

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Wydział Inżynierii Środowiska i Inżynierii Mechanicznej
Katedra Inżynierii Wodnej i Sanitarnej

mgr inż. Ewelina Szalkiewicz

AUTOREFERAT PRACY DOKTORSKIEJ:

**Modelowanie przepływów środowiskowych rzeki Flinty na
odcinkach o różnym stopniu przekształcenia**

**Modelling of environmental flows of the Flint River in reaches with different
degrees of hydromorphological degradation**

Promotor:

Prof. UPP dr hab. inż. Tomasz Kałuża

Promotor pomocniczy:

Prof. SGGW dr hab. Mateusz Grygoruk

Recenzenci:

Prof. UPWr dr hab. inż. Robert Kasperek

Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu

Prof. UR dr hab. inż. Andrzej Wałęga

Uniwersytet Rolniczy im. H. Kołłątaja w Krakowie

Poznań, 2021 rok

Spis treści

1.	Wstęp.....	2
2.	Cel, zakres pracy oraz hipotezy badawcze.....	3
3.	Opis obiektu badawczego.....	7
4.	Materiały i metody	8
4.1.	Opracowanie modeli hydraulicznych.....	8
4.2.	Opracowanie kryteriów przydatności siedlisk	9
4.3.	Połączenie wyników modelowania z kryteriami przydatności siedlisk	10
4.4.	Opis przeprowadzonych analiz	10
5.	Wyniki.....	13
5.1.	Analiza struktury zbiorowisk makrobezkręgowców.....	13
5.2.	Analiza zależności WUA~Q, HHS~Q oraz wartości przepływów środowiskowych	14
5.3.	Możliwości przenoszenia kryteriów przydatności siedlisk pomiędzy odcinkami	19
5.4.	Zmienność czasowa ważonej powierzchni przydatnych siedlisk.....	23
6.	Podsumowanie i wnioski.....	25
	Literatura	27

1. Wstęp

Istniejący oraz przewidywany wzrost zapotrzebowania na wodę doprowadził do narastającego i złożonego konfliktu między funkcjami gospodarczymi rzek a ochroną ekosystemów wodnych (Tharme, 2003). Pilne wymagania dotyczące gospodarowania wodą oraz zmiany zachodzące w korytach rzecznych i w obrębie zlewni wymagają od naukowców pomocy w opracowaniu wytycznych, które pozwolą na równoczesne korzystanie z wód oraz utrzymanie złożonych ekosystemów wodnych (Poff, 1997). W przypadku piętrzeń i poborów wody, kluczowe staje się pytanie: ile wody potrzebują ekosystemy zlokalizowane poniżej? Badacze starają się odpowiedzieć na to pytanie za pomocą tzw. przepływów środowiskowych ($Q_{\text{środ}}$), które powinny uwzględniać wielkość i harmonogram przepływów niezbędnych do utrzymania ekosystemów wodnych (Tharme, 2003; Theodoropoulos i Skoulikidis, 2015). Reżim hydrologiczny odgrywa bowiem główną rolę w ich kształtowaniu i ochronie, co opisano, jako paradygmat naturalnego reżimu hydrologicznego (Poff i in., 1997) i powszechnie przyjęto wśród badaczy (Acreman i Dunbar, 2004; Arthington i in., 2006; Tharme, 2003). Każda ingerencja w reżim hydrologiczny, czy też zmiana parametrów charakteryzujących ten reżim, może spowodować zmianę dostępności siedlisk, zaburzać cykle życiowe organizmów i tym samym wpływać na strukturę i funkcjonowanie omawianych ekosystemów (Bunn i Arthington, 2002; Olden i in., 2014; Poff, 2018).

