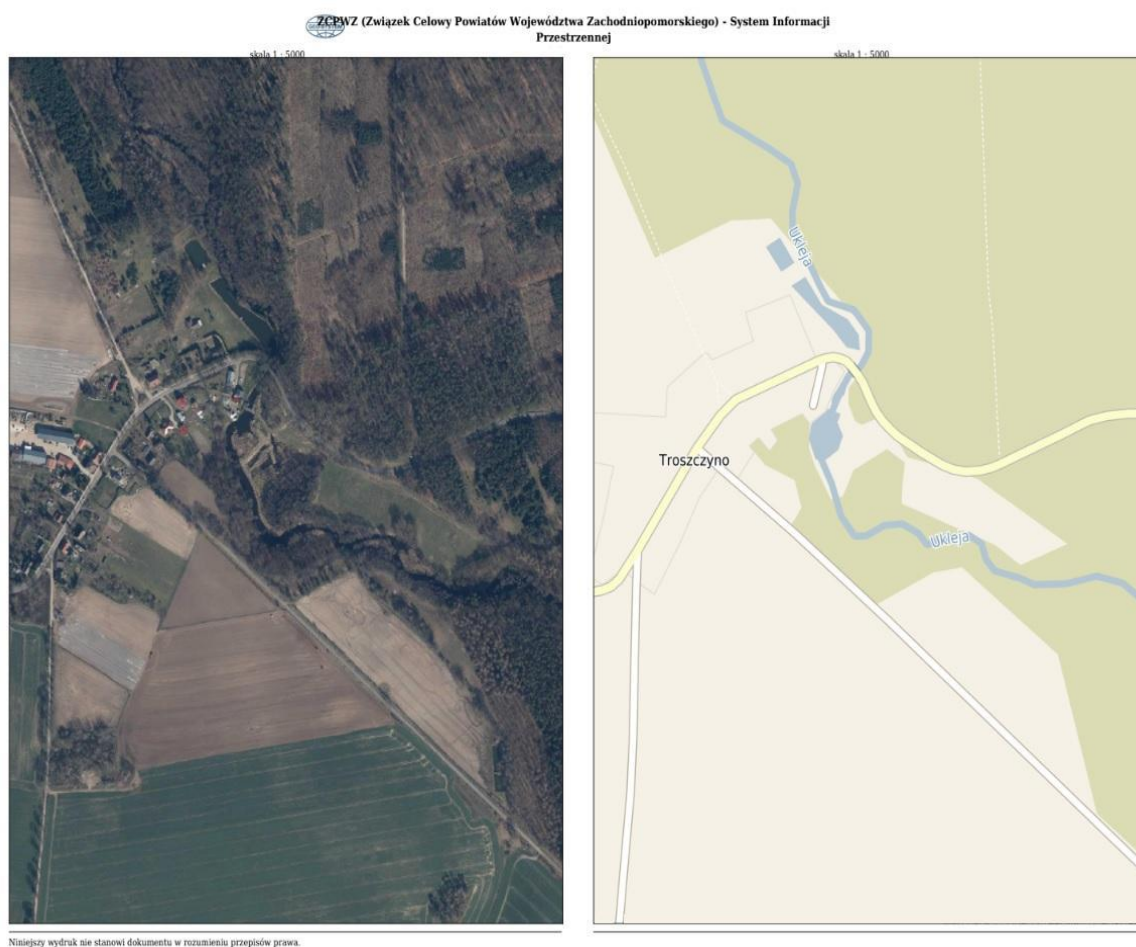
4.2 Metodyka

Na podstawie znajomości terenu i występujących na rzekach zapór wodnych dokonano wyboru 12 rzek, na których dokonano pomiary. Pomiary parametrów fizykochemicznych przeprowadzono we wszystkich miesiącach okresu letniego: czerwcu, lipcu, sierpniu i wrześniu. Pomiary wykonywane były w dwóch miejscach na danym cieku – przed zaporą i za zaporą (w górnej i dolnej wodzie zbiornika zaporowego) za pomocą sondy Hydrolab DS5. Mierzone parametry wykazane są w tabeli nr 2. Dodatkowo wyliczono parametry morfometryczne każdego zbiornika zaporowego korzystając z przewodnika Filipiaka i innych (1996). Parametry morfometryczne wykazane są w tabeli nr 1.

W celu wykazania istotnych różnic statystycznych pomiędzy górnym a dolnym stanowiskiem zapory wykonano test Kruskal-Wallisa ($P < 0.05$), natomiast dla wykazania istotnych korelacji pomiędzy parametrami fizykochemicznymi a morfometrycznymi zastosowano test Spearmana.

- **Troszczyno**

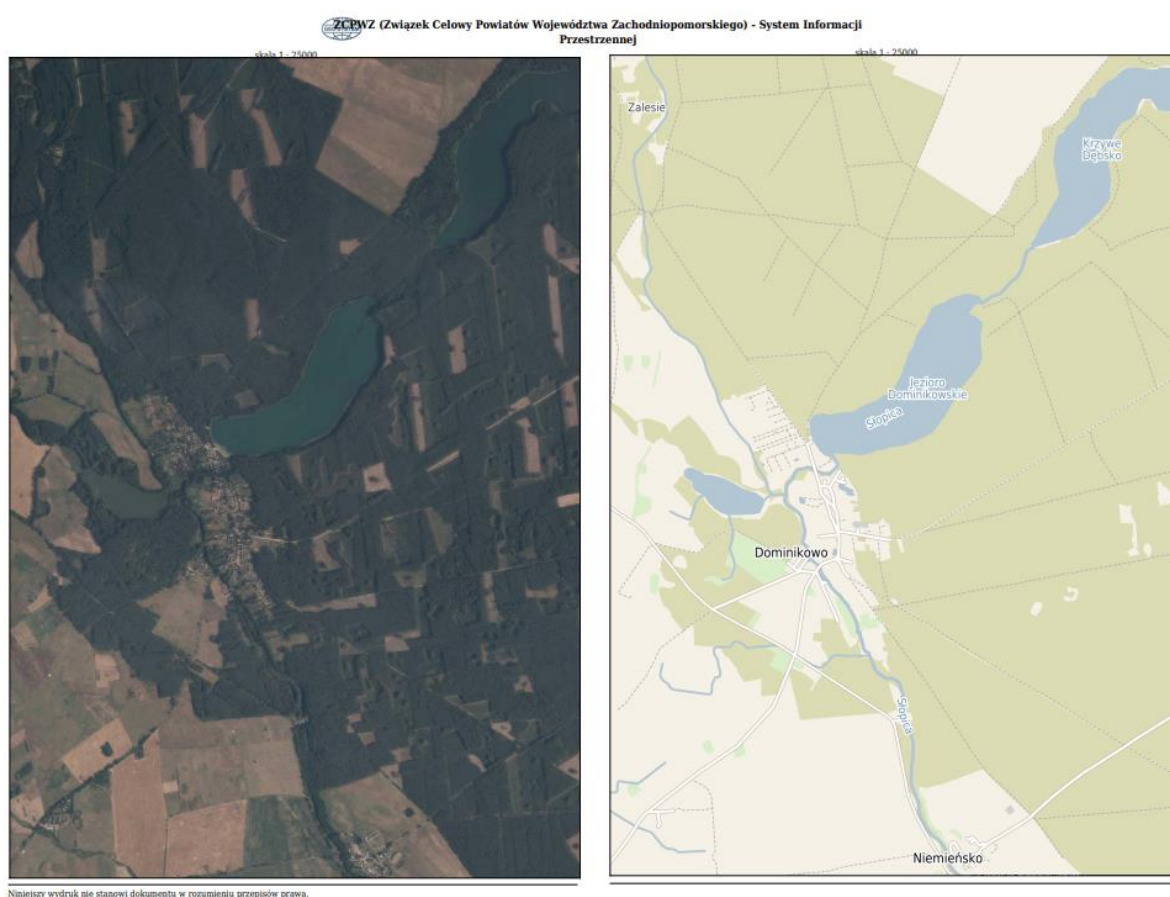
Zapora zlokalizowana na rzece Ukleja w pobliżu wsi Troszczyno jest najmniejszą badaną zaporą (rys.1). Usytuowana jest w województwie zachodniopomorskim, gminie Radowo Małe. Zapora jest częścią małej elektrowni wodnej MEW Troszczyno. Teren wokół zapory złożony jest z lasów iglastych oraz gruntów ornych. Sama rzeka płynie przez obszary leśne, rzadko wpływając na tereny rolne czy na tereny zabudowy, szczególnie wiejskiej. Rzeka wykorzystywana jest w lekkim stopniu w turystyce i rekreacji – do spływów kajakowych. Jest ona lewym dopływem Regi.



Rys. 1 Lokalizacja zbiornika zaporowego Troszczyno

- **Słopica**

W artykułach naukowych i mapach określana również nazwą Człopica, jest lewym dopływem Drawy (rys.2). Słopica jest strugą o długości 15 km. Swoje źródła ma przy jeziorze Szerokim, za którym przepływa przez 2 kolejne jeziora Długie i Dominikowo. Jest ciekim bardzo cennym z przyrodniczego punktu widzenia. Stanowi matecznik pstrąga potokowego oraz jelca dla środkowego odcinka Drawy. Wpada do Drawy na odcinku Drawieńskiego Parku Narodowego. Na 7 km strugi zlokalizowana jest zaporą będąca pozostałością po elektrowni wodnej, która piętrzy wodę na tyle wysoko, aby ukształtować zbiornik wody stagnującej. Zlewnia składa się głównie z terenów leśnych oraz gruntów rolnych.



Rys. 2 Lokalizacja zbiornika zaporowego na rzece Słopicy

- **Likowo**

Rzeka Rega przepływa przez jezioro zaporowe Lisowskie i zbudowaną u jego końca małą elektrownie wodną Likowo (rys.3). Jest to również województwo zachodniopomorskie w gminie Płoty. Jezioro powstało poprzez sztuczne przegrodzenie w pierwszej połowie XX wieku. Zapora uniemożliwiała aż do 2016 roku wędrówkę rybam na tarło – we wspomnianym roku dobudowano do Elektrowni Wodnej Likowo przepławkę (źródło internetowe nr 1). Rzeka w swoim zlewisku ma głównie obszary lasów liściastych, gruntów ornych oraz małe tereny luźnej zabudowy miejskiej oraz teren lotniska. Rega jest rzeką przymorską i uchodzi do Morza Bałtyckiego w Mierzynie – portu morskiego. Na jeziorze znajdują się zatoka, która jest ujściem rzeki Uklei. Rzeka jest również wykorzystywana turystycznie.



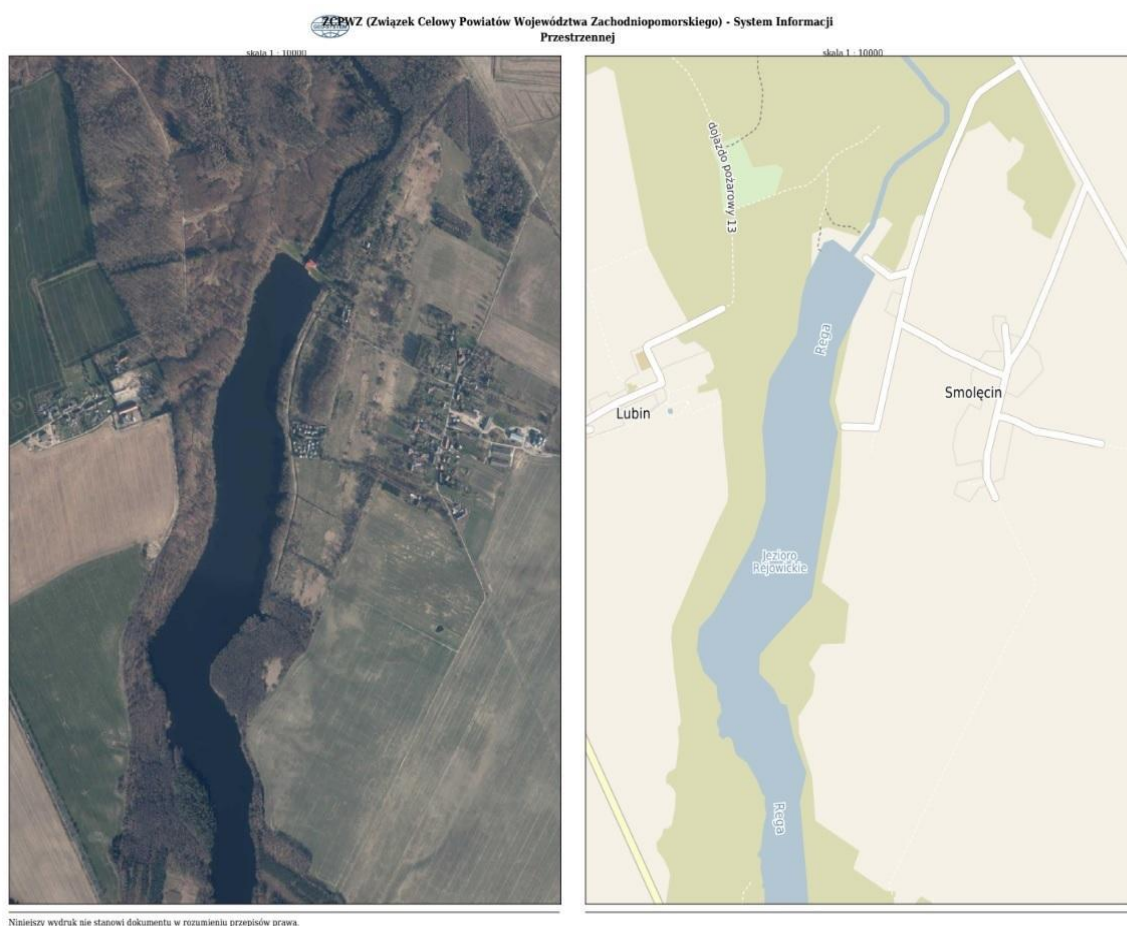
Rys. 3 Lokalizacja zbiornika zaporowego Likowo

- **Rejowice**

Jezioro Rejowickie jest kolejnym jeziorem retencyjnym powstałym na Redze (rys.3) poprzez zapórę ziemną, która została zbudowana w 1926 rok, aby wykorzystać spiętrzącą się wodę rzeki w Małej Elektrowni Wodnej Rejowice oraz by ujednolicić odpływy w porównaniu do wcześniejszego jeziora. Elektrownia „Rejowice” jest większa i posiada moc 1,6 MW (źr. Int. 2). Jezioro ma charakter przepływowy i zasilane jest wodami również rzeki Gardominki. Pokrycie terenu wzdłuż rzeki, jeziora i zapory to w najbliższym obszarze lasy liściaste i mieszane, natomiast w całej zlewni mamy doczynienia z gruntami ornymi, łąkami i pastwiskami oraz zabudowa miejska luźna i zwarta. Zapora uniemożliwia rybą anadromicznym dotarcie do górnej części rzeki na tarło oraz jest problemem dla młodych wracających do morza. Na rzece organizowane są spływy kajakowe oraz wiele zawodów wędkarskich (źr. Int. 3).

- **Rościno**

Jest to wieś w województwie zachodniopomorskim, w gminie Białogard i posiadała jedną z pierwszych podwodnych elektrowni wodnych położoną na rzece Parsęcie (rys.5). Obecnie, po modernizacji elektrowni, dokonano wielu zmian – budowę jazu, budynku

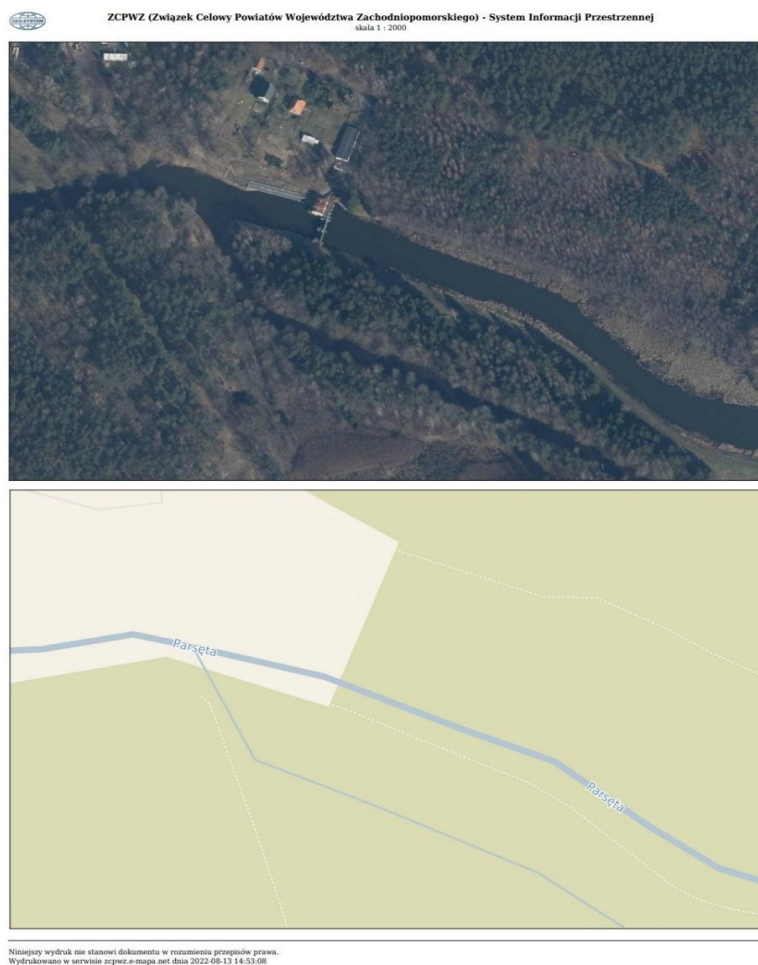


Rys. 4 Lokalizacja zbiornika zaporowego Rejowice

elektrowni oraz przepławki (Skurzyński, 2007). Jest to elektrownia przepływowa, której instalacja elektryczna biegnie w tunelu pod korytem rzeki. Moc elektrowni to nawet 2600 MWh (źr. Int.4). W przypadku tej zapory nie zostało utworzone jezioro zaporowe, jednak na zdjęciach

satelitarnych widoczne jest rozszerzenie koryta ponad i poniżej zapory. Pomimo istnienia przepławki uważano, że ryby z niej nie korzystają i wpływają w turbiny (źr. Int. 5).

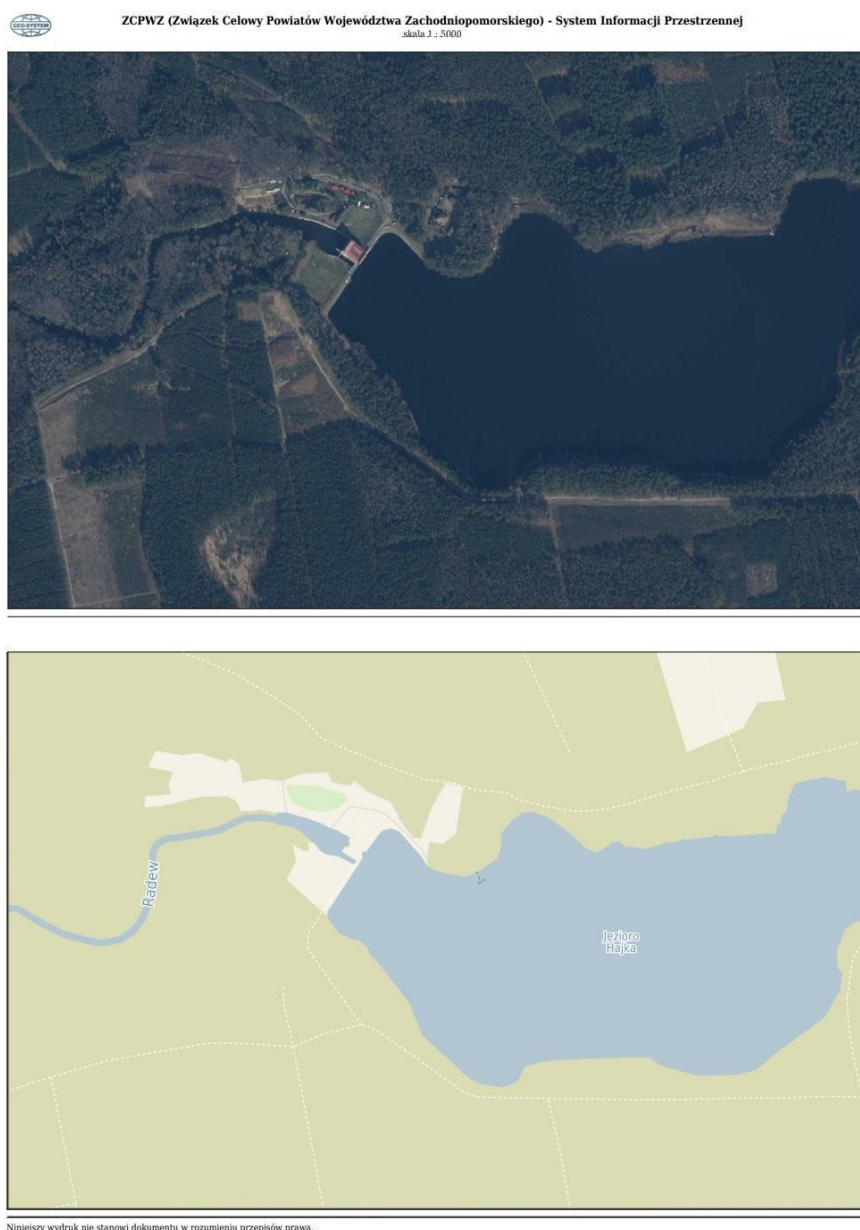
Parsęta również płynie przez tereny leśne, które znajdują się przy korycie. Na całej długości przepływa jednak przez wiele terenów zabudowanych, szczególnie dużych miast ze zwartą infrastrukturą, takich jak Białogard, który leży za zaporą. W zlewni znajduje się również wiele obszarów rolnych. Rzeka jest również wykorzystywana rekreacyjnie jako szlak kajakowy oraz do wędkarstwa.



Rys. 5 Lokalizacja zbiornika zaporowego Rościno

- **Hajka**

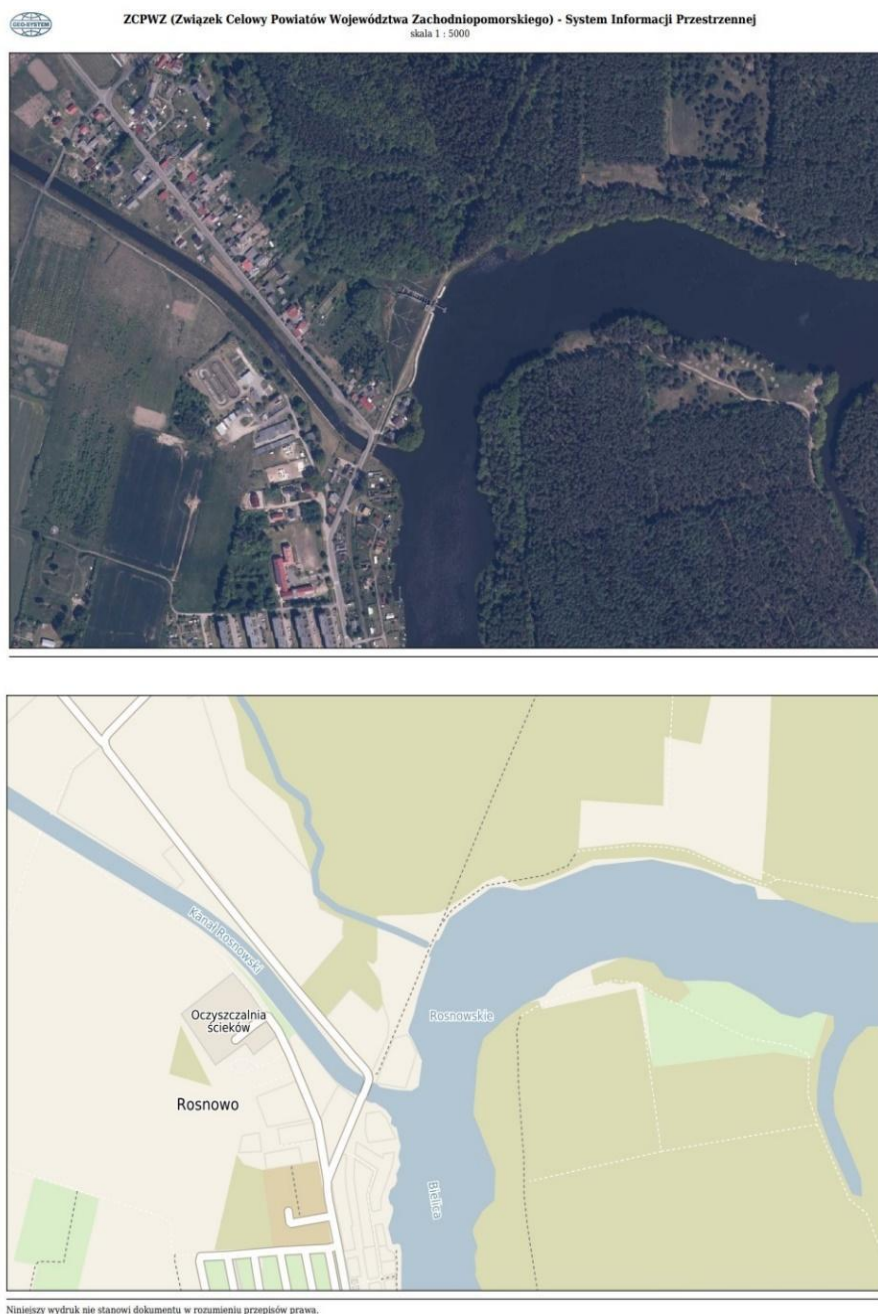
Jezioro Hajka jest kolejnym, powstałym antropogenicznie, jeziorem zaporowym. Leży w województwie zachodniopomorskim, na pograniczu gmin Manowo oraz Świeszyno (rys. 6). Na końcu jeziora zlokalizowana jest elektrownia wodna, której wody dalej płyną rzeką Radew (źr.int. 6). Elektrownia wodna posiada turbiny wspólnej mocy 1,27 MW (źr. Int.7). Radew jest prawobrzeżnym dopływem Parsęty. Jezioro cechuje się dużą rozciągłością, co jest charakterystyczne dla tych powstałych wskutek budowy zapory (źr. Int.6). Na wysokości zapory teren zlewni pokryty jest lasami iglastymi i liściastymi, natomiast rzeka poniżej zapory płynie głównie przez tereny orne i obszary luźnej zabudowy miejskiej.



Rys. 6 Lokalizacja zbiornika zaporowego Hajka

- **Rosnowo**

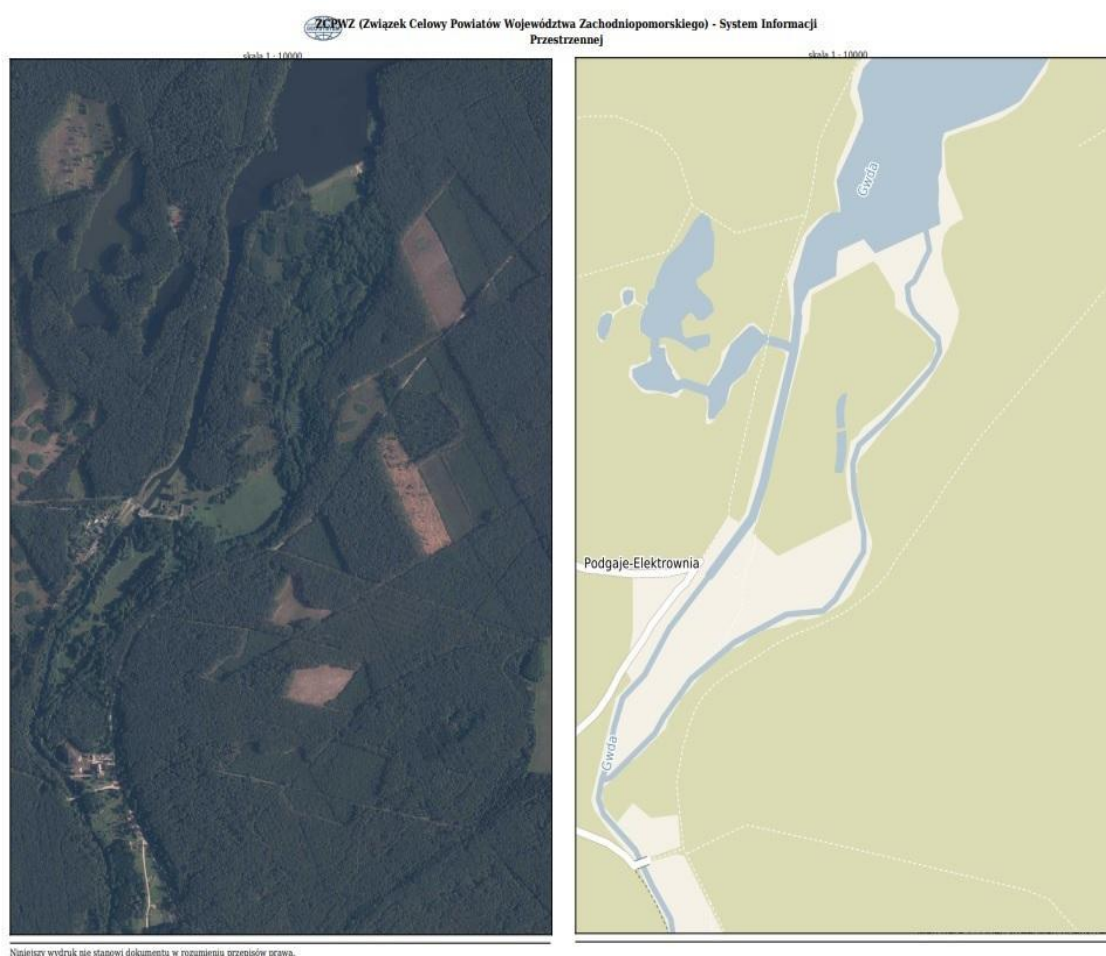
Poprzez spiętrzenie rzeki Radew powstał sztuczny zbiornik wodny – Jezioro Rosnowo (rys. 7). Znajduje się ono również w województwie zachodniopomorskim i gminie Manowo. Jest ono połączone kanałem z jeziorem Hajka. Jeziora łącznie posiadają ok 300ha powierzchni. Oba mają charakter przepływowy i są rynnowe (źr. Int. 8). Do jeziora, przed zaporą wpływa rzeka Bielica. Na zbiorniku Rosnowo utworzono elektrownie wodną o mocy nawet do 3,2 MW. Pełni on również funkcje przeciwpowodziową. Zlewnia składa się głównie z lasów iglastych. Oba jeziora wykorzystywane są turystycznie dla kajakarzy i wędkarzy.



Rys. 7 Lokalizacja zbiornika zaporowego Rosnowo

- **Grudnieńskie**

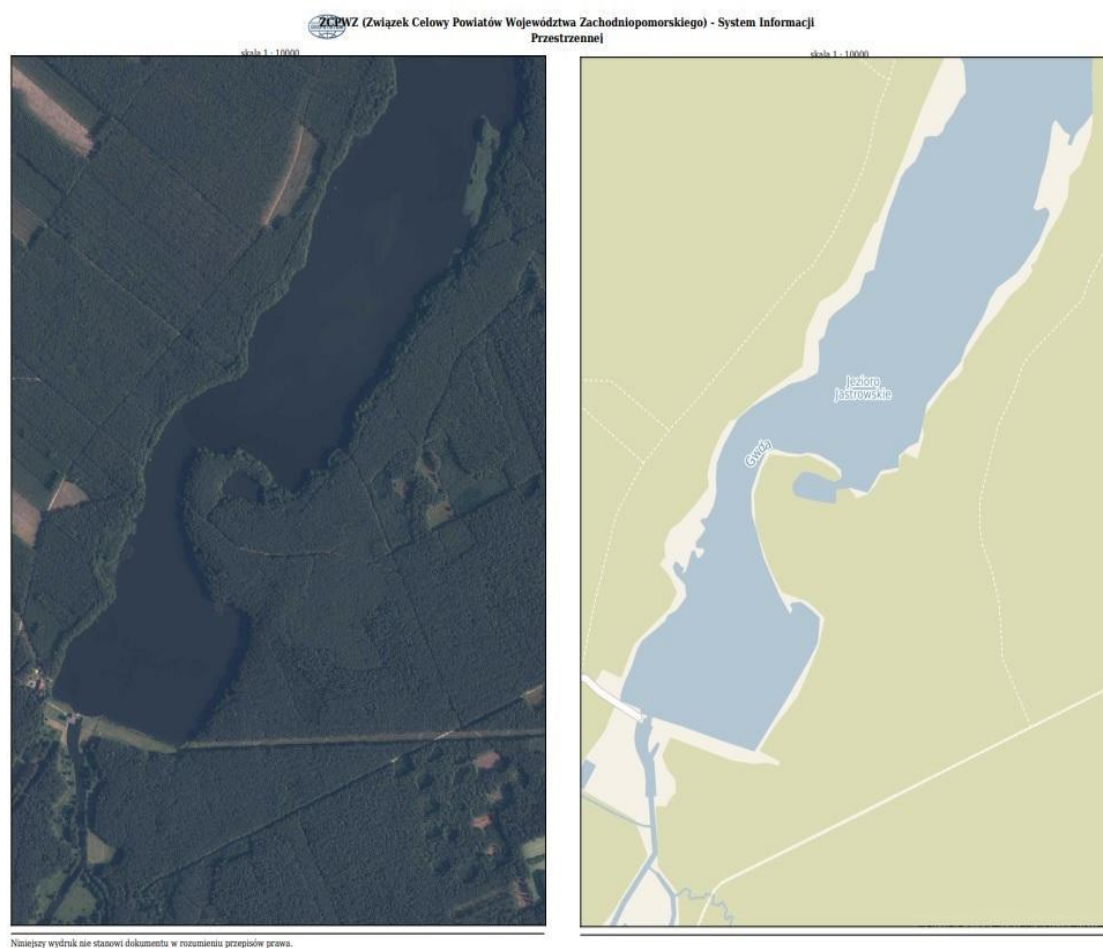
Elektrownia wodna Podgaje wybudowana w 1929 roku znajduje się na rzece Gwda. Położona jest w województwie wielkopolskim, w gminie Okonek (rys.8). Jest prawobrzeżnym dopływem Noteci. Zapora ziemna została usytuowana na 73 km rzeki i znajduje się za Jeziorem Grudnieńskim. Rzeka charakteryzuje się dużymi spadkami, co zostało wykorzystane przy planowaniu źródeł energii elektrycznej. Wody z Gwdy do elektrowni poprowadzone są specjalnym kanałem o długości około 900 m (źr. Int. 9). Łączna moc podzespołów daje średnią roczną ok 6500 MVh (Dąbrowski, 2012). Zapora ta rozpoczyna kaskadę zapór na rzece (źr. Int.10). Zlewnia składa się głównie z lasów liściastych i iglastych. Jak na większości rzek pojezierza odbywa się tutaj turystyka – kajakarze i wędkarze są stałymi bywalcami.



Rys. 8 Lokalizacja zbiornika zaporowego Grudnieńskie

- **Jastrowie**

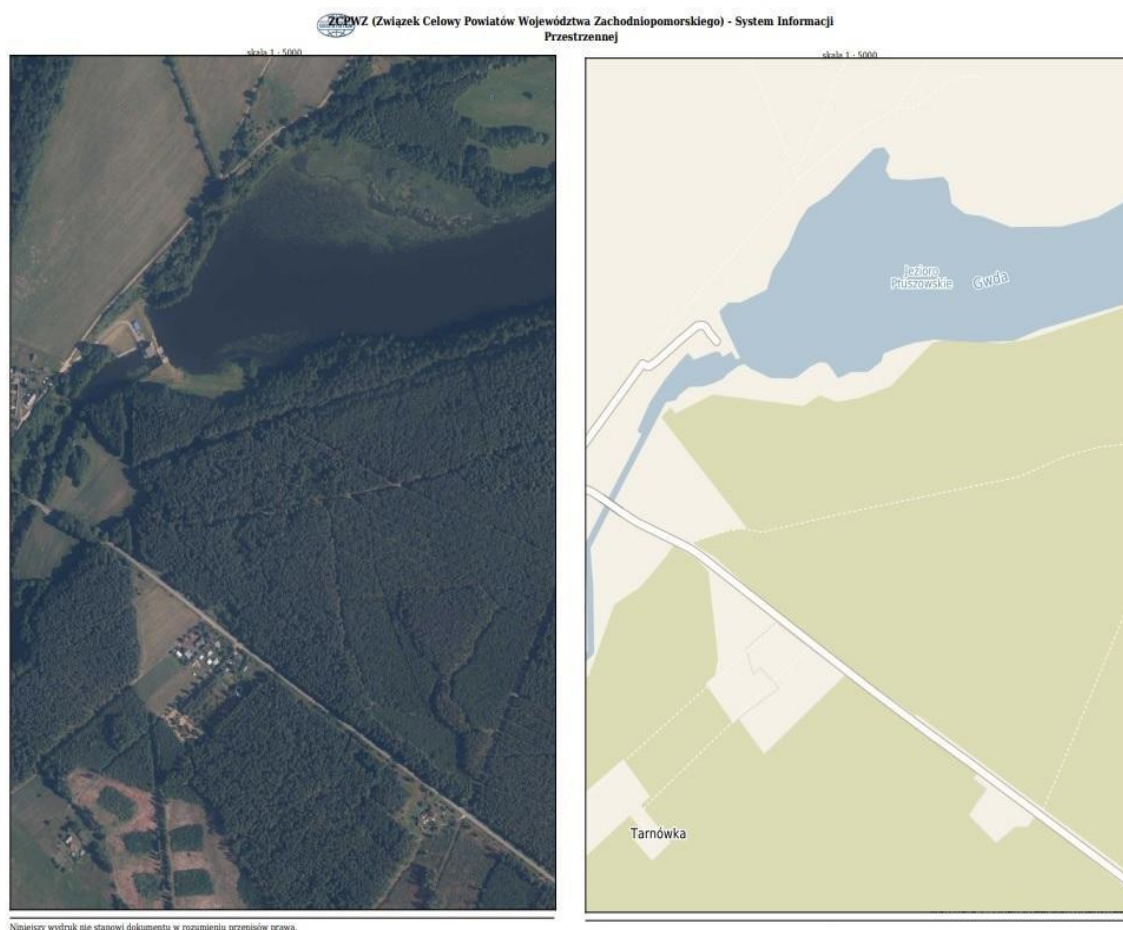
Kolejną wybudowaną na rzece Gwdzie, przy zaporowym jeziorze Jastrowskim (rys.9) jest Elektrownia wodna Jastrowie. Usytuowana, tak jak poprzednia, jest w województwie wielkopolskim, w gminie Jastrowie. Została ona wybudowana jako druga elektrownia w kolejności w 1930 roku, na 66 km biegu rzeki. Średnia roczna produkcja energii wynosi ponad 6000 MWh (Dąbrowski, 2012). Elektrownia ma charakter szczytowy. Widoczne jest przegrodzenie rzeki zaporom, co poskutkowało powstaniem jeziora. Ze starym korytem łączy się kanał za zaporom (Mikulska i inni, 2017). W najbliższym otoczeniu jeziora, rzeki i elektrowni występują lasy iglaste oraz za zaporą tereny podmokłe. Większym obszarem zabudowanym miejskim z luźną zabudową jest miasto Jastrowie oraz tereny eksploatacji odkrywkowej piasków ze żwirami. W zlewni rzeki znajdują się tereny rolnicze – grunty orne oraz łąki i pastwiska. Tereny wokół jeziora wykorzystywane są rekreacyjnie – utworzona została trasa rowerowa i piesza w lesie, wzdłuż jeziora.