Obecnie istnieje ok. 250 metod wyznaczania przepływów środowiskowych, z czego za najbardziej zaawansowane uznaje się metody modelowania przydatności siedlisk (HSM – ang. *Habitat Suitability Models*) (Poff i in., 2017; Tharme, 2003). W przeciwieństwie do dawniej stosowanych metod znajdujących swe podłoże w hydrologii inżynierskiej (do których należy np. metoda wyznaczania przepływu nienaruszalnego ze wzoru Kostrzewy), metody HSM bazują na rozmieszczeniu organizmów wodnych względem siedlisk determinowanych m.in. przez warunki hydrauliczne. Preferencje te służą do określenia tzw. kryteriów przydatności siedlisk. Kryteria te opisują w jaki sposób zmienia się przydatność siedliskowa parametrów abiotycznych (najczęściej prędkości przepływu wody, głębokości, substratu dna) dla docelowej grupy organizmów. Następnie na ich podstawie określone są wartości przepływów, które zapewniają optymalną dostępność siedlisk.

Chociaż obserwowany jest dynamiczny rozwój metod HSM, nadal istnieje zasadnicza potrzeba lepszego zrozumienia zależności pomiędzy przepływem a odpowiedzią biologiczną (Acreman i in., 2014; Olden i in., 2014; Poff i Zimmerman, 2010, Poff i Matthews, 2013). Obecnie większość badań przeprowadzona została w odniesieniu do ichtiofauny, przy czym

podkreśla się niewystarczający udział badań nad makrobezkręgowcami (Lancaster i Downes, 2009; Poff i Zimmerman, 2010; Theodoropolus i in., 2018a). Stanowią one ważny element obiegu materii organicznej (Anderson i Sedell, 1979; Cummins, 1974; Huryn i Wallace, 2000), a ich cechy są wykorzystywane w biomonitoringu (Dolédec i in., 1999; Marzin i in., 2012; Stazner i in., 2005; Wallace i Webster, 1996). Stanowią także jedno z najważniejszych źródeł pokarmu dla ryb (Wallace i Webster, 1996). Dodatkowo, wymagania makrobezkręgowców względem dostępności wody mogą być różne w porównaniu z ichtiofauną (Waddle i Holmquist, 2011). W wielu stosowanych aktualnie metodach, nie uwzględnia się dodatkowych parametrów środowiska, cech ekologicznych, czy zależności międzygatunkowych, które mogą wpływać na występowanie organizmów w poszczególnych typach siedlisk oraz ułatwiać zrozumienie zachodzących procesów (Lancaster i Downes, 2009). Problematyka powszechniejszego stosowania modeli HSM w praktyce, dotyczy także optymalizacji kosztów i czasu. Z tego względu dąży się do stosowania uniwersalnych kryteriów przydatności siedlisk. Kryteria te (określane na podstawie dużego zbioru próbek pobieranych z odcinków naturalnych) są następnie stosowane na ciekach o podobnej typologii abiotycznej (Dunbar i in., 2011). Badania pokazują, iż przenoszenie kryteriów w dużej skali przestrzennej może dawać dobre miary dopasowania. Są to jednak badania, które dotyczą ogólnego pojęcia regulacji, odnoszącego się do wszystkich występujących wzdłuż rzek form przekształcenia hydromorfologicznego (Chen i Olden, 2017; Grows, 2016; Guareschi i in., 2014). Brakuje natomiast analiz w mniejszej skali przestrzennej, które brałyby pod uwagę zmiany morfologiczne spowodowane prostowaniem koryt i pracami utrzymaniowymi. Mają one istotny wpływ na dostępność siedlisk i tym samym mogą wpływać na szacowanie przepływów środowiskowych. Warto także wspomnieć, iż prognozy wskazują na coraz dłuższe okresy niskich stanów wody (EEA, 2012), które na ciekach uregulowanych mają bardziej dotkliwy wpływ na makrobentos w porównaniu do rzek o charakterze naturalnym (Dewson i in., 2007; Feld i Hering, 2007).

2. Cel, zakres pracy oraz hipotezy badawcze

Głównym celem niniejszej pracy było wyznaczenie oraz analiza przepływów środowiskowych dla makrobezkręgowców odniesiona do dwóch odcinków rzeki Flinty o różnym stopniu przekształcenia, gdzie wykorzystano metody modelowania przydatności siedlisk. W trakcie realizacji pracy przestudiowano zbiór istotnych zagadnień związanych z szacowaniem przepływów środowiskowych i przydatnością siedlisk dla wybranej grupy organizmów, w tym:

- różnice w strukturze makrobezkręgowców pomiędzy badanymi odcinkami;
- kształt krzywych WUA~Q i HHS~Q oraz wartości przepływów środowiskowych (dla ogółu makrobezkręgowców, jak i grup wydzielonych na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu);
- możliwości przenoszenia kryteriów przydatności siedlisk z odcinka o charakterze naturalnym na odcinek uregulowany (dla ogółu makrobezkręgowców, jak i grup wydzielonych na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu);
- potencjalną zmianę w czasie średniej ważonej powierzchni przydatnych siedlisk dla miesięcy maj i czerwiec ($SWUA_{V-VI}$);
- liczbę dni (w miesiącach maj i czerwiec), kiedy wartości WUA były mniejsze od średniej niskiej ważonej powierzchni przydatnych siedlisk dla miesięcy maj i czerwiec z wielolecia ($SNWUA_{V-VI}$) i wartości granicznych, które odpowiadały zakresowi przepływów środowiskowych.

W pracy przyjęto następujące hipotezy badawcze:

H1: Średnie wartości przepływów środowiskowych dla makrobezkręgowców na analizowanym odcinku przekształconym są wyższe w porównaniu do odcinka o charakterze naturalnym.

H2: Uwzględnienie podziału makrobezkręgowców na grupy wydzielone na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu wpływa na możliwości przenoszenia kryteriów przydatności siedlisk pomiędzy analizowanymi odcinkami.

H3: Liczba dni (w miesiącach maj i czerwiec), kiedy wartości WUA dla ogółu makrobezkręgowców są niższe od $SNWUA_{V-VI}$ i wartości granicznych dla przepływów środowiskowych, na obu analizowanych odcinkach wykazuje tendencję wzrostową na przestrzeni lat 1951-2019.

Dodatkowo sformułowano hipotezy pomocnicze:

HP1: Występują istotne różnice w strukturze zbiorowisk makrobezkręgowców pomiędzy analizowanymi odcinkami.

HP2: Warunki morfologiczne mają wpływ na wartości przepływów środowiskowych oraz ważoną powierzchnię przydatnych siedlisk dla makrobezkręgowców na analizowanych odcinkach rzeki Flinty.

HP3: SWUA_{V-VI} dla ogółu makrobezkręgowców na analizowanych odcinkach badawczych nie wykazuje tendencji wzrostowej ani spadkowej na przestrzeni lat 1951-2019.