Rys. 9 Lokalizacja zbiornika zaporowego Jastrowie

- **Ptusza**

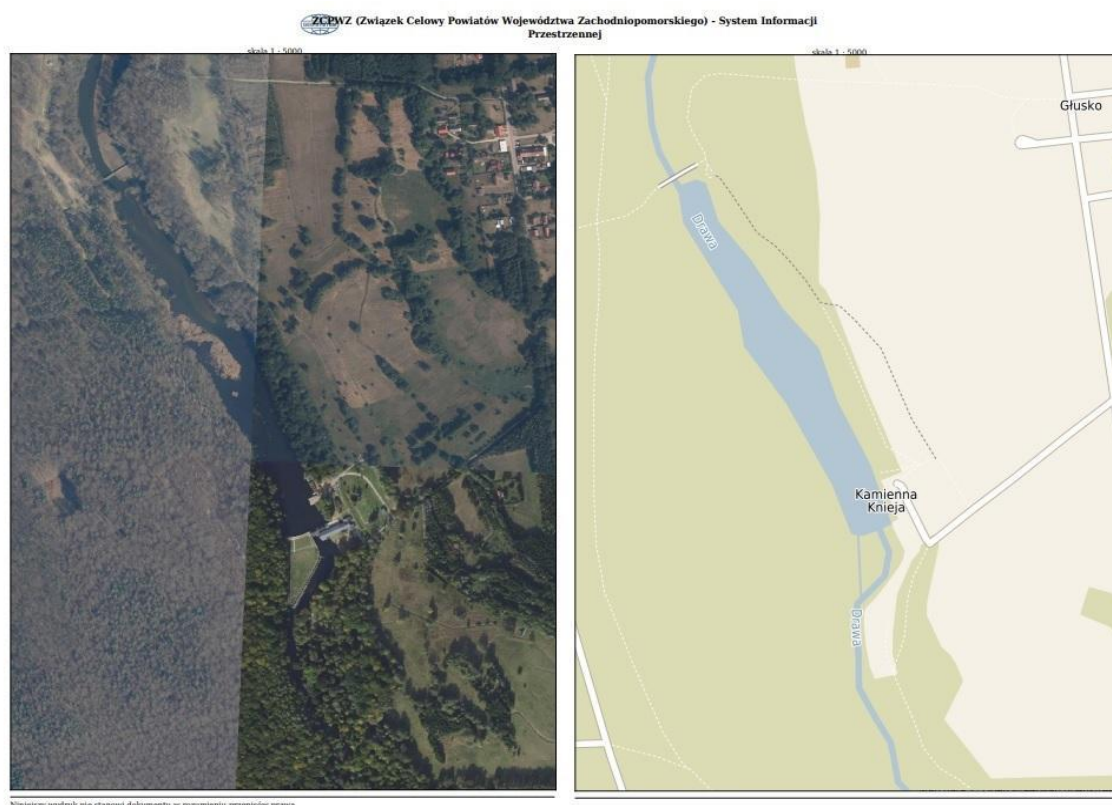
Kolejną wybudowaną w 1932 roku na rzece Gwdzie - jej 54 km biegu - jest Elektrownia wodna Ptusza (rys.10). Znajduje się również w województwie wielkopolskim, w gminie Tarnówka (źr. int. 11). Budowa zapory wodnej z jazem lewarowym spowodowała utworzenie jeziora Ptusowskiego (źr. int. 12). Elektrownia charakteryzuje się przepływowym sposobem doprowadzania wody do turbin. Średnia roczna produkcja energii wytwarzanej przez tą elektrownię wynosi prawie 4500 MWh (Dąbrowski, 2012). W pobliżu elektrowni głównym pokryciem terenu są grunty orne oraz łąki i pastwiska. Teren wokół jeziora oraz dalej w zlewni Gwdy to zalesienie iglaste i liściaste. Za zaporą zauważalne jest wiele gruntów ornych. Głównymi kierunkami turystyki są spływy kajakowe oraz wędkarstwo.



Rys. 10 Lokalizacja zbiornika zaporowego Ptusza

- **Kamienna**

Jedną z najstarszych elektrowni wodnych jest Kamienna na rzece Drawie (rys.11), na granicy środkowej i dolnej (Czerniawski i in. 2016). Znajduje się w województwie lubuskim, gminie Dobiegniew, w granicach Drawieńskiego Parku Narodowego. Została zbudowana i uruchomiona na przełomie XIX i XX wieku. Poprzez zastosowanie zapory ziemne spiętrzenie rzeki wprawiając w ruch dwie turbiny jest stanie wytworzyć niecały 1MW (źr int. 13). Dla ułatwienia przepływu ichtiofauny zbudowana została przepławka, która budziła wiele kontrowersji. Badania potwierdzały, że tylko niewielki odsetek migrujących ryb przepływał do środkowej Drawy (Dębowski, Gancarczyk, 2013). Dopiero w 2019 roku została przebudowana w ramach projektu LIFEDrawaPL – ponad dwukrotnie zwiększyła się jej długość, zamiast starej, zbyt spadzistej, komorowej obecnie jest szczelinowa z szorstkim dnem oraz warstwą wolnej wody (źr. Int. 14). Oprócz nieużywanej przepławki, kolejnym problemem były osady odkładające się na dnie, w których skumulowane są zanieczyszczenia z górnego biegu rzeki. Tereny wokół elektrowni to lasy liściaste oraz łąki i pastwiska, natomiast sama zlewnia Drawy jest zróżnicowana. Są to głównie tereny lesiste biorąc pod uwagę występowanie Drawieńskiego PN, zdążają się jednak też tereny rolne oraz zabudowa miejska. Rzeką Drawa jest wykorzystywana turystycznie głównie przez kajakarzy oraz nielicznych wędkarzy. Istnieje również możliwość zwiedzania elektrowni.



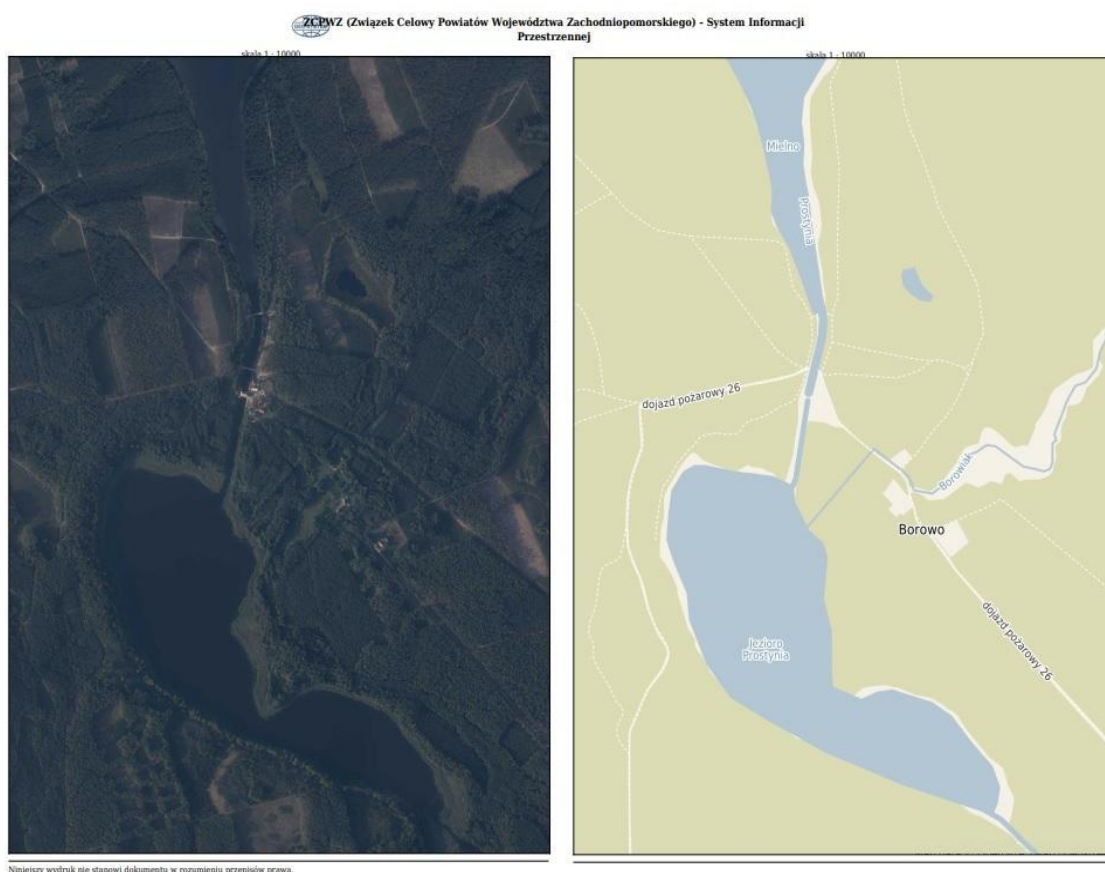
Rys. 11 Lokalizacja zbiornika zaporowego Kamienna

- **Borowo**

Elektrownia wodna Borowo (rys.12) została wybudowana w 1918 roku w miejscu młyna w województwie zachodniopomorskim, w gminie Kalisz Pomorski. Charakteryzuje się przepływowym użyciem, ale posiada możliwość niewielkiej retencji – w jeziorach Mielno i Zły Łęg. Charakteryzuje się dwoma zabytkowymi turbinami, które posiadają 550 kW mocy każda. Elektrownia posiada przepławkę dla traw oraz przepławkę dla ryb (źr int. 15). W 2019 roku zakończono modernizację elektrowni – zwiększenie produkcji energii oraz sprawniejszą eksploatację (źr. Int. 16) Przed zaporą wybudowany jest kanał do wcześniej wspomnianych jezior. Pokrycie terenu wokół elektrowni to tereny rolne z udziałem roślinności naturalnej oraz lasy iglaste. Na terenie zlewni Drawy w najbliższym otoczeniu mamy doczynienia również z gruntami ornymi oraz lasami mieszanymi. Teren jest mało zabudowany, ponieważ znajdują się tu tereny wojskowe.

4.3 Wyniki badań

Największy powierzchniowo był zbiornik Radew-Rosnowo, natomiast najmniejszy Ukleja. Zbiorniki można podzielić na 3 kategorie biorąc pod uwagę ich powierzchnie: te



Rys. 12 Lokalizacja zbiornika zaporowego Borowo

poniżej 100 tys. m² - gdzie znajdują się 4 zbiorniki, te pomiędzy 100tys a 1 mln m² - tutaj mamy doczynienia z 5 zbiornikami oraz powyżej 1 mln m², gdzie taką wartość posiadają 3 zbiorniki. Z kolei w porównaniu długości maksymalnej zbiorników i to prawie dwukrotnie od kolejnego jest Rega-Rejowice. Ukleja również pod tym względem jest klasyfikowana na

ostatniej pozycji, posiadając najmniejszą długość spośród badanych. Największa maksymalna szerokością charakteryzował się zbiornik Gwda-Jastrowie, natomiast najmniejszą Ukleja. W kwestii średniej szerokości, na którą składały się powierzchnia i długość maksymalna, również zbiorniki Gwda-Jastrowie i Ukleja były kolejno na pierwszym i ostatnim miejscu. Wskaźnik wydłużenia jeziora po porównaniu wszystkich badanych zbiorników wskazuje, że najmniejszą wartością charakteryzował się zbiornik Słopica, natomiast największą Rega-Rejowice. Większość badanych zbiorników posiadała zbliżone wartości, jednak dwa z najwyższą wartością mocno odstają od reszty - pięciokrotnie lub nawet ośmiokrotnie. Najmniejszym przepływem cechuje się Słopica, natomiast największym przepływem Rega-Rejowice. Zbiornik Radew-Rosnowo w porównaniu z resztą badanych cechował się najwyższą wartością wskaźnika rozwinięcia linii brzegowej, o jedną jednostkę większą od kolejnego, jakim był Rega-Rejowice. Najmniej rozwiniętą linię brzegową posiadał zbiornik Parsęta-Rościno. W związku z różnymi parametrami, również wysokość piętrzenia różni się na wszystkich zbiornikach - najniższa jest na Słopicy a najniższa na Gwdzie-Grodzieńskim. W związku z objętością wiąże się powierzchnia, więc i te same zbiorniki reprezentują najmniejszą - Ukleja i największą - Radew-Rosnowo. Najkrótszy czas retencji odnotowano na zbiorniku Parsęta-Rościno, natomiast najdłuższy na Radew-Rosnowo. Wszystkie dane przedstawiono zbiorowo w tabeli poniżej (Tab.1).

Tab. 1 Parametry morfologiczne rzek

	powierzchnia zbiornika	długość maksymalna	szerokość maksymalna	wskaźnik wydłużenia	szerokość średnia	wskaźnik rozwoju linii brzegowej	przepływ	wysokość piętrzenia	objętość	czas retencji
	m ³	m	m		m	m/ha	l/s	m	m ³	s
Ukleja	2630	140	27	5,16	18,85	1,82	0,7	3	5260	125
Stopica	39600	502	137	3,68	78,87	1,79	0,2	2,8	31680	2933
Rega-Likowo	302800	2750	189	14,54	110,11	3,46	7,9	4,75	1500000	3165
Rega-Rejowice	1501300	67800	432	156,79	22,14	3,84	19,0	7,3	4600000	4035
Paręta-Rościno	5916	185	34	5,47	32,02	1,55	11,5	4,2	24288	35
Radew-Hajka	904400	38500	392	98,28	23,49	2,64	6,0	9,1	5500000	15278
Radew-Rosnowo	1662500	8300	464	17,90	200,30	4,85	8,0	7	8700000	18125
Gwda- Grudnińskie	963000	3860	466	8,28	249,48	2,64	12,0	9,3	3800000	5278
Gwda-Jastrowie	1329600	4820	554	8,69	275,85	2,93	11,0	7	4000000	6061
Gwda-Ptusza	195000	1240	305	4,06	157,26	2,41	8,0	6,1	4000000	8333
Drawa-Kamienna	25100	374	84	4,45	67,07	1,61	11,0	7,1	30000	45
Drawa-Borowo	357800	1800	395	4,56	198,78	2,08	6,0	8,7	1782000	4950

Badania parametrów fizykochemicznych zbiorników zaporowych wskazały na różnice pomiędzy nimi, które spowodowane były różnymi warunkami środowiskowymi, szczególnie kształtem zbiornika i parametrami morfometrycznymi (tab.2).

Najmniejsza ze wszystkich zapór i zarazem najmniejszy ze wszystkich zbiorników zaporowych zlokalizowany był na rzece Uklei. Żaden z badanych parametrów nie wykazywał istotnych zmian pomiędzy rzeką powyżej i poniżej zbiornika zaporowego (rys.13). Test Kruskala-Wallisa nie wykazał istotnych różnic pomiędzy stanowiskiem znajdującym się powyżej i poniżej zbiornika zaporowego w żadnym badanym parametrze ($P < 0,05$). Zaobserwowano 16% wzrost chlorofilu a pomiędzy pomiarami, jednak sama ilość już nad zaporą wynosi $2,17 \mu\text{g dm}^{-3}$, co stanowi wysoki wynik biorąc pod uwagę rozmiar zbiornika.

Kolejnym badanym zbiornikiem był ten na rzece Słopicy. Charakteryzuje się on najniższą wysokością piętrzenia. W przypadku wykonywanych pomiarów tlenu w wodzie odnotowano ok. 17% spadku wartości pod zaporą w porównaniu przed. Również ilość chlorofilu a w zbiorniku się zmieniła. Z niecałych $0,6 \mu\text{g dm}^{-3}$ wzrosło do niecałych $6 \mu\text{g dm}^{-3}$. To właśnie w tych parametrach zanotowano istotną statystycznie zmianę w teście Kruskala-Wallisa na poziomie $p = 0,0209$. Jednakże zaobserwowano widoczne różnice w przypadku stężenia chlorków, różnica ta wynosiła 3% (rys.14).

Stanowisko pomiarowe w Likowie na Redze, który zbiornik wskazuje się średnimi pomiarami morfometrycznymi wykazał się jako jeden z niewielu największą ilość parametrów, które zmieniły wartości pomiędzy wodami rzeki przed i po zaporze. Jednym z parametrów jest zwiększenie przewodności elektrolitycznej o około 5% po zaporze. Istotna statystycznie zmiana zaszła również przy całkowitej ilości substancji rozpuszczonych. W przypadku obu parametrów $p = 0,0433$. Zmiana zasolenie jest również zauważalna i jest to wzrost w okolicach 6% za zaporą. Największą różnicą wartości pomiarowych przed i po zaporze charakteryzuje się chlorofil a. Średnia z pomiarów przed wynosiła ponad $0,7 \mu\text{g dm}^{-3}$, natomiast już za niecałe $3 \mu\text{g dm}^{-3}$. Nieistotną statystycznie, choć zauważalną różnicą, jest wzrost o ok. 5% wartości stężenia chlorków na stanowiskach pomiarowych (rys.15).

Zaporom, na której również zauważalne były zmiany, jest kolejna na Redze - Rejowice. Tak jak poprzednia, zlokalizowana na tej samej rzece, ta zaporę posiada również cztery parametry, które wskazują zmianę wartości nad i pod. W tym przypadku NH_4 wzrosło aż o 25% i na podstawie testu Kruskala-Wallisa została zaklasyfikowana jako istotna statystycznie na poziomie $p=0,0433$. W przypadku tej zapory również przewodność uległa zmianie. W porównaniu z pomiarami tego parametru na innych punktach, tutaj wartości zmalały o 5% z wartości nad zaporą $544,25 \mu\text{g dm}^{-1}$ do $515,25 \mu\text{g dm}^{-1}$ poniżej zapory. Również całkowita ilość rozpuszczonych substancji uległa zmniejszeniu, biorąc pod uwagę wartości nad i poniżej, o ok 7%. Największą różnicę pomiarową odnotowano w przypadku chlorofilu a, którego ilość zwiększyła się z ok $1,5 \mu\text{g dm}^{-3}$ do ponad $10 \mu\text{g dm}^{-1}$. Test Kruskala-Wallisa wskazał istotność statystyczną wspomnianych wcześniej parametrów na poziomie $p=0,0209$. Zaobserwowano różnice w temperaturze, której wzrost z $18,8^\circ\text{C}$ na $20,5^\circ\text{C}$ oznacza 9% rozbieżność. Zauważalny jest również 20% wzrost ilości tlenu (rys. 16).

Analizując wyniki z poboru prób na rzece Radew przy jeziorze Hajka stwierdzono, że żaden z parametrów nie wykazał istotnych zmian. Również test Kruskala-Wallisa potwierdził, że żadna zmiana powyżej i poniżej zbiornika zaporowego nie była istotna statystycznie ($P < 0,05$). Dwa spośród dziewięciu parametrów zwróciły uwagę - wysoka temperatura oraz bardzo duże stężenie chlorofilu a już nad zaporą (rys.18).

Następnym miejscem pomiarowym na rzece Radew była zaporą przy jeziorze Rosnowo. Istotna zmiana w pomiarach zaszła w przypadku chlorofilu a. Wzrost z $3,2 \mu\text{g dm}^{-3}$ nad zbiornikiem do ponad $11 \mu\text{g dm}^{-3}$ pod zbiornikiem. Istotność statystyczna w tym przypadku wynosiła $p = 0,0209$. Pozostałe pomiary nie wykazały się istotnością statystyczną (rys.19).

Zapora na rzece Gwda - Grudnieński - cechuje się jednym z największych przepływów. Odnotowano prawie 5% spadek wartości przewodności pod zbiornikiem w stosunku do wartości nad zbiornikiem. Również wartości chlorofilu a uległy zmianie - wzrost wartości poniżej zapory w porównaniu z tymi ponad zaporą jest największy w stosunku do chlorofilu a na innych stanowiskach - z $1 \mu\text{g dm}^{-3}$ na $12,5 \mu\text{g dm}^{-3}$. Trzy z parametrów nie są statystycznie istotne ($P < 0,05$) według testu Kruskala-Wallisa, jednak wartości były tylko lekko powyżej $p = 0,05$. Pierwszym z parametrów jest pH, które przed zaporą wynosiło 8,85, natomiast już poniżej 9,19. Kolejnym jest całkowitej ilość substancji rozpuszczonych w wodzie, którego wartość spadła z $0,242 \text{ mg dm}^{-3}$ do $0,234 \text{ mg dm}^{-3}$. Jeszcze jednym z parametrów, których wynik testu Kruskala-Wallisa wyszedł bardzo blisko istotności statystycznej jest stężenie chlorków, którego zawartość w wodzie również spadła - o ponad 12%. Zaobserwowano również widoczne różnice w temperaturze, której różnica wynosiła ponad 2°C , co stanowi ponad 12% różnicy. W ilość tlenu również jest zauważalna różnica (rys. 20).

Wyniki z pomiarów na zaporze w Jastrowie na rzece Gwda po przeprowadzeniu testu Kruskala-Wallisa nie wykazały się istotnością statystyczną ($P < 0,05$). Dwa pomiary - tlenu i NH_4 - miały wartości lekko ponad istotność i wynosiły dla tlenu $p = 0,0833$ a dla NH_4 $p = 0,591$. Obie wartości uległy zmianie - zmalały - poniżej zapory w porównaniu do tych przed zaporą. Zaobserwowano również spadek wartości chlorofilu a o prawie 30% (rys.21).

Na ostatniej badanej zaporze zlokalizowanej na rzece Gwdzie - Ptusza - dwa parametry wykazują istotne zmiany w wartościach przed i po zaporze. Zasolenie zwiększyło się z $0,17 \text{ mg dm}^{-3}$ na $0,18 \text{ mg dm}^{-3}$, co stanowi 6% zmiany. W kwestii chlorofilu a zmiana w porównaniu z innymi punktami nie jest bardzo duża, jednak wynik przed zaporą jest stosunkowo wyższy niż na wspomnianych punktach, ponieważ wynosi $4,65 \text{ mg dm}^{-3}$. Poniżej zapory wzrasta do $9,16 \text{ mg dm}^{-3}$. Pozostałe parametry nie wykazują istotnych zmian (rys.22).

Jedną z zapór posiadającą prawie niezmiennie wyniki badań przed i poniżej zapory jest Kamienna na Drawie. Analizując pomiary zauważalna jest niewielka różnica w wartościach. Jedynie stężenie chlorków uległo zmianie. Wartości zmalały o 7%. W związku z tą zmianą tylko ten parametry jest istotny statystycznie w teście Kruskala-Wallisa (rys. 23).

Ostatnia badana zaporą, również na rzece Drawie, Borowo charakteryzuje się tylko jednym istotnym statystycznie parametrem, który uległ zmianie. Chlorofil a mierzony przed zaporą wyniósł $4,58 \mu\text{g dm}^{-3}$, natomiast poniżej zapory już $12,1 \mu\text{g dm}^{-3}$. Test Kruskala-Wallisa wykazał istotność na poziomie $p = 0,0209$. Na podstawie tego samego testu, wzrost

wartości pH oraz zmniejszenie się wartości NH_4 , gdzie istotność klasyfikuje się na poziomie $p=0,0833$ uznano za parametry, których różnica może być istotna (rys. 24).

Analizując wszystkie parametry na wszystkich miejscach pomiarowych można stwierdzić, że największe zmiany ponad i poniżej zaporami zaszły w przypadku chlorofilu a. Na większości stanowisk wyniki były istotne statystycznie, reszta charakteryzowała się brakiem zasadniczych zmian, jednak pojawiły się wartości wzbudzające zainteresowanie – wartości pomiarowe przed zaporą cechowały się wysokimi miarami. Natomiast dwa parametry nie odnotowały żadnej istotnej zmiany. Parametr temperatury posiadał tylko na dwóch stanowiskach zastanawiające dane, natomiast parametr pH na trzech stanowiskach miał dane zbliżone do istotnych statystycznie. Na rzece Redze w Rejowicach zaobserwowano najwięcej zmienionych wartości w parametrach pomiędzy punktami pomiarowymi. Rzeką Słopica również charakteryzowała się wieloma zmiennymi parametrami, między innymi przewodność, suma substancji rozpuszczonych oraz chlorofil a. Natomiast punktem, na którym nie zaobserwowano żadnych statystycznych zmian jest pomiarowy na rzece Radew, w pobliżu jeziora Hajka.

Tab. 2 Parametry fizykochemiczne badanych rzek

Nazwa zbiornika	Stanowisko	Temperatura °C	Tlen mg dm ⁻³	pH	Przewodność µg dm ⁻¹	TDS mg dm ⁻³	Chlorki mg dm ⁻³	Chlorofil a µg dm ⁻³	NH4 mg dm ⁻³	Zasolenie mg dm ⁻³
Ukleja-Troszczyno	Nad zbiornikiem	17,17	5,07	8,65	514,75	0,325	739,0	2,17	0,295	0,258
	Pod zbiornikiem	17,37	4,93	8,74	521,00	0,327	732,9	2,54	0,315	0,260
Ślupica	Nad zbiornikiem	18,92	6,55	8,35	223,10	0,141	247,5	0,59	0,148	0,135
	Pod zbiornikiem	18,27	5,44	8,34	234,50	0,144	255,5	5,94	0,168	0,150
Rega-Ukowo	Nad zbiornikiem	18,36	4,88	8,84	527,75	0,331	717,3	0,72	0,233	0,263
	Pod zbiornikiem	19,05	4,67	8,85	552,75	0,354	751,0	2,97	0,328	0,278
Rega-Rejowice	Nad zbiornikiem	18,83	4,55	8,77	544,25	0,353	725,8	1,61	0,302	0,270
	Pod zbiornikiem	20,50	5,42	8,96	515,25	0,326	709,5	10,28	0,378	0,248
Parsęta-Rościn	Nad zbiornikiem	18,21	5,18	9,13	443,50	0,277	516,5	0,59	0,255	0,230
	Pod zbiornikiem	18,97	5,35	8,88	462,50	0,295	543,0	0,82	0,313	0,238
Radew-Hajka	Nad zbiornikiem	20,23	4,56	9,08	320,50	0,206	319,5	7,50	0,243	0,153
	Pod zbiornikiem	19,54	4,10	9,07	323,00	0,207	318,0	7,92	0,223	0,153
Radew-Rosnowo	Nad zbiornikiem	18,19	4,45	8,98	348,50	0,224	384,0	3,19	0,225	0,158
	Pod zbiornikiem	19,98	4,85	9,12	329,00	0,210	384,0	11,10	0,230	0,153
Gwda-Grudnieńskie	Nad zbiornikiem	19,15	4,47	8,85	383,75	0,242	391,5	1,02	0,215	0,188
	Pod zbiornikiem	21,52	6,04	9,19	364,00	0,234	343,8	12,60	0,330	0,183
Gwda-Jastrowie	Nad zbiornikiem	21,27	5,43	9,33	362,25	0,235	353,3	10,86	0,320	0,178
	Pod zbiornikiem	20,72	4,48	9,11	365,75	0,236	344,3	7,72	0,250	0,183
Gwda-Ptusza	Nad zbiornikiem	20,52	4,28	9,00	363,75	0,235	327,3	4,66	0,273	0,170
	Pod zbiornikiem	20,78	4,34	9,02	372,25	0,237	310,5	9,16	0,230	0,183
Drawa-Kamienna	Nad zbiornikiem	18,19	5,85	8,27	339,25	0,200	275,3	1,38	0,158	0,140
	Pod zbiornikiem	18,34	5,79	8,26	340,75	0,199	255,3	1,53	0,150	0,138
Drawa-Borowo	Nad zbiornikiem	20,09	4,56	8,37	308,75	0,196	268,8	4,58	0,423	0,128
	Pod zbiornikiem	21,00	4,66	8,91	313,18	0,199	272,1	12,10	0,318	0,148

Analiza korelacji wykazała, że najwięcej korelacji parametrów morfologicznych mają wartości chlorofilu a. Wszystkie korelacje były pozytywne, a najwyższą korelacją był czas retencji. Innymi równie wysokimi korelacjami były: objętość zbiornika, szerokość maksymalna oraz powierzchnia zbiornika (tab.3).

Kolejnym, równie zależnym od prawie wszystkich wskaźników, parametrem jest pH. Charakteryzuje się on jednak mniejszymi wartościami korelacji. W tym przypadku również wszystkie korelacje były pozytywne, a najwyższą był również czas retencji. Jedynym nieskorelowanym parametrem była wysokość piętrzenia.

Temperatura charakteryzowała się korelacją z siedmioma z dziesięciu parametrów, wszystkie były pozytywnymi korelacjami. Najwyżej skorelowanym parametrem była szerokość maksymalna, natomiast nieskorelowane to: wskaźnik wydłużenia, wskaźnik rozwoju linii brzegowej oraz wartość przepływu.

Wskaźnik wydłużenia, wskaźnik rozwoju linii brzegowej oraz przepływ były pozytywnie skorelowane z przewodnością, natomiast szerokość średnia, objętość oraz czas retencji charakteryzowały się negatywną korelacją. Najwyższą korelacją z wymienionych był przepływ.

Korelacja wartości tlenu z parametrami morfologicznymi była, w przypadku wartości istotnych statystycznie, ujemna. Największą zależnością cechował się czas retencji, natomiast najmniejszą istotną korelacją była powierzchnia zbiornika.

Analiza korelacji Spearmana wykazała, że istotnie skorelowane z zasoleniem są: wskaźnik wydłużenia, wskaźnik rozwoju linii brzegowej i przepływ, natomiast szerokość średnia, wysokość piętrzenia oraz czas retencji są skorelowane negatywnie. Ze wszystkich korelacji najwyższą cechował się wskaźnik wydłużenia.

Suma substancji rozpuszczonych (TDS) oraz chlorki skorelowane istotnie były z tymi samymi wskaźnikami: przepływem, wskaźnikiem wydłużenia oraz wskaźnikiem rozwoju linii brzegowej. Korelacją negatywną była szerokość średnia. Największą wartość w obu przypadkach miał wskaźnik wydłużenia.

Najmniejszą ilością korelacji charakteryzuje się NH_4 . Jedynie szerokość maksymalna, wskaźnik wydłużenia oraz wskaźnik rozwoju linii brzegowej. Wszystkie wartości oscylują w granicach od 0,2 do 0,3.

Tab. 3 Korelacja Spearmana uwzględniająca warunki fizykochemiczne wody i warunki morfometryczne i hydrologiczne.

	powierzchnia zbiornika	długość max	szerokość max	wskaźnik wydłużenia	szerokość średnia	wskaźnik rozwoju linii brzegowej	przepływ	wysokość piętrzenia	objętość	czas retencji
Temperatura	0,32	0,30	0,41		0,32			0,31	0,33	0,35
Tlen	-0,21	-0,25		-0,23		-0,27			-0,32	-0,38
pH	0,38	0,37	0,41	0,42	0,25	0,38	0,25		0,41	0,45
Przewodność				0,36	-0,30	0,23	0,41		-0,21	-0,29
TDS				0,45	-0,28	0,32	0,38			
Chlorki				0,55	-0,32	0,37	0,28			
Chlorofil a	0,52	0,49	0,57	0,21	0,34	0,40		0,42	0,58	0,63
NH_4			0,20	0,29		0,24				
Zasolenie				0,37	-0,28	0,26	0,31	-0,26		-0,26

4.4 Dyskusja

Ogólnie znanym jest fakt, że każda ingerencja człowieka w środowisko powoduje jego zmianę i najczęściej negatywne oddziaływanie. Badania mają na celu znalezienie problemów, przedstawienie ich w ogólnorozumiany sposób oraz rozważenie i próba zmiany. Badania nad zaporami wodnymi jednoznacznie pokazują, że zapory czy elektrownie wodne, choć mają wiele zalet muszą zostać w przemyślany sposób zaplanowane i zrealizowane. Należy brać pod uwagę obszar zlewni rzeki: jakie panuje ryzyko zanieczyszczeń, wpływ na organizmy wodne oraz słuszność i zadaniowość danej inwestycji. Gospodarcze wykorzystanie wód jest powodem zachwiania równowagi ekologicznej (Bartnik, Książek, 2007).

Wpływ związków biogennych, czyli głównie stężenie chlorków, chlorofil a czy NH_4 , uzależniony jest również od zanieczyszczenia rzeki ze zlewni. W zależności czy zanieczyszczenia są punktowe czy obszarowe obserwujemy rozcieńczenie ich lub nie – zgodnie z samooczyszczaniem się rzeki. Aby można było potwierdzić wpływ zapór należałoby powiększyć badania o zanieczyszczenia ze zlewni jakie dostają się do rzek i zbiorników zaporowych przed samymi elektrowniami (Raczek, 2005).

Wyniki badań i analizy pokazują, że współczynnikiem, który charakteryzuje największe różnice niezależnie od miejsca zapory, jest chlorofil a. Przedstawia to, że parametr ten wpływa na zmianę charakteru wody z płynącej na stojącą (Kasza, 2009). Wartości te pokazują, że zapory wpływają na stan rzeki. Takie ilości wiążą się z nietypowymi dla rzeki zjawiskami – głównie zakwitami glonów. Jest to spowodowane przez fitoplankton, który znajduje dobre warunki do rozwoju w stagnującym zbiorniku zaporowym (Jacuś, 2017). Jednak nie jest to wyłączna reguła, ponieważ warunki morfologiczne zbiornika wodnego determinują możliwość rozwoju organizmów planktonowych (Soszka i inni, 2012). Analizowane w niniejszej pracy zbiorniki zaporowe charakteryzowały się różnymi warunkami morfologicznymi, co wpływało na zróżnicowanie wartości chlorofilu a pomiędzy tymi zbiornikami.

Bardzo ciekawe wyniki badań występowały w kaskadzie zbiorników zaporowych na Gwdzie. Szczególnie warta uwag jest pierwsza zapora pozostająca w kaskadzie zapór na rzece Gwdzie, a mianowicie zapora utrzymująca zbiornik zaporowy pod nazwą Jezioro Grudnieńskie. Zaobserwowana największa różnica między wartościami chlorofilu a powyżej i poniżej zapory w porównaniu z innymi badanymi punktami. Na tę różnicę może mieć wpływ temperatura oraz ilość tlenu rozpuszczonego w wodzie. Zbiornik ma również jedną z większych powierzchni, co wpływa na rozwój fitoplanktonu odpowiedzialnego za wzrost chlorofilu a. W wielkopowierzchniowych, płytkich jeziorach łatwiej o rozwój tych organizmów z powodów większej stateczności wody i braku dużego nurtu oraz większej dostępności osadów organicznych (Jacuś, 2017). Biorąc pod uwagę przewodność elektrolityczną, której średnia wartość spadła, mamy doczynienia z ciekawymi wynikami. Ciężko określić z czym wiąże się ta zmiana, ponieważ wzrost chlorofilu a sugeruje pojawienie się wspomnianych organizmów planktonowych, co wiąże się z dobrymi warunkami dla nich, natomiast i przewodność, i zasolenie, które są ze sobą powiązane zmalały. Widoczny jest również spadek stężenie chlorków za zaporą. Być może zbiornik zaporowy działał jako odстойnik materii organicznej i związków nieorganicznych. Ponadto, związki mogły być wykorzystane przez producentów pierwotnych, zarówno mikrofitę, jak i makrofitę. Zbiorniki zaporowe mogą być odстойnikami

związków biogenych, jest to znane zjawisko występujące w rzekach (Allan, 1998). Na rozwój fitoplanktonu wpływa również wysoko temperatura wody, której wzrost zauważalny był w pomiarach.

W przypadku kolejnego miejsca pomiarowego Gwda – Jastrowie wartość chlorofilu a zmalała między punktami ponad i poniżej zapory. Może to mieć związek z lokalizacją zbiornika Jastrowie w kaskadzie zapór na rzece Gwdzie. Fitoplankton znajdujący się przed pierwszą zaporą, podwyższa wartość chlorofilu a za nią. Podwyższony stan utrzymuje się przed kolejną, co stanowi dla badanego punktu stan wyjściowy. Niewielki zbiornik przed zaporą wpłynął również na wyniki pomiaru chlorofilu a. Zauważalne są zmiany większości wskaźników za zaporą. Potwierdza to wpływ kaskady i dużego zbiornika zaporowego - rozrzedzenie substancji w wodzie. Badany stan „początkowy” charakteryzuje się wysokimi wartościami, natomiast stan poniżej zapory ilustruje warunki już charakterystyczne dla tych warunków.

Ostatni punkt pomiarowy w kaskadzie na Gwdzie Ptusza charakteryzuje się różnicami chlorofilu a istotnymi statystycznie, jednak ich wartość zwiększa się poniżej zapory, co ukazuje typową dla tego typu konstrukcji zależność opisaną w literaturze (Czerniawski, Sługocki, 2019). Dwukrotny wzrost wartości chlorofilu a jest charakterystyczny dla tego zbiornika zaporowego, ponieważ charakteryzuje się on relatywnie średnią powierzchnią i objętością. Zmienną, która nie wpływa na wartości rosnące wartości chlorofilu a jest rozwinięcie linii brzegowej. Wydaje się, że jeśli zbiornik nie pozostawałby w kaskadzie zbiorników zaporowych jako ostatni, wpływ słabo rozwiniętej linii brzegowej skutkowałby mniejszymi wartościami chlorofilu a za zaporą, ponieważ mniejsza byłaby dryfująca w nurcie liczebność fitoplanktonu. Oczywiście wzrost wartości nadal mógłby pozostawać dwukrotny, ale mierzona wartość przed i za zaporą byłyby mniejsze. Jednoznacznie ważnym elementem pozostaje fakt, że analizowany zbiornik zaporowy wpływa istotnie na zwiększoną produkcję chlorofilu a.

Istotną statystycznie zmianę wartości chlorofilu a zaobserwowano na zaporze Radew – Rosnowo. Brak innych zmian może sugerować, że znaczny wpływ na rozwój fitoplanktonu ma sąsiedztwo miasta. Zapora wybudowana jest na sztucznej nowopowstałej poprzez zagrodzenie odnodze jeziora. Według Michałkiewicza i innych (2011) spadek jakości wody w rzece spada w porównaniu z pomiarem rzeki przed i za miastem. Jakubiak i Bojarski (2021) za wzrost zanieczyszczenia rzek w miastach winią ścieki komunalne oraz przemysłowe, jako punktowe źródła zanieczyszczeń. Według Pietruszyńskiego i Cieślińskiego ważnym elementem zanieczyszczającym rzeki na terenach zurbanizowanych jest nieprzepuszczalność powierzchni, grunty zabudowane, które powodują spływ powierzchniowy z całego terenu do rzeki, co jednoznacznie potwierdza wpływ miast na zanieczyszczenie zbiorników wodnych i rzek. Pozostałe parametry wykazują minimalne lub brak różnic pomiędzy badanymi punktami przed i za zaporą.

Jedna zapora nieposiadająca żadnych istotnych różnic pomiędzy wartościami nad oraz poniżej zapory charakteryzowała się malejącymi wartościami chlorofilu a – niższe zaobserwowano nad zbiornikiem. Parametry takie jak tlen rozpuszczony, pH, stężenie chlorków czy NH_4 charakteryzowały się niewielkimi zmianami. Temperatura wody oraz wartości chlorofilu stanowią dwa parametry, na których podstawie można stwierdzić, że zbiornik Hajka na rzece Radew znajduje się w kaskadzie. Biorąc pod uwagę połączenie

sztucznym kanałem z poprzednim zbiornikiem na Radwii, nie ma wątpliwości, że na brak istotnych zmian, a wręcz odwrotne od spodziewanych wyników są wynikiem lokalizacji w kaskadzie. Średnia zmierzona temperatura nad zbiornikiem jest wyższa niż poniżej. Jest to spowodowane przepływem wód z poprzedniej, usytuowanej parę kilometrów wcześniej zaporą. Dzieje się tak, ponieważ woda w procesie przepływu przez turbiny pierwszej elektrowni zwiększa swoją temperaturę, a ta z powodu osiągnięcia wartości powyżej 20 C nie nagrzewa się już bardziej w tym procesie. W związku z tym wyniki średniej temperatury poniżej zaporę jest o pół stopnia niższy. Co do chlorofilu a – nie zmniejszył on swojej średniej wartości, jednak jego wartość przed zaporą była wyższa w porównaniu do wartości chlorofilu a poniżej zaporę na innych badanych punktach. Było to ciekawe i zastanawiająco zjawisko. Dzieje się tak, jak w przypadku poprzednich zbiorników kaskadowych, ponieważ fitoplankton, który pojawił się na wcześniejszej zaporze został przeniesiony nurtem do kolejnej. W tym przypadku, biorąc pod uwagę nurt płynący sztucznym wybetonowanym korytem ułatwił przemieszczanie się tych organizmów. Skutek pozostawiania w kaskadzie oraz sztucznego kanału obserwujemy w wynikach. Zjawisko szybszego transportowania zawiesiny i związków rozpuszczonych w kanałach, w korytach wyprostowanych i uregulowanych przez człowieka jest dość powszechne. Koryto pozbawione naturalnych elementów dla rzeki w nienaturalny sposób, z nadmierną prędkością przenosi do dolnego biegu wiele związków organicznych i nieorganicznych, wpływając bezpośrednio na wzrost ich stężenia (Skorbiłowicz, Wiater, 2003).

Dwie zapory na rzece Redze miały bardzo podobne wyniki badań. Posiadały statystycznie istotne różnice dotyczące przewodności, TDS oraz chlorofilu a. Jediną rozbieżnością między punktami badań były istotne statystycznie wyniki zasolenia dla Regi Likowo oraz NH_4 dla Regi Rejowice. Wszystkie wartości są porównywalne, jednak zauważalna jest kolejność i duża zbieżność wyników. Zaobserwowano niewielkie różnice wartości pomiarowych między innymi przewodności elektrycznej, chlorofilu a oraz tlenu rozpuszczonego u pH między wynikami poniżej zaporę Likowo oraz wartości przed zaporą Rejowice. Może to mieć związek, tak jak dla poprzednich zaporę, z pozostawianiem w kaskadzie tych zbiorników. Wiąże się to z przepływem wody, która poprzez niewielką odległość zdąży być poddana samooczyszczeniu się w rzece, natomiast nie do takiego stopnia, że nie będzie możliwe zauważenie zależności. Ponownie, chlorofil a, charakteryzuje się największymi zmianami, pomiędzy górną i dolną wodą zbiornika Rejowice, ponieważ wzrost średniej wartości chlorofilu a między tymi stanowiskami jest zdecydowanie większy. Związane to jest z wielkością, objętością zbiornika oraz przepływem.

Zmiany, jakie zaszły pomiędzy pomiarami przed i poniżej zaporę na rzece Słopic, zauważalne są głównie w wartościach tlenu rozpuszczonego oraz chlorofilu a. Wartości tlenu zmalały, natomiast chlorofil a zwiększył się. Na zjawisko spadku tlenu mógł mieć wpływ rozkład materii organicznej lub pora poboru prób, ponieważ rano, kiedy pobrano próby, wartość dwutlenku węgla jest większa z powodu jego nocnej produkcji przez glony i makrofit. Inne wartości zmierzone na tej zaporze nie charakteryzują się większymi, istotnymi zmianami.

Badania na zaporze na Drawie z powodu niewyróżniającego się wielkością zbiornika Borowo charakteryzowały się istotnymi zmianami przed i poniżej zaporę tylko w przypadku wartości chlorofilu a. Trzykrotny wzrost tej wartości spowodowany jest prawdopodobnie

charakterem morfologicznym zbiornika oraz spływem wód z poprzedniej zapory – Kamiennej. Badania przeprowadzone na rzece Drawie jednoznacznie wskazują na dużą ilość stężeń biogenów, które według Domagały i innych (2009) na przestrzeni lat, źle wpłynęły na rzekę i jakość wody.

Trzy punkty pomiarowe cechowały się nieistotnymi statystycznie wartościami chlorofilu a - Ukleja Troszczyno, Parsęta Rościno oraz Drawa Kamienna. Na tych punktach zauważalna jest minimalna różnica między wartością chlorofilu a przed na wodzie dolnej i górnej. Zapory wodne jak i powstałe za ich przyczyną zbiorniki zaporowe tworzą bardzo przybliżone warunki środowiskowe dla wszystkich tych punktów. Charakteryzują się one najmniejszą powierzchnią zbiornika oraz szerokością, a co za tym idzie również objętością. Powoduje to brak podstaw do rozwoju fitoplanktonu i wpływania na zmiany innych parametrów fizykochemicznych. Na brak znacznych zmian wartości chlorofilu a wpływa również krótki czas retencji wody. Im szybciej woda przepływa, szczególnie z niedużego zbiornika, tym mniej substancji organicznej może się zgromadzić i być wyprodukowaną (Dembowska, 2017). Wyniki dla tych trzech zbiorników zaporowych pokazują, że parametry morfologiczne mają istotny wpływ na wyniki wskaźników. Żaden z innych parametrów również nie posiadał istotnych zmian, oprócz zapory Drawa Kamienna, na której odnotowano spadek stężenia chlorków. Co prawda wskaźnik ten nie prowadzi do zanieczyszczenia wód, jest on pomocny w kwestii ich określania, ponieważ jako jeden z niewielu nie przenika do osadów i jest w pełni rozpuszczalny w wodzie (Sapek, 2008). Należy wziąć pod uwagę, że choć różnice te są istotne statystycznie, to zmiana ta ma charakter spadkowy oraz same wartości pomiarowe są jednymi z niższych spośród badanych punktów.

Po przeanalizowaniu wyników można stwierdzić, że zapory, które usytuowane są na rzece w niewielkiej odległości wpływają na siebie wzajemnie. Różnice pomiędzy wartościami chlorofilu a, a co za tym idzie również innymi wskaźnikami, które pozostają w korelacji, były największe dla zapór drugich w kolejności, zlokalizowanych w kaskadzie. To pokazuje, że rzeka nie posiada wystarczająco sprzyjających warunków, aby mogła oczyścić się sama. Są to przede wszystkim za krótkie odcinki między zbiornikami zaporowymi, zmiany w naturalności rzeki – regulacja koryta. W wyniku tych działań wartości parametrów fizykochemicznych i biologicznych, szczególnie chlorofilu a, są niezadowalające lub inaczej ujmując niewłaściwe dla tego rodzaju wody.

Z badań przeprowadzonych chociażby na Drawie, w sprawie stanu ichtiofauny na rzece, potwierdzają się wyniki z mojej pracy, że zapory mają negatywny wpływ na organizmy wodne. Zauważalny jest spadek ilości nie tylko osobników, ale i zanik gatunków. Wyniki badań, a szczególnie wzrost stężenia chlorofilu a oraz temperatury, potwierdzają warunki bliższe tym w jeziorach niż rzekach, a to wpływa bezpośrednio na życie organizmów. Te bardziej wrażliwe gatunki, które nie potrafią się przystosować do warunków jeziornych panujących w rzekach za i przed zaporami znikają, pojawiają się natomiast te typowo jeziorne gatunki (Czerniawski i inni, 2010b).

4.5 Wnioski

Wyniki przeprowadzonych badań pokazują jednoznacznie, że zmiany, szczególnie negatywne, zauważalne są na zaporach charakteryzowanych jako małe. Wskazuje to, na nie tylko na zmiany parametrów morfometrycznych, takich jak: zwiększenie się szerokości rzeki czy zmiana dna, ale również, danych fizykochemicznych – głównie chlorofilu a. Stąd, założona we wstępie hipoteza może być potwierdzona, ale tylko w przypadku zbiorników charakteryzujących się dużą powierzchnią i wysoką wartością wskaźnika rozwinięcia linii brzegowej.

Na wszystkich rzekach zaobserwowano wzrost stężenia chlorofilu a, w większości z nich zmiany jakie zaszły w pomiarach przed oraz poniżej zapory były istotne statystycznie. Takie wyniki tego parametru wskazują na niekorzystne zmiany z punktu widzenia człowieka, głównie zakwity wody wywołane rozwojem fitoplanktonu, co będzie skutkowało przyspieszeniem procesu eutrofizacji. Dla rzek proces ten jest bardzo niekorzystny, ponieważ oznacza negatywny wpływ na jakość wód a co za tym idzie zanik organizmów rzecznych.

Badania zostały wykonane tylko na niewielkiej części rzek posiadających małe zapory. Aby zaobserwować więcej zmiennych, również na rzekach z innych regionów, kraju należałoby przeprowadzić badania dla całej Polski. Wykonanie analizy całościowej ułatwiłoby prognozowanie zmian przy realizacji prac ochronnych rzek.

5. Wpływ zgrupowań włosienicznika wodnego *Ranunculus aquaticus* na kształtowanie warunków pokarmowych.

5.1 Wstęp

Zlewnia Drawy podlega silnej presji antropogenicznej co wpływa na stan ekosystemów tej sieci rzeczno-jeziornej (Czerniawski i in., 2008, 2014;). Przekształcenia koryta rzecznego oraz doliny prowadzą do zmian warunków hydrologicznych wpływających na stan siedlisk ryb łososiowatych (Domagała i in., 2010). Jednym z negatywnych skutków przekształceń antropogenicznych dla rzek może być ustępowanie włosieniczników. Włosieniczniki stanowią istotny element ekosystemów rzecznych, tworzący siedlisko życia dla drobnych bezkręgowców (Szoszkievicz i Gebler, 2012; Wiegleb i in., 2017; Grzybkowska i in., 2018). Mikrobezkręgowce są ważnym elementem w sieciach troficznych, gdyż przenoszą energię na wyższe poziomy piramidy troficznej (Lampert i Sommer, 2001). Szczególnie istotne jest zrozumienie wpływu roślin wodnych na kształtowanie warunków pokarmowych, zwłaszcza w kontekście ich potencjalnego znaczenia jako siedliska dla mikrobezkręgowców, które stanowią pokarm większych bezkręgowców oraz ryb. W niniejszym badaniu skoncentrowano się na ocenie wpływu zgrupowań włosieniczników na liczebność mikrobezkręgowców, co może mieć istotne znaczenie dla bazy pokarmowej ryb łososiowatych.

5.2 Metodyka

Badanie obejmowało pobór prób w trzech rzekach zlewni Drawy (Drawa, Korytnica i Ukleja) z trzech sezonów (zima, wiosna i lato). Oprócz włosieniczników, dla porównania zasiedlenia płatów roślinnych przez mikrobezkręgowce oceniono również inne gatunki makrofitów (strzałka wodna - *Sagittaria sagittifolia* L., rdestnica przeszyta - *Potamogeton*

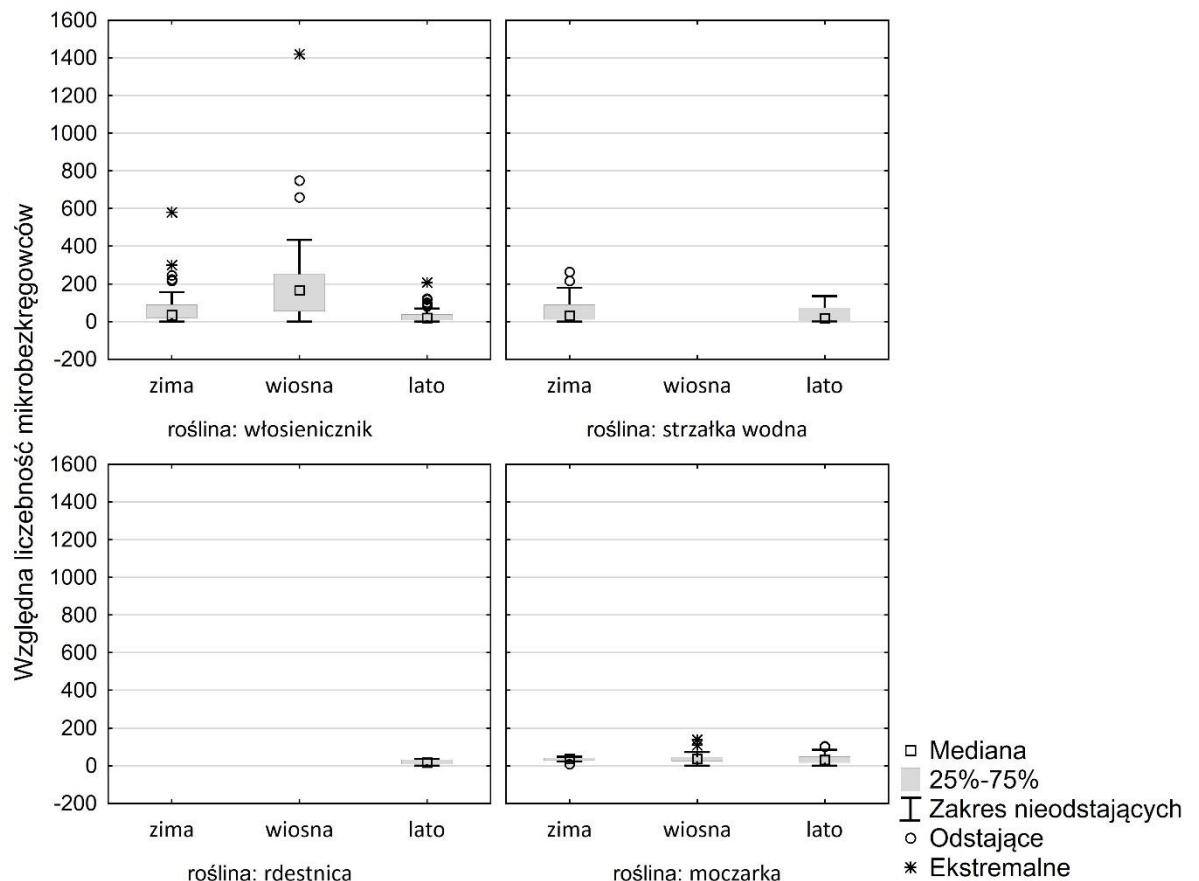
perfoliatus L., moczarka kanadyjska - *Elodea canadensis* Michx.). Pobierano wycinki roślin z każdego płata, uwzględniając lokalizację w płacie (E – tylna część płata, SR – prawa strona płata, SL – lewa strona płata, M – środek płata). Następnie wycinki roślin konserwowano w alkoholu etylowym. W laboratorium osuszono wycinki roślin i zważono, a pozostałe organizmy analizowano przy użyciu mikroskopu świetlnego Zeiss Stemi 508. W analizie mikrobezkręgowców uwzględniono wyłącznie organizmy o rozmiarach ciała poniżej 2 mm. Każda próba została w całości przeanalizowana pod kątem liczebności mikrobezkręgowców. Do oznaczeń mikrobezkręgowców użyto kluczy taksonomicznych. W przypadku opisu mikrobezkręgowców względem masy roślin liczebność dotyczy wartości bezwzględnej zaś w przypadku pozostałych danych podane są wartości względne (nieskorygowane względem masy).

5.3 Wyniki i dyskusja

Najczęściej i najliczniej występującymi mikrobezkręgowcami w płatach roślin były Rotifera (wrotki) – odnotowano je w 99% badanych prób. W tej grupie odnotowano następujące taksony: Bdelloidea, *Cephalodella* sp., *Colurella* sp., *Encentrum* sp., *Eosphora* sp., *Euchlanis* sp., *Kellicotia* sp., *Keratella* sp., *Lecane* sp., *Lepadella* sp., *Mytilina* sp., *Proales* sp., *Testudinella* sp., *Trichocerca* sp., *Trichotria* sp. Frekwencją poniżej 30% charakteryzowały się mikroskorupiaki takie jak Ostracoda, Cladocera (*Alona* sp., *Chydorus* sp.) i Copepoda (naupli Copepoda, Harpacticoida), oraz inne mikrobezkręgowce jak Gastrotricha, Hydracarina, Hydrozoa, Nematoda, Oligochaeta, Tardigrada.

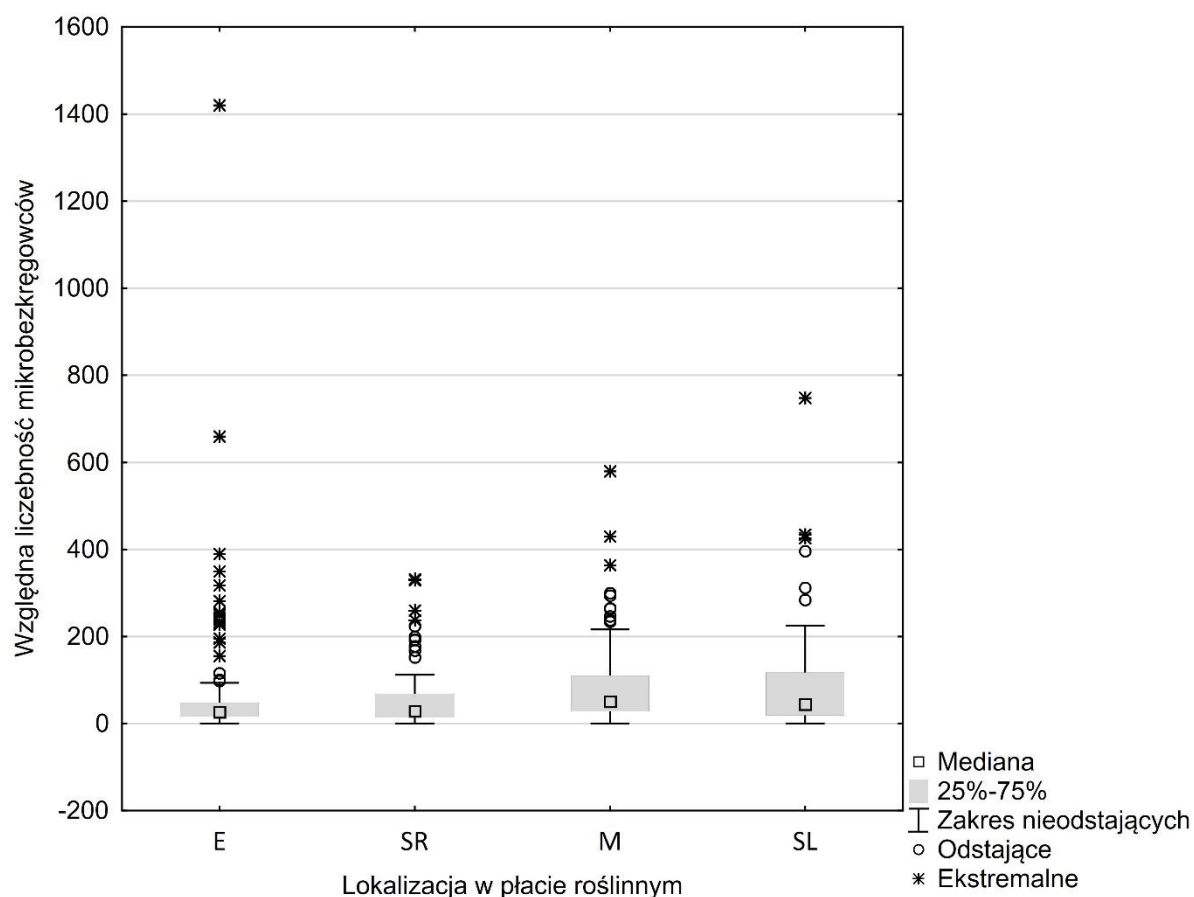
Największe liczebności mikrobezkręgowców notowano wiosną (Rys. 1), co może być związane z większą dostępnością biogenów i sprzyjającymi warunkami środowiskowymi. Wiosną w rzece dochodzi do uruchomienia zasobów biogenych wykorzystywanych przez glony, które stanowią pokarm mikrobezkręgowców. Siedliska w okresie zimowo-wiosennym oferowane przez włosieniczniki są zatem dobrym miejscem rozwoju mikrobezkręgowców. Liczne mikrobezkręgowce stanowią bazę pokarmową dla wylęgu ryb, stąd przyczyniają się do zwiększenia szans przeżycia wylęgu (Czerniawski i in., 2009).

Spośród badanych makrofitów, płaty włosieniczników były najliczniej zasiedlane przez mikrobezkręgowce. Ta zależność może być związana zarówno z fenologią występowania poszczególnych makrofitów, jak i struktury płatów czy morfologii liści i łodyg danych makrofitów.



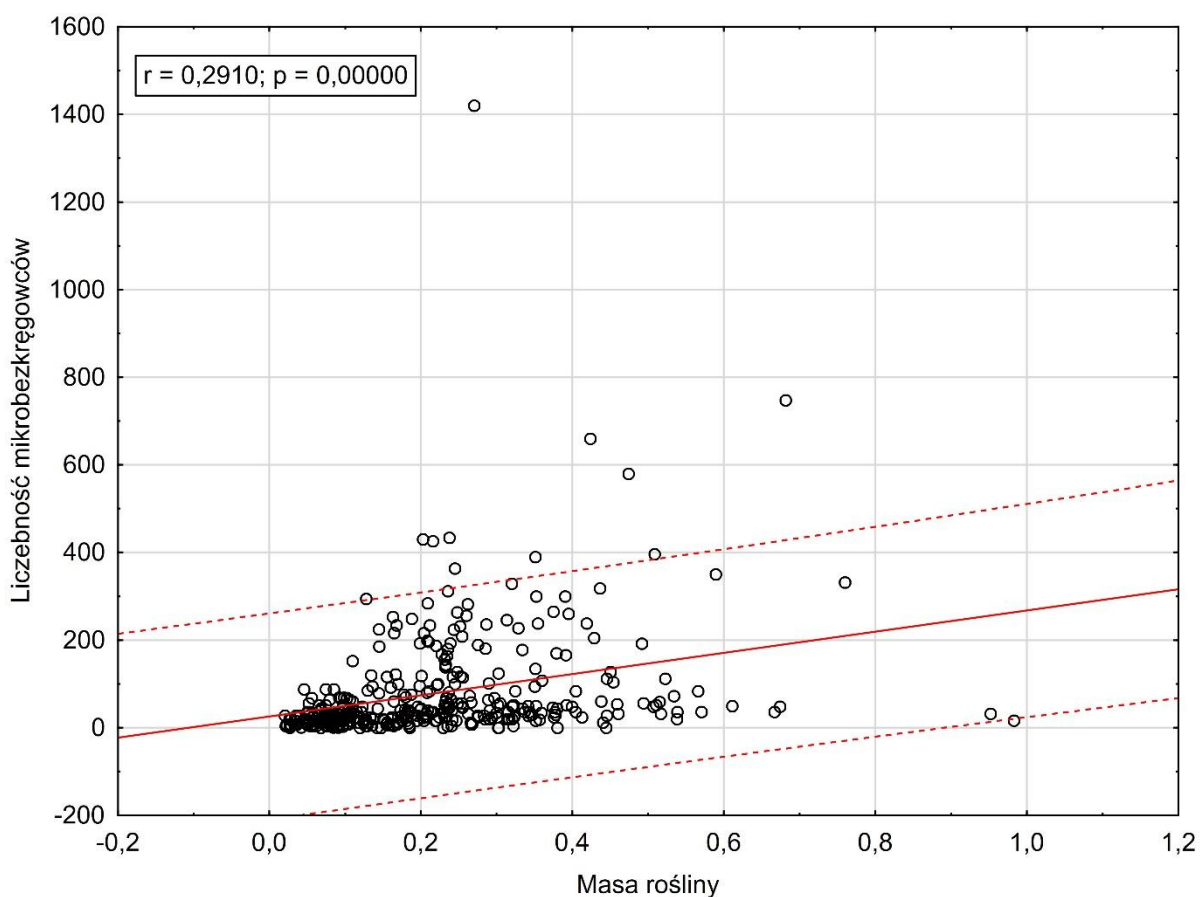
Rys. 1. Względna liczebność mikrobezkręgowców względem sezonu badawczego w podziale na cztery gatunki roślin wodnych.

Według wypracowanych danych nie można jednoznacznie stwierdzić iż określona część płata sprzyja rozwojowi mikrobezkręgowców (Rys. 2). To znaczy, że całe badane płyty roślin w stosunkowo równym stopniu przyczyniały się do zwiększenia liczebności mikrobezkręgowców, czyli bazy pokarmowej w rzece.



Rys. 2. Względna liczebność mikrobezkręgowców względem lokalizacji w płacie roślinnym. E – tylna część płata, SR – prawa strona płata, SL – lewa strona płata, M – środek płata.

Dodatkowo, analiza danych wykazała dodatnią korelację między liczebnością mikrobezkręgowców a masą płata roślinnego (Rys. 3), co potwierdza istotną rolę makrofitów jako siedliska dla tych organizmów. Zgodnie z równaniem regresji w płacie roślinnym o masie jednego grama suchej masy żyje około 250 osobników mikrobezkręgowców. Zatem wzrost biomasy włosieniczników będzie wiązał się ze zwiększeniem bazy pokarmowej dla ryb łososiowatych.



Rys. 3. Liczebność mikrobezkręgowców względem suchej masy rośliny.

5.4 Wnioski

- Włosieniczniki, ze względu na swoje właściwości środowiskowe, okazały się być dobrym siedliskiem dla mikrobezkręgowców.
- Znacząca liczba tych organizmów zasiedlająca płyty roślin, zwłaszcza wiosną, sugeruje, że włosieniczniki mogą istotnie przyczyniać się do tworzenia bazy pokarmowej dla ryb łososiowatych. Zrozumienie tej dynamicznej interakcji pomiędzy roślinami wodnymi a mikrobezkręgowcami ma kluczowe znaczenie dla utrzymania równowagi ekosystemu wodnego oraz dla efektywnego zarządzania populacjami ryb w danym obszarze.

6. Ocena efektywności naturalnego tarła ryb łososiowatych.

6.1 Wstęp

Dla oceny wpływu realizacji zabiegów renaturyzacyjnych na efekt tarłowy ryb łososiowatych wykonano serię wizji terenowych na obszarze zlewni rzeki Drawa. Badaniami objęto zarówno samą rzekę Drawę i dopływy w bieżącym, znacznie powiększonym po wybudowaniu przepławki przy EW Kamienna w Głusku, zasięgu migrujących tarlaków łososia Atlantyckiego *Salmo salar* i troci wędrownej *Salmo trutta m. trutta* jak i potencjalnych obszarów, które z dużym prawdopodobieństwem były wykorzystywane przez ryby dwuśrodowiskowe w okresie przed industrialnym. Podejście takie wynika z faktu, że po wykonaniu udrożeń w ramach projektu ichtiofauna ma, teoretycznie, możliwość dotarcia aż do jeziora Drawsko i Żerdno w gminie Czaplinek, a w sprzyjających latach, z ponad średnimi opadami, aż po jezioro Prosino.

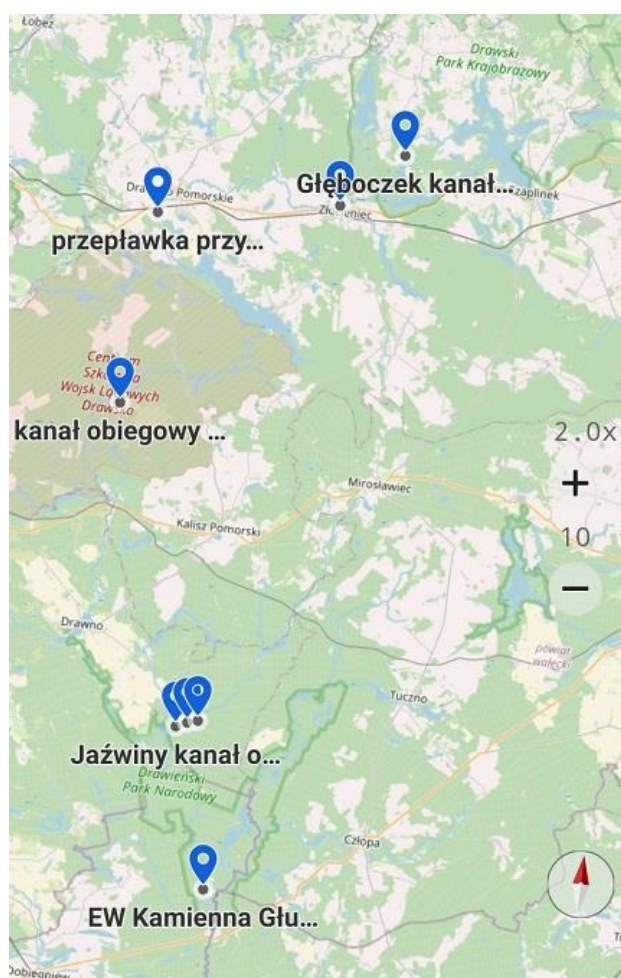
6.2 Metodyka

Na podstawie dostępnej literatury, doświadczeń z realizacji zbliżonych badań na innych dorzeczach w regionie Pomorza Zachodniego, Iny, Regi i Gowienicy oraz realizowanego w ostatnich latach projektu LIFEDrawaPL, w tym wykonanych udrożeń, na potrzeby realizacji zadania dokonano roboczego podziału systemu rzecznoego Drawy na:

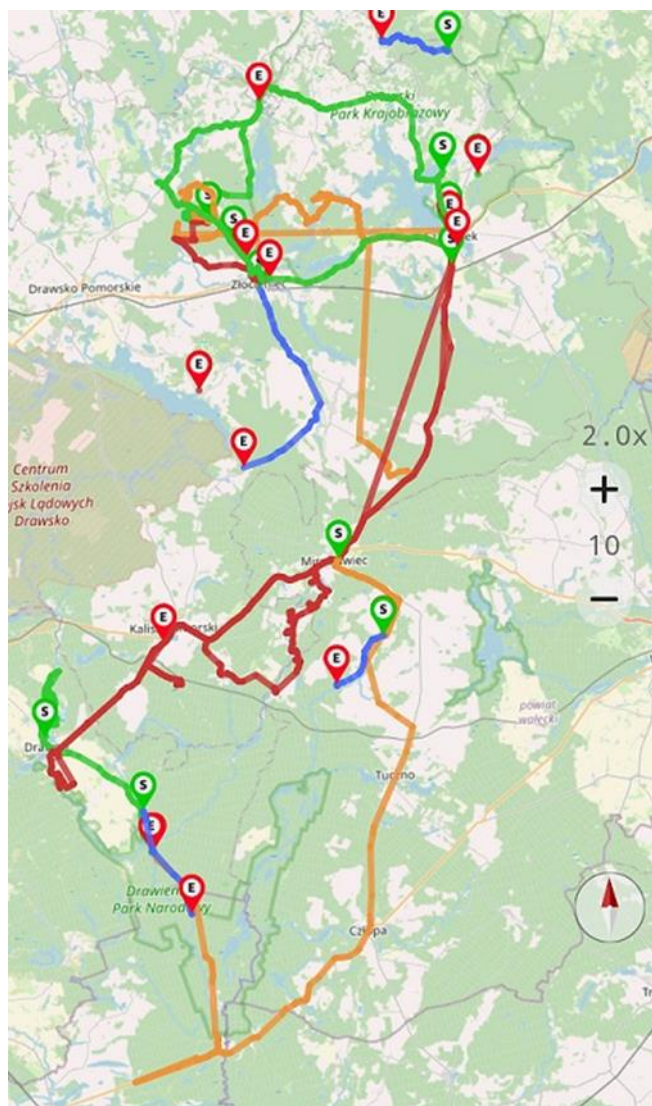
- a) część dorzecza dostępną obecnie dla gatunków wędrownych ze stwierdzoną po udrożnieniu obecnością tarlaków wędrownych łososiowatych:
 - Drawa do Starej Drawy, ze Starą Drawą – 84 km + 18 km;
 - Płociczna do ujścia Runicy z Runicą i Cieszyńką;
 - Korytnica do jeziora Korytnica;
 - Słopica do Niemeńska;
 - Mierzęcka Struga do Mierzęcina;
- b) Część dorzecza potencjalnie dostępną, lecz bez stwierdzenia śladów obecności tarlaków;
 - Człopica do jez. Łokacz 2 km
 - Wyższe partie dopływów z części a;
- c) Część dorzecza nadal niedostępną dla gatunków wędrownych z przyczyn nie związanych z „technicznym” przywróceniem łączności morfologicznej;
 - Drawa powyżej EW Borowo z dopływami
 - Kokna

Dla każdej z części zaplanowano badania terenowe oraz analizę danych w kontekście założonego w zleconym działaniu efektu – opracowania strategii gospodarowania wędrownymi rybami łososiowatymi w odrestaurowanej rzece. W odniesieniu do części a) i b) badania skupione są na poszukiwaniu śladów obecności tarlaków. Dla części c) badania, obok oceny potencjału dla naturalnego rozrodu i podchowu, nakierowano także na poszukiwanie powodów braku oczekiwanego efektu.

Jednocześnie obserwacjom i analizie poddano stan zlewni pod kątem możliwych do realizacji modyfikacji, wdrożeń lub innych działań mogących pozytywnie wpłynąć na ekosystem Drawy i jej dorzecza pod kątem zwiększenia szans na trwałą odbudowę populacji wędrownych ryb łososiowatych oraz towarzyszących



Rys 1. Schemat udrożeń wykonanych w ramach LIFEDrawaPL.



Rys 2. Schemat wykonanych dotychczas na potrzeby realizacji zadania wizji w dorzeczu Drawy.

6.3 Wyniki i dyskusja

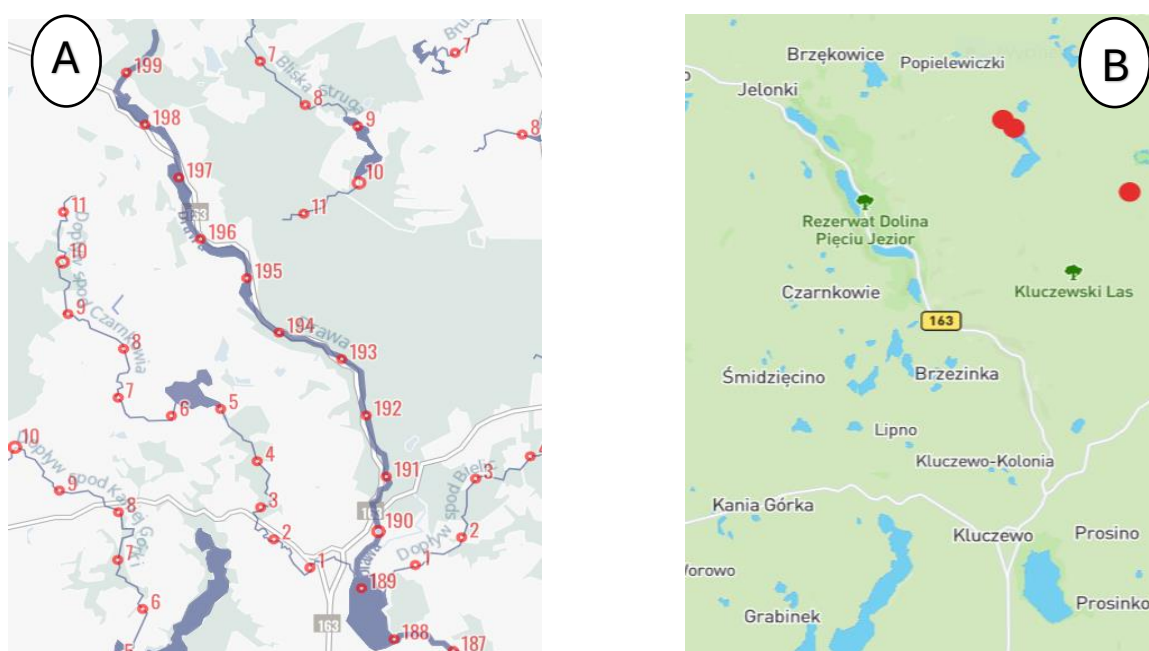
I. CZĘŚĆ

Obszar badań w podziale na odcinki ze wstępną koncepcją możliwych interwencji naprawczych stan siedlisk i zasobów wodnych w zlewni:

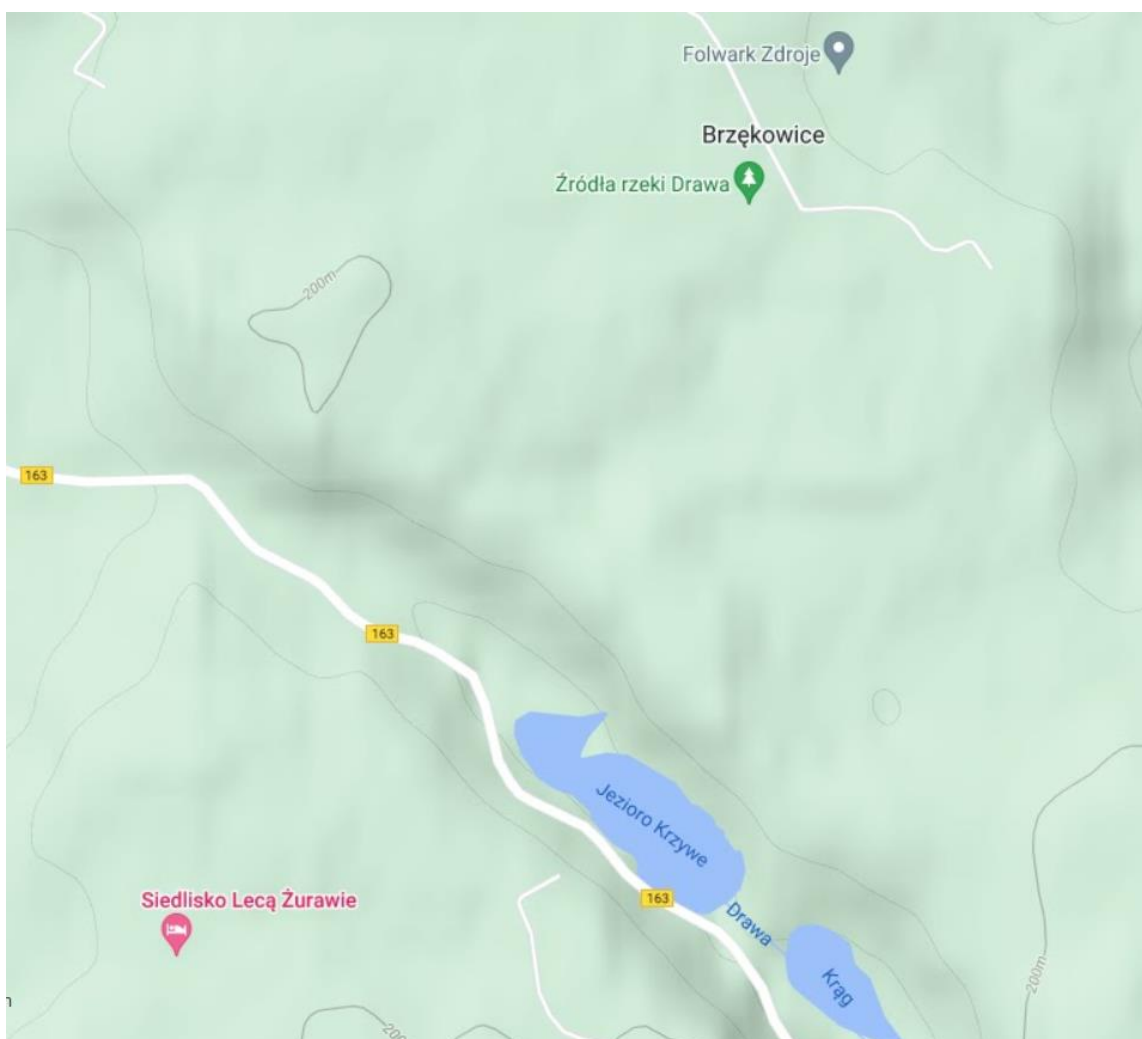
➤ Odcinek 1. Źródła Drawy

Źródła Drawy znajdują się na wysokości około 200 m n.p.m. pomiędzy Czaplinkiem a Połczynem, między innymi koło miejscowości Zdroje oraz Jelonki. Źródłowy odcinek Drawy, gdzie rzeka na setkach metrów co krok zasilana jest kolejnym wypływem wód podziemnych ciągnie się przez całą dolinę Pięciu Jezior na długości około 5 km. Kolejne 5 kilometrów biegu Drawy to niewielki strumień żwawo płynący wśród pokrytej łęgami i turzycowiskami podmokłej doliny aż po jezioro Prosino. Na tym odcinku rzeka odwadnia silnie podmokły obszar o wysokościach przekraczających 200 m n.p.m. Na podkreślenie zasługuje, że rzeka na tym odcinku przypomina charakterem górskie strumienie, z dużymi spadkami pomiędzy jeziorami. Analiza map może wprowadzić w błąd sugerując brak przeszkód dla migracji

ichtiofauny. W ramach wizji stwierdzono pozostałości regulacji, w tym prowadzenie rzeki w rurociągu pod ziemią na odcinku kilkuset metrów, progi oraz działania bieżące silnie zaburzające ciągłość morfologiczną. Szczególne kontrowersje budzi przebudowa drogi 163, która wobec znaczenia ekologicznego rzeki Drawa, nie powinna być prowadzona omawianą doliną. Odcinek, przy coraz liczniejszych presjach, staje się na część roku bezwodnym korytem pomiędzy jeziorami. Pod kątem siedliskowym rzeka na omawianym odcinku stanowi inicjalną formę siedliska rzek włosienicznikowych o kodzie naturowym 3260.