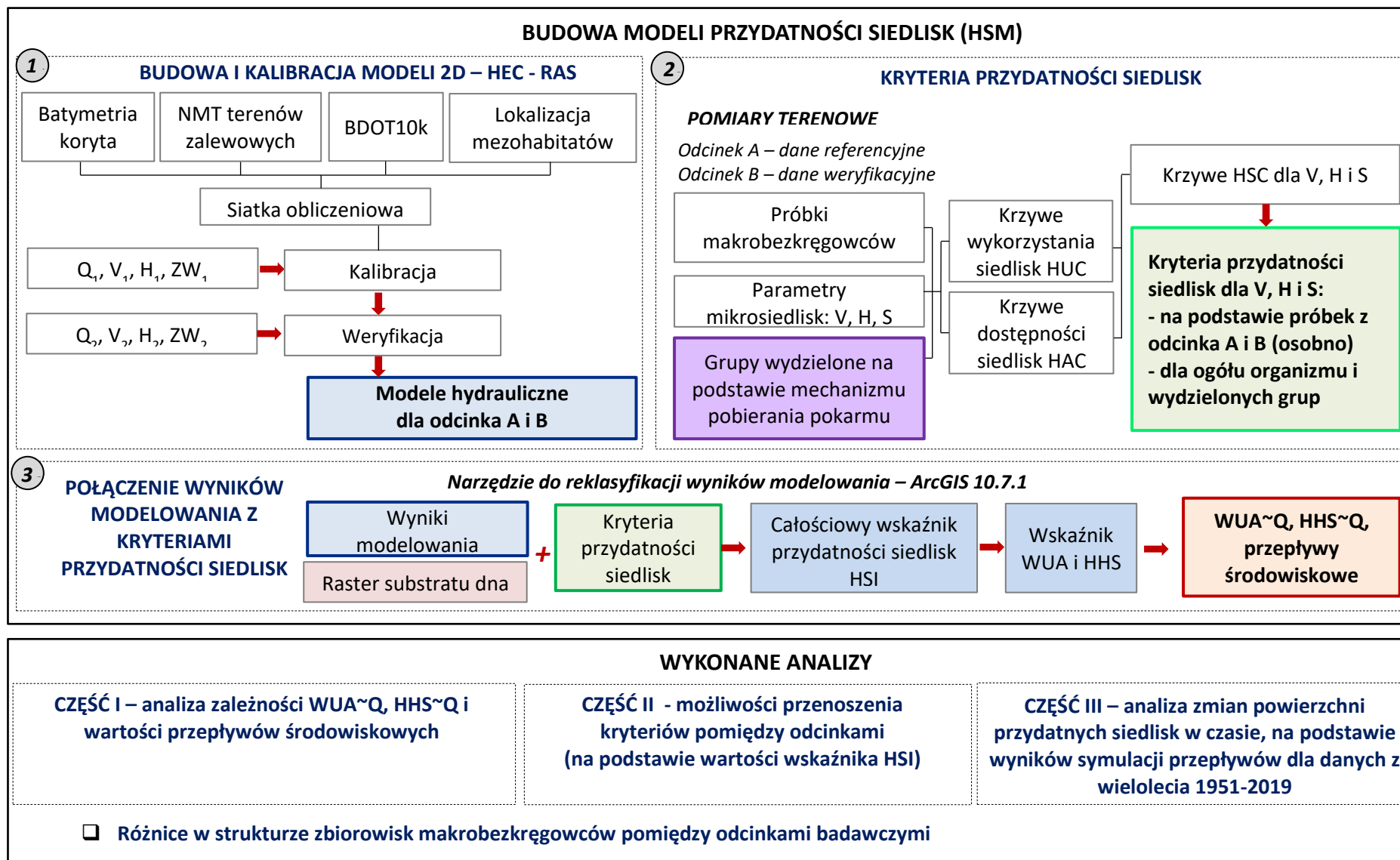
Sformułowany cel pracy, analizowane zagadnienia oraz hipotezy badawcze wymagały przyjęcia metody wyznaczania przepływów środowiskowych uwzględniającej odniesienie do elementów biologicznych. Stąd, analizy wykonano w oparciu o metody modelowania przydatności siedlisk (HSM). Pod względem metodycznym, w pierwszej kolejności skupiono się na przygotowaniu dla obu analizowanych odcinków modeli HSM. Składały się one z (Rys. 1):

- modeli hydraulicznych, które posłużyły do obliczenia przy zadanych przepływach głębokości i prędkości przepływu wody w przestrzeni analizowanych odcinków rzeki (utworzono modele 2D w programie HEC-RAS);

- kryteriów przydatności siedlisk, które określały zakres i wartość przydatności parametrów hydraulicznych oraz substratu dna dla ogółu makrobezkręgowców jak i grup wydzielonych na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu;

- narzędzia pozwalającego połączyć wyniki modelowania hydraulicznego z kryteriami przydatności siedlisk.