Rys. 3 Schemat źródłowego odcinka Drawy do jeziora Prosino na podstawie <https://straznicy.wwf.pl/mapy/bariery/> (A) oraz <https://straznicy.wwf.pl/mapy/mapa-hydrograficzna/> (B).



Rys. 5 Źródła Drawy koło siedliska Zdroje

https://geoportal360.pl/map/?src=adwords&utm_source=google&utm_medium=cpc&utm_campaign=SNGeo&gclid=EAIaIQobChMIjtGLkcH5_QIVj6SyCh2jXwz9EAAYASAAEgI5UPD_BwE#l:53.71405,16.15183,15

Analizując odcinek pod kątem strategii gospodarowania wędrownymi rybami łososiowatymi oraz towarzyszącymi, należy podkreślić konieczność poczynienia wysiłku przywrócenia maksymalnego, możliwego stopnia wykorzystania naturalnej retencji zlewni omawianego obszaru. Dla gatunków wędrownych odcinek ten raczej nie może być atrakcyjny inaczej niż jako zabezpieczenie ilości i jakości wody poniżej jeziora Prosino. Wagę tych aspektów konieczności zlewniowego podejścia do gospodarowania wodami widać coraz wyraźniej, szczególnie wobec przejawów przyspieszających zmian klimatu, z rosnącymi ekstremami, tak okresów bezopadowych i suszy, jak i nagłych ekstremalnie intensywnych opadów, mogących uzupełniać stan wód podziemnych, o ile morfologia zlewni będzie temu sprzyjać. Naturalnie wszystkie zlewnie rzek cechuje stan względnej równowagi, dzięki której w pod naszą szerokością geograficzną, rzeki płyną stanem średnim przez cały rok.

Omawiany odcinek w okresie badań wygląda niepokojąco, bowiem, mimo opadów koryto nie było wypełnione wodą poza spuszczeniem jednego z rozlewisk „bobrowych” około 20 marca 2023 r.



Fot. 1 Typowy dla źródłiskowego odcinka Drawy układ – rzeka przepływa przez sekwencję jezior, przebijając się pomiędzy nimi przez chwilami kilkudziesięciometrowej wysokości wzniesienia.

Strategicznie podchodząc do bieżącej sytuacji dla odcinka należy opracować koncepcję renaturyzacji rzeki, w tym wydobycia na powierzchnię Drawy w kilometrażu 196,1 do 196,5. Obok tego w chwili obecnej wszystkie ujścia w jezior są sztucznie obniżone, redukując znacznie możliwą retencję poszczególnych jezior. Ubocznym, niekorzystnym podobnie jak obniżona retencja, skutkiem jest redukcja odporności systemu rzecznoego na przejawy zmian klimatu. Łącznie do wykorzystania dla poprawy retencji jest około 1,5 km², co dla każdego 0,2 m podniesienia stosunków wodnych daje 300 000 m³ dodatkowej objętości wody. Dla przepływów rzeki na odcinku liczonych w litrach jest to zapewnienie przepływów cały rok. Na części odcinka możliwe jest podniesienie wody około 0,5 m, co daje możliwość podwojenia zwiększenia retencji w stosunku do stanu obecnego.



Fot. 2 Odnowiony przepust pod drogą 163 w biegu źródłowym Drawy. Dno rzeki zostało pogłębione, tak w ciągu przepustu, jak i powyżej niego. Tego typu działania wpływają negatywnie na stan wód gruntowych, a co za tym idzie, na stan ekologiczny Drawy.



Fot. 3 Typowe dla źródłiskowej części zlewni Drawy niecki źródłiskowe. Ostatnimi laty część z nich przez znaczną część sezonu pozostaje ledwie wilgotna.

Na odcinku źródłiskowym nie stwierdzono śladów obecności ryb łososiowatych w postaci gniazd tarłowych. Z dostępnej bazy danych wynika, zgodnie z obrazem rzeki, brak gatunków wymagających niskiej temperatury wody. Obecność ciągu jezior, co prawda o silnym zasilaniu podziemnym, lecz jednak akwenów stosunkowo niewielkich, z wodą stagnującą, ogranicza szanse za trwałą populację, szczególnie w ostatnich latach, gdy połączenia pomiędzy jeziorami przez kilka miesięcy są suche.



Fot. 4 W okresie większych opadów w dolinie obserwowano zalewanie łągów. Niestety, jest to zjawisko wskutek spuszczenia zalewu bobrowego powyżej.



Fot. 5 Odcinkowo Drawa na omawianym odcinku ma układ wielokorytowy. Materiał dna to głównie piaski i drobne żwiry z niewielką domieszką grubszych frakcji żwirowych.

Mniej więcej ten sam charakter Drawa zachowuje po ujściu z jeziora Prosino. Po drodze wpływa do niej wiele niewielkich, źródłiskowych strumieni, wzmacniając rzekę, jednak wciąż jest to bardzo mała rzeka, niosąca poniżej $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

➤ **Odcinek 2. Drawa od jeziora Prosino do zespołu jezior Żerdno – Drawsko.**

Jezioro Prosino leży w podmokłej dolinie, zajmując około kilometra biegu Drawy. Poniżej jeziora rzeka nabiera znacznie bardziej górskiego charakteru, choć obecnie przepływy wyraźnie są mniejsze niż historyczne, dzięki którym dno tego odcinka wysłane jest grubym żwirem i kamieniami. Poza spowolnieniem wskutek ingerencji ludzkiej w pobliżu Żerdna, Drawa, opływając jedno z najwyższych wzniesień w regionie, Spyczynę, płynie żwawo w kierunku jednego z 10 największych jezior w Polsce, drugiego pod względem głębokości jeziora Drawsko.

Dzisiaj rzeka nie wpada wprost do tego jeziora, lecz do jego dawnej zatoki, po zmianach kilka stuleci temu, odciętej i nazwanej jeziorem Srebrnym lub Żerdnem. Rzeka na omawianym odcinku wciąż nie jest zbyt bogata w wodę, jednak morfologia terenu wpływa na jej charakter. Odcinkowo spadki zbliżają się do 0,5‰.

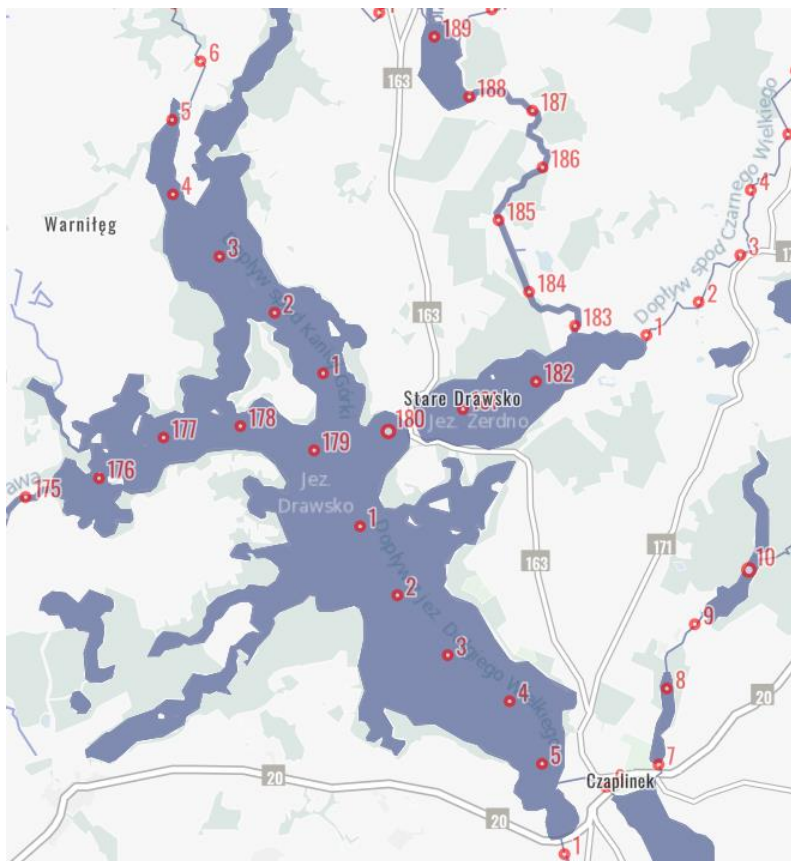
Na ujściu do jeziora Żerdno zlokalizowany był młyn wodny, co miało wpływ na przyujściowy odcinek rzeki. Warunki ekologiczne tego odcinka pozwalają przypuszczać historycznej obecności gatunków wrażliwych na jakość wody i stan siedlisk, łącznie z łososiowatymi. Jest wysoce prawdopodobne, że było to tarlisko łososiowatych, na przykład pstrąga potokowego lub troci jeziorowej. W okresie przedindustrialnym możliwe było docieranie gatunków wędrownych po ten odcinek. Głównie jednak odcinek ten mógłby stanowić cenne tarlisko dla gatunków jeziorowych wymagających silnego przepływu dobrej jakości, z dobrym natlenieniem, wody dla rozwoju ikry. Wobec zmian klimatu coraz więcej gatunków zimnolubnych pod kątem rozrodu i rozwoju ikry ma trudności z naturalnym rozrodem. Część przyczyn wynika z zanikania warunków dla tarła – woda zbyt ciepła, zbyt niskie natlenienie. Wobec tych problemów stan odcinka górnej Drawy można przywrócić do zadowalającego poprzez renaturyzację.



Fot. 6 Źródliskowe lasy łąkowe i rozlewiska Drawy koło Żerdna.



Fot. 7 W korycie coraz więcej jest odcinków kamienistych. Niestety, widoczne są także ślady regulacji.



Rys. 6 Schemat mapowy odcinka Dąbrowy od Jeziora Prosino do Jeziora Dąbrowa.



Fot. 8 Dąbrowa pomiędzy jeziorami Żerdno i Dąbrowa. Odcinek skanalizowany. Pierwotnie jeziora były jednym akwenem. W ostatnich latach przepływ powierzchniowy ustaje na kilka tygodni, podobnie jak Dąbrowa od źródeł na wielu odcinkach. Przyczyną leży w coraz słabszym zasilaniu podziemnych powodowanym nadmiernymi poborami.



Fot. 9 Drawa powyżej Żerdna przypomina naturalną rzekę, co krok jednak widać ślady ingerencji. Odcinek ważny dla rozrodu ryb z zespołu jezior Drawsko i Żerdno.

➤ **Odcinek 3: Drawa od jeziora Rzepowo do Złocieńca.**



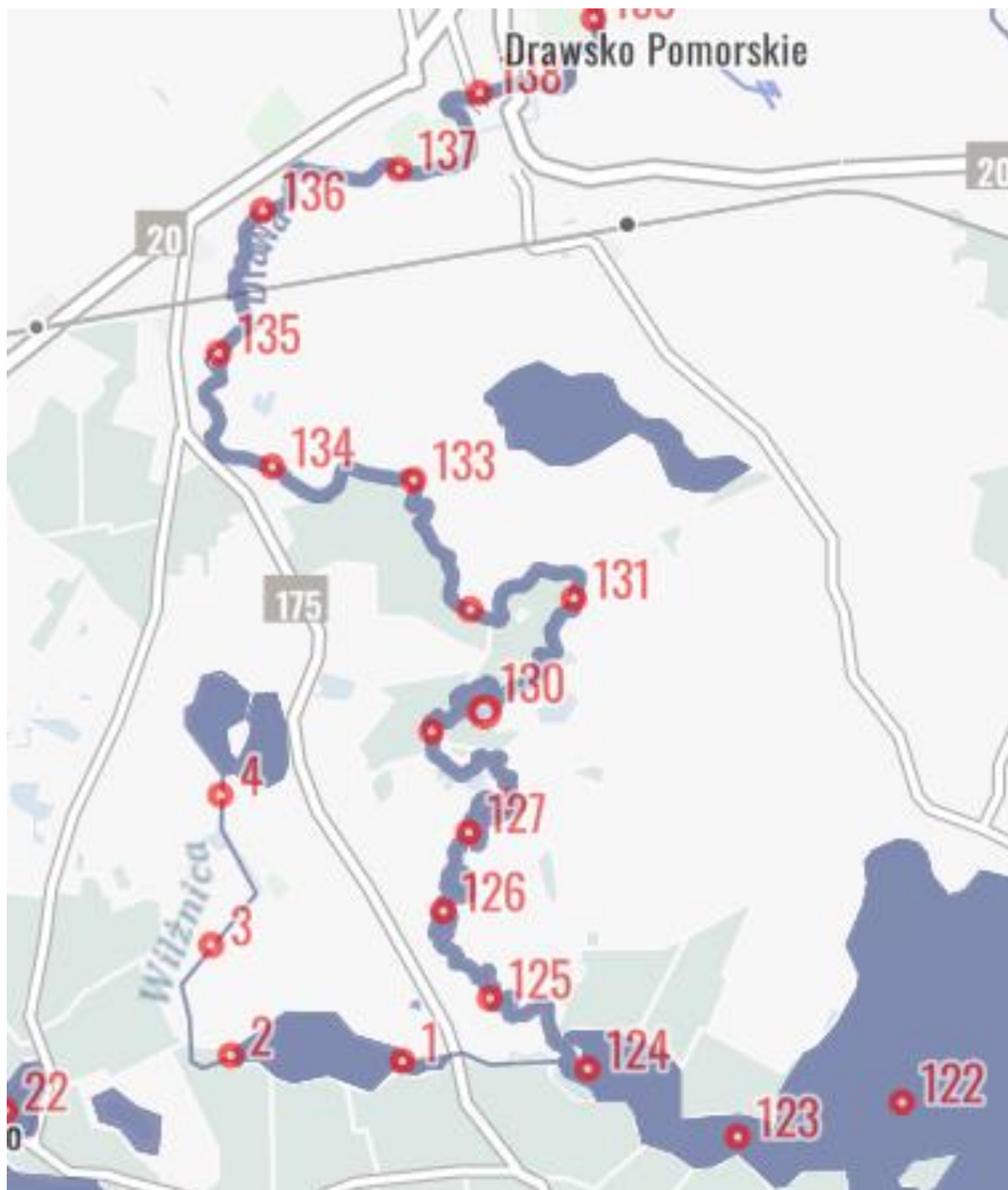
Rys. 7 Drawa do Złocieńca. Odcinek o znaczeniu korytarza dla migracji ichtiofauny.

➤ **Odcinek 4. Złocieńca do Drawsko Pomorskiego**



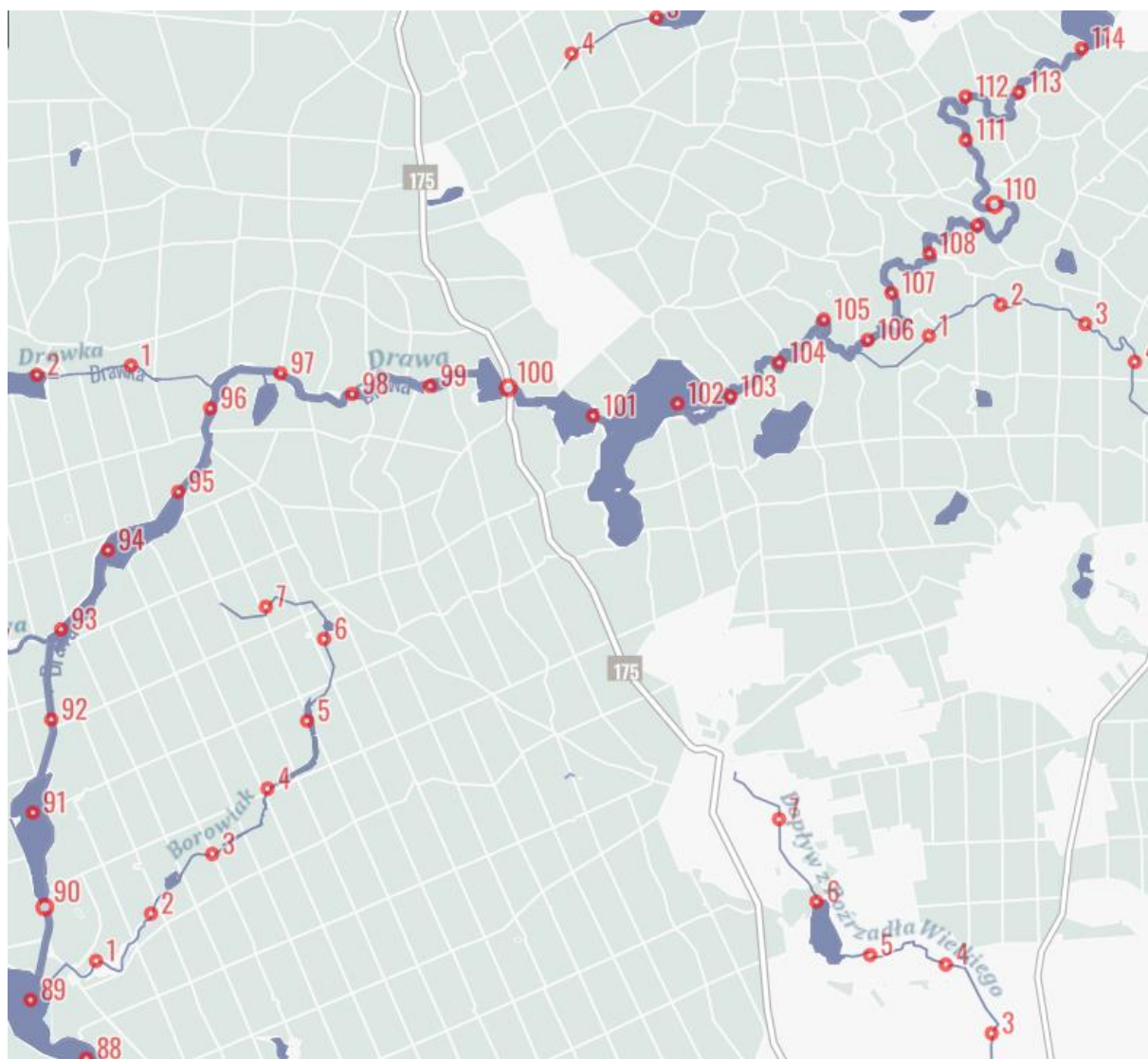
Rys. 8 Drawa na odcinku Złocieńca Drawsko Pomorskie.

➤ Odcinek 5. Drawa do jeziora Lubie



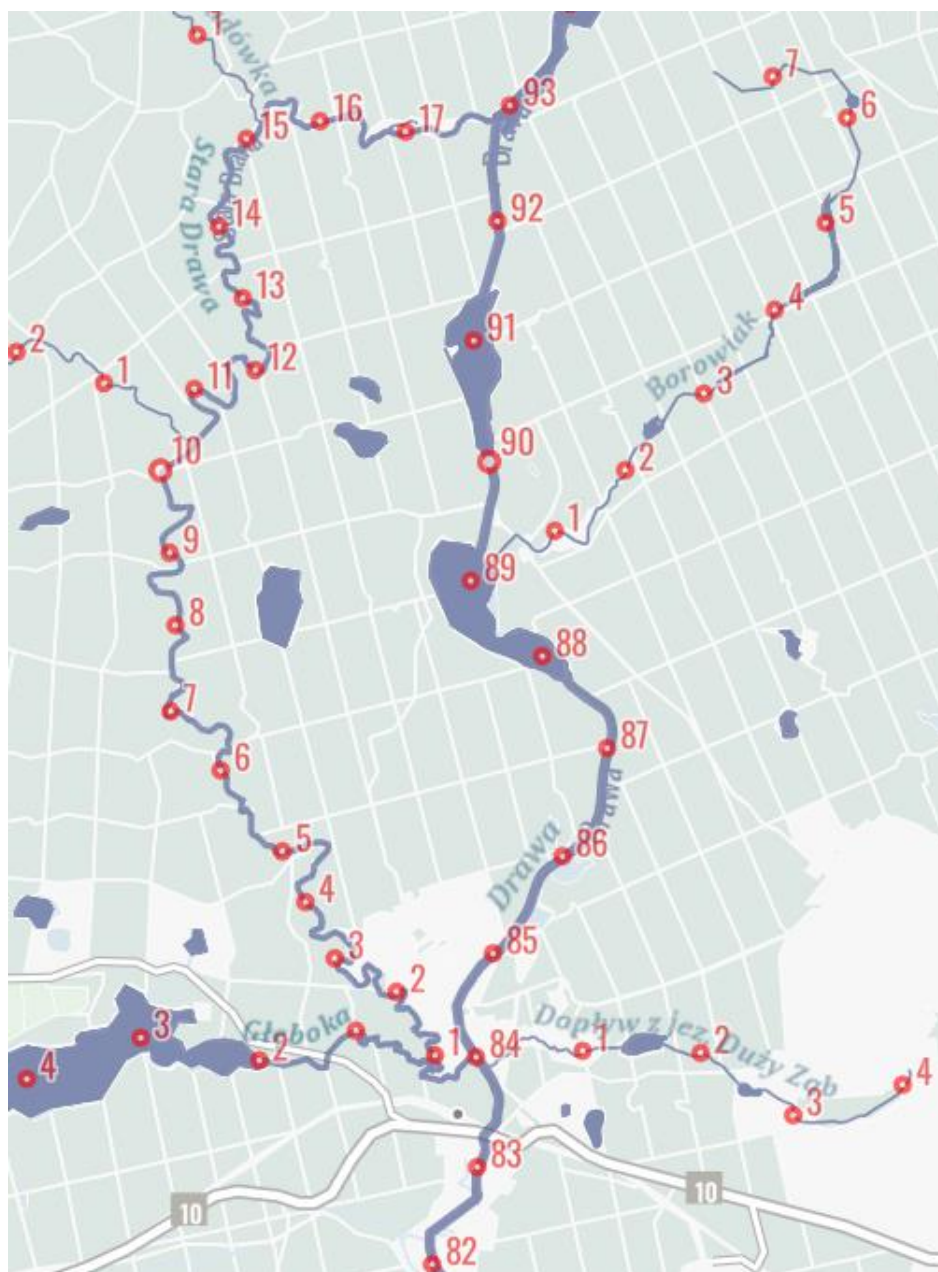
Rys. 9 Drawa do jeziora Lubie.

➤ **Odcinek 6. Drawa Lubie do EW w Borowie.**



Rys. 10 Drawa do EW Borowo.

➤ **Odcinek 7. Drawa z kanałem Prostynia i Stara Drawa**



Rys. 11 Drawa, Prostynia, i Stara Drawa.

➤ Odcinek 8. Drawa do Drawna



Rys. 12 Drawa do Drawna.

II. CZĘŚĆ

1. Drawa od jeziora Rzepowo do Złocienca- rozwinięcie.
2. Drawa od miasta Złocieniec do Drawska Pomorskiego.
3. Drawa poniżej Drawna na obszarze Drawieńskiego Parku Narodowego;
4. Drawa w dół od Starego Osieczna;
5. Dopływy Drawy czynne obecnie jako obszary rozrodu wędrownych ryb łososiowatych:
 - Stara Drawa – 84 km + 18 km;
 - Płociczna do ujścia Runicy z Runicą i Cieszynką;
 - Korytnica do jeziora Korytnica;
 - Słopica do Niemeńska;
 - Mierzęcka Struga do Mierzęcina
 - Człopica do jez. Łokacz 2 km
 - Kokna

➤ Odcinek 3: Drawa od jeziora Rzepowo do Złocienca.



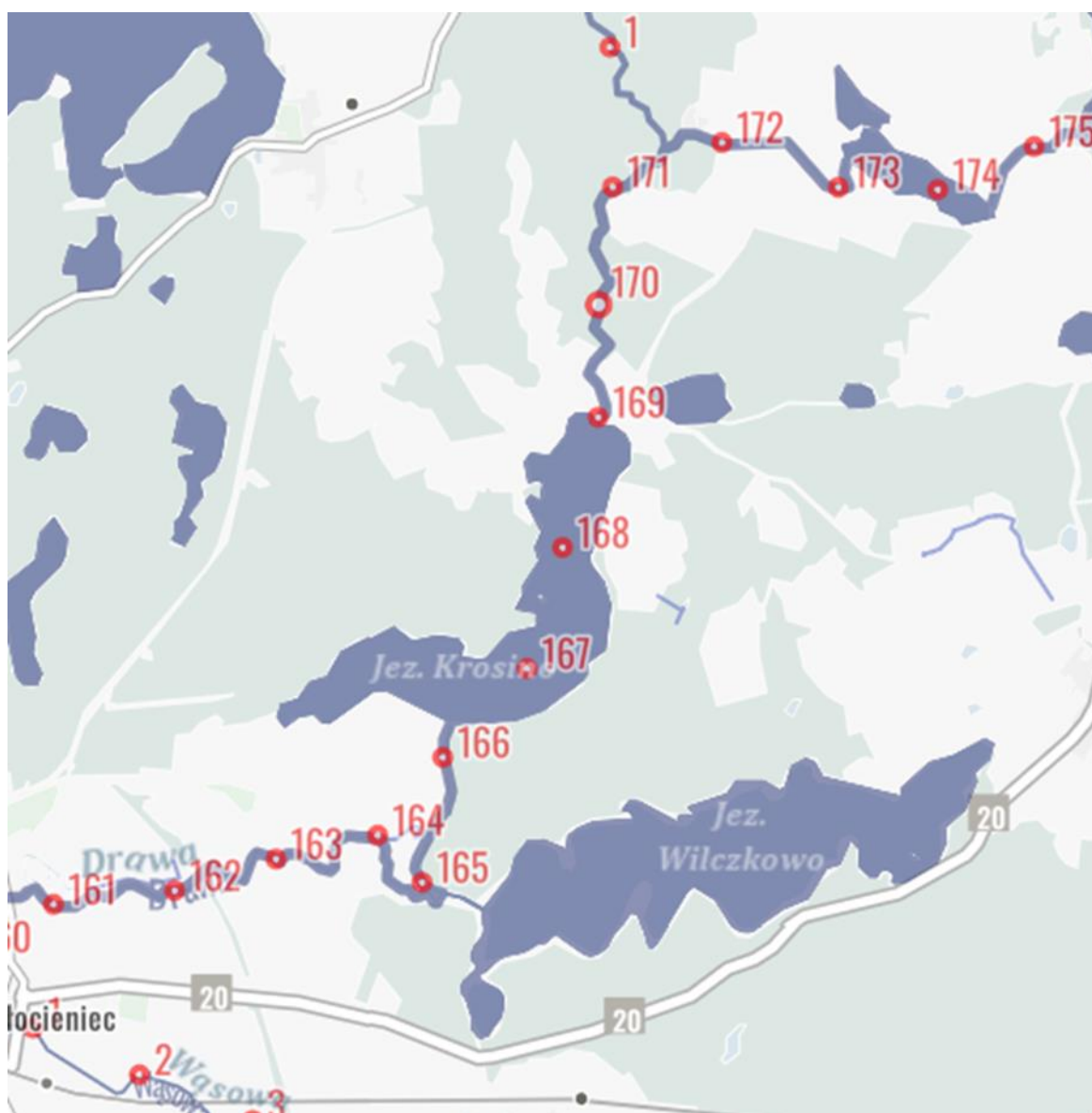
Fot. 1. Na całym odcinku stwierdzano niskie lub bardzo niskie stany wody. Dno rzeki w części było suche. Szczególnie widać było znaczenie wykonanych w ramach LIFEDrawaPL sekwencji pryzm, które jako jedyne odcinki dawały nieco bardziej wypełnione koryto rzeki, stanowiąc kryjówki dla ichtiofauny.



Fot. 2 Okolice Głębozka, korona pryzmy stabilizującej wodę na tym odcinku.



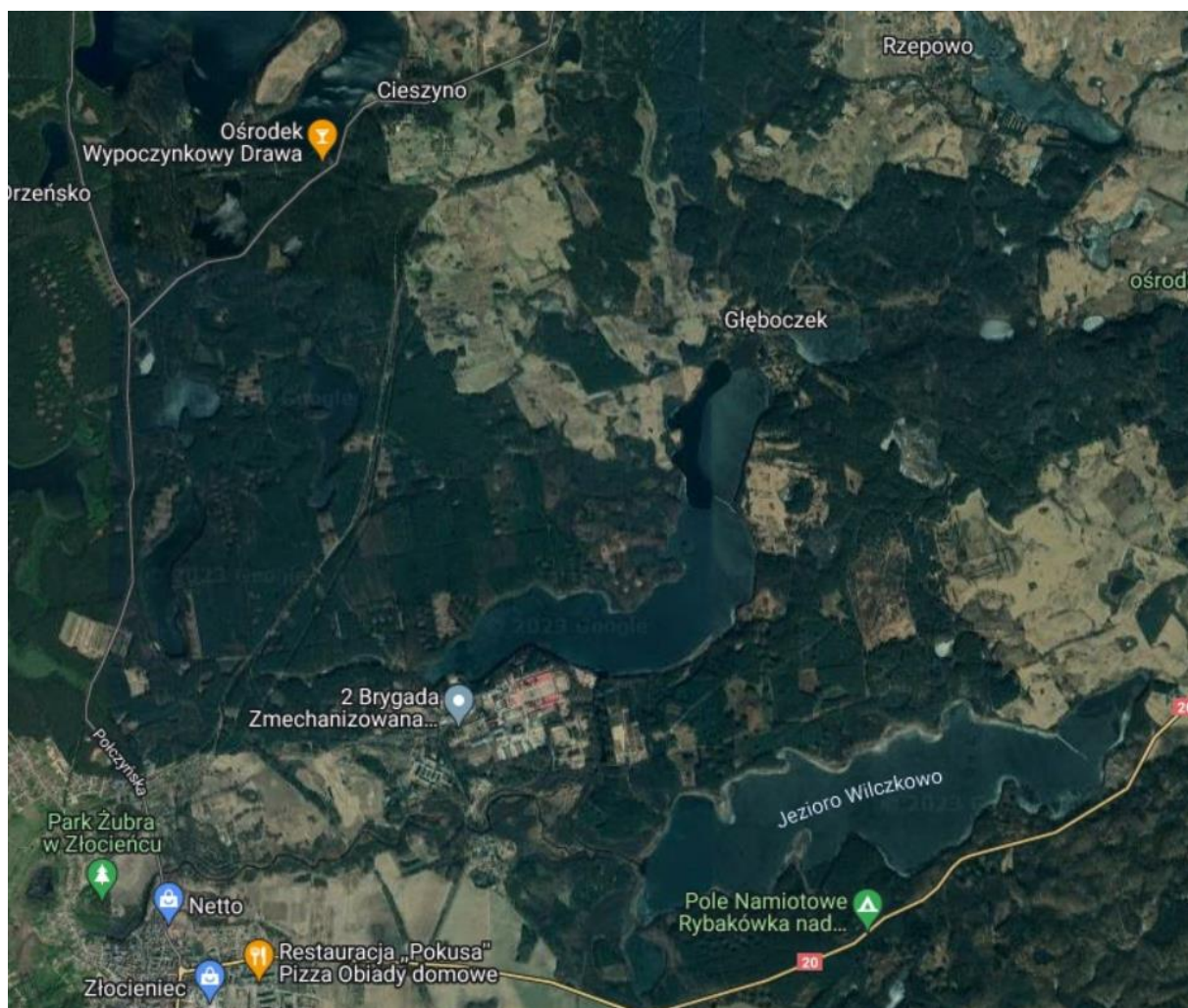
Fot. 3 Okolice Głębozka poniżej ruin jazu. Wyraźnie widoczny efekt wykonania sekwencji bystrzy stabilizujących poziom niskiej wody na odcinku w dół od jazu.



Rys. 1 Drawa do Złocienica. Odcinek Drawy o znaczeniu korytarza dla migracji ichtiofauny. Część zlewni kluczowa dla stanu rzeki i jezior – retencja oraz trofia w związku z poziomem emisji.

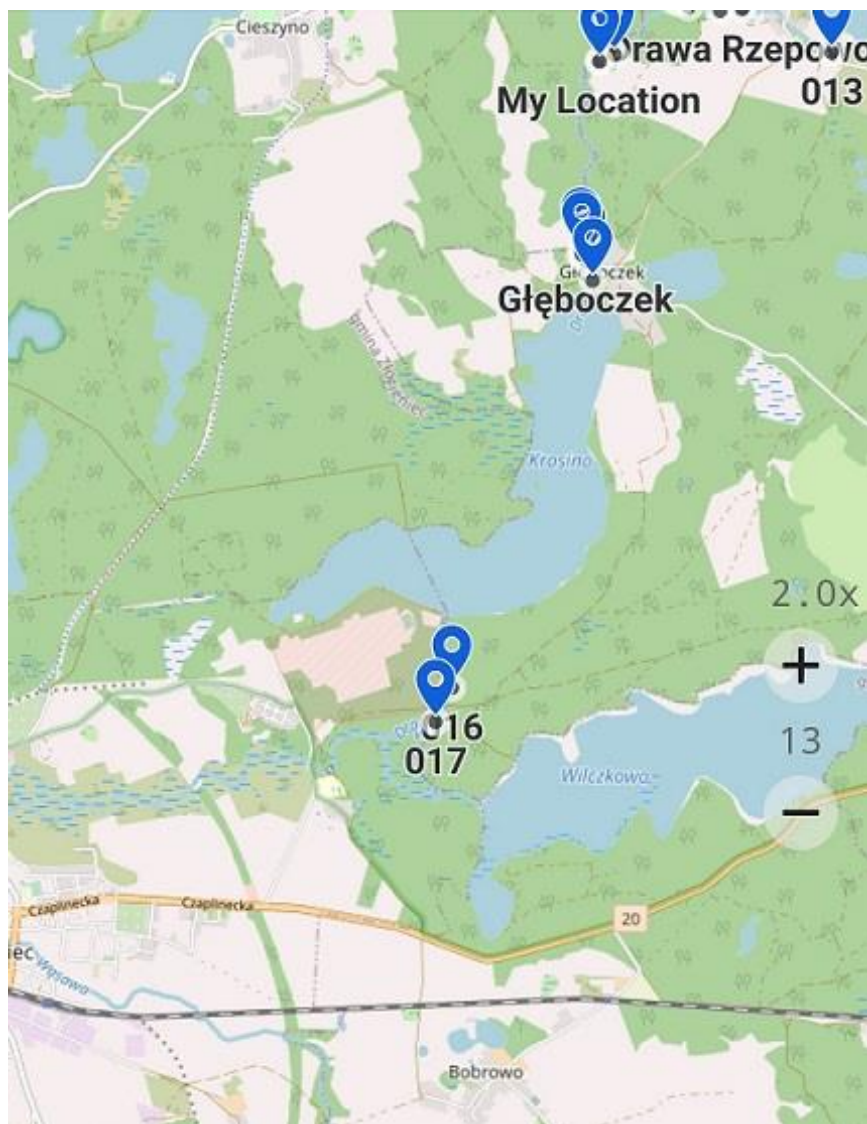
Omawiana część zlewni Drawy pełni, podobnie jak źródłiskowa, szczególnie istotną funkcję retencji wody w krajobrazie. Pomiędzy misami jezior Drawa przebiega się przez kolejne pasy moren polodowcowych, zbudowanych z mieszaniny piasków, żwirów i glin. Dzięki znacznemu zróżnicowaniu wysokości, nierzadko kilkadziesiąt metrów wysokości względnej, w zlewni występuje znaczna ilość różnej wielkości jezior obecnie słabo lub wcale nie połączonych z rzeką powierzchniowo. Trzeba mieć jednak na względzie znaczenie takich akwenów dla uzupełniania zasobów podziemnych, jako wektorów wsiąkania, ale też, otwartych lusterek wody wyparowujących wodę. Duże znaczenie w funkcjonowaniu zlewni pełni, jak zawsze pokrycie krajobrazu, nadal ze znacznym udziałem obszarów zalesionych. W obszarze znaleźć można jednak duże połacie terenów rolniczych, mające istotny wpływ na jakość i ilość wód jezior i rzek składających się na Drawę. Znaczna część upraw w regionie to kukurydza w formie monokultur.

Przy okazji rolnictwa niestety, wyraźnie rysuje się tendencja do likwidacji śródpolnych oczek i terenów podmokłych o znacznym udziale torfu. Łącznie zlewnia Drawy na tym obszarze jest znacznie przekształcona antropogenicznie w niekorzystny dla bilansu wodnego sposób. Skutki zmian widać zarówno w samej rzece w zubożonej formie siedliska rzeki włosienicznikowej, w części wskutek poziomej emisji biogenów, jak też w jeziorach, które są silnie zeutrofizowane, szczególnie Krosino. Poniżej miejscowości Rzepowo do Drawy wpływa Miedznik. Niewielki dopływ odwadnia użytkowane rolniczo okolice Skąpego i Starego Worowa, niosą do Drawy wysoki ładunek, tym bardziej, że na znacznej długości strumień był prostowany i faszynowany. Dopływ ten wymaga renaturyzacji.



Rys. 2 Mapa części zlewni Drawy Rzepowo Złocieniec.

https://geoportal360.pl/map/?src=adwords&utm_source=google&utm_medium=cpc&utm_campaign=SNGeo&gclid=EAIaIQobChMIjtGLkcH5_QIVj6SyCh2jXwz9EAAYASAAEgI5UPD_BwE#l:53.56456,16.08192,13



Rys. 3 Schemat wizji terenowych na odcinku.

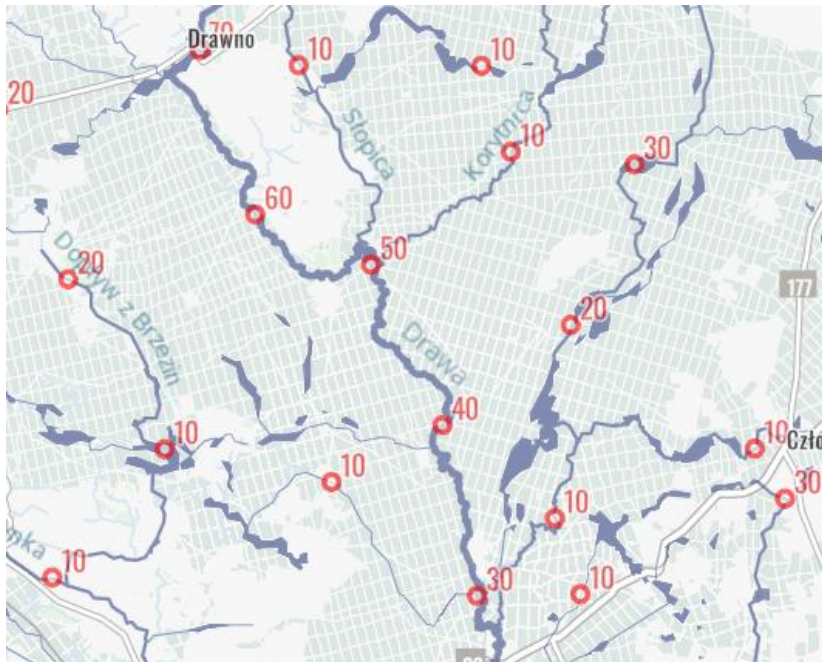
➤ **Odcinek 4. Złocieniec do Drawa Pomorskiego**



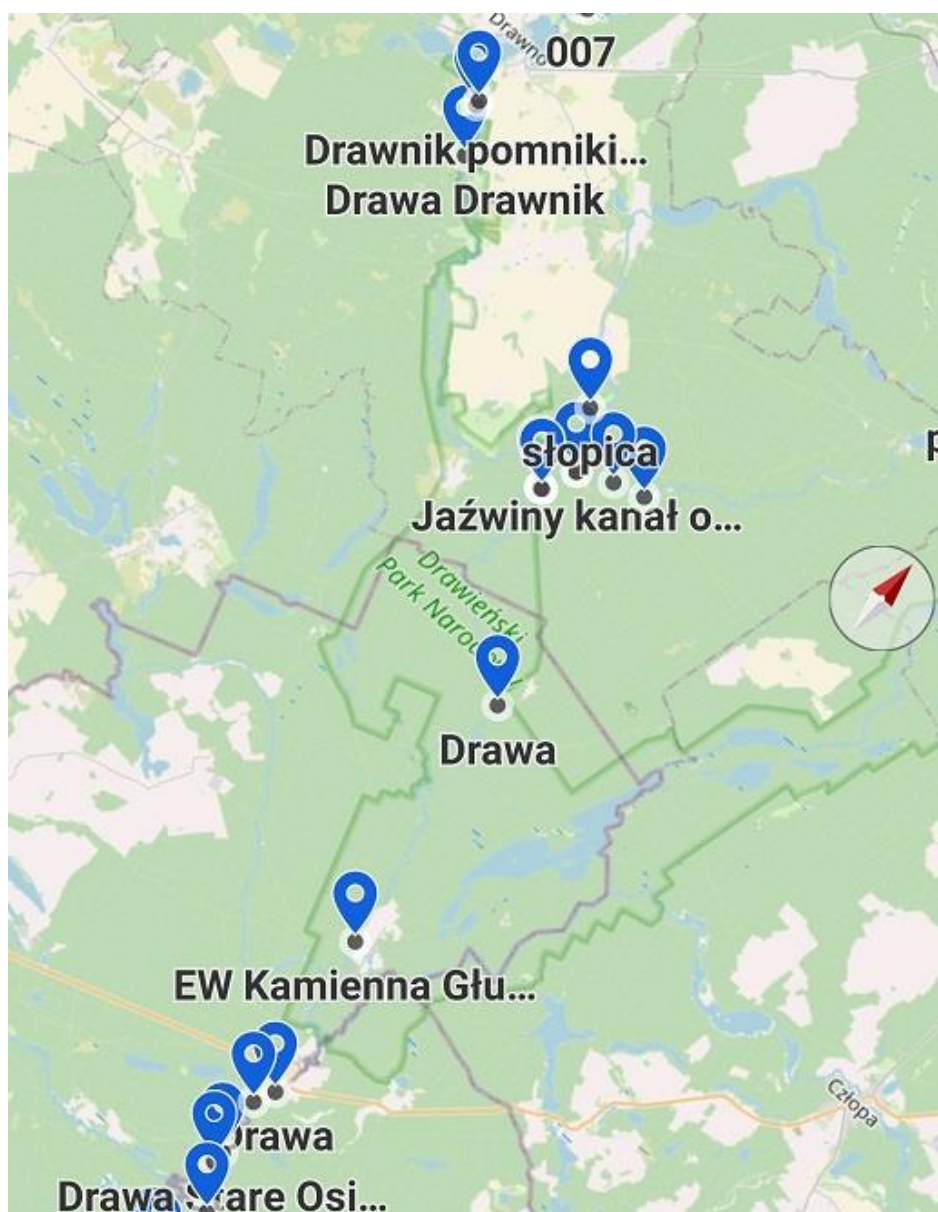
Rys. 4 Drawa na odcinku Złocieniec Drawa Pomorskie.

➤ **Odcinek 9. Drawa poniżej Drawna na obszarze Drawieńskiego Parku Narodowego**

W związku z istotną różnicą w stanie ekologicznym pomiędzy Drawą do Barnimia oraz niżej, konieczny jest podział odcinka na dwa pododcinki.



Rys. 1 Schemat odcinka Drawy na obszarze Drawieńskiego Parku Narodowego.



Rys 2. Drawa w DPN wraz z istotnymi dla zadania punktami.

➤ **Drawa do Barnimia**

Drawa po przejściu dwóch jezior w Drawnie, Rudno (Grażyna) i Dubie (Adamowo) wpływa w obszar chroniony Drawieńskiego Parku Narodowego. Stan ekologiczny obydwu jezior pozostawia wiele do życzenia, widać to po stanie Drawy, która pomimo bardzo dobrego obrazu morfologicznego na tym odcinku, niesie wodę z wysokim poziomem zawiesin organicznych, okresowo pod wpływem zakwitów fitoplanktonu, wnoszonego głównie w jezior, zarówno jako sam fitoplankton jak też wysoki poziom biogenów wynoszony z jezior. Mimo potencjału ze żwirowym dnem i zbliżonego do naturalnego charakteru rzeki, znaleziono tylko jedno gniazdo w niedalekiej odległości od wejścia Drawy. Niezależnie od zawiesin, sama obecność jezior ma także wpływ na termikę wody rzeki, stąd pierwsze kilometry Drawy są ważne bardziej jako filtr dla wnoszonego ładunku, niż tarlisko. Mogą natomiast skutecznie uczestniczyć w powierzchni podchowowe dla stadiów młodocianych. Odcinek górny ma jednak duże znaczenie jako szlak migracji do odcinka powyżej zespołu jezior, gdzie poniżej

Rościna znajduje się odcinek noszący co prawda znamiona ingerencji, lecz wciąż z wysokim udziałem odcinków żwirowych. Na tym obszarze wskazane jest wykonanie sekwencji pryzm żwirowych jako stabilizacji poziomu niskiej wody na wyższej, od obecnej wartości, rzędnej. Jednocześnie konieczne jest rozwiązanie rodzącego się konfliktu środowiskowo-społecznego ujściu jeziora Rudno, gdzie pojawiło się realne zagrożenie budowy stopnia, co jest całkowicie sprzeczne z nowoczesnym podejściem do utrzymania wód i zarządzania zlewnią. W okresie obserwacji stwierdzono jedno duże gniazdo o wymiarach „łososiowych”, blisko 2 m. Potencjał ekologiczny w kontekście wędrownych ryb łososiowatych wzrasta z biegiem rzeki, i jako „o wysokim potencjale” rozpoznano odcinek w dół od Barnimia, jednak Drawa, nawet w Parku Narodowym nosi wciąż ślady ingerencji mających negatywny wpływ na potencjał do rozrodu, szczególnie w zakresie ubóstwa właściwej struktury dna. Co prawda znaleźć można wiele odcinków żwirowych, jednak najczęściej jest to warstwa żwiru niewielkiej miąższości jako skutek użytkowania Drawy do spławu drewna do lat 80-tych ubiegłego stulecia. Tego typu działania wpłynęły na kształt pryzm, redukując wyniesienie ponad ogólny profil dna. W efekcie mamy sekwencje skłonów a nie pryzm, że znakomicie pogorszonymi funkcjami ekologicznymi. Na terenie DPN wykonywanie kolejnych uzupełnień sekwencji na wzór pierwszego LIFEDrawaPL jest wysoce wskazane, ale ze świadomością dodatkowych komplikacji formalnych, ponieważ obszar PN jest obłożony dodatkowymi wymogami. Wskazane jest wniesienie do Dyrekcji DPN wniosku o zawarcie w planach tego typu działań w przyszłości. Wykonane w ramach LIFEDrawaPL oraz podobne w regionie pryzmy stały się dowodem sensu takich działań i ich skuteczności.



Fot. 1. Typowy obraz górnej części Drawy w DPN. Rzeka na znakomitej większości biegu nosi znamiona historycznych regulacji.

Na omawianym odcinku wskazane są działania poprawiające morfologię w górnej części, od ujścia z jeziora Dubie do okolic Drawnika. Celem tych działań nie będzie stworzenie powierzchni tarliskowych, lecz zwiększenie skuteczności samooczyszczania, zabezpieczenie rzędnej niskiej wody na wyższym od dotychczasowego, poziomie i łącznie poprawa warunków ekologicznych na tym odcinku oraz emisji ładunku w dół. Funkcje tarliskowe zaistnieją jako któraś w kolejności usługa ekosystemowa.



Fot. 2 Z biegiem rzeki poniżej Barnimia.

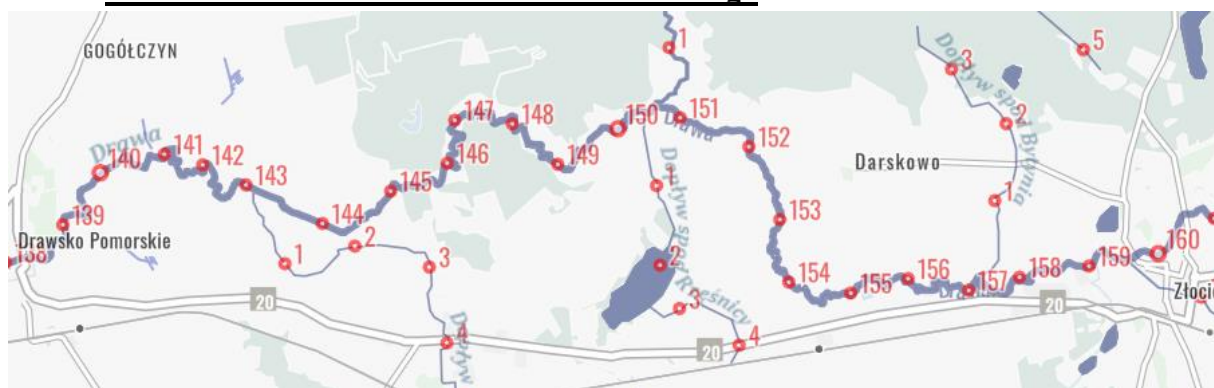
Z biegiem rzeki poniżej Barnimia różnorodność morfologiczna rzeki wrasta zbliżając się wyglądem do naturalnej, odcinkami wielokorytowej rzeki pośród porośniętej lasami łągowymi doliny. Niestety, jest to wciąż rzeka po przejściach, ze zubożoną morfologią głównie z powodu użytkowania rzeki do spławu drewna do lat 80-tych ubiegłego stulecia. Odcinek wymaga szczegółowej analizy hydrologicznej pod kątem utraty łączności z terasą zalewową, szczególnie wobec obecności powyżej układu EW Borowo oraz dużych obszarów rolniczych korzystających z nawodnień z wód podziemnych i powierzchniowych. Łącznie

➤ **Odcinek 3: Drawa od jeziora Rzepowo do Złocienca.**



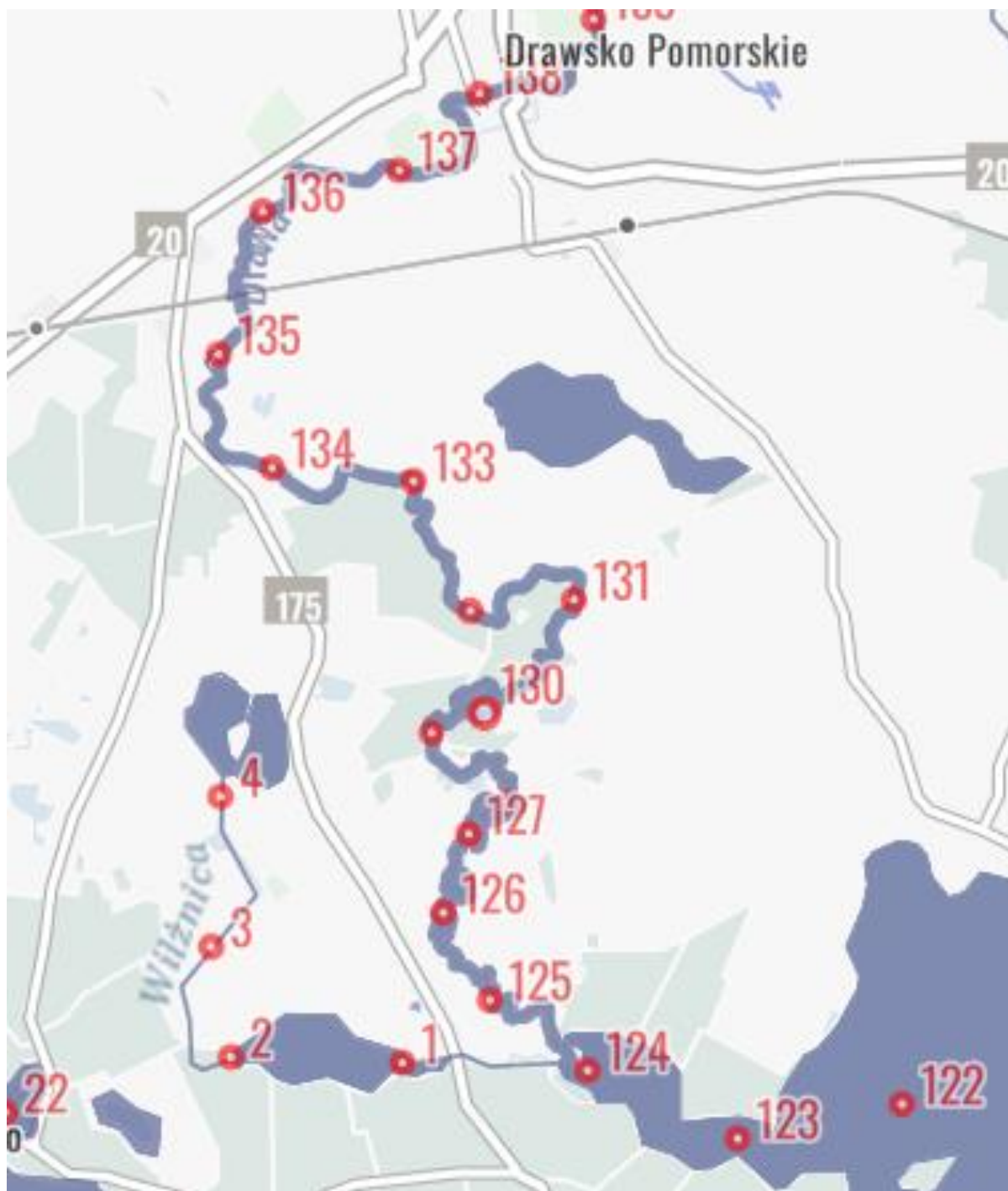
Rys. 7 Drawa do Złocienca. Odcinek o znaczeniu korytarza dla migracji ichtiofauny.

➤ **Odcinek 4. Złocieniec do Drawsko Pomorskiego**



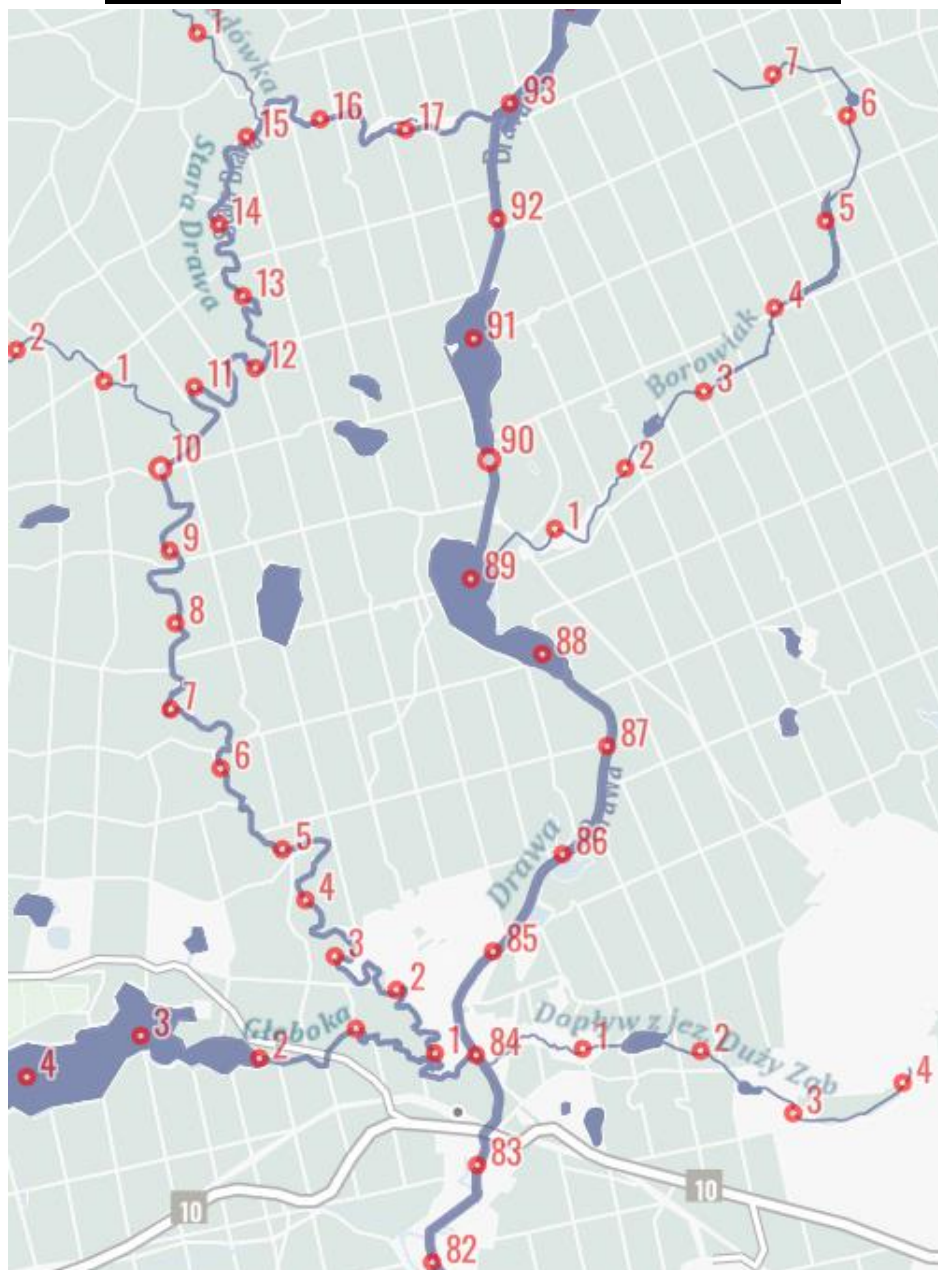
Rys. 8 Drawa na odcinku Złocieniec Drawsko Pomorskie.

➤ Odcinek 5. Drawa do jeziora Lubie



Rys. 9 Drawa do jeziora Lubie.

- **Odcinek 6. Drawa Lubie do EW w Borowie.**
- **Odcinek 7. Drawa z kanałem Prostynia i Stara Drawa**



Rys. 11. Drawa/ Prostynia/ i Stara Drawa.

➤ Odcinek 8. Drawa do Drawna



Rys. 12 Drawa do Drawna.

Tab. 1 Liczba gniazd tarłowych ryb łososiowatych zaobserwowanych w dorzeczu Drawy. Przyjęto następujące kryteria średnicy gniazda tarłowego przy przyporządkowaniu do gatunku: <0,5 m – pstrąg potokowy, 0,5-1,5 m – troć wędrowna, >1,5 m – łosoś atlantycki. Stanowiska renaturyzowane, na których zaobserwowano gniazda tarłowe oznaczono opisem „LIFEDrawaPL”.

Rzeka	Kategoria	Koordynaty	Liczba gniazd
Rakoń	Pstrąg	53.582927N, 15.940926E	3
Rakoń	Pstrąg	53.582372N, 15.939188E	2
Rakoń	Pstrąg	53.582156N, 15.938780E	2
Rakoń	Pstrąg	53.581933N, 15.938480E	1
Rakoń	Pstrąg	53.579398N, 15.937643E	1
Rakoń	Pstrąg	53.578270N, 15.936677E	1
Rakoń	Pstrąg	53.577888N, 15.935390E	3
Rakoń	Pstrąg	53.577289N, 15.932901E	2
Rakoń	Pstrąg	53.576818N, 15.931828E	3
Rakoń	Pstrąg	53.576544N, 15.932214E	2
Drawa	Troć	53.349162N, 15.774157E	1
Drawa LIFEDrawaPL	Pstrąg	53.511167N, 15.789714E	1
Drawa	Troć	53.258539N, 15.760553E	1
Drawa	Łosoś	53.190749N, 15.772119E	1
Słopica	Pstrąg, Troć	53.153636N, 15.868142E	6
Słopica	Pstrąg	53.157998N, 15.869644E	10
Korytnica LIFEDrawaPL	Łosoś	53.145503N, 15.876102E	1
Korytnica LIFEDrawaPL	Pstrąg, Łosoś	53.145747N, 15.877776E	2
Korytnica LIFEDrawaPL	Pstrąg	53.145747N, 15.877776E	1
Korytnica LIFEDrawaPL	Troć	53.153803N, 15.881681E	1
Korytnica LIFEDrawaPL	Pstrąg	53.153771N, 15.883183E	1
Korytnica LIFEDrawaPL	Pstrąg	53.157168N, 15.895221E	1
Korytnica LIFEDrawaPL	Pstrąg	53.160468N, 15.908482E	1
Korytnica	Pstrąg	53.294356N, 16.035233E	12
Setnica	Pstrąg	53.310897N, 16.070359E	5
Runica	Łosoś	53.197350N, 16.061089E	1
Runica	Łosoś	53.196772N, 16.058836E	1
Runica	Łosoś	53.197241N, 16.060853E	1
Płociczna	Łosoś	53.195833N, 16.056283E	1
Płociczna	Pstrąg	53.273400N, 16.126192	1
Płociczna	Pstrąg	53.272791N, 16.125634E	1
Drawa	Łosoś	53.101690N, 15.919425E	1
Drawa	Łosoś	53.103223N, 15.917087E	1
Drawa	Łosoś	53.033581N, 15.944660E	2
Drawa	Łosoś	53.030859N, 15.942729E	1
Drawa LIFEDrawaPL	Łosoś	53.030471N, 15.942857E	1
Drawa LIFEDrawaPL	Łosoś	53.029187N, 15.944402E	1
Drawa LIFEDrawaPL	Łosoś	53.029291N, 15.944638E	1
Drawa LIFEDrawaPL	Łosoś	53.018649N, 15.953543E	2
Drawa	Łosoś	52.984578N, 15.954187E	1
Drawa	Łosoś	52.956039N, 15.960839E	1
Drawa	Łosoś	52.930598N, 15.976224E	1
Drawa	Łosoś	52.909167N, 15.979421E	2
		Razem	86
		Pstrąg potokowy	54
		Troć wędrowna	9
		Łosoś atlantycki	23

6.4 Wnioski

Łącznie w całym dorzeczu Drawy zanotowano 86 gniazd tarłowych z czego 54 należały do pstrąga potokowego, 9 do troci i 23 do łososia atlantyckiego. W wyniku renaturyzacji wykonanych w ramach projektu LIFEDrawaPL liczba stanowisk, na których zaobserwowano gniazda tarłowe tych ryb wzrosła o 12, a liczba gniazd tarłowych o 14. Zabiegi renaturyzacyjne jakie zostały przeprowadzone w dorzeczu Drawy, znacznie wpłynęły na wzrost potencjału rozrodczego ryb łososiowatych. Co najważniejsze, potencjał ten wzrósł na stanowiskach powyżej udrożnionych budowli hydrotechnicznych. Szczególnie istotny jest wzrost o 30% stanowisk, na których obserwowano gniazda tarłowe łososia atlantyckiego. W przypadku pstrąga potokowego liczba tarlisk zwiększyła się nieznacznie. Niezwykle istotny jest fakt notowania gniazd tarłowych ryb diadromicznych w odcinkach powyżej elektrowni kamienna. Budowa skutecznej przepławki dla ryb, pozwoliła na wykorzystanie przez troć wędrowną i łososia atlantyckiego stanowisk zlokalizowanych nawet 10 km powyżej zapory elektrowni.

7. Eksperymentalny podchów juvenilnych stadiów ryb gatunków dwuśrodowiskowych w warunkach sztucznych.

7.1 Wstęp

Anadromiczne ryby łososiowate są jednymi z najbardziej zagrożonych ryb w zlewni Bałtyku (Parrish i in. 1998, Helcom 2011, ICES 2018). Głównymi przyczynami tego są: trudności w migracji do miejsc tarła, odławianie migrujących dorosłych ryb, zanieczyszczenie i wzrost zawartości składników odżywczych w strumieniach, które przyczyniają się do zaniku miejsc tarła (Van Puijenbroek i in. 2018). W konsekwencji młodociane osobniki łososiowatych są nieobecne w górnych partiach strumieni. Jednym ze sposobów odbudowy ich populacji jest budowa przepławek (Helcom 2011). Innym sposobem jest zarybianie strumieni wylęgiem młodych lub smoltami łososiowatych (Bartel i Dębowski 1996, Dębowski 2018). Niemniej jednak ta metoda jest również daleka od doskonałości ze względu na wysoką śmiertelność narybku wyhodowanego w wylęgarniach.

Niektórzy autorzy uważają, że wysoka śmiertelność narybku wylęgowego jest spowodowana brakiem niezbędnych do przetrwania w trudnych warunkach na wolności umiejętności żerowania (Brown i Day 2002, Jokikokko i in. 2006, Czerniawski i in. 2011). W strumieniach ryby wylęgowe mają trudności z poszukiwaniem żywego pokarmu, nie unikają drapieżników i nie korzystają z kryjówek. Dzieje się tak, ponieważ nie były one zaznajomione z takimi warunkami w wylęgarni (Fjellheim i in. 1995). Dlatego też badacze nieustannie poszukują metod pozwalających rybom hodowanym w sztucznych warunkach wylęgarni na rozwinięcie umiejętności żerowania, co poprawia ich przeżywalność po wypuszczeniu do strumieni (Brown i Laland 2001, 2002). Podczas podchowu takie ryby są karmione np. żywym pokarmem (Brown i Day 2002). Ryby hodowane w wylęgarniach wystawione na takie warunki mogą uzyskać lepsze wskaźniki przeżywalności i wzrostu w środowisku naturalnym niż ryby hodowane na granulowanym pokarmie (Czerniawski i in. 2011, Czerniawski i in. 2014). Wielu autorów wskazuje, że ważnym czynnikiem, który może zwiększyć przeżywalność ryb w środowisku naturalnym jest ich hodowla na żywej zdobyczy lub diecie uzupełnionej żywym pokarmem, a proces uczenia się znajdowania i identyfikacji zdobyczy ma kluczowe znaczenie

dla przyszłego przetrwania ryb w środowisku naturalnym (Paszkowski i Olla, 1985; Stradmeyer i Thorpe, 1987; Brown i Laland, 2002, Czerniawski i in. 2011, Czerniawski i in., 2014). Niemniej jednak należy zauważyć, że żadna z metod chowu nie może zastąpić naturalnego tarła, wylęgu i nauki umiejętności żerowania na wolności (Fjellheim i in. 1995, Letcher i in. 2004). Jeśli jednak w strumieniach nie ma sprzyjających warunków do tarła, wówczas podchów i szkolenie ryb zarybianych wylęgiem jest uzasadnione.

Inną metodą przygotowania narybku do życia w rzekach docelowych może być wcześniejsze wykorzystanie małych strumieni jako strumieni wylęgowych. Wody te mogą poprawić adaptację ryb wylęgowych do życia w naturalnym środowisku poprzez aklimatyzację w strumieniu (Jonsson i in. 1999). Następnie ryby mogą zostać złowione i przeniesione do rzeki docelowej, z której migrują do morza. Jednak ryby pochodzące z tarła i podchowu w wylęgarni muszą pozostać w niej przez kilka tygodni, a nawet miesięcy, zanim zostaną zarybione w strumieniach (Domagała i Bartel 1997, Jonsson i Jonsson 2006).

Zauważono, że wskaźniki przeżywalności i wzrostu są różne w podobnych, małych strumieniach wylęgowych (Czerniawski i in. 2011, Czerniawski i in. 2014, Domagała i in. 2015). Może to być spowodowane różnicą w bazie pokarmowej i warunkach hydrologicznych cieku wodnego, co może utrudniać narybkowi znalezienie i spożycie pokarmu. Młode łososiowate żywią się głównie larwami owadów niesionymi przez nurt (Stradmeyer i Thorpe 1987, Amundsen i in. 2001). W związku z tym można oczekiwać, że w strumieniach poniżej 20 cm i przy prędkości nurtu, która nie powoduje turbulencji, trudniej jest znaleźć makrobezkręgowce w pokarmie dryfującym, ponieważ organizmy żyjące na dnie nie są wypłukiwane z dna do dryfu. Dlatego próba rozwinięcia umiejętności żerowania przy dnie u narybku wylęgowego przed wypuszczeniem go do płytkich strumieni byłaby opłacalnym przedsięwzięciem. Oczywiście taka próba może być sprzeczna z naturą, ponieważ jeśli gatunek naturalnie poluje na zdobycz w strefie dryfu, a nie na powierzchni lub dnie, to dlaczego ważne jest, aby wylęgarnie rozwijały te umiejętności sztucznego żerowania? Jest to sposób, który może pomóc w utrzymaniu populacji łososiowatych w płytkich, nie burzliwych strumieniach, gdzie baza pokarmowa jest raczej dostępna na dnie, a nie w dryfie. Ze względu na wciąż zmniejszającą się liczbę strumieni odpowiednich dla ryb łososiowatych, powinno starać się umożliwić im przetrwanie w strumieniach bez turbulentnego nurtu. Sánchez-Hernández i Cobo (2018) uważają, że metody żerowania (bentosowe lub powierzchniowe) przystosowane przez ryby żyjące w strumieniu mogą nie prowadzić do specjalizacji żywieniowej. Inni autorzy (Hawley i in. 2016, Knudsen i in. 2010, Smalås i in. 2013) uważają inaczej. Aby potwierdzić tę hipotezę, został przeprowadzony eksperyment laboratoryjny, w którym rozwinięto specjalizację żywieniową u narybku. W przeciwieństwie do ryb żyjących na wolności, ryby hodowane w ramach prowadzone badania w wylęgarniach były wystawione tylko na jedną grupę pokarmową, co zgodnie z hipotezą powinno prowadzić do określonych specjalizacji żywieniowych. Po opracowaniu specjalizacji żywieniowej w laboratorium, przeniesiono narybek do naturalnego cieku wodnego, aby sprawdzić, jak silnie ryby przyzwyczały się do metody karmienia.

Za cel badań obrano określenie wpływu różnych metod karmienia (przydenne i powierzchniowe) stosowanych w wylęgarni, na przeżywalność i tempo wzrostu

wyhodowanej troci wędrownej, która miała zostać wypuszczona do płytkiego strumienia. Przyjęto hipotezę, że ryby karmione pokarmem dennym podczas podchowu będą miały większe szanse na przeżycie i szybsze tempo wzrostu na wolności niż ryby karmione powierzchniowo, a w konsekwencji zarybianie narybkami hodowanymi na pokarmie dennym może poprawić lub pomóc w odtworzeniu populacji troci na wolności.

7.2 Metodyka

Do eksperymentu wykorzystano narybek troci wędrownej (*Salmo trutta trutta* L.) wyhodowany w wylęgarni. Larwy hodowano przez 4 tygodnie w sześciu zbiornikach (trzy powtórzenia dla każdego wariantu) przed wypuszczeniem na wolność w dniu 3 kwietnia 2017 roku.

Objętość wody w każdym zbiorniku wynosiła 200 l, temperatura wody była utrzymywana w zakresie od 8°C (na początku podchowu) do 12°C (pod koniec podchowu) za pomocą urządzenia chłodzącego. Co tydzień sprawdzano temperaturę w strumieniu przeznaczonym do zarybiania pod kątem wszelkich zmian, które następnie odzwierciedlano w wylęgarni. Zagęszczenie na zbiornik wynosiło 250 ryb. Hodowlę prowadzono w zamkniętym systemie recyrkulacji w dwóch wariantach z trzema powtórzeniami: grupa karmiona przydennie (BFG) i grupa karmiona powierzchniowo (SFG). Obie grupy karmiono mrożonym zooplanktonem (dorosłymi cyklopoidami i rozwielitkami oraz larwami ochotek). Hodowla zooplanktonu i larw ochotkowatych stanowiła naturalny pokarm. Przez pierwsze 2 tygodnie pokarm stanowiły widłonogi i dorosłe osobniki *Cyclops* sp. W kolejnych tygodniach pokarm stanowiły te same osobniki *Cyclops* sp. z dodatkiem dorosłych rozwielitek i larw Chironomidae. Pokarm był rozmrażany przed podaniem rybom.

Pokarm dla BFG i SFG podawano ad libitum i rozprowadzano do BFG za pomocą rurki o średnicy 50 mm. Wlot rurki używany do wprowadzania pokarmu był umieszczony nad powierzchnią wody, podczas gdy wylot rurki dotykał dna zbiornika. Pokarm opadał na dno, gdy znajdował się wewnątrz rurki, dzięki czemu ryby nie zjadały pokarmu ze słupa wody. Po rozłożeniu pokarmu na dnie, rurka była usuwana. Natomiast pokarm dla SFG był rozprowadzany na powierzchni wody. Ryby BFG pobierały pokarm z dna, podczas gdy ryby SFG pobierały pokarm ze słupa wody i powierzchni. Pod koniec okresu wychowu zaobserwowano, że ryby BFG gromadziły się na dnie zbiornika, w przeciwieństwie do ryb SFG, które pływały w całym słupie wody. Obserwując rozmieszczenie obu grup ryb (BFG i SFG) w zbiorniku, założono, że wykształciły się preferowane w warunkach laboratoryjnych nawyki hodowlane.

W celu rozróżnienia obu grup, narybkowi BFG usunięto płetwę tłuszczową w trzecim tygodniu podchowu. Narybek SFG pozostawiono bez oznakowania. W dniu 3 maja 2017 r., po 4 tygodniach podchowu, ryby zostały wypuszczone do dwóch podobnych cieków: Chojnówki i Trawnej.

Strumienie mają ok. długości 5 km i wpływają do Odry w pobliżu Szczecina, w północno-zachodniej Polsce. Koryta strumieni pokryte są głównie piaskiem, a szerokość strumieni waha się od 0,5 do 2,0 m. Latem temperatura wody nie przekracza 20°C, a w dniu wypuszczenia wynosiła 12°C. W dniu zarybiania prąd wody, szerokość, głębokość i wypływ

wynosiły odpowiednio: w Chojnówce - 0.27 m s^{-1} ; 1.20 m ; 0.10 m ; $0.03 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; and in the Trawna – 0.34 m s^{-1} ; 0.9 m ; 0.25 m ; $0.08 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Odległość między wylęgarnią a miejscem zarybienia wynosiła 10 km , a transport ryb w plastikowych workach wypełnionych wodą nasyconą tlenem trwał 15 minut . Nie odnotowano żadnej śmierci ryb. W celu przeprowadzenia eksperymentu, w każdym strumieniu wydzielono obszar o długości 200 m i szerokości $0,7\text{--}1,5 \text{ m}$. Następnie na każdym odcinku rozciągnięto siatkę o rozmiarze oczek $5,0 \text{ mm}$ od dna strumienia do 1 m nad powierzchnią wody. Łącznie 400 ryb zostało wypuszczonych na każdym odcinku, a mianowicie po 200 ryb z każdej z dwóch grup żywieniowych. Siatki były czyszczone codziennie.

W dniu 3 sierpnia 2017 r. ryby zostały złowione za pomocą elektrycznego narzędzia połowowego (Hans Grassl ELT60 II) na całej długości każdego odcinka w każdym strumieniu. Tego dnia temperatura wody wynosiła 19°C . Aby upewnić się, że wszystkie ryby zostały złowione, procedura została przeprowadzona trzy razy tego samego dnia przez trzy osoby, z których dwie zbierały ryby, podczas gdy trzecia osoba szła 50 m za nimi, aby sprawdzić, czy żadna ogłuszona ryba nie została przeniesiona w dół rzeki. Nie złowiono żadnych innych gatunków drapieżnych, ponieważ wszelkie inne ryby drapieżne zostały już schwytane za pomocą elektrycznych narzędzi połowowych przed zarybieniem strumienia pstrągiem wylęgowym. Chociaż w zlewni strumieni występują norki i wydry, nie zaobserwowano żadnego z wymienionych zwierząt podczas dni zarybiania lub odłowu. Zimorodek był jedynym zaobserwowanym zwierzęciem, które mogło żerować na zarybionym pstrągu.

W dniu odłowu makrobezkręgowce wykorzystywane jako baza pokarmowa narybku zostały zebrane z eksperymentalnych odcinków każdego strumienia. Próbkę została zebrana za pomocą prostokątnego skrobaka o długości $0,20 \text{ m}$, wzdłuż całego profilu koryta rzeki i na szerokości 1 m , a następnie przetransportowane do laboratorium i zidentyfikowane. Wszystkie złowione ryby zostały zmierzone, zważone i uśpione w laboratorium za pomocą przedawkowanego MS-222, a następnie sprawdzono zawartość ich żołądków. 30 ryb z każdej grupy zostało losowo wybranych do analizy zawartości żołądka, a znalezione organizmy zostały zidentyfikowane do najniższego możliwego poziomu taksonomicznego. Organizmy lądowe zostały sklasyfikowane jako organizmy niewodne. Wszystkie złowione ryby zostały zmierzone, zważone i uśmiercone w laboratorium za pomocą przedawkowania MS-222 w celu sprawdzenia zawartości ich żołądków. Wszystkie zabiegi zostały przeprowadzone zgodnie z polskim prawem.

Współczynnik kondycji (K) został obliczony przy użyciu następującego wzoru: $K = 10^5 \text{ ML}^{-3}$, gdzie L - długość kaudalna (mm), M - masa (g). Statystyczna istotność różnic w liczbie taksonów bezkręgowców w żołądkach ryb między BFG i SFG została określona za pomocą testu U Manna-Whitneya dla porównania dwóch grup niezależności ($P < 0,05$). Istotne różnice między BFG i SFG w długości kaudalnej, masie i współczynniku kondycji ryb złowionych ze strumienia określono za pomocą jednokierunkowej analizy wariancji (jednokierunkowa ANOVA) i testu post-hoc Tukeya ($P < 0,05$). Natomiast istotne różnice między BFG i SFG w długości kaudalnej, masie i współczynniku kondycji ryb po podchowcie określono za pomocą testu U Manna-Whitneya dla porównania dwóch grup niezależnych ($P < 0,05$).

7.3 Wyniki

Obie badane grupy ryb wykazały podobne wskaźniki przeżywalności, które wyniosły: BFG - 96%, SFG - 98%. SFG osiągały istotnie wyższe wartości długości kaudalnej i masy niż BFG (test U Manna-Whitneya dla długości kaudalnej: $df=1$, $P<0,0016$; oraz test U Manna-Whitneya dla masy: $df=1$, $P<0,0018$) ($P < 0,05$) (tab. 1).

Tab.1 Końcowe wyniki podchowu i podstawowa charakterystyka narybku troci wędrownej w doświadczeniu zarybieniowym. Grupa karmiona przydennie (BFG) i grupa karmiona powierzchniowo (SFG).

Grupa	n	Dł. Kaudalna (mm)	Masa (g)	Współczynnik kondycji
BFG	30	29.35±1.11	0.227±0.025	0.90±0.09
SFG	30	31.80±1.97	0.293±0.055	0.91±0.08
Wartość P		0.0016	0.00	0.844

Tab.2 Średnie wartości parametrów wzrostu troci wędrownej w płytszej Chojnówce i głębszej Trawnej. Grupa karmiona przydennie (BFG) i grupa karmiona powierzchniowo (SFG).

Strumień	Grupa	n	Dł. Kaudalna (mm)	Masa (g)	Współczynnik kondycji
Chojnówka	BFG	45	86.97 ±10.41	6.94 ± 1.83	1.06 ± 0.19
	SFG	39	77.71 ± 6.49	5.47 ± 1.28	1.15 ± 0.12
	Wartość P		<0.0001	0.0001	0.0154
Trawna	BFG	30	103.08 ±17.00	12.59 ± 5.25	1.09 ± 0.15
	SFG	44	101.31 ± 9.69	1.54 ± 3.09	1.11 ± 0.15
	Wartość P		0.4058	0.3966	0.3874

Po odłowieniu z potoków średnia przeżywalność ryb z Chojnówki wynosiła: BFG - 22,5%, SFG - 19,5%; a z Trawnej: BFG - 15,5%, SFG - 21,5%. Średnie wartości długości kaudalnej i masy BFG z Chojnówki były istotnie wyższe niż SFG (ANOVA dla długości kaudalnej: $F=23,06$, $df=1$, $P<0,0001$; test Tukeya: $P < 0,0001$ i ANOVA dla masy: $F=17.67$, $df=1$, $P<0,0001$, test Tukeya: $P < 0,0001$) (Tab. 2). Pomimo większych długości kaudalnej i wartości masy w BFG niż w SFG z Trawny, różnice między grupami nie były znaczące ($P > 0,05$). Różnice między wartościami współczynnika kondycji w BFG i SFG w obu strumieniach były również nieistotne ($P > 0,05$). Jednak w Chojnówce parametr ten był wyraźnie wyższy dla BFG niż dla SFG (tab. 2).