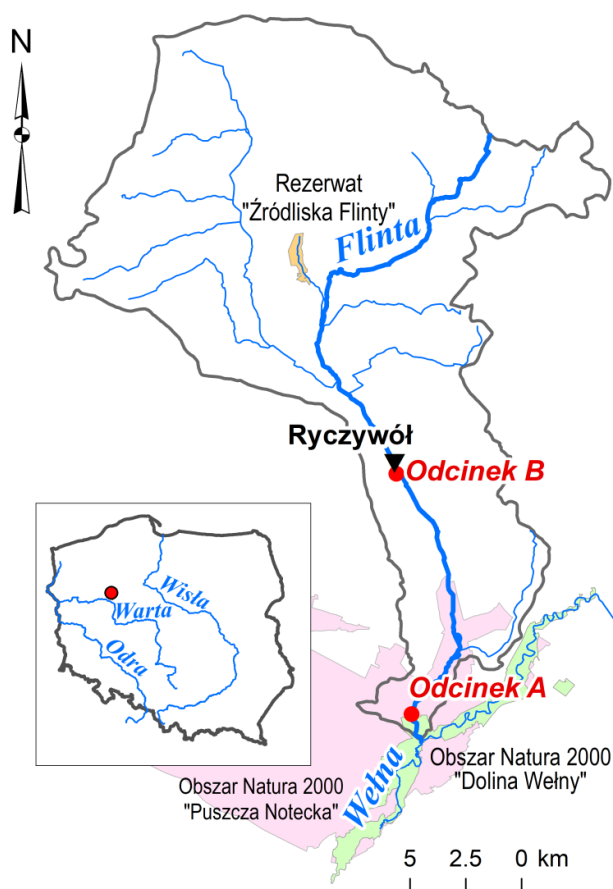
Przygotowane modele HSM pozwoliły na przeprowadzenie analiz, które w nawiązaniu do przyjętych hipotez badawczych podzielono na trzy części. W pierwszej, dla badanych odcinków rzeki wyznaczono i przeanalizowano krzywe WUA~Q i HHS~Q oraz wartości przepływów środowiskowych. W drugiej części skupiono się na możliwości przenoszenia kryteriów przydatności siedlisk z odcinka o charakterze naturalnym (odcinek A) na odcinek uregulowany (odcinek B). W pierwszej jak i drugiej części przeprowadzono analizy dla ogółu makrobezkręgowców jak i grup ekologicznych wydzielonych na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu. W trzeciej części pracy modele HSM wykorzystano do określenia potencjalnych zmian wskaźnika WUA w czasie. Przed wykonaniem analiz, zweryfikowano także różnice w strukturze zbiorowisk makrobezkręgowców pomiędzy odcinkami badawczymi.



Rys. 1. Schemat przedstawiający budowę modeli HSM i opis wykonanych kroków.

3. Opis obiektu badawczego

Badania zostały przeprowadzone na dwóch odcinkach rzeki Flinty. Rzeka Flinta stanowi prawobrzeżny dopływ rzeki Wełny, do której uchodzi w km 12+450 (Rys. 2). Całkowita długość rzeki wynosi ok. 37,8 km, a powierzchnia zlewni 338,5 km². Średni spadek koryta wynosi ok. 0,75‰, przy czym w górnej i środkowej części, gdzie dolina jest szeroka i płaska, spadki są małe (Gąbka i in., 2014). Wg typologii abiotycznej rzek Polski, Flinta reprezentuje potok nizinny piaszczysty (typ Pnp), a cała rzeka stanowi jedną jednolitą część wód (PLRW60001718689).



Rys. 2. Lokalizacja zlewni rzeki Flinty oraz usytuowanie odcinków badawczych.

W celu uwzględnienia w pracy różnego stopnia przekształcenia, podczas wyboru obiektu badawczego kierowano się w głównej mierze informacjami dotyczącymi prac regulacyjnych oraz stanem elementów hydromorfologicznych. Koryto Flinty w XIX w. i na początku XX w. było silnie modyfikowane (Paluch, 2009). Z tego też powodu wzdłuż rzeki można wyodrębnić odcinki o różnym stopniu przekształcenia, od silnie uregulowanych o wyprostowanym przebiegu koryta i brzegach umocnionych płótkami faszynowymi do semi-naturalnych. Najmniej uregulowany i zmodyfikowany jest odcinek od 11 km w dół rzeki. W tym też miejscu