Prawie wszystkie organizmy były liczniejsze w żołądkach BFG niż SFG odłowionych z Chojnówki (Rys. 1). W tym strumieniu liczba *Asselus aquaticus*, larw Baetidae, larw Neumoridae i larw Chironomidae była istotnie wyższa w żołądkach BFG niż ryb SFG ($P < 0,05$)

Test U Manna-Whitneya dla *Asselus aquaticus*: $df=1$, $P<0,0002$; dla larw Baetidae $df=1$, $P<0,0333$; dla larw Neumoridae $df=1$, $P<0,0005$; dla larw Chironomidae $df=1$, $P<0,0007$). W żołądkach ryb z BFG i SFG liczba zaobserwowanych taksonów była podobna ($P > 0,05$).

Najczęstszymi taksonami w żołądkach ryb z obu strumieni były Gammaridae i larwy Chironomidae (Rys. 1). Taksony te stanowiły główny składnik bazy pokarmowej (Tab. 3). Oprócz tych taksonów w żołądkach ryb z Chojnówki dominowały również larwy Neumoridae i Helodidae. Należy zaznaczyć, że w Trawnej baza pokarmowa była trzykrotnie liczniejsza niż w Chojnówce (tab. 3). W obu ciekach bazę pokarmową stanowiły głównie osobniki z grupy Gammaridae. Ponadto w Chojnówce zagęszczenie larw Chironomidae było większe niż Gammaridae.

Tab.3 Średnie zagęszczenie makrozoobentosu jako bazy pokarmowej w dniu odłowu w dwóch badanych strumieniach (na 1m²).

Taksony	Chojnówka	Trawna
Sphaeriidae	156.00	232.00
Oligochaeta	0	64
Erpobdellidae	4.00	0.00
Asellus aquaticus	28	0
Gammarus sp.	348	1876
Nemouridae larva	4	4
Baetidae larva	68	12
Ephemerae larva	0	52
Mesoveliidae	4	0
Vellidae	8	0
Limnephilidae larva	12	12
Halipidae larva	0	28
Chironomidae larva	276	368
Ceratopogoniidae larva	0	4
Dixidae larva	0	4
Limoniidae larva	44	20
Ptychopteridae larva	4	180
Simuliidae larva	0	100
Tabaniidae larva	12	68
Hydracarina	8	0

7.4 Dyskusja

Wyższy wskaźnik przeżywalności SFG podczas podchowu może wynikać z długiego czasu dryfowania i opadania pokarmu z powierzchni na dno. Ryby SFG miały więcej czasu na zjedzenie pokarmu ze słupa wody niż ryby BFG. Kilku autorów odnotowało, że narybek łososiowatych żywi się głównie pokarmem dryfującym z prądem niż pokarmem znajdującym się na dnie cieku wodnego (Stradmeyer i Thorpe 1987, Amundsen i in. 2001). Jak zaobserwowano w innym eksperymencie, ryby hodowane na dryfującym żywym pokarmie, który pozostaje przez długi czas w słupie wody, osiągają szybsze tempo wzrostu niż ryby hodowane na suchej diecie granulowanej, która pozostaje w słupie wody przez krótki czas (Czerniawski i in. 2011, Czerniawski i in. 2014). Wzorzec ten zaobserwowano w pierwszych 2-3 tygodniach hodowli.

Na potrzeby eksperymentu założono, że pokarm powierzchniowy, który jest mniej dostępny dla ryb karmionych w dryfie, był korzystny dla rozwoju umiejętności żerowania narybku łososiowatych, który później został zarybiony w płytkich strumieniach wylęgarni. Co więcej, pod koniec okresu odchowu laboratoryjnego zaobserwowano u ryb silne zachowania żywieniowe. W szczególności ryby SFG żerowały głównie blisko powierzchni wody, podczas gdy ryby BFG jadły z dna.

Niektóre badania pokazują, że nauka umiejętności żerowania ryb hodowanych w wylęgarniach może pozytywnie wpłynąć na ich przeżywalność i tempo wzrostu po wypuszczeniu na wolność (Brown i Day 2002). Wielu autorów wskazało, że hodowla na naturalnej diecie, takiej jak żywy pokarm, zamiast sztucznej, jest istotnym czynnikiem, który może zwiększyć przeżywalność ryb na wolności (Czerniawski i in. 2011, Brown i Laland 2001, Paszkowski i Olla 1985, Maynard i in. 1996). Dlatego też metody karmienia mogą znacząco wpływać na przeżywalność ryb z wylęgarni wypuszczonych na wolność. Na podstawie tych ustaleń można oczekiwać, że metody karmienia wpływają na zachowania żerowania ryb w strumieniu. Taką zależność można wyraźnie zaobserwować w płytkiej Chojnówce, gdzie tempo wzrostu było lepsze dla ryb BFG niż SFG. Ponadto w żołądkach ryb BFG stwierdzono istotnie większą liczbę typowych taksonów bentosowych niż ryb SFG z Chojnówki. Sugeruje to, że metody karmienia stosowane w zbiornikach wylęgowych pozytywnie wpływają na zachowania żywieniowe w środowisku naturalnym. Dlatego w przypadku Chojnówki można przypuszczać, że w okresie podchowu ryby uczyły się zachowań, które będą miały wpływ na ich przeżywalność i wzrost w warunkach naturalnych. Według Paszkowskiego i Olli (1985) oraz Browna i Lalandy (2002) proces nauki odnajdywania i identyfikowania zdobyczy ma kluczowe znaczenie dla przyszłej przeżywalności ryb w warunkach naturalnych.

Porównując tempo wzrostu ryb z Chojnówki i Trawny, należy również wziąć pod uwagę zróżnicowane warunki środowiskowe, a w szczególności hydrologiczne, występujące w obu ciekach. Chojnówka jest płytsza, prędkość jej nurtu jest raczej niska i wykazuje słabe warunki turbulencyjne, co oznacza, że organizmy bentosowe są w niewielkim stopniu wypłukiwane z dna w nurt. W związku z tym istnieje większe prawdopodobieństwo znalezienia pożywienia na dnie. Ryby BFG nauczyły się więc żerowania przy dnie już na etapie podchowu, co z kolei przełożyło się na lepsze tempo wzrostu w naturze.

W przeciwieństwie do Chojnówki, Trawna jest głębsza i charakteryzuje się większymi prędkościami nurtu i turbulencjami. W konsekwencji pokarm był wypłukiwany z dna do dryfu w większym stopniu niż w Chojnówce. Ryby mogły żerować w dryfie, bo tam znajdowały pokarm. I tak w wielu przypadkach w żołądkach ryb SFG z Trawny znajdowano więcej pokarmu niż u ryb BFG. Zatem ryby SFG, które nauczyły się szukać pokarmu dryfującego w słupie wody, zjadały również te same bezkręgowce w strumieniu. Jak wspomniano, Trawna była bogatsza w bazę pokarmową niż Chojnówka. W związku z tym korzystniejsze warunki pokarmowe i dostępność pokarmu dla łososiowatych karmionych dryfem w Trawnej zapewniły lepsze tempo wzrostu ryb SFG niż w Chojnówce. Ponadto, w bogatych w pokarm strumieniach wylęgarnicznych, gdzie pokarm jest przenoszony przez prąd dryfujący, metoda karmienia zastosowana podczas podchowu prawdopodobnie nie będzie miała znaczącego wpływu na

tempo wzrostu ryb. W takich warunkach młode łososiowate wybierają naturalne zachowania żywieniowe, tj. zjadanie pokarmu niesionego przez prąd dryfujący.

W przypadku Chojnówki było odwrotnie. Warunki panujące w nurcie, takie jak niewielka głębokość i brak turbulencji, zmuszały ryby do poszukiwania pokarmu przy dnie. Dlatego w tym przypadku podchów mógł wpłynąć na zachowanie żerowe ryb i tempo wzrostu. Niemniej jednak ryby mogły być zmotywowane do poszukiwania pożywienia na dnie ze względu na warunki środowiskowe, a mianowicie brak pożywienia w dryfie. Przypuszcza się, że warto zbadać to zjawisko w kilku podobnych środowiskowo strumieniach. Co więcej, można przypuszczać, że im płytszy jest ciek, tym metoda karmienia ma większy wpływ na materiał zarybieniowy podczas podchowu. Pojawia się ważne pytanie - jak długo nabyte zachowanie utrzymuje się u ryb i co stało się z rybami BFG po dotarciu do morza?

Uzyskane wyniki można porównać do obserwacji Orlova i in. (2006), którzy badali zachowania żywieniowe hodowlanych i dzikich łososi atlantyckich. Autorzy stwierdzili, że hodowlane łososie żerowały głównie na dnie słupa wody przy wolniejszych prędkościach prądu, podczas gdy dzikie ryby żerowały głównie w dryfie słupa wody przy szybszych prędkościach prądu. Co więcej, stwierdzono, że zawartość pokarmów dryfujących w diecie dzikiego narybku była większa o 47% w porównaniu do narybku hodowlanego. Odnosząc się do tych wyników, można postawić hipotezę, że ryby SFG, które nauczyły się jeść pokarm dryfujący w zbiornikach, były później w stanie lepiej łapać pokarm na wolności (w potoku Trawna), w przeciwieństwie do BFG w Chojnówce, które nauczyły się jeść pokarm denny.

Wartości długości kaudalnej, masy i współczynnika kondycji są podobne do podawanych dla innych gatunków łososiowatych w tym samym wieku (Domagała i in. 2015, Amundsen i in. 2001, Amundsen i Gabler 2008, Różańska 1961). Wysokie podobieństwo tempa wzrostu ryb i brak istotnych różnic w wartościach współczynników między dwoma strumieniami wskazują, że oba strumienie oferują pokarm i warunki środowiskowe wystarczające do wzrostu narybku przy określonym zagęszczeniu narybku. W takim przypadku warto byłoby przeanalizować skład taksonomiczny treści żołądkowej ryb z obu grup doświadczalnych. Ryby hodowane na larwach Chironomidae preferowały zjadanie tych organizmów w naturze. Mimo że w cieku wodnym dominowały inne organizmy, to właśnie larwy Chironomidae znajdowano głównie w żołądkach ryb. Przypuszcza się, że ryby hodowane na takich organizmach były do nich bardziej przyzwyczajone, a tym samym bardziej skłonne do żerowania na larwach Chironomidae w środowisku naturalnym. Podobną zależność stwierdzono również w innym badaniu. We wspomnianym eksperymencie larwy Chironomidae dominowały w żołądkach pstrągów hodowanych głównie na larwach Chironomidae (Czerniawski i in. 2014). Co więcej, organizmy te są często powszechnym składnikiem bazy pokarmowej narybku łososiowatych w środowisku naturalnym (Domagała i in. 2015, Stradmeyer i Thorpe 1987, Klemetsen i in. 2003). Warto zauważyć, że ryby BFG zjadały więcej taksonów na wolności. Być może ryby były bardziej skłonne do poszukiwania pokarmu na dnie strumienia, ponieważ przyzwyczały się do tego w zbiornikach hodowlanych. Z pewnością więcej taksonów organizmów bentosowych można znaleźć na dnie strumienia niż w dryfie.

Łososiowate często zjadają larwy Chironomidae i skorupiaki w stosunkowo dużych ilościach (Domagała i in. 2015, Stradmeyer i Thorpe 1987, Amundsen i Gabler 2008). W

niniejszym badaniu zaobserwowano dość wysoką liczbę tych taksonów w żołądkach obu grup. Niemniej jednak w żołądkach ryb BFG z Chojnówki stwierdzono istotnie wyższą liczbę taksonów niż ryb SFG. Należy zauważyć, że w każdym cieku liczba skorupiaków była stosunkowo wysoka, a ryby mogły zjadać ten łatwo dostępny pokarm. Dlatego ustalony wzorzec nie był zaskakujący. Podobnie jak w przypadku Chironomidae, ryby mogły po prostu preferować ten składnik bazy pokarmowej. Niemniej jednak, narybek BFG w Chojnówce może być lepszy w chwytaniu larw Chironomidae i skorupiaków w naturze niż narybek SFG. Pomimo zastosowania różnych metod karmienia w eksperymencie i w poprzednich badaniach (Czerniawski i in. 2011, Czerniawski i in. 2014), odnotowano podobne wskaźniki przeżywalności ryb w środowisku naturalnym.

Dodatkowo analiza udziału komponentów bazy pokarmowej wykazała, że ryby BFG w Chojnówce preferowały typowe taksony bentosowe. Natomiast pozostałe ryby z Chojnówki i Trawny preferowały głównie taksony bezkręgowców, które również mogły być niesione przez prąd dryfujący. Różnica ta jest konsekwencją odmiennych warunków morfologicznych w obu ciekach. Młode łososiowate wolą spożywać pokarm ze słupa wody i powierzchni niż z dna cieku (Stradmeyer i Thorpe 1987, Johansen i in. 2010). Jednak uzyskane wyniki nie potwierdzają tego twierdzenia. Jest to szczególnie widoczne w przypadku ryb BFG z Chojnówki, ponieważ dominującym składnikiem pokarmu w ich żołądkach były organizmy typowo bentosowe. Chojnówka jest płytką rzeką, więc ryby częściej docierają do dna i napotykały organizmy bentosowe, a oderwanie ich od dna wydaje się łatwiejsze niż próba uchwycenia ich w słupie wody. Odwrotną sytuację zaobserwowano w Trawnej, która jest głębszym strumieniem. Stradmeyer i Thorpe (1987) stwierdzili, że młode łososiowate żywią się głównie organizmami niesionymi przez prąd dryfujący i rzadziej zjadają gatunki bentosowe.

7.5 Wnioski

Wielu autorów sugeruje, że nauka umiejętności w wylęgarni, a zwłaszcza nauka społeczna z naturalnymi komponentami, powinna być bardziej uwzględniana w rozwoju zachowań żerowiskowych i że może znacznie poprawić sukces chowu i zarybiania [7, 13, 32]. Podsumowując, niniejsze badanie wykazało, że doskonalenie umiejętności w wylęgarniach, takich jak nauka różnych metod żywienia, może zwiększyć skuteczność i wydajność zarybiania. Jednak ostatecznie sukces zarybiania zależy również od warunków morfologicznych, fizykochemicznych i pokarmowych w cieku wodnym. Przykład płytkiej rzeki Chojnówki potwierdza hipotezę, że rozwój specjalizacji żywieniowej w sztucznych warunkach może prowadzić do lepszego tempa wzrostu ryb w środowisku naturalnym. Oba ciekі były bardzo płytkie, jednak Trawna wydawała się zbyt głęboka i stwarzała dogodne warunki do żerowania w dryfie młodym stadiom ryb łososiowatych.

Niemniej jednak analizowane wyniki wykazały, że czynniki takie jak głębokość strumienia, prędkość prądu i turbulencja mogą również wpływać na sukces podchowu młodych łososiowatych w strumieniach wylęgowych. Było to ważne odkrycie przeprowadzonego badania. Co więcej, im głębszy cieki wodny i większa turbulencja, tym lepsze warunki żerowania dla młodych ryb łososiowatych. Wynika to z faktu, że w takich środowiskach ryby mogą częściej napotykać dryfujący pokarm. Dlatego też żerowanie ryb przy dnie podczas podchowu ma pozytywny wpływ tylko na ryby w płytkich ciekach wodnych, gdzie nie ma

turbulencji, a pokarm nie jest przenoszony przez prąd dryfujący lub wypłukiwany z dna do dryfu. Tak więc płytkie strumienie mogą być wykorzystywane jako strumienie wylęgowe, jeśli materiał zarybieniowy został wcześniej odpowiednio przygotowany. Aby ocenić przydatność cieków wodnych do zarybiania, powinno sprawdzić się pokarm dryfujący, a nie tylko pokarm denny.

Przyszłe badania mogą odpowiedzieć na pytanie, które pojawiło się w przeprowadzonym badaniu, jakie warunki hydrologiczne powinien mieć strumień wylęgowy, aby zapewnić łatwy dostęp do pożywienia.

8. Mapowanie obszarów przy użyciu Systemu Informacji Geograficznej GIS.

Wpływ sposobu użytkowania zlewni na wskaźniki fizyczno-chemiczne rzek

8.1 Wstęp

Wody płynące wykorzystywane są w różnych celach dla człowieka i w praktyce każda działalność człowieka na obszarze wód płynących w zbyt dużej ilości lub nieumiejętnym projektowaniu może być zagrożeniem dla tych wód. Jednym z poważniejszych zagrożeń wód płynących jest stworzenie przegrody w korycie rzeki. Czy to przez zbudowanie tamy w celu pozyskiwania energii na elektrowni wodnej lub dla innych urządzeń wodnych, czy też śluzach, które także blokują możliwość swobodnego spływu wody w cieku, czy przede wszystkim migracji organizmów wodnych. Kolejnym negatywnym wpływem człowieka w kierunku zachwiania równowagi ekologicznej i naturalnego charakteru rzeki jest sztuczne prostowanie i pogłębianie cieków wodnych w celu ich wykorzystania w transporcie rzeczny. Tego typu działania powodują np. duże zbyt duże wartości prądu wody, przez co organizmy migrujące w górę rzeki wykorzystują więcej energii czasami tracąc ją zbyt dużo przed kolejnym etapem migrowania lub w ogóle rezygnują z wędrówek. Materia organiczna i nieorganiczna, która w naturalnie ukształtowanych ciekach powinna osadzać się na brzegach i dnie, przez wyrównanie koryta zamiast równomiernie rozkładać się w biegu rzeki kumuluje się w niżej leżących odcinkach naturalnych, tworząc nadmierne ilości osadów. Zrzuty ścieków, zarówno oczyszczonych, jak i nieoczyszczonych są kolejnymi tragicznymi w skutkach zagrożeniami, który zmienia w dużym stopniu, charakter troficzny i biologiczny cieku, szczególnie w dalszym biegu rzeki poprzez zbyt użyźnianie wody związkami biogennymi lub dostarczanie substancji syntetycznych. Zanieczyszczenia dostające się do cieków wodnych czy zbiorników wody stojącej można podzielić ze względu na rodzaj źródła: obszarowe, punktowe i liniowe (Kiryłuk i Wiater, 2004). Za źródła zanieczyszczeń punktowych możemy uznać: ścieki bytowo-gospodarcze i przemysłowe, opad z terenów skanalizowanych, wody filtracyjne, podgrzane wody chłodnicze i zasolone wody kopalniane. Za źródła zanieczyszczeń liniowych uznaje się zanieczyszczenia powstałe wzdłuż szlaków komunikacyjnych. Za źródła zanieczyszczeń obszarowych uznaje się spływy z terenów rolniczych i przemysłowych, a także zakwaszone opady atmosferyczne (Rakowska i Wilczyński, 2007). Zdecydowana większość zagrożeń dla naturalnego charakteru cieków powstaje w ich zlewni i w przeważającej większości zagrożenia te wynikają ze sposobu prowadzenia wielu działań gospodarczych realizowanych w sposób niezrównoważony. 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 opisanie 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 do podobnych cieków w zależności od położenia cieku 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 są w obecnych czasach głównie od posiadania odpowiedniej, nowoczesnej sondy wieloparametrycznej, bez konieczności żmudnych oznaczeń w laboratorium chemicznym. Jednym z takich parametrów jest temperatura wody w ciekach, która jest uzależniona głównie od promieniowania słonecznego, chociaż również od podgrzewania tych wód przez człowieka, np. w celach chłodzenia reaktorów w elektrowniach (Żelazo i Popek, 2002). Kolejnym takim parametrem jest stężenie rozpuszczonego tlenu. Podstawowym źródłem tlenu w ciekach jest powietrze atmosferyczne, a na jego wartość stężenia ma duży wpływ turbulencja wody. Za zmniejszenie ilości tlenu w cieku, odpowiada przede wszystkim rozkład związków chemicznych i biologicznych oraz zapotrzebowanie na tlen organizmów żywych (Żelazo i Popek, 2002). W przypadku odczynu wody pH największą rolę odgrywa opad atmosferyczny i produkty reakcji powstających na granicy faz woda-koryto, oraz podłoże geologiczne cieku powierzchniowego (Górska i Świdorska-Bróż, 1996). Również ważnym parametrem, pozwalającym wnioskować o stopniu antropogenicznego wpływu na środowisko wód śródlądowych jest przewodnictwo elektrolityczne. Zwiększenie wartości przewodnictwa elektrolicznego związane jest zazwyczaj z dopływem zanieczyszczeń punktowych jakim są zrzuty ścieków lub zanieczyszczeń obszarowych, szczególnie podczas nawożenia gruntów ornych solami mineralnymi (Deletic i Maksimovic, 1998 cytując za: Rossa i Fic, 2003). Podobną wrażliwość na oddziaływanie antropogeniczne, jak w przypadku przewodnictwa elektrycznego można zaobserwować na przykładzie całkowitej ilości związków rozpuszczonych (ang. total dissolved solids - TDS). Głównymi źródłami TDS w wodach powierzchniowych jest wietrzenie skał osadowych, opad atmosferyczny, ścieki bytowe, ścieki obszarowe, nawozy i rozpuszczona sól drogowa (Berner i Berner, 1987 cytując za: Allan, 1998). Niezwykle ważnymi parametrami jakości środowisk wodnych są związki biogenne, zarówno organiczne, jak i nieorganiczne. Wskazują one na tempo przemian troficznych oraz na proporcje pomiędzy wielkością wpływu antropogenicznego a pochodzeniem tych związków ze środowiska naturalnego lub na ogólną wielkość wpływu człowieka na jakość wody. Istnieją dwa główne źródła zanieczyszczenia wód powierzchniowy związkami biogennymi: pierwszym źródłem jest nadmierne nawożenie w rolnictwie na obszarach drenażu wód, drugim źródłem są ścieki bytowo-gospodarskie i przemysłowe (Adamczyk i Jachimowski, 2013). Zwiększenie wykorzystywania obszarów łąkowych na cele rozwoju hodowli bydła mlecznego powoduje wzrost powstawania związków biogennych, szczególnie związków azotu, które dostają się do wód powierzchniowych (Kiryłuk i Rauba, 2011). To samo dotyczy wód otoczonych obszarami

intensywnie nawożonymi nawozami azotowymi. Źródłami zwiększonych stężeń amoniaku w wodach powierzchniowych są zrzuty ścieków zawierających odchody ludzi i/lub zwierząt, a także z wykorzystywania nawozów w rolnictwie (Maziarka i Krogulska, 2018). Z kolei, większa ilość związków fosforu w wodzie, wskazuje na spływ do nich ścieków bytowo-gospodarczych (komunalnych) zawierających w swym składzie duże stężenia detergentów. 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). Chociaż w wielu przypadkach duża ilość zawiesiny może być również spowodowana erozją dna i brzegów lub wietrzenia. Ważnym parametrem w ocenie wpływu antropogenicznego na stan wód są chlorki. Głównymi źródłami chlorków w wodach powierzchniowych są: opady atmosferyczne, bytowa działalność ludności wiejskiej, produkcja rolna a także zrzuty ścieków komunalnych i wykorzystywanie chlorków do odmrażania dróg (Sapek, 2008). Bardzo ważnym parametrem wskazującym na zmiany troficzne w środowisku wodnym jest stężenie chlorofilu a. Jest to parametr biologiczny, nie fizyczno-chemiczny, który stosowany jest jako miernik szacowanej biomasy fitoplanktonu. Fitoplankton w ciekach wodnych rozmnaża się w wolno płynącym odcinku cieku, w bocznych kanałach oraz pomiędzy skupiskami makrofitów lub w dolnych odcinkach dużych rzek (Hynes, 1970 cytuje za: Allan, 1998). Fitoplankton gwałtownie reaguje na zmiany środowisk wodnych, a szczególnie na wzrost nieorganicznych związków biogennych, co objawia się nagłym zwiększeniem jego biomasy w wodzie i zmianą statusu troficznego.

Wszystkie wymienione wyżej parametry są powszechnie używane do oceny stanu czy jakości wód powierzchniowych. Ich wartość czy 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 tego typu narzędzi są narzędzia GIS, jakimi są podkłady mapowe. Bez konieczności prowadzenia długotrwałych obserwacji terenowych, przy użyciu GIS możemy łatwo określić i sprecyzować charakter użytkowania danego obszaru. Jednym z bardziej wykorzystywanych podkładów w badaniu jest CORINE land cover. Dzięki niemu można z łatwością określić użytkowanie zlewni badanego terenu. Innymi podkładami są mapy topograficzne, dzięki którym można znaleźć najwyższe punkty i najniższe punkty w badanych zlewniach. Ważnym elementem jest też mapa hydrograficzna, dzięki której można wyznaczyć zasięgi obszarów badanych zlewni. Dodatkowym, nie mniej ważnym elementem pozwalającym określić charakter cieku są wskaźniki hydrologiczne. Dzięki nim możemy uzyskać cenne informacje na temat stopnia przekształcenia czy naturalności koryta cieku, jak i charakteru doliny.

Celem niniejszego opracowania było uzyskanie informacji o zależności między związkami fizyczno-chemicznymi a warunkami środowiskowymi na terenie biegu całej rzeki Drawy oraz jej głównych dopływów. Chcąc zrealizować ten cel postawiono następujące pytania: 1) Czy istnieje zależność pomiędzy wskaźnikami fizyczno-chemicznymi cieków

a ich wskaźnikami hydrologicznymi? 2) Jakie czynniki środowiskowe, w tym uwarunkowania hydrologiczne determinowały zmiany w badanych ciekach?, 3) Jak zagospodarowanie zlewni cieków wpływa na wskaźniki fizyczno-chemiczne?

8.2 Metodyka

Teren badań został wyznaczony w programie quantum GIS za pomocą map hydrograficznych z strony Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej i mapy topograficznej z strony 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; i miejskie tereny zielone i wypoczynkowe. Z obszarów rolnych zostały wyznaczone: grunty orne; uprawy trwałe; łąki i pastwiska; i obszary upraw mieszanych. Z obszarów leśnych i seminaturalnych zostały wyznaczone: lasy; zespoły roślinności drzewiastej i krzewiastej; tereny otwarte pozbawione roślinności lub rzadkie pokrycie 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 pozyskanym powyższym informacją 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.

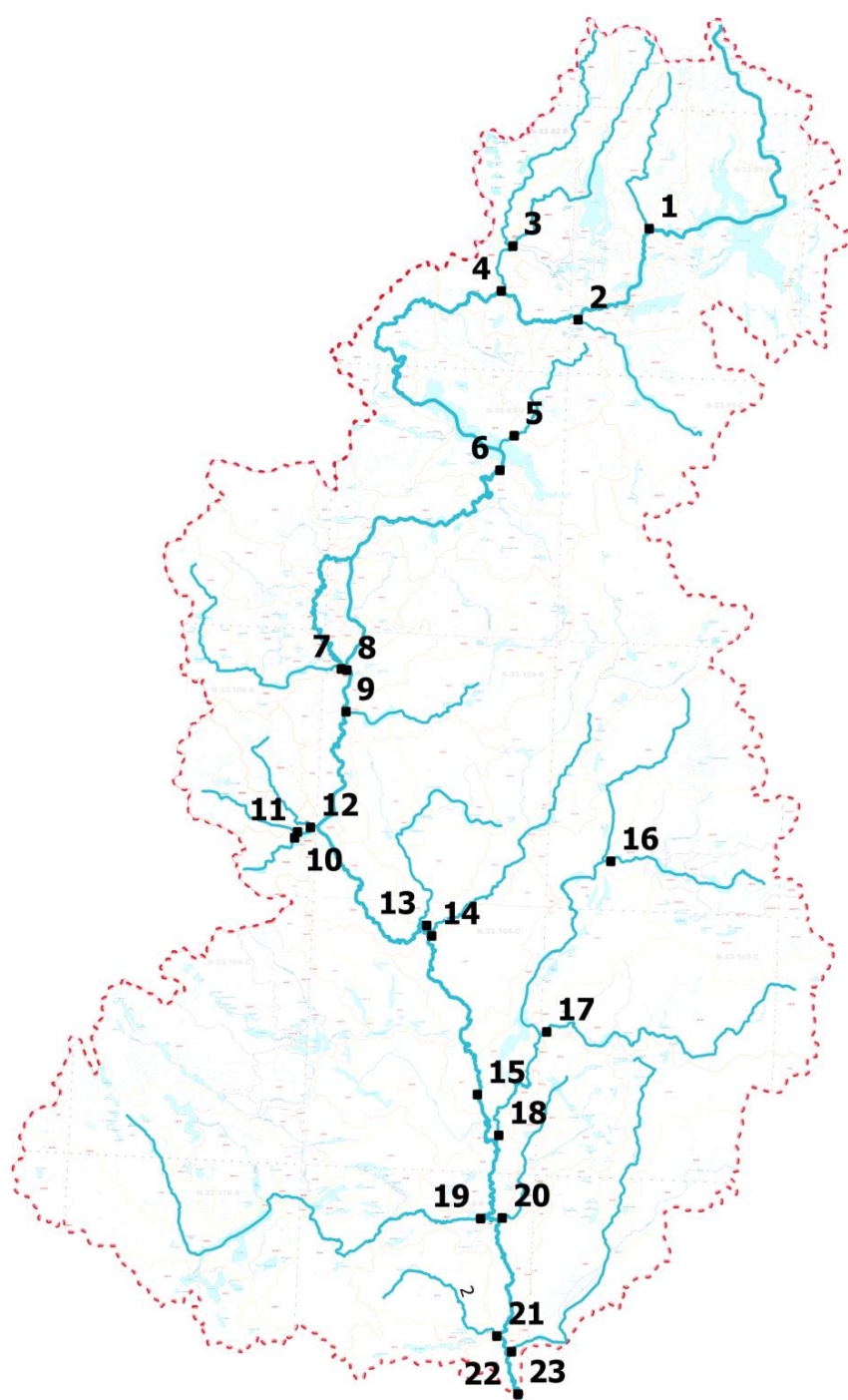
Średnią szerokość zlewni obliczono przez podzielenie powierzchni zlewni przez jej długość. Wskaźnik formy przyrównuje się kształt zlewni do kwadratu o powierzchni równej powierzchni zlewni. Wskaźnik zawartości wyraża stosunek rzeczywistego obwodu zlewni do obwodu koła o tej samej powierzchni co powierzchnia zlewni. Wskaźnik kolistości będący stosunkiem powierzchni zlewni do powierzchni koła o tym samym obwodzie co długość działu wodnego. Wskaźnik wydłużenia stanowiący 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 wysokości zlewni to wysokości, względem która 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 jako iloraz długości rzeczywistej rzeki i odległości w linii prostej od źródła do ujścia rzeki. Współczynnik krętości rzeki jako iloraz długości rzeczywistej rzeki i rzeczywistej długości doliny, czyli długości 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 jako iloraz deniwelacji doliny i jej całkowitej długości.

Na każdym stanowisku (w końcowym punkcie każdego odcinka – dla Drawy lub każdego cieków – dopływów Drawy) pobierano próbę wody do przeprowadzenia analiz fizykochemicznych. Stężenie azotu azotanowego (mg l^{-1}), azotu azotynowego (mg l^{-1}), fosforanów (mg l^{-1}), azotu organicznego (mg l^{-1}), fosforu organicznego (mg l^{-1}), azotu amonowego (mg l^{-1}) oznaczono za pomocą kolorymetru DR 890 firmy Hach Lange (USA), przy wcześniejszej mineralizacji prób (do oznaczeń azotu całkowitego i fosforu ogólnego) zgodnie z instrukcjami zawartymi w metodyce dołączonej do urządzenia. Z kolei pomiary temperatury ($^{\circ}\text{C}$), stężenia rozpuszczonego tlenu (mg l^{-1}), pH, przewodności elektrolitycznej ($\mu\text{S cm}^{-2}$), substancji rozpuszczonych - TDS (mg l^{-1}), stężenia chlorofilu a (mg l^{-1}), zawiesiny (mg l^{-1}), chlorków (mg l^{-1}) odbywały się za pomocą multiparametrycznej sondy firmy Hydrolab (USA).

Opracowanie statystyczne wyników zostało dokonane przy pomocy programu Statistica 8.0. Analizy wariancji zbioru danych poszczególnych parametrów fizyczno-chemicznych dokonano przy użyciu jednoczynnikowej analizy wariancji ANOVA. Istotne różnice między poszczególnymi stanowiskami odnośnie do wartości parametrów fizyczno-chemicznych zostały obliczone przy wykorzystaniu parametrycznego testu statystycznego post hoc Scheffé'go. W celu stwierdzenia zależności między wartościami parametrów 8.3 fizyczno-chemicznych a wskaźnikami hydrologicznymi i sposobem użytkowania zlewni wykorzystano test korelacji prostej Pearsona.

Badania prowadzono w roku 2023 na 23 stanowiskach w 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.



Rys. 13. Lokalizacja punktów poboru wód do pomiarów fizyko-chemicznych. 1 - Miedźnik, 2 - Wąsowa, 3 - Rakon, 4 - Kokna, 5 - Stawna, 6 - Górny bieg Drawy, 7 - Głęboka, 8 - Stara Drawa, 9 - Drawica, 10 - Prosta, 11 - Sitna, 12 - Bagnica, 13 - Słopica, 14 - Korytnica, 15 - Środkowy bieg Drawy, 16 - Runica, 17 - Cieszynka, 18 - Płociczna, 19 - Mierzęcka struga, 20 - Szczuczna, 21 - Pokrętna, 22 - Człopica, 23 - Drawa.

8.4 Wyniki

Największy procent powierzchni w zabudowie miejskiej występuje w zlewni Wąsowa, a najmniejszy w zlewni Prostej (Tab. 1). Największy procent powierzchni w terenach przemysłowych występuje w zlewni Korytnica, a nie występuje w zlewniach Bagnica, Miedźnik, Rakoń, Kokna, Runica, Sitna, Cieszynka, Płociczna, Głęboka, Szczuczna, Stara Drawa, Pokrętna, Stawna i Prosta (Tab. 1). Tereny kopalni, wyrobisk i budowy występują jedynie na zlewni Drawy bezpośredniej w biegu górnym i środkowym (Tab. 1). Miejskie tereny zielone występują jedynie w zlewni Mierzęckiej strugi (Tab. 1). Największy procent powierzchni gruntów ornych występuje w zlewni Runicy, a najmniejszy w zlewni Starej Drawy (Tab. 1). Tereny upraw trwałe występują jedynie na zlewni Drawy bezpośredniej w biegu górnym i środkowym (Tab. 1). Największy procent powierzchni łąk i pastwisk występuje w zlewni Miedźnika, a najmniejszy w zlewni Słopicy (Tab. 1). Największy procent powierzchni obszarów upraw mieszanych występuje w zlewni Miedźnika, a nie występuje w zlewni Sitnej i Prostej (Tab. 1). Największy procent powierzchni lasów występuje w zlewni Pokrętniej, a najmniejszy w zlewni biegu górnego Drawy (Tab. 1). Największy procent powierzchni zespołów roślinności drzewiastej i krzewiastej występuje w zlewni Głęboka, a nie występuje w zlewni Prostej (Tab. 1). Największy procent powierzchni terenów otwartych pozbawionych roślinności lub rzadkim pokryciem roślinnością występuje w zlewni Starej Drawy, a nie występuje w zlewniach Wąsowa, Korytnica, Słopica, Pokrętna, Drawica, Kokna, Rakoń, Bagnica, Szczuczna, Mierzęcka struga, Człopica, Cieszynka, Miedźnik, Płociczna, Runica, Sitna, Stawna i Prosta (Tab. 1). Największy procent powierzchni śródlądowych obszarów podmokłych występuje w zlewni Głębokiej, a nie występuje w zlewniach Wąsowa, Korytnica, Słopica, Pokrętna, Drawica, Kokna, Rakoń, Bagnica, Szczuczna, Człopica, Cieszynka, Miedźnik, Sitna, Stawna i Prosta (Tab. 1). Największy procent powierzchni wód śródlądowych występuje w zlewni Rakoniu, a najmniejszy w zlewniach Człopicy i Miedźnika (Tab. 1). W biegu górnej Drawy największy procentowy obszar zajmują grunty orne, a najmniejszy obszar śródlądowe obszary podmokłe (Tab. 1). W środkowym biegu Drawy największy procentowo obszar zajmują lasy, a najmniejszy obszar tereny przemysłowe i śródlądowe obszary podmokłe (Tab. 1). W dolnym biegu Drawy największy procentowo obszar zajmują lasy, a najmniejszy tereny przemysłowe i śródlądowe obszary podmokłe (Tab. 1). W całym biegu Drawy największy procentowo obszar zajmują lasy, a najmniejszy miejskie tereny zielone (Tab. 1).

Tab. 4. Charakterystyka użytkowania badanych zlewni (%).

Zlewnia	Powierzchnia	Zabudowa miejska	Tereny przemysłowe	Kopalnie, wyrobiska i budowy	Miejskie tereny zielone	Grunty ome	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
Drawa	100	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
Miedznik	100	1,8	0	0	0	31,4	0	13,1	18,3	33,9	1,0	0	0	0,8
Wąsowa	100	4,9	0,5	0	0	29,7	0	3,1	0,9	50,8	6,8	0	0	3,4
Rakoń	100	1,7	0	0	0	14,4	0	5,8	9,6	53,6	3,5	0	0	11,7
Kokna	100	1,6	0	0	0	24,1	0	6,5	14,6	41,7	3,5	0	0	7,9
Stawna	100	2,8	0	0	0	27,4	0	2,3	1,6	53,9	7,1	0	0	5,1
Bieg górny	100	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	100	0,6	0	0	0	6,3	0	7,3	1,2	59,1	15,5	2,0	2,2	6,0
Stara Drawa	100	0,3	0	0	0	3,0	0	5,1	0,5	69,6	12,8	4,5	1,3	2,8
Drawica	100	2,8	0,5	0	0	27,9	0	3,6	2,1	56,8	4,0	0	0	2,3
Prosta	100	0	0	0	0	9,1	0	6,3	0	81,7	0	0	0	2,3
Sitna	100	1,5	0	0	0	32,2	0	8,6	0	56,1	0,2	0	0	1,5
Bagnica	100	3,9	0	0	0	32,9	0	7,9	3,4	48,1	2,8	0	0	1,4
Słopica	100	1,2	0,3	0	0	14,5	0	1,8	0,4	74,6	4,3	0	0	2,8
Bieg środkowy	100	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	100	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	100	1,6	2,2	0	0	10,6	0	5,1	0,5	72,1	4,7	0	0	1,6
Runica	100	1,5	0	0	0	45,5	0	2,0	1,0	46,5	0,4	0	0,3	2,9
Cieszynka	100	1,3	0	0	0	15,0	0	4,1	1,1	75,6	1,0	0	0	1,9
Płociczna	100	1,1	0	0	0	24,9	0	4,2	1,2	64,4	0,9	0	0,1	3,2
Mierzęcka struga	100	3,0	0,2	0	0,1	39,8	0	8,0	3,8	39,5	1,5	0	0,2	4,2
Szczuczna	100	0,5	0	0	0	9,8	0	5,7	3,1	75,5	2,2	0	0	3,4
Pokrętna	100	0,1	0	0	0	3,5	0	2,8	2,0	85,7	4,1	0	0	1,9
Człopica	100	1,3	0,2	0	0	21,4	0	9,2	3,0	63,1	1,0	0	0	0,8
Bieg dolny	100	1,7	0,1	0	0,02	26,8	0	6,1	2,6	58,2	1,3	0	0,1	3,0

Tab. 5. Charakterystyka użytkowania badanych zlewni (km²).

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
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
Miedźnik	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
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

Największy wskaźnik formy występuje w Starej Drawie i Bagnicy, a najmniejszy w Drawicy, Rakoniu, Korytnicy, Cieszynce, Górnym i Środkowym biegu Drawy (Tab. 3). Największy wskaźnik zwartości występuje w Korytnicy, a najmniejszy w Starej Drawie, Bagnicy, Prostej, Słopicy, Miedźniku i Stawnej (Tab. 3). Największy wskaźnik kolistości występuje w Prostej i Miedźniku, a najmniejszy w Korytnicy i Drawie (Tab. 3). Największy wskaźnik wydłużenia występuje w Starej Drawie, a najmniejszy w Drawie i jej środkowym biegu (Tab. 3). Największy wskaźnik lemniskaty występuje w Miedźniku, Rakoniu i Prostej, a najmniejszy w Drawie (Tab. 3). Największy spadek zlewni występuje w Człopicy, a najmniejszy w Mierzęckiej strudze (Tab. 3). Największy spadek działu wodnego występuje w Miedźniku, a najmniejszy w Drawie i Mierzęckiej strudze (Tab. 3). Największy współczynnik rozwinięcia występuje w Słopicy, Starej Drawie i Górnym biegu Drawy, a najmniejszy w Wąsowej (Tab. 3). Największy współczynnik krętości występuje w Starej Drawie, a najmniejszy w Runicy, Sitnej i Wąsowej (Tab. 3). Największy współczynnik rozwinięcia biegu rzeki występuje w Starej Drawie, a najmniejszy w Runicy (Tab. 3). Największy średni spadek doliny rzecznej występuje w Miedźniku, a najmniejszy w Drawie (Tab. 3).

Tab. 6. Charakterystyka wskaźników hydrologicznych.

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 temniskaty	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	Wskaźnik rozwinięcia	Wskaźnik krętości rzeki	Wskaźnik rozwinięcia	Średni spadek doliny
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
Miedznik	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	1,3	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
Głęboka	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
Mierzęcka 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

Największa średnia temperatura występowała w cieku Bagnica, a najmniejsza w cieku Słopica (Tab. 4). Największa średnia stężenia rozpuszczonego tlenu występowała w cieku Stawna, a najmniejsza w cieku Wąsowa (Tab. 4). Największa średnia pH występowała w cieku Bagnica, a najmniejsza w cieku Pokrętna (Tab. 4). Największa średnia przewodności elektrolitycznej występowała w cieku Bagnica, a najmniejsza w cieku Rakon (Tab. 4). Największa średnia stężenia substancji rozpuszczonych TDS występowała w cieku Miedznik, a najmniejsza w cieku Rakon (Tab. 4).

Największa średnia stężenia chlorofilu występowała w cieku Człopica, a najmniejsza w cieku Bagnica (Tab. 5). Największa średnia stężenia zawiesiny występowała w cieku Bagnica, a najmniejsza w cieku Cieszynka (Tab. 5). Największa średnia stężenia chlorków występowała w cieku Miedznik, a najmniejsza w cieku Stara Drawa (Tab. 5).

Największa średnia stężenia azotu azotanowego występowała w cieku Bagnica, a najmniejsza w cieku Stara Drawa (Tab. 6). Największa średnia stężenia azotu azotynowego występowała w cieku Miedznik, a najmniejsza w cieku Stawna (Tab. 6). Największa średnia stężenia fosforanów występowała w cieku Bagnica, a najmniejsza w dopływie cieku Prosta (Tab. 6). Największa średnia stężenia azotu organicznego występowała w cieku Miedznik, a najmniejsza w cieku Prosta (Tab. 6). Największa średnia stężenia fosforu organicznego występowała w cieku Bagnica, a najmniejsza w cieku Szczuczna (Tab. 6). Największa średnia stężenia azotu amonowego występowała w cieku Mierzęcka struga, a najmniejsza w cieku Prosta (Tab. 6).

Tab. 7. Średnia $\pm$ odchylenie standardowe temperatury ($^{\circ}\text{C}$), stężenia rozpuszczonego tlenu (mg l^{-1}), pH, przewodności elektrolitycznej ($\mu\text{S cm}^{-2}$), substancji rozpuszczonych - TDS (mg l^{-1}).

	n	temp.	O ₂	pH	przew.	TDS
Drawa	57	11,3 $\pm$ 6,7	7,8 $\pm$ 2,6	8,3 $\pm$ 0,5	304 $\pm$ 54	0,2040 $\pm$ 0,0118
Bieg górny	57	11,9 $\pm$ 7,6	8,4 $\pm$ 2,7	8,4 $\pm$ 1,0	285 $\pm$ 47	0,1850 $\pm$ 0,0128
Bieg środkowy i górny	57	11,2 $\pm$ 6,7	8,1 $\pm$ 2,7	8,3 $\pm$ 0,5	287 $\pm$ 48	0,1958 $\pm$ 0,0099
Miedźnik	12	12,9 $\pm$ 7,9	5,4 $\pm$ 2,1	8,4 $\pm$ 0,3	552 $\pm$ 244	0,3579 $\pm$ 0,1619
Kokna	48	10,2 $\pm$ 6,6	7,5 $\pm$ 2,7	8,0 $\pm$ 0,8	289 $\pm$ 59	0,2044 $\pm$ 0,0186
Stawna	8	10,2 $\pm$ 7,4	8,9 $\pm$ 1,1	7,9 $\pm$ 0,4	312 $\pm$ 53	0,1499 $\pm$ 0,0054
Głęboka	48	12,3 $\pm$ 7,8	6,9 $\pm$ 2,6	8,0 $\pm$ 1,1	284 $\pm$ 53	0,1820 $\pm$ 0,0115
Drawica	48	12,1 $\pm$ 7,6	7,5 $\pm$ 2,8	8,5 $\pm$ 0,7	295 $\pm$ 54	0,1944 $\pm$ 0,0215
Słopica	48	10,0 $\pm$ 5,8	7,7 $\pm$ 2,6	8,2 $\pm$ 0,5	268 $\pm$ 42	0,1826 $\pm$ 0,0089
Korytnica	48	10,9 $\pm$ 7,1	8,0 $\pm$ 2,8	8,3 $\pm$ 0,5	304 $\pm$ 55	0,2029 $\pm$ 0,0125
Płociczna	48	12,4 $\pm$ 7,9	7,5 $\pm$ 2,4	8,4 $\pm$ 0,7	309 $\pm$ 58	0,1953 $\pm$ 0,0177
Mierzęcka struga	48	12,0 $\pm$ 7,4	6,5 $\pm$ 2,6	8,2 $\pm$ 0,6	461 $\pm$ 586	0,2455 $\pm$ 0,0265
Pokrętna	48	10,4 $\pm$ 6,2	5,3 $\pm$ 2,1	7,8 $\pm$ 0,5	341 $\pm$ 67	0,2263 $\pm$ 0,0194
Człopica	48	12,4 $\pm$ 7,6	6,6 $\pm$ 3,0	8,3 $\pm$ 0,6	347 $\pm$ 94	0,2424 $\pm$ 0,0200
Prosta	7	13,4 $\pm$ 4,5	6,6 $\pm$ 1,3	7,9 $\pm$ 0,2	367 $\pm$ 47	0,1658 $\pm$ 0,0030
Sitna	7	13,5 $\pm$ 5,0	6,4 $\pm$ 1,0	8,0 $\pm$ 0,1	510 $\pm$ 53	0,1857 $\pm$ 0,0029
Bagnica	6	14,1 $\pm$ 4,5	7,1 $\pm$ 1,5	8,5 $\pm$ 0,2	568 $\pm$ 140	0,2037 $\pm$ 0,0064
Wąsowa	24	11,4 $\pm$ 6,8	4,7 $\pm$ 3,0	8,2 $\pm$ 0,4	282 $\pm$ 28	0,1807 $\pm$ 0,0177
Rakoń	24	11,6 $\pm$ 8,0	5,1 $\pm$ 1,6	8,4 $\pm$ 0,6	212 $\pm$ 25	0,1365 $\pm$ 0,0161
Stara Drawa	24	10,5 $\pm$ 6,3	5,4 $\pm$ 2,1	7,9 $\pm$ 1,6	264 $\pm$ 14	0,1690 $\pm$ 0,0092
Runica	24	11,9 $\pm$ 7,2	5,8 $\pm$ 2,5	8,3 $\pm$ 0,5	322 $\pm$ 11	0,2002 $\pm$ 0,0135
Cieszynka	24	12,8 $\pm$ 8,3	5,4 $\pm$ 2,2	8,3 $\pm$ 0,5	319 $\pm$ 15	0,2017 $\pm$ 0,0118
Szczuczna	24	10,1 $\pm$ 6,3	5,8 $\pm$ 2,7	8,1 $\pm$ 0,5	318 $\pm$ 20	0,1977 $\pm$ 0,0203

Tab. 8. Średnia $\pm$ odchylenie standardowe stężenia chlorofilu a (mg l^{-1}), zawiesiny (mg l^{-1}), chlorków (mg l^{-1}).

	n	Chlorofil a	n	zawiesina	n	Chlorki
Drawa	38	4,6 $\pm$ 6,1	57	7 $\pm$ 3	24	325 $\pm$ 157
Bieg górny	38	9,6 $\pm$ 6,7	57	6 $\pm$ 4	24	328 $\pm$ 204
Bieg środkowy i górny	38	5,4 $\pm$ 7,5	57	7 $\pm$ 3	24	309 $\pm$ 177
Miedźnik	12	13,0 $\pm$ 9,9	12	16 $\pm$ 6	12	678 $\pm$ 676
Kokna	24	4,7 $\pm$ 2,2	24	10 $\pm$ 5	24	277 $\pm$ 164
Stawna	8	1,2 $\pm$ 0,7	8	6 $\pm$ 2	-	-
Głęboka	24	5,5 $\pm$ 3,0	24	6 $\pm$ 5	24	235 $\pm$ 134
Drawica	24	9,8 $\pm$ 12,5	24	7 $\pm$ 4	24	364 $\pm$ 187
Słopica	24	2,7 $\pm$ 1,5	24	9 $\pm$ 7	24	278 $\pm$ 185
Korytnica	24	5,3 $\pm$ 5,2	24	8 $\pm$ 5	24	321 $\pm$ 197
Płociczna	24	6,1 $\pm$ 7,2	24	5 $\pm$ 3	24	394 $\pm$ 196
Mierzęcka struga	24	12,7 $\pm$ 7,2	24	10 $\pm$ 5	24	329 $\pm$ 156
Pokrętna	24	6,9 $\pm$ 2,1	24	11 $\pm$ 4	24	292 $\pm$ 151
Człopica	24	15,4 $\pm$ 8,8	24	13 $\pm$ 6	24	299 $\pm$ 148
Prosta	7	1,6 $\pm$ 0,3	7	7 $\pm$ 3	-	-
Sitna	7	3,7 $\pm$ 1,4	7	14 $\pm$ 5	-	-
Bagnica	6	1,1 $\pm$ 0,5	6	17 $\pm$ 3	-	-
Wąsowa	24	8,7 $\pm$ 7,9	24	9 $\pm$ 4	24	305 $\pm$ 209
Rakoń	24	1,9 $\pm$ 1,0	-	-	24	270 $\pm$ 168
Stara Drawa	24	3,8 $\pm$ 1,5	24	7 $\pm$ 4	24	199 $\pm$ 115
Runica	24	5,1 $\pm$ 4,3	24	4 $\pm$ 1	24	279 $\pm$ 148
Cieszynka	24	4,1 $\pm$ 1,2	24	3 $\pm$ 2	24	317 $\pm$ 164
Szczuczna	24	4,3 $\pm$ 1,1	24	9 $\pm$ 4	24	303 $\pm$ 149

Tab. 9. Średnia $\pm$ odchylenie standardowe stężenia azotu azotanowego (mg l^{-1}), azotu azotynowego (mg l^{-1}), fosforanów (mg l^{-1}), azotu organicznego (mg l^{-1}), fosforu organicznego (mg l^{-1}), azotu amonowego (mg l^{-1}).

	n	N-NO ₃	N-NO ₂	PO ₄	n	N _{og}	P _{og}	N-NH ₄
Drawa	57	0,3 $\pm$ 0,1	0,01 $\pm$ 0,00	0,37 $\pm$ 0,33	48	3,0 $\pm$ 1,9	0,36 $\pm$ 0,25	0,21 $\pm$ 0,13
Bieg górny	57	0,2 $\pm$ 0,2	0,01 $\pm$ 0,01	0,31 $\pm$ 0,21	47	3,7 $\pm$ 3,6	0,30 $\pm$ 0,14	0,22 $\pm$ 0,10
Bieg środkowy i górny	57	0,3 $\pm$ 0,2	0,01 $\pm$ 0,01	0,37 $\pm$ 0,25	48	2,7 $\pm$ 1,9	0,35 $\pm$ 0,20	0,21 $\pm$ 0,11
Miedznik	12	0,3 $\pm$ 0,4	0,46 $\pm$ 0,45	0,75 $\pm$ 0,38	12	6,7 $\pm$ 2,3	0,29 $\pm$ 0,10	0,13 $\pm$ 0,05
Kokna	24	0,4 $\pm$ 0,4	0,01 $\pm$ 0,00	0,24 $\pm$ 0,15	24	2,6 $\pm$ 3,8	0,56 $\pm$ 0,45	0,28 $\pm$ 0,12
Stawna	8	0,5 $\pm$ 0,2	0,00 $\pm$ 0,00	0,15 $\pm$ 0,06	8	2,1 $\pm$ 1,1	0,32 $\pm$ 0,19	0,11 $\pm$ 0,04
Głęboka	24	0,3 $\pm$ 0,4	0,01 $\pm$ 0,01	0,23 $\pm$ 0,14	24	2,5 $\pm$ 3,0	0,46 $\pm$ 0,32	0,31 $\pm$ 0,14
Drawica	24	0,5 $\pm$ 0,8	0,01 $\pm$ 0,01	0,33 $\pm$ 0,29	24	3,4 $\pm$ 3,6	0,45 $\pm$ 0,24	0,34 $\pm$ 0,19
Słopica	24	0,7 $\pm$ 0,8	0,01 $\pm$ 0,01	0,28 $\pm$ 0,18	24	3,6 $\pm$ 3,2	0,47 $\pm$ 0,30	0,28 $\pm$ 0,11
Korytnica	24	0,3 $\pm$ 0,3	0,01 $\pm$ 0,01	0,25 $\pm$ 0,14	24	2,1 $\pm$ 2,7	0,58 $\pm$ 0,37	0,30 $\pm$ 0,12
Płociczna	24	0,3 $\pm$ 0,3	0,00 $\pm$ 0,00	0,29 $\pm$ 0,54	24	1,8 $\pm$ 1,8	0,36 $\pm$ 0,25	0,30 $\pm$ 0,12
Mierzęcka struga	24	0,6 $\pm$ 0,2	0,03 $\pm$ 0,02	0,28 $\pm$ 0,18	24	5,4 $\pm$ 4,7	0,54 $\pm$ 0,36	0,43 $\pm$ 0,17
Pokrętna	24	0,1 $\pm$ 0,1	0,01 $\pm$ 0,01	0,31 $\pm$ 0,14	24	4,1 $\pm$ 5,3	0,68 $\pm$ 0,41	0,40 $\pm$ 0,14
Człopica	24	0,2 $\pm$ 0,2	0,01 $\pm$ 0,01	0,31 $\pm$ 0,14	24	1,7 $\pm$ 1,3	0,57 $\pm$ 0,34	0,36 $\pm$ 0,09
Prosta	7	0,1 $\pm$ 0,0	0,02 $\pm$ 0,01	0,05 $\pm$ 0,02	7	0,2 $\pm$ 0,1	0,52 $\pm$ 0,47	0,06 $\pm$ 0,01
Sitna	7	0,1 $\pm$ 0,1	0,04 $\pm$ 0,02	0,18 $\pm$ 0,23	7	0,3 $\pm$ 0,0	0,44 $\pm$ 0,36	0,07 $\pm$ 0,01
Bagnica	6	1,9 $\pm$ 0,2	0,05 $\pm$ 0,02	0,81 $\pm$ 0,50	6	3,9 $\pm$ 0,5	1,62 $\pm$ 0,50	0,12 $\pm$ 0,05
Wąsowa	24	0,2 $\pm$ 0,2	0,21 $\pm$ 0,29	0,35 $\pm$ 0,27	24	5,1 $\pm$ 1,9	0,31 $\pm$ 0,14	0,30 $\pm$ 0,17
Rakoń	-	-	-	-	-	-	-	-
Stara Drawa	24	0,1 $\pm$ 0,1	0,11 $\pm$ 0,13	0,62 $\pm$ 0,40	24	5,7 $\pm$ 3,3	0,30 $\pm$ 0,11	0,12 $\pm$ 0,06
Runica	24	0,1 $\pm$ 0,2	0,12 $\pm$ 0,19	0,39 $\pm$ 0,19	24	4,4 $\pm$ 0,8	0,27 $\pm$ 0,07	0,23 $\pm$ 0,10
Cieszynka	24	0,2 $\pm$ 0,1	0,01 $\pm$ 0,02	0,36 $\pm$ 0,21	24	3,9 $\pm$ 1,8	0,25 $\pm$ 0,05	0,19 $\pm$ 0,08
Szczuczna	24	0,1 $\pm$ 0,3	0,15 $\pm$ 0,32	0,42 $\pm$ 0,27	24	5,5 $\pm$ 1,2	0,25 $\pm$ 0,05	0,10 $\pm$ 0,08

Analiza testu wariancji ANOVA wykazała, że wartości stężenia rozpuszczonego tlenu, pH, przewodności elektrolitycznej, TDS, azotu azotanowego, azotu azotynowego, fosforanów, zawiesiny, chlorofilu a, azotu organicznego, fosforu organicznego, azotu amonowego i chlorków różniły się istotnie statystycznie pomiędzy badanymi zlewniami rzek ($P < 0.05$) (Tab. 5). Jedynie wartości temperatury nie wykazywały istotnych różnic w obrębie badanych stanowisk ($P > 0.05$).

Tab. 10. Wynik analizy wariancji ANOVA zbioru danych w zakresie badanych parametrów w zakresie badanych parametrów fizyczno-chemicznych ($P < 0.05$).

Parametr	df	F	p
Temperatura	22	0,61	0,922
O ₂	22	6,49	0,000
pH	22	2,42	0,000
Przewodność	22	28,84	0,000
TDS	22	30,25	0,000
N-NO ₃	21	12,40	0,000
N-NO ₂	21	12,35	0,000
PO ₄	21	5,22	0,000
Zawiesina	21	10,51	0,000
Chlorofil a	22	8,29	0,000
N _{og}	21	5,74	0,000
P _{og}	21	11,13	0,000
N-NH ₄	21	14,27	0,000
Chlorki	18	3,42	0,000

Przy użyciu testu post-hoc Scheffe'go wykazano istotną różnicę w wartościach rozpuszczonego tlenu pomiędzy Górnym biegiem Drawy a Pokrętną ($P < 0.05$). W Pokrętnej wartość ta była istotnie niższa niż w górnym biegu Drawy.

Przy użyciu testu post-hoc Scheffe'go wykazano istotną różnicę w wartościach pH pomiędzy Górnym biegiem Drawy i Płociczną a Pokrętną ($P < 0.05$). W Pokrętnej wartość ta była istotnie niższa niż w Górnym biegu Drawy i w Płocicznej.

Przy użyciu testu post-hoc Scheffe'go wykazano istotną różnicę w wartościach stężenia przewodności pomiędzy Górnym biegiem Drawy i w Słopicznej a Mierzęcką strugą ($P < 0.05$). W Mierzęckiej strudze wartość ta była istotnie niższa niż w Górnym biegu Drawy i w Słopicznej. A także pomiędzy Miedźnikiem i Mierzęcką strugą a Rakoniem ($P < 0.05$). W Rakoniem wartość ta była istotnie niższa niż w Miedźniku i w Mierzęckiej Strudze.

Przy użyciu testu post-hoc Scheffe'go wykazano istotną różnicę w wartościach stężenia TDS pomiędzy Drawą, Górnym biegiem Drawy, Biegiem środkowym Drawy, Kokną, Stawną, Głęboką, Drawicą, Słopicą, Korytnicą, Płociczną, Mierzęcką strugą, Pokrętną, Człopicą, Proszą, Sitną, Bagnicą, Wąsową, Starą Drawą, Runicą, Cieszyneką, Szczuczną a Miedźnikiem ($P < 0.05$). W Miedźniku wartość ta była istotnie niższa niż w Drawie, Górnym biegu Drawy, Środkowym biegu Drawy, Koknie, Stawnej, Głębokiej, Drawicy, Słopicznej, Korytnicy, Płocicznej, Mierzęckiej strudze, Pokrętnej, Człopicznej, Prostej, Sitnej, Bagnicy, Wąsowej, Starej Drawie, Runicy, Cieszyńce i Szczucznej. A także pomiędzy Górnym biegiem Drawy, Stawną, Głęboką, Drawicą, Słopicą, Proszą, Wąsową, Rakoniem i Starą Drawą a Mierzęcką strugą ($P < 0.05$). W Mierzęckiej strudze wartość ta była istotnie niższa niż w Górnym biegu Drawy, Stawnej, Głębokiej, Drawicy, Słopicznej, Prostej, Wąsowej, Rakoniem i Starej Drawie. A także pomiędzy Środkowym biegiem Drawy, Stawną, Głęboką, Słopicą, Proszą, Wąsową, Rakoniem, Starą Drawą a Człopicą ($P < 0.05$). W Człopicznej wartość ta była istotnie niższa niż w Środkowym biegu Drawy, Stawnej, Głębokiej, Słopicznej, Prostej, Wąsowej, Rakoniem i Starej Drawie. A także pomiędzy Drawą, Środkowym biegiem Drawy, Kokną, Drawicą, Korytnicą, Płociczną, Pokrętną, Runicą i Cieszyneką a Rakoniem ($P < 0.05$). W Rakoniem wartość ta była istotnie niższa niż w Drawie, Środkowym biegu Drawy, Koknie, Drawicy, Korytnicy, Płocicznej, Pokrętnej, Runicy i Cieszyńce. A także pomiędzy Stawną i Starą Drawą a Pokrętną ($P < 0.05$). W Pokrętnej wartość ta była istotnie niższa niż w Stawnej i Starej Drawie.

Przy użyciu testu post-hoc Scheffe'go wykazano istotną różnicę w wartościach stężenia chlorków pomiędzy Miedźnikiem a Kokną, Głęboką, Słopicą, Pokrętną, Rakoniem, Starą Drawą i Runicą ($P < 0.05$). W Koknie, Głębokiej, Słopicy, Pokrętnej, Rakoni, Starej Drawie i Runicy wartość ta była istotnie niższa niż w Miedźniku.

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze stężeniem rozpuszczonego tlenu były istotnie skorelowane: wielkość deniwelacji, powierzchnia terenów przemysłowych, powierzchnia kopalni, wyrobisk i budów, powierzchnia upraw trwałych, powierzchnia obszarów upraw mieszanych oraz powierzchnia wód śródlądowych ($P < 0.05$) (Tab. 21). Były tam wyłącznie korelacje pozytywne.

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze wartościami pH były istotnie skorelowane: wskaźnik formy, wskaźnik zwartości, wskaźnik kolistości, wskaźnik wydłużenia, wysokość maksymalna zlewni, wielkość deniwelacji, średnia wysokość zlewni oraz powierzchnia upraw trwałych ($P < 0.05$) (Tab. 21).

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze wartościami przewodności elektrycznej były istotnie skorelowane: średnia szerokość zlewni, wskaźnik formy, wskaźnik zwartości, wskaźnik kolistości, wskaźnik wydłużenia, wskaźnik lemniskaty, wysokość maksymalna zlewni, wysokość minimalna zlewni, średnia wysokość zlewni, spadek zlewni, spadek działu wodnego, współczynnik rozwinięcia rzeki, współczynnik krętości rzeki, współczynnik rozwinięcia biegu rzeki, średni spadek doliny rzecznej, powierzchnia obszarów otwartych pozbawionych roślinności oraz powierzchnia śródlądowych obszarów podmokłych ($P < 0.05$) (Tab. 21).

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze stężeniem TDS były istotnie skorelowane: średnia szerokość zlewni, wskaźnik formy, wskaźnik zwartości, wskaźnik kolistości, wskaźnik wydłużenia, wskaźnik lemniskaty, wysokość maksymalna zlewni, wysokość minimalna zlewni, średnia wysokość zlewni, spadek zlewni, spadek działu wodnego, współczynnik rozwinięcia rzeki, współczynnik krętości rzeki, współczynnik rozwinięcia biegu rzeki oraz średni spadek doliny rzecznej ($P < 0.05$) (Tab. 21).

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze stężeniem azotu azotanowego były istotnie skorelowane: długość rzeki, powierzchnia zlewni, długość zlewni, długość działu wodnego, średnia szerokość zlewni, wskaźnik formy, wskaźnik zwartości, wskaźnik kolistości, wskaźnik wydłużenia, wysokość maksymalna zlewni, wielkość deniwelacji, spadek zlewni, średni spadek doliny rzecznej, powierzchnia zabudowy miejskiej, powierzchnia terenów przemysłowych, powierzchnia kopalni, wyrobisk i budowy, powierzchnia miejskich terenów zielonych, powierzchnia gruntów ornych, powierzchnia upraw trwałych, powierzchnia łąk i pastwisk, powierzchnia obszarów upraw mieszanych, powierzchnia lasów, powierzchnia zespołów roślinności drzewiastej i krzewiastej, powierzchnia obszarów otwartych pozbawionych roślinności, powierzchnia śródlądowych obszarów podmokłych oraz powierzchnia wód śródlądowych ($P < 0.05$) (Tab. 21).

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze stężeniem azotu azotynowego były istotnie skorelowane: długość rzeki, powierzchnia zlewni, długość zlewni, długość działu wodnego, średnia szerokość zlewni, wskaźnik formy, wskaźnik zwartości, wskaźnik kolistości, wskaźnik

wydłużenia, wskaźnik lemniskaty, wysokość minimalna zlewni, wielkość deniwelacji, spadek zlewni, spadek działu wodnego, współczynnik rozwinięcia rzeki, współczynnik krętości rzeki, współczynnik rozwinięcia biegu rzeki, średni spadek doliny rzecznej, powierzchnia zabudowy miejskiej, powierzchnia terenów przemysłowych, powierzchnia kopalni, wyrobisk i budowy, powierzchnia miejskich terenów zielonych, powierzchnia gruntów ornych, powierzchnia upraw trwałych, powierzchnia łąk i pastwisk, powierzchnia obszarów upraw mieszanych, powierzchnia lasów, powierzchnia zespołów roślinności drzewiastej i krzewiastej, powierzchnia obszarów otwartych pozbawionych roślinności, powierzchnia śródlądowych obszarów podmokłych oraz powierzchnia wód śródlądowych ($P < 0.05$) (Tab. 21).

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze stężeniem fosforanów były istotnie skorelowane: współczynniki krętości rzeki, powierzchni obszarów otwartych pozbawionych roślinności oraz powierzchni śródlądowych obszarów podmokłych ($P < 0.05$) (Tab. 21). Były tam wyłącznie korelacje pozytywne.

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze stężeniem zawiesiny były istotnie skorelowane: długość rzeki, powierzchnia zlewni, długość zlewni, długość działu wodnego, średnia szerokość zlewni, wskaźnik zwartości, wskaźnik kolistości, wskaźnik lemniskaty, wysokość minimalna zlewni, wielkość deniwelacji, średnia wysokość zlewni, spadek zlewni, spadek działu wodnego, współczynnik rozwinięcia rzeki, współczynnik krętości rzeki, współczynnik rozwinięcia biegu rzeki, średni spadek doliny rzecznej, powierzchnia zabudowy miejskiej, powierzchnia terenów przemysłowych, powierzchnia kopalni, wyrobisk i budowy, powierzchnia gruntów ornych, powierzchnia upraw trwałych, powierzchnia łąk i pastwisk, powierzchnia obszarów upraw mieszanych, powierzchnia lasów, powierzchnia zespołów roślinności drzewiastej i krzewiastej, powierzchnia obszarów otwartych pozbawionych roślinności, powierzchnia śródlądowych obszarów podmokłych oraz powierzchnia wód śródlądowych ($P < 0.05$) (Tab. 21).

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze stężeniem chlorofilu a były istotnie skorelowane: wysokość maksymalna zlewni, wysokość minimalna zlewni, średnia wysokość zlewni, powierzchnia kopalni, wyrobisk i budowy oraz powierzchnia upraw trwałych ($P < 0.05$) (Tab. 21). Były tam wyłącznie korelacje pozytywne.

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze stężeniem azotu organicznego były istotnie skorelowane: długość zlewni, średnia szerokość zlewni, wskaźnik zwartości, wskaźnik kolistości, wysokość minimalna zlewni, wielkość deniwelacji, spadek działu wodnego oraz średni spadek doliny rzecznej ($P < 0.05$) (Tab. 21).

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze stężeniem fosforu organicznego były istotnie skorelowane: długość rzeki, powierzchnia zlewni, wskaźnik formy, wskaźnik zwartości, wskaźnik kolistości, wskaźnik wydłużenia, wysokość minimalna zlewni, wielkość deniwelacji, powierzchnia terenów zielonych oraz powierzchnia lasów ($P < 0.05$) (Tab. 21).

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze stężeniem azotu amonowego były istotnie skorelowane: długość rzeki, powierzchnia zlewni, długość zlewni, długość działu wodnego, średnia szerokość zlewni, wskaźnik formy, wskaźnik zwartości, wskaźnik kolistości, wskaźnik wydłużenia, wysokość minimalna zlewni, wielkość deniwelacji, średnia wysokość zlewni,

spadek zlewni, spadek działu wodnego, współczynnik rozwinięcia rzeki, współczynnik krętości rzeki, współczynnik rozwinięcia biegu rzeki, średni spadek doliny rzecznej, powierzchnia zabudowy miejskiej, powierzchnia terenów przemysłowych, powierzchnia kopalni, wyrobisk i budowy, powierzchnia miejskich terenów zielonych, powierzchnia gruntów ornych, powierzchnia upraw trwałych, powierzchnia łąk i pastwisk, powierzchnia obszarów upraw mieszanych, powierzchnia lasów, powierzchnia zespołów roślinności drzewiastej i krzewiastej, powierzchnia obszarów otwartych pozbawionych roślinności, powierzchnia śródlądowych obszarów podmokłych oraz powierzchnia wód śródlądowych ($P < 0.05$) (Tab. 21).

Tab. 8. Analiza korelacji prostej Pearsona – istotne statystycznie zależności ($< 0.05^*$, $< 0.01^{**}$, $< 0.001^{***}$).

	temp	O ₂	pH	przew.	TDS	N-NO ₃	N-NO ₂	PO ₄	Zawiesin	Chlorof	N _{og}	P _{og}	N-NH ₄	Chlork
Długość				-0,08*		0,25**	-		-0,19**			-	-	
Powierzchni						0,25**	-		-0,16*			-	-	
Długość				-		0,28**	-		-0,19**		-		-	
Długość						0,25**	-		-0,21**				-	
Średnia					-	0,21**	-		-0,23**		-		-	
Wskaźnik			-	0,15**	-	-	0,17*					0,16*	0,24**	-0,18*
Wskaźnik			0,09*		-0,16*	0,24**	-		-0,24**		-	-	-	
Wskaźnik			-	0,08*	0,21**	-	0,35**		0,27***		0,17*	0,15*	0,18**	
Wskaźnik			-	0,16**	-0,18*	-	0,21**					0,14*	0,26**	-0,15*
Wskaźnik					0,47**		0,34**		0,39***					0,25**
Wysokość			0,11*	-	0,19**	0,27**				0,30***				0,16*
Wysokość			-		0,17*		0,29**		0,30***	0,32***	0,17*	0,23*	0,33**	
Wielkość		0,15	0,10*	-0,09*		0,28**	-		-0,21**		-	-	-	
Średnia			0,09*	-	0,23**	0,18**			0,14*	0,38***			0,17*	0,19**
Spadek				0,15**	0,58**		0,39**		0,37***					0,30**
Spadek				0,19**	0,59*		0,41**		0,39***		0,15*			0,29**
Współczynn				-	-0,17*		-		-0,18**				-	
Współczynn				-	-0,16*		-	0,14	-0,15*				-	
Współczynn				-	-0,15*		-		-0,14*				-	
Średni			-	0,08*	0,27**	-	0,36**		0,30***		0,21*			
Zabudowa				-0,07*		0,26**	-		-0,19**				-	
Tereny		0,15	0,08*	-		0,27**	-		-0,19**				-	
Kopalnie,		0,17	0,07*	-		0,25**	-		-0,22**	0,14*			-	
Miejskie				0,12**		0,16*	-0,15*					-	-0,17*	
Grunty orne						0,25**	-		-0,19**				-	
Uprawy		0,17	0,07*	-		0,25**	-		-0,22**	0,14*			-	
Łąki i						0,25**	-		-0,17*				-	
Obszary		0,14		-0,08*		0,27**	-		-0,17*				-	
Lasy (ha)						0,24**	-		-0,14*			-	-	
Zespoły				-		0,26**	-		-0,15*				-	
Tereny				-		0,23**	-	0,15	-0,15*				-	
Śródlądowe				-		0,19**	-	0,18	-0,15*				-	
Wody		0,15		-		0,26**	-		-0,20**				-	

Analiza korelacji Pearsona wykazała, że ze stężeniem chlorków były istotnie skorelowane: wskaźnik formy, wskaźnik wydłużenia, wskaźnik lemniskaty, wysokość maksymalna zlewni, średnia wysokość zlewni, spadek zlewni oraz spadek działu wodnego ($P < 0.05$) (Tab. 8).

8.5 Dyskusja

Miedźnik jest jednym ze wszystkich badanych cieków, który w testach post-hoc Scheffe'go wykazywał wyniki istotnie statystycznie w porównaniu z innymi ciekami w parametrach stężenia przewodność, TDS, azotu azotanowego, azotu azotynowego, fosforanów, zawiesiny, fosforu organicznego, azotu amonowego i chlorków z każdym innym ciekim badanym. Drugim ciekim, który wykazywał prawie z każdym wyniki istotnie statystycznie z ciekami Drawa, Miedźnik, Wąsowa, Kokna, Stawna, Wielkie Dębno, Głęboka, Stara Drawa, Drawica, Prosta, Sitna, Słopica, Kamienna, Korytnica, Runica, Cieszynka, Płociczna, Mierzęcka struga, Szczuczna, Pokrętna, i Człopica jest ciek wodny Bagnica. Wykazywał on wyniki istotnie statystycznie w parametrach stężenia TDS, azotu azotanowego, azotu azotynowego, zawiesiny, fosforu organicznego i azotu amonowego. Ciekim, który w testach post-hoc Scheffe'go wykazał najmniej wyników istotnie statystycznie w porównaniu z innymi ciekami jest ciek Sitna. Wykazał on, że w parametrach stężeniach azotu azotanowego, fosforanów i azotu amonowego istotnie różniły się wartości z ciekami Bagnica, Mierzęcka struga i Pokrętna. Miedźnik i Bagnica odbiegają od reszty cieków ze względu na wzmogoną działalność rolniczą w obrębie ich zlewni. Nie posiadają także warstwy oczyszczającej spływy powierzchniowe z pól rolniczych. I tu różni się ciek Sitna który przepływa w większości przez lasy, dzięki czemu wykazywał odbiegające wartości związane z biogenami, które były pobierane przez lasy. Innymi słowy możliwości jakie prezentuje wykorzystanie gruntów w badanym obszarze może wykazywać inne wartości w wskaźnikach fizyko-chemicznych względem innych cieków. A więc można stwierdzić, że naturalne tereny występujące w bezpośredniej okolicy koryta będą kształtować parametry fizyko-chemiczne cieków w nich występujących.

Miedźnik pod względem do innych badanych prób 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 ciek. Przez co spływ związków biogenych i innych zanieczyszczeń odbywa się na prawie całej długości ciek. Miedźnik posiadał największe stężenie TDS, chlorków, azotu organicznego i azotu azotynowego. Posiadał także drugą największą wartość średnią przewodności elektrycznej, chlorofilu a i fosforanów. Wartości wyżej wymienione posiadały większą różnicę między innymi badanymi ciekami. Miedźnik posiada największą kolistość zlewni, największy wskaźnik lemniskaty, spadek działu wodnego i spadku doliny rzecznej. Posiada także drugi największy spadek zlewni. A także najmniejszy wskaźnik zwartości. Bagnica w odróżnieniu od Miedźnika posiada w swojej zlewni prawie 50% powierzchni leśnej, aczkolwiek bezpośrednio przy korycie ciek występuje w prawie całości obszary rolnicze. Przez co spływ związków biogenych dzieje się na prawie całej długości ciek. Bagnica posiadała największe pH, stężenie przewodności, zawiesiny, azotu azotanowego, fosforu organicznego i fosforanów. Wartości wyżej wymienione posiadały większą różnicę między innymi badanymi ciekami. Posiadał także najmniejsze stężenie chlorofilu a z wszystkich badanych cieków. Bagnica posiada największy wskaźnik formy. A

także drugi największy wskaźnik kolistości zlewni, wydłużenia zlewni i lemniskaty. Posiada także najmniejszy wskaźnik zwartości i drugi najmniejszy wskaźnik krętości rzeki. Oznacza to, że Miedźnik i Bagnica charakteryzowały się dużą powierzchnią gruntów przekształconych przez człowieka. Przez co wszystkie związki biogenne i zanieczyszczenia spływały bezpośrednio do tych cieków powodując wzrost wskaźników fizyko-chemicznych. Mimo to, że Miedźnik i Bagnica posiadają mniej więcej podobny do siebie teren użytkowania, ciek Bagnica jest ciekiem bardziej wyprostowanym przez człowieka powodując różnice w wartościach fizyko-chemicznych pomiędzy tymi dwoma ciekami. Na podstawie Miedźnika który posiada w połowie zalesioną zlewnie można wnioskować, że całkowity obszar zlewni nie będzie wykazywał takich samych parametrów fizyko-chemicznych względem innych cieków które posiadają takie same wartości w zlewni, ale inaczej są rozmieszczone zagospodarowania gruntów.

W przedstawionej pracy dużą rolę odegrała możliwość wykorzystania podkładów mapowych jakimi były CORINE land cover, mapa hydrograficzna i mapa topograficzna. Dzięki nim udało się sprawnie opisać obszar całej zlewni Drawy, bez konieczności bezpośredniej obserwacji go wzdłuż i wszerz, z ręcznym opisywaniem terenu za pomocą systemu GPS. Z zebranych wszystkich wyników zostały przeprowadzone dwa testy i jedna analiza. W celu porównania istotności wskaźników chemicznych wody pochodzącej z dwudziestu trzech punktów badanych wykorzystano parametryczny test ANOVA. Podczas wykonywania testu, liczba porównywalnych punktów badawczych była większa od 2, a do analizy podano czternaście wskaźników fizyczno-chemicznych. Wyniki przeprowadzonego testu z zebranych wyników z pięciu lat wykazały istotne różnice w trzynastu wskaźnikach fizyczno-chemicznych. Rozwinięciem wyników z testu wariancji ANOVA było dokonanie na wszystkie 13 wskaźników testów post-hoc Scheffe'go (tab. 8-20). Dzięki temu udało się wykazać które punkty badawcze ze wszystkich cieków wykazywały informacje istotnie statystycznie a ze względu, że jest on najbardziej konserwatywnym testem z testów post-hoc. Wykazał, że jeden z trzynastu badanych wskaźników fizyczno-chemicznych (azot organiczny), nie wykazał żadnych informacji istotnych statystycznie, gdzie w teście ANOVA zostało potwierdzone, że był istotnie statystyczny. Można było wykonać zamiennie inny test mniej konserwatywny od testu Scheffe'go jakim byłby test Tukeya. Użycie testu Tukeya mogłoby wykazać w wynikach więcej informacji istotnych statystycznie, aczkolwiek byłyby one mniejszej wagi niż te które są z testu Scheffe'go. Na samym końcu została wykonana analiza korelacji prostej Pearsona która wykazała, że trzynaście z czternastu wskaźników fizyczno-chemicznych posiadają informacje istotnie statystyczne. Według Czaja i Preweda (2000) można wyznaczyć korelacje Pearsona na trzy poziomy 1) $\leq 0,3$ jako korelacje słabą, 2) $0,3 < |r| \leq 0,6$ jako korelacje przeciętną, 3) $\geq 0,6$ jako korelacje silną. A więc większość wyników z korelacji prostej Pearsona wskazywała na korelację słabą, żaden z wyników nie wskazywał na korelację silną oraz niewiele wyników wskazywało na korelację przeciętną. Przeciętną korelację TDS wskazywał wskaźnik lemniskaty, spadek zlewni i spadek działu wodnego. Przeciętną korelację azotu azotynowego wskazywał wskaźnik zwartości, kolistości i

lemniskaty, a także spadek zlewni, spadek działu wodnego i spadek doliny rzecznej. Przeciętną korelację zawiesiny wskazywał wskaźnik lemniskaty, spadek zlewni i spadek działu wodnego. Przeciętną korelację chlorofilu a wskazywała wysokość minimalna zlewni i średnia wysokość zlewni. Przeciętną korelację azotu amonowego wskazywała wysokość minimalna zlewni, współczynnik krętości rzeki i rozwinięcia biegu rzeki. Oznaczało to, że większość wskaźników fizyczno-chemicznych nie posiada tak istotnych informacji statystycznych. Obserwując takie wyniki z korelacji Pearsona można w sumie przypuszczać, że zagospodarowanie zlewni nie jest głównym czynnikiem dla wskaźników fizyko-chemicznych, zwłaszcza, że żadne zagospodarowanie gruntu nie wykazywało nawet przeciętnej korelacji. Patrząc pod kątem na analizę Pearsona tak na prawdę ważną rolę w wysokościach wartości wskaźników fizyko-chemicznych odgrywa spadek koryta i zlewni a także uwarunkowanie ogólne zlewni. Aczkolwiek trzeba zwrócić uwagę na to, że zagospodarowanie gruntów było wykorzystane z całej zlewni a nie z jednie z obszarów występujących bezpośrednio przy korycie. Możliwe, że zmniejszając obszar badanej zlewni pod kątem tylko obszarów przylegających, korelacja Pearsona wykazywałaby wtedy wartości przeciętne lub silne względem wykorzystywania gruntów.

Kornaś i Grześkowiak (2011) stwierdzili, że na jakość wód jeziornych wpływa sposób użytkowania terenu zlewni jeziora konkretnie bezpośredniej i całkowitej, a także naturalne uwarunkowanie jeziora. Przedstawiali oni trzy jeziora przepływowe znajdujące się w dorzeczu zlewni rzeki Drawy. Mimo to, że wyniki opierają się jedynie na ciekach wodnych przytoczyłem wyniki Kornasia i Grześkowiak ze względu na badanie ich zlewni znajdującej się w granicach mojego zainteresowania. I według mnie moje wyniki mniej więcej się pokrywają ze stanem rzeki jak i jezior przepływowych przedstawionych przez Kornasia i Grześkowiaka. Soranno i in. (2015) wykazali, że trzy czynniki mogą wpływać na relacje między użytkowaniem zlewni a składnikami biologicznymi jezior. Pierwszą relacją był typ użytkowania zlewni a zasięg danego użytkowania. Drugą relacją było, że niektóre pojedyncze jeziora i jeziora znajdujące się w górnym biegu rzeki nie posiadają relacji względem użytkowania zlewni. I trzecią relacją było różnice regionalne. I według opracowanej przez ze mnie pracy pokrywa się z tym, że im większy pas użytkowania terenu znajduje się w bezpośredniej okolicy koryta tym posiada większy efekt na wskaźniki fizyko-chemiczne cieku. Nie można określić by występowały różnice regionalne ze względu na występowanie wszystkich badanych cieków w zlewni jednego cieku znajdującego się tylko w regionie nizinym. Rozwój miejscowości, melioracja gruntów, wycinka lasów i rozwój rolnictwa, są to zmiany jakie zauważył Allan (1998) które ze względu na swój charakter zmieniają wartości wskaźników fizyczno-chemicznych wód płynących. Stwierdził, że takie zmiany w zlewni powodują zwiększony przyrost zanieczyszczeń i osadów które są transportowane wraz z biegiem cieku. Czerniawski i in. (2020) podczas badania małych potoków miejskich stwierdzili, że istotnym czynnikiem powodującym wzrost żywej materii organicznej jest intensywna działalność w zlewni i w korycie oraz z wzrostem długości cieku zwiększała się ilość żywej materii organicznej. Określili także, że w małych ciekach miejskich

jest większy wpływ na wartości fizyko-chemiczne w zlewni, niż w zlewniach dużych rzek. Sługocki i in. (2019) zauważyli, że wykorzystanie rolnicze występujące bezpośrednio przy korycie powodowało zmiany w liczebności populacji skorupiaków w badanych ciekach, a także zaobserwowali sytuację, gdzie w półnaturalnych lasach znajdujących się przy badanych ciekach, nie zwiększa się liczebność zooplanktonu występującego w badanym cieku. A także Sługocki i in. (2021) podczas dokonywania badań na bezkręgowcach, stwierdzili, że wykorzystywanie zlewni ma mniejszy wpływ na skorupiaki niż zmiany bezpośrednio w korycie cieku. Określili, że antropogeniczne użytkowanie gruntu będzie powodować spadki liczebności bezkręgowców, a wzrost liczebności bezkręgowców będzie występował w obszarach rolniczych. A także stwierdzili, że tamy znajdujące się w korycie cieku powodują zmiany nawet małych cieków tworząc podobne warunki jak w dolnym odcinku dużych rzek.

Według Domagały i in. (2010) na rzece Drawie i jej dopływach znajduje się 61 obiektów które utrudniają migrację ryb oraz punkty zrzutów ścieków. Były to tylko policzalne, prawdopodobnie było o wiele więcej zrzutów nieoczyszczonych ścieków. W przypadku obiektów utrudniających migrację Domagała i in. (2015) na podstawie zbiornika zaporowego Borowo oraz zbiornika Kamienna określili, że pod kątem fizyczno-chemicznym takie obiekty obecnie nie pogarszają jakości wskaźników fizyczno-chemicznych. W przypadku stawów hodowlanych na terenie zlewni Drawy występuję ich 15 (Domagała i in. 2010). Raczyńska i Machula (2006) potwierdziły, że za stawami hodowlanymi zwiększa się istotnie stężenie związków azotu, fosforanów, materii organicznej, zawiesiny, żelaza oraz mniejsze stężenie tlenu rozpuszczonego. I właśnie zwiększenie powyższych wskaźników może powodować zakłamanie w wynikach związane z ciekami, na których występują takie stawy hodowlane. Sytuacją problematyczną która może zakłamywać wyniki jest powiązanie cieków z jeziorami przepływowymi na terenie zlewni Drawy. Teoretycznie jeziora powinny samooczyszczać cieki przez nie przepływające, lecz ze względu na presję powodowaną przez działalności człowieka powodują, że większość zbiorników przepływowych jest w stanie wysoko zeutrofizowanym (Domagała i in. 2015). I zamiast oczyszczać przepływający cieki wodny, powodują wzrost wskaźników fizyczno-chemicznych. Dodatkowym problemem są także niekontrolowane zrzuty nieoczyszczonych ścieków do wód. Może i nie są ciągłym dostawcą zanieczyszczenia, aczkolwiek wprowadzają duże ilości zanieczyszczeń w jednej chwili. Według Domagała i in. (2015) zrzuty nieoczyszczonych cieków notowane były w największej ilości w środkowej i dolnej części Drawy zwłaszcza tych występujących na lewym brzegu Drawy, gdzie występuje zwiększona liczba miejscowości.

Aby bardziej potwierdzić tezę, że zagospodarowanie terenów zlewni jest głównym czynnikiem wpływającym na wskaźniki fizyczno-chemiczne, trzeba wykonać podobne badania na ciekach występujących w tym samym regionie geograficznym, o mniej więcej podobnych długościach koryta cieku i podobnych parametrach ich zlewni. Dzięki temu można będzie potwierdzić jak zagospodarowanie zlewni oddziałuje na wskaźniki fizyczno-chemiczne cieków. Takie pobory prób wody z terenów nizinnych Polski prowadzi aktualnie katedra

Hydrobiologii Uniwersytetu Szczecińskiego. Warto też zwrócić dodatkową uwagę przy dokonywaniu badań na występowanie stawów hodowlanych i jezior przepływowych ze względu na znaczący wzrost niektórych wskaźników fizyczno-chemicznych. Dodatkowo dobrze byłoby dokonać poboru prób wody do badania ze źródeł badanych cieków, aby dodatkowo odnieść się do liniowego wzrostu wskaźników fizyczno-chemicznych.

8.6 Wnioski

Przeprowadzona analiza korelacji prostej Pearsona oraz test wariancji ANOVA i testy post-hoc Scheffe'go z pobranych 23 punktów znajdujących się na obszarze dorzecza zlewni Drawy od kwietnia 2010 roku do grudnia 2014 wykazały informacje istotne statystycznie z zagospodarowaniem zlewni. Niewątpliwie znaczenie miały uwarunkowanie hydrologiczne oraz zagospodarowanie zlewni. Występowanie nielegalnych zrzutów ścieków, stawów hodowlanych i jezior przepływowych mogły spowodować zmiany w wynikach dla niektórych z badanych cieków. Stanowisko z ciek Miedźnika oraz ciek Bagnica okazały się stanowiskami, które mocno odbiegały od normy względem innych badanych cieków. Potwierdza to fakt, iż użytkowanie terenów zlewni bezpośrednio przy korycie w tych ciekach to praktycznie użytkowanie rolnicze. Także ciek Sitna potwierdza, że mały udział człowieka w użytkowaniu zlewni jest istotnym czynnikiem wpływającym na kształtowanie wskaźników fizyczno-chemicznych w kierunku dobrej jakości wody, ze względu na to, że ciek Sitna przepływa w większości przez obszary zalesione.

9. Edukacja ekologiczna społeczności lokalnej.

W ramach edukacji ekologicznej lokalnej społeczności zorganizowano dwa spotkania w Złocięncu oraz w Szczecinku. Oba spotkania odbyły się dnia 8 grudnia 2023 roku. W spotkaniu w Złocięncu udział wzięła lokalna społeczność złożona z rolników, leśników, przedsiębiorców rybackich, przedsiębiorców turystycznych oraz ze środowiska oświaty. W Szczecinku spotkanie zostało zorganizowane dla lokalnej społeczności, głównie młodzieży, chociaż udział w spotkaniu wzięli także lokalni radni oraz leśnicy i wędkarze

10. Bibliografia

1. Adamczyk, W., Jachimowski, A. (2013). Wpływ składników biogennych na jakość i eutrofizację powierzchniowych wód płynących, stanowiących źródło wody pitnej Krakowa. *Żywność. Nauka Technologia Jakość*. nr 6 (91), s. 175 – 190.
2. Adamski A., Betleja J., Świerkosz K., Wawręty R., 2007. Wartości przyrodnicze dolin rzecznych Polski. w: Jak skutecznie chronić przyrodę dolin rzecznych? Warsztaty Towarzystwa na rzecz Ziemi i Polskiej Zielonej Sieci
3. Allan J.D. 1998. Chemizm wód płynących. [W:] *Ekologia wód płynących*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 36–59.
4. Allan, D. J. (1998). *Ekologia wód płynących*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
5. Amundsen PA, Gabler HM, Riise LS. Intraspecific food resource partitioning in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr in a subarctic river. *Aquat Living Resour.* 2001;14: 257–265.
6. Amundsen PA, Gabler HM. Food consumption and growth of Atlantic salmon parr in subarctic rivers: empirical support for food limitation and competition. *J Fish Biol.* 2008;73: 250–261.
7. Angiel J. 2016. Rzeki i ich wartości w edukacji geograficznej. Wydział Geografii i Studiów Regionalnych UW Wydanie I, Warszawa, ISBN 978-83-63245-46-7
8. Augustyn Ł., Kaniuczak J., Stanek-Tarkowska J., 2012. Wybrane właściwości fizykochemiczne i chemiczne wód powierzchniowych Wisłoki przeznaczonych do spożycia. *Inżynieria Ekologiczna* Nr 28,
9. Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z., 2020. *Hydrologia ogólna*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, wydanie nr 5
10. Bajkiewicz-Grabowska, E., Mikulski, Z. (2011). *Hydrologia ogólna*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
11. Bartel R, Dębowski P. Stocking of sea trout (*Salmo trutta* m. *trutta*) smolts in Poland. Part I. Preliminary analysis of tagging experiments. *Arch Pol Fish.* 1996;4: 5-18.
12. Bartnik W., Książek L. 2007. Regulacja rzek i potoków górskich w warunkach równowagi hydrodynamicznej. Nr 4/2/2007, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, s. 15–26 Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi
13. Błachuta J., Rosa J., Wiśniewolski W., Zgrabczyński J., Bartel R., Białokoz W., Borzęcka I., Chybowski Ł., Depowski R., Dębowski P., Domagała J., Drożdżyński K., Hausa P., Kukuła K., Kubacka D., Kulesza K., Ligieza J., Ludwiczak M., Pawłowski M., Picińska-Fałtynowicz J., Lisiński K., Witkowski A., Zgrabczyński D., Zgrabczyńska M. 2010. Ocena potrzeb i priorytetów udroźnienia ciągłości morfologicznej rzek w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału części wód w Polsce. Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa, 56 str.
14. Błaszczak T. 2005. Ramowa Dyrektywa Wodna: strategia wdrażania. [w:] *Integrated Coastal Zone Management at the Szczecin Lagoon: Exchange of experiences in the region*. Glaeser, Sekścińska i Löser (red.). *Coastline Reports*, 6: 87-99

15. Bogusz A., Cejner M, 2015. Mikroplastiki w środowisku wodnym – pochodzenie, akumulacja zanieczyszczeń oraz wpływ na organizmy wodne. w: red. Olszówka M., Maciąg K, 2015, Nauka w służbie przyrodzie – wybrane zagadnienia. Fundacja na rzecz promocji nauki i rozwoju TYGIEL, ISBN 978-83-65272-05-8
16. Brown C, Day RL. The future of stock enhancements: lessons for hatchery practice from conservation biology. *Fish Fish.* 2002;3: 79–94.
17. Brown C, Laland K. Social enhancement and social inhibition of foraging behaviour in hatchery-reared Atlantic salmon. *J Fish Biol.* 2002;61: 987–998.
18. Brown C, Laland K. Social learning and life skills training for hatchery reared fish. *J Fish Biol.* 2001;59: 471–493.
19. Byczkowski A., Mandes B. 2004. Zmiany czasowe elementów hydrologicznych Doliny Biebrzy w wieloleciu. W: Kotlina Biebrzańska i Biebrzański Park Narodowy. Aktualny stan, walory, zagrożenia i potrzeby czynnej ochrony środowiska. Red. H. Banaszuk. *Ekonomia i Środowisko*, Białystok: 167–178
20. Chełkowski, Z., Trzebiatowski, R., Filipiak, J., Chełkowska, B., Ciupiński, M., Klasa, B., Jarczak, A. (1989). Bonitacja zlewni górnej Drawy. Wydawnictwo Akademii Rolniczej, Szczecin.
21. Chełmicki W. 2002. Woda. Zasoby, degradacja, ochrona. PWN, Warszawa
22. Cole M., Lindeque P., Halsband C., Galloway, T. S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2588–2597
23. Czaja, J., Preweda, E. (2000). Analiza statystyczna zmiennej losowej wielowymiarowej w aspekcie korelacji i predykcji. *Geodezja*. t. 6. z. 2, s. 129-145.
24. Czerniawski R, Domagała J, Krepski T, Pilecka-Rapacz M. Impact of live food on survival and growth of hatchery-reared sea trout (*Salmo trutta trutta* L.) parr in the wild. *J Appl Ichthyol.* 2014;31: 95–99. doi: 10.1111/jai.12503.
25. Czerniawski R, Domagała J, Pilecka-Rapacz M. Stocking experiment with Atlantic salmon and sea trout parr reared on either live prey or a pellet diet. *J Appl Ichthyol.* 2011;27: 984–989.
26. Czerniawski R., Domagała J., Dębowski P., Bernaś R., Pilecka-Rapacz M., Gancarczyk J., Krępski T., Sługocki Ł., Kraczek G., Bilski P. 2016. Ichtiofauna wód płynących dorzecza Drawy. *Rocz. Nauk. PZW* 29: 43-87
27. Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M., Krepski T., 2010. Wpływ małej zapory na zmiany układu ichtiofauny w cieku Sitna w ciągu 9 lat (otulina Drawskiego Parku Narodowego). *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 12, 235–247
28. Czerniawski, R., Domagała, J., & Pilecka-Rapacz, M. (2008). Charakterystyka środowiska wodnego zlewni Środkowej i Dolnej Drawy w sezonie wegetacyjnym. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 10, 243-258.

29. Czerniawski, R., Domagała, J., & Pilecka-Rapacz, M. (2009). Rearing of sea trout fry (*Salmo trutta m. trutta* L.)—as potential stocking material, with living zooplankton and dry prepared food. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Fisheries*, 12(4).
30. Czerniawski, R., Domagała, J., Sługocki, Ł., & Pilecka-Rapacz, M. (2014). Wpływ zróżnicowanych środowiskowo jezior na zmiany parametrów fizykochemicznych w rzekach Drawieńskiego Parku Narodowego. *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego*, 11, 22–35.
31. Czerniawski, R., Sługocki, Ł., 2019. Relacja między ilością dryfującej żywej materii w rzece a sposobem użytkowania zlewni i przekształceń koryta. *Funkcjonowanie i Ochrona Wód Płynących*, 89.
32. 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.
33. Dąbrowski A, 2012. Koncepcja wyszukiwania lokalizacji pod budowę małych elektrowni wodnych na przykładzie Gwdy. UAM Poznań, Instytut Geologii i Geoinformacji
34. Dembowska, E. A., 2017. Ocena potencjału ekologicznego dolnej Wisły na podstawie wieloletnich badań fitoplanktonu. *Ochrona Środowiska*, 39(3).
35. DeZuane, John 1997. Podręcznik jakości wody pitnej (Wyd. 2). John Wiley and Sons. ISBN 0-471-28789-X.
36. Dębowski P., Gancarczyk J. 2013. Funkcjonowanie przepławki na jazie elektrowni „Kamienna” na rzece Drawie Komunikaty Rybackie nr 4: 1-7
37. Dębowski, P. The largest Baltic population of sea trout (*Salmo trutta* L.): its decline, restoration attempts, and current status. *Arch Pol Fish*. 2018;26(2): 81-100.
38. Dobrowolski, K., Lewandowski, K. (1998). Ochrona środowisk wodnych i błotnych w Polsce. Stan i perspektywy. Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN, Dziekanów Leśny.
39. Domagała, J., Czerniawski, R., & Pilecka-Rapacz, M. (2010). Zagrożenia antropogeniczne wód zlewni Drawy. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, 09, 157–168.
40. Domagała J, Bartel R. Survival and growth of the reared and wild hatch of salmon released into small streams. *Kom Ryb*. 1997;1: 34–38. (in Polish).
41. Domagała J, Krepski T, Czerniawski R, Pilecka-Rapacz M. Prey availability and selective feeding of sea trout (*Salmo trutta* L., 1758) fry stocked in small forest streams. *J Appl Ichthyol*. 2015;31: 375–380. doi: 10.1111/jai.12673.
42. Domagała, J., Czerniawski, R., Pilecka-Rapacz, M. (2010). Zagrożenia antropogeniczne wód zlewni Drawy. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*. nr 9, s 157-168.
43. Domagała, J., Czerniawski, R., Pilecka-Rapacz, M., Dziewulska, K., Skuza, L., Kirczuk, L., Achrem, M., Goździk, I., Kompowska, A., Krepski, T., Sługocki, Ł., Kraczek, G. (2015). Restauracja rybacka zlewni Drawy z uwzględnieniem rekultywacji, ochrony i poprawy

środowiska oraz rozwoju społeczno-gospodarczego regionu. Mechanizm Finansowy europejskiego obszaru Gospodarczego 2009-2014, w ramach Programu: PL02.

44. Edinger, J. E., Duttweiler D. W., Geyer J. C., 1968. The response of water temperatures to meteorological conditions. *Water Resour. Res.*,4(5), 1137–1143, doi:10.1029/WR004i005p01137.

45. Fjellheim A, Raddum GG, Barlaup BT. Dispersal, growth and mortality of brown trout (*Salmo trutta* L.) stocked in a regulated west Norwegian river. *Regul Rivers*. 1995;10: 137–145.

46. Furdyna A., Gąsiorowska B., Raczyński M., Wróbel M. 2022 „Czynna ochrona siedlisk włosieniczników i udroźnienie korytarza ekologicznego zlewni rzeki Drawy w Polsce; Raport naukowy”

47. Gałczyński Ł., 2008. Eutrofizacja wód – problem cywilizacji. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 12, s. 34-37.

48. Gibson G., Carlson R., Simpson J., Smeltzer E., Gerritson J., Chapra S.H., Jones J., Kennedy R., 2000. Nutrient criteria technical guidance manual: Lakes and reservoirs. US EPA-822-B00-001, Office of Water. Office of Science and Technology, Washington.

49. Giziński A., Falkowska E., 2003. Hydrobiologia stosowana: ochrona wód powierzchniowych. Wyższa Szkoła Humanistyczno-Ekonomiczna, Włocławek.

50. Gleik, P. H., 1996. Water resources. W: *Encyclopedia of Climate and Weather*. ed. S.H. Schneider, Oxford University Press, Nowy York, vol. 2, 817-823

51. Gorzel M., Kornijów R. 2004. Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych. *Kosmos Problemy Nauk Biologicznych* Tom 53, Numer 2 (263) Strony 183–19

52. Górka, E., Świdorska-Bróz, M. (1996). Kwaśne opady atmosferyczne i ich wpływ na gleby i wody powierzchniowe. *Inżynieria Środowiska*. nr 5, s. 61-74.

53. Gromiec M., Sadurski A., Zalewski M., Rowiński P., 2014. Zagrożenia związane z jakością wody. *NAUKA* 1/2014, 99-122

54. Gruca-Rokosz R., Koszelnik P., Tomaszek J. 2011. Ocena stanu troficznego trzech nizinnych zbiorników zaporowych Polski Południowowschodniej. *Inżynieria Ekologiczna*, 26, 196–205.

55. Grzybkowska, M., Dukowska, M., Leszczyńska, J., Lik, J., Szczerkowska-Majchrzak, E., & Przybylski, M. (2018). The food resources exploitation by small-sized fish in a riverine macrophyte habitat. *Ecological Indicators*, 90, 206-214.

56. Gumuła S., Pytel K., 2008. Ocena wybranych własności fizykochemicznych wód na przykładzie wyników pomiarów z ZUW i stacji SANEPID. *Annales Academiae Paedagogicae Cracoviensis*. 52, *Studia Technica* 2, s. [44] -52

57. Hachoł J., Krzemińska A., 2008. Wpływ regulacji rzeki Smortawy na przebieg procesów samooczyszczania na przykładzie wskaźników tlenowych. *Infrastruktura I Ekologia Terenów Wiejskich* Nr 9/2008, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, s. 207–216 Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi

58. Hawley KL, Rosten CM, Christensen G, Lucas MC. Fine-scale behavioural differences distinguish resource use by ecomorphs in a closed ecosystem. *Sci Rep-UK*. 2016;6: 24369. doi: 10.1038/srep24369.
59. HELCOM. Salmon and Sea Trout Populations and Rivers in Poland - HELCOM assessment of salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) populations and habitats in rivers flowing to the Baltic Sea. *Balt Sea Environ Proc*. 2011;126B: 1-59.
60. Hudak M., Gortych M., Kołodziejczyk U., Łankowska K., Osysko I., Śliwińska A., 2014. Wpływ turystyki wodnej na stan ekologiczny wód rzeki Paklicy. Nr 36 Inżynieria Środowiska, Uniwersytet Zielonogórski Zeszyty Naukowe Nr 156
61. Ibragimow A., Głosińska G., Siepak M., Walna B. 2010. Heavy metals in sediments of the Odra River flood-plains – introductory research. *Quaestiones Geographicae* 29/1, 37–47
62. ICES. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 20–28 March 2018, Turku, Finland. ICES CM 2018\ACOM: xx: 1-xxx.
63. Jachniak E., Jaguś A., 2011. Uwarunkowania i nasilenie eutrofizacji zbiornika Tresna. *Nauka Przyr. Technol.* 5, 4, #56.
64. Jachniak E., Suchanek I., 2015. Eutrofizacja zbiornika zaporowego Tresna w aspekcie jego rekreacyjnego wykorzystania, *Inżynieria Ekologiczna / Ecological Engineering* Vol. 44, 2015
65. Jagodzińska M., Rydzek M., 2019. Environmental impact of heavy metals from means of transport. *AUTOBUSY – Technika Eksploatacja Systemy Transportowe* 24(6):68-70 DOI:10.24136/atest.2019.127
66. Jakubiak M., Bojarski B. 2021. Impact of point source pollutants on the distribution of selected water parameters in the Vistula River in Puławy, Poland. *Journal of Water and Land Development*. No. 51
67. Johansen M, Thorstad EB, Rikardsen AH, Koksvik JI, Ugedal O, Jensen AJ, Saksgard J, Naesje TF. Prey availability and juvenile Atlantic salmon feeding during winter in a regulated subarctic river subject to loss of ice cover. *Hydrobiologia*. 2010;644: 217–229.
68. Jokikokko E, Kallio-Nyrberg I, Saloniemi I, Eero J. The survival of semi-wild, wild and hatchery-reared Atlantic salmon smolts of the Simojoki River in the Baltic Sea. *J Fish Biol*. 2006;68: 430–442.
69. Jonsson B, Jonsson N. Cultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. *J Mar Sci*. 2006;63: 1162–1181.
70. Jonsson S, Brønnø E, Lundqvist H. Stocking of brown trout, *Salmo trutta* L.: effects of acclimatization. *Fish Manag Ecol*. 1999;6: 459–473.
71. Kasperek, R., Wiatkowski, M., 2008. Terenowe badania funkcjonowania przepławki dla ryb na zbiorniku Michalice. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 10, 613-622.
72. Kasza H, 2017. Ocena stanu troficznego zbiorników zaporowych Południowej Polski będących pod wpływem zróżnicowanej antropopresji, *Inżynieria Ekologiczna Ecological Engineering* Vol. 18, Iss. 1, pages 78–87

73. Kasza H., 2009. Zbiorniki zaporowe. Znaczenie – eutrofizacja – ochrona. Wydawnictwo Akademii Techniczno-Humanistycznej, Bielsko-Biała
74. Kiryluk A., Rauba M, 2011. Wpływ rolnictwa na stężenie fosforu ogólnego w wodach powierzchniowych zlewni rzeki Śliny. Inżynieria Ekologiczna Nr 26
75. Kiryluk, A., Rauba, M. (2011). Wpływ rolnictwa na stężenie fosforu ogólnego w wodach powierzchniowych zlewni rzeki Śliny. Inżynieria Ekologiczna. nr 26, s. 122–132.
76. Kiryluk, A., Wiater, J. (2004). Stężenie składników pokarmowych w wodach odpływających z ekstensywnych ekosystemów łąkowych. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. t. 4. z. (2a), s. 445–453.
77. Klemetsen A, Amundsen PA, Dempson JB, Jonsson B, Jonsson N, O’Connell MF, Mortensen E. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L., and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecol Freshw Fish*. 2003;12: 1–59.
78. Knudsen R, Primicerio R, Amundsen PA, Klemetsen A. Temporal stability of individual feeding specialization may promote speciation. *J Anim Ecol*. 2010;79: 161–168.
79. Kolada A., Pasztaleniec A., Bielczyńska A., Ochocka A., Kutyla S., Zalewska Z., Drgas N., Krzymiński W., Szoszkiewicz K., Gebler D., Borowiec P, Panek, P. 2018. Wskaźniki fizykochemiczne w ocenie stanu ekologicznego wód powierzchniowych–weryfikacja standardów środowiskowych. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Warszawa, 183.
80. Kornaś, M., Grześkowiak, A. (2011). Wpływ użytkowania zlewni na kształtowanie jakości wody w zbiornikach wodnych zlewni rzeki Drawa. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. t. 11. z. 1 (33), s. 125-137.
81. Kot Z., Rawicki Z., 2012. Rzeka i miasto – zagrożenia i możliwości na przykładzie Wisły i Krakowa. Sympozjum Europejskie – European Symposium Problemes Actuels De La Protection Contre Les Inondations Współczesne Problemy Ochrony Przeciwpowodziowej Anti-Flood Defences - Today’s Problems Paris – Orléans 28-29-30.03.2012
82. Lampert, W., & Sommer, U. (2001). Ekologia wód śródlądowych. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
83. Lenar-Matyas A., Łapuszek M., Lafont M., Poulard C., 2010. Możliwości rewitalizacji koryt rzek i potoków w warunkach ich zróżnicowanego zagospodarowania. Infrastruktura I Ekologia Terenów Wiejskich Infrastructure And Ecology Of Rural Areas Nr 9/2010, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, s. 17–27
84. Letcher BH, Dubreuil T, O’Donnell MJ, Obedzinski M, Griswold K, Nislow KH. Long-term consequences of variation in timing and manner of fry introduction on juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) growth, survival, and life-history expression. *Can J Fish Aquat Sci*. 2004;61: 2288–2301.
85. Likens G.E. (red.) 2010. River Ecosystem Ecology: A Global Perspective. Elsevier Publ., 424 str

86. Mańczak H. 1972. Techniczne podstawy ochrony wód przed zanieczyszczeniem. Politechnika Wrocławska, Wrocław
87. 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, s. 69-82.
88. Maynard DJ, McDowell GC, Tezak EP, Flagg AP. Effect of diets supplemented with live food on the foraging behavior of cultured fall Chinook salmon. Prog Fish-Cult. 1996;58: 187–191.
89. Maziarka, D., Krogulska, B. (2018). Jon amonu w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Znaczenie i zagrożenia dla bezpieczeństwa zdrowotnego. Postępowanie w przypadku podwyższonych wartości stężeń. Główny Inspektorat Sanitarny, Warszawa.
90. Mężyński M., Kowalewska-Kalkowska H. 2017. Hydrologiczne uwarunkowania rozwoju turystyki wodnej w województwie lubuskim. Roczniki Naukowe Wyższej Szkoły Wychowania Fizycznego i Turystyki w Białymstoku, 3(21): 38-51.
91. Michałkiewicz M., Mądrecka B., Dysarz T., Joniak T., Szelągwasielewska E. 2011. Wpływ miasta Poznania na jakość wód rzeki Warty. Nauka Przyroda Technologie. Vol. 5 (5), #89 p. 1–13.
92. Mikulksa A, Żebrowski P, Żebrowski M. Gontarek M., 2017. Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gminy i miasta Jastrowie. Jastrowie
93. Moniewski, P., Stolarska, M. 2007. Wpływ naturalnych i antropogenicznych czynników na podstawowe charakterystyki fizykochemiczne wody w małej zlewni strefy podmiejskiej Łodzi. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 7, 105-122.
94. Nocoń, W. (2012). Zawiesina w wodach płynących aglomeracji górnośląskiej - problemy i wyzwania. LAB Laboratoria. Aparatura. Badania. t. 17, nr 2, s. 39-43.
95. Olaczek R., 2002. Rzeka w życiu lokalnej społeczności (opowieść o Bzurze). (w:) Rzeki. Kultura. Cywilizacja. Historia. red. J. Kułtuniak, t. 11, Wyd. Śląsk, Katowice.
96. Orlov AV, Gerasimov YV, Lapshin OM. The feeding behaviour of cultured and wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the Louvenga River, Kola Peninsula, Russia. J Mar Sci. 2006;63: 1297–1303.
97. Osińska-Skotak K., 2009. Możliwości teledetekcyjnego monitorowania zawartości chlorofilu-a w wodach śródlądowych. Teledetekcja Środowiska, 42, 59-68
98. Panek P. 2011a. Przyrodnicy i inżynierowie, czyli ocena jakości wody w Polsce. Przegl. Przynr, 22(1), 3-9
99. Parrish DL, Behnke RJ, Gephard SR, McCormick SD, Reeves GH. Why aren't there more Atlantic salmon (*Salmo salar*)? Can J Fish Aquat Sci. 1998;55: 281-287.
100. Paszkowski CA, Olla BL. Foraging behavior of hatchery produced coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) smolts on live prey. Can J Fish Aquat Sci. 1985;42: 1915–1921.

101. Pawlaczyk P, 2015. Wody a różnorodność biologiczna. Fundacja na rzecz Ekorozwoju, Warszawa, seria broszur
102. Pietruszyński, Ł., Cieśliński, R., 2016. Wpływ opadu atmosferycznego na stan jakościowy rzeki miejskiej na przykładzie Potoku Oruńskiego. Inżynieria Ekologiczna (49), 151-161.
103. Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E. Stromberg J.C., 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. Bioscience, 47(11), 769-784.
104. Półtoracka J. 1969. Współczynniki fitoplanktonowe jako metoda określania stopnia troficzności środowisk wodnych. Ekol. Pol. B, 15(4): 119-128.
105. Prus P., Popek Z., Pawlaczyk P., 2018. Dobre praktyki utrzymania rzek.
106. Raczak J., 2005. Cechy fizykochemiczne wód powierzchniowych [W:] Żelazny M. (red.): Dynamika związków biogenych w wodach opadowych, powierzchniowych i podziemnych w zlewniach o różnym użytkowaniu na Pogórzu Wiśnickim. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ, Kraków
107. Raczyńska, M., Machula, S. (2006). Oddziaływanie stawów karpowych na jakość wód rzeki Krąpiel (Pomorze Zachodnie). Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. nr 4/2, s. 141-149.
108. Rakowska, J., Wilczyński, T. (2007). Jakość pian gaśniczych wytwarzanych z wód powierzchniowych silnie zanieczyszczonych. Bezpieczeństwo i Technika Pożarnicza. Wydawnictwo Centrum Naukowo-Badawczego Ochrony Przeciwpowodzi. nr 4, s. 107-123.
109. Reiriz L, Nicieza AG, Brana F. Prey selection by experienced and naive juvenile Atlantic salmon. J Fish Biol. 1998;53: 100–114.
110. Richling A., Ostaszewska K. (red.), 2006. Geografia fizyczna Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa
111. Rossa, L., Fic, M. (2003). Kształtowanie się składu chemicznego wód cieku spod Laszczek w następstwie jego przepływu przez obszary różnie zagospodarowane przestrzennie. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. t. 3. z. specj. (6) s. 19-27.
112. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych (Dz. U. Nr 258, poz. 1549).
113. Różańska Z. Food of the *Salmo trutta* m. *lacustris* L. larvae and other fishes in Trzebiocha stream. Roczn. Nauk Rol. 1961;93: 387–422.
114. Sánchez-Hernández J, Cobo F. Examining the link between dietary specialization and foraging modes of stream-dwelling brown trout *Salmo trutta*. J Fish Biol. 2018;93: 143–146.
115. Sapek A., 2008. Chlorki w wodzie na obszarach wiejskich. Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach. Woda-Środowisko-Obszary wiejskie: t. 8 z. 1 (22) s. 263–281

116. Sapek, A. (2008). Chlorki w wodzie na obszarach wiejskich. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. t. 8. z. 1 (22), s. 263-281.
117. Skorbiłowicz E., Wiater T., 2003. Ocena jakości środowiska wodnego rzeki Nereśl w odcinku jej biegu przez obszar torfowisk i bagien. *Acta Agrophys.* 1(1) s. 183–190.
118. Śługocki, 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). *Internatiolan Journal of Environmental Reseach and Public Health*.
119. Śługocki, Ł., Czerniawski, R., Kowalska-Górska, M., Teixeira, C. A. (2021). Hydro-modifications matter: Influence of vale transformation on microinvertebrate communities (Rotifera, Cladocera, and Copepoda) of upland rivers. *Ecological Indicators*.
120. Smalås A, Amundsen PA, Knudsen R. Contrasting life history strategies between sympatric Arctic charr morphs, *Salvelinus alpinus*. *Journal of Ichthyology*. 2013;53: 856–866.
121. Sojka, M., Siepak, M., Gnojska, E. 2013. Ocena zawartości metali ciężkich w osadach dennych wstępnej części zbiornika retencyjnego Stare Miasto na rzece Powie. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15.
122. Solovey T., 2008. Ocena potencjalnej eutrofizacji wód płynących w zlewni środkowej Wisły. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 8, 323-336.
123. 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*.
124. Soszka H., Pasztaleniec A., Koprowska K., Kolada A., Ochocka A. 2012. Wpływ przekształceń hydromorfologicznych jezior na zespoły organizmów wodnych – przegląd piśmiennictwa. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 50: 24-52
125. Stradmeyer L, Thorpe JE. Feeding behaviour of wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr in mid- to late summer in a Scottish river. *Aquac Res.* 1987;18: 33–49
126. Szafrński, Cz., Fiedler, M., Bykowski, J. (1998). Czasowo-przestrzenna zmienność chemizmu wód gruntowych na Pojezierzu Gnieźnieńskim na przykładzie obiektu Mokronosy. *Przegląd Naukowy SGGW, Warszawa*.
127. Szoszkiewicz, K., & Gebler, D. (2012). Nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników (*Ranunculon fluitantis*), [w:] *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część druga*, W. Mróz (red.), Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 204-217.
128. Szpikowski J., Piotrowicz R., Szpikowska G. 2021: Raport końcowy z realizacji zadania: Monitoring stanu warunków przyrodniczych (powtórzenie badań) na wybranych stanowiskach siedliska przyrodniczego 3260 nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników *Ranunculon fluitantis*, w ramach projektu LIFE13 NAT/PL/000009, pn. „Active protection of water-crowfoots habitats and restoration of wildlife corridor in the River Drawa basin in Poland” /"Czynna ochrona siedlisk włosieniczników i udrożnienie korytarza ekologicznego zlewni rzeki Drawy w Polsce”

129. Tokarczyk-Dorociak K., Szewrański S, Żmuda R., 2011. Wpływ rolnictwa oraz gospodarki wodnej na różnorodność krajobrazową w dolinie Baryczy. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, Nr 10/2011 Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, s. 187–196 Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi
130. Traczewska T. M., 2012. Problemy ekologiczne zbiorników retencyjnych w aspekcie ich wielofunkcyjności. Europejskie sympozjum Współczesne problemy ochrony przeciwpowodziowej, Paryż-Orlean 28-30.03.2012.
131. Van Puijenbroek PJTM, Buijse AD, Kraak MHS, Verdonschot PFM. Species and river specific effects of river fragmentation on European anadromous fish species. *River Res Applic.* 2018;1–10. [https://doi.org/ 10.1002/rra.3386](https://doi.org/10.1002/rra.3386).
132. Van Vliet M.T.H., Ludwig F., Kabat P., 2013. Global streamflow and thermal habitats of freshwater fishes under climate change. *Clim. Change*, 121(4), 739–754.
133. Wang, Q. G., Du, Y. H., Su, Y., & Chen, K. Q., 2012. Environmental impact post-assessment of dam and reservoir projects: a review. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 1439-1443.
134. Wawręty R., 2007 Wpływ budownictwa wodnego na przyrodę. w: Jak skutecznie chronić przyrodę dolin rzecznych? Warsztaty Towarzystwa na rzecz Ziemi i Polskiej Zielonej Sieci
135. Węśławski J.M., 2020. „Zdrowe rzeki, zdrowy Bałtyk”.
136. Wiegleb, G., Bobrov, A. A., & Zalewska-Gałosz, J. (2017). A taxonomic account of *Ranunculus* section *Batrachium* (Ranunculaceae). *Phytotaxa*, 319(1), 1-55.
137. Wiśniewolski W. 2002. Czynniki sprzyjające i szkodliwe dla rozwoju i utrzymania populacji ryb w wodach płynących. *Supplementa ad Acta Hydrobiologica* 3: 1-28.
138. Wiśniewolski W., Engel J. (red.) 2006. Restoring migratory fish and connectivity of rivers in Poland. Wydawnictwo IRS, Olsztyn, str. 81.
139. Wiśniowska-Kielian B, Niemiec M, 2006. Ocena zawartości azotanów w wodach rzeki Dunajec. *Annales UMCS, Sec. E*, z. 61 s. 147– 156.
140. Zgrundo A., Peszek Ł., Poradowska A., 2018. Podręcznik do monitoringu i oceny rzecznych jednolitych części wód powierzchniowych na podstawie fitobentosu. w: Fojcik M., Aktualizacja metodyk monitoringu i oceny stanu ekologicznego śródlądowych wód powierzchniowych na podstawie fitobentosu wraz ze szkoleniami. Ocean Sense, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
141. Żelazo J, 2006. Renaturyzacja rzek i dolin. Nr 4/1/2006, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, s. 11–31 Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi
142. Żelazo J. Popek Z., 2002. Podstawy renaturyzacji rzek. Wyd. SGGW, Warszawa,
143. Żelazo J., 2009. Wybrane problemy zabudowy rzek o szczególnych wartościach przyrodniczych. *Nauka Przyr. Technol.* 3, 110.
144. Żelazo, J., Popek, Z. (2002). Podstawy renaturyzacji rzek. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.