zlokalizowany został pierwszy odcinek badawczy – odcinek A. Miał on długość ok. 300 m i znajdował się ok. 1,4 km powyżej ujścia Flinty do Welny. Średnia szerokość koryta wynosiła ok. 4,5 m, a spadek 0,99 ‰. Jako drugi odcinek badawczy, o znacznym stopniu degradacji morfologicznej, posłużył uregulowany odcinek rzeki Flinty zlokalizowany w miejscowości Ryczywół - odcinek B. Oprócz regulacji przeprowadzonych w przeszłości, na odcinku B regularnie prowadzone są prace utrzymaniowe. Obejmują one wykaszanie skarp, wrywanie roślin z dna cieku (hakowanie) oraz odmulanie dna warstwą do 10 cm. Ogólnodostępne dane przetargowe do zamówień publicznych wskazały, iż prace utrzymaniowe były wykonywane w miesiącach wrzesień-październik w latach 2016, 2017 oraz 2018. Odcinek B miał długość ok. 200 m i znajdował się zaraz powyżej mostu drogowego w ciągu ul. Chodzieskiej, przy którym zlokalizowana jest łata wodowskazowa. W porównaniu do odcinka A, charakteryzował się on większą szerokością koryta – średnio ok. 8 m – oraz mniejszym spadkiem równym ok. 0,15 ‰.

4. Materiały i metody

Podstawą do wykonania analiz w niniejszej pracy było przygotowanie modeli przydatności siedlisk dla obu analizowanych odcinków. Poszczególne kroki (tj. przygotowanie modeli hydraulicznych, kryteriów przydatności siedlisk, reklasyfikacja wyników modelowania oraz analiza wyników) wykonano korzystając z modeli hydraulicznych, analiz statystycznych oraz GIS. Ze względu na okres pobierania próbek makrobezkręgowców (po wiosennych wezbraniach), w niniejszej pracy skupiono się na kryteriach przydatności siedlisk i przepływach środowiskowych dla okresu wiosennego (maj-czerwiec). Dodatkowo, aby możliwe było porównanie wyników pomiędzy odcinkami A i B, w analizach pominięto przyrost natężenia przepływu wzdłuż profilu podłużnego (oba odcinki traktowane były takimi samymi wartościami przepływów).

4.1. Opracowanie modeli hydraulicznych

W niniejszej pracy przygotowane zostały dwa dwuwymiarowe modele hydrauliczne, obejmujące swym zasięgiem analizowane odcinki badawcze. Modele utworzono z wykorzystaniem programu HEC-RAS 5.0.7 (Brunner, 2016). Do przygotowania batymetrii wykorzystano dane przestrzenne prezentujące ukształtowanie koryta i terenów zalewowych. Tereny zalewowe zostały odzwierciedlone za pomocą numerycznego modelu terenu o rozmiarze oczka siatki 1m, który pozyskano z Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii (GUGiK). Do odzwierciedlenia ukształtowania koryta wykorzystano pomierzone w terenie

punkty wysokościowe dna i skarp brzegowych. Na odcinku A rzędne pomierzono łącznie w 1917 punktach, a na odcinku B wykonano 1615 pomiarów. Do wyznaczenia wstępnych współczynników szorstkości na terenach zalewowych wykorzystano BDOT10k (Bazę Danych Obiektów Topograficznych w skali 1:10 000). W korycie wykorzystano natomiast lokalizację poszczególnych typów mezohabitatów i dokumentację fotograficzną. Lokalizację mezohabitatów w obrębie koryta określono podczas badań terenowych za pomocą GPS RTK Sokkia wiosną 2018 r.

Przygotowane modele poddano procesowi kalibracji i weryfikacji. Parametrami, które sprawdzano były rzędne zwierciadła wody, głębokości oraz uśrednione w pionie prędkości przepływu wody (Tonina i in., 2013; Theodoropolous i in., 2018b; Wright i in., 2017). Pomiaru hydrometryczne zostały wykonane przy dwóch różnych przepływach (Theodoropolous i in., 2018b; Waddle i Holmquist, 2011). Do kalibracji wykorzystano pomiary wykonane w 15 losowo wybranych punktach w kwietniu 2019 r. Weryfikację przeprowadzono w oparciu o dane dla 10 punktów pomierzonych w czerwcu 2019 r. Przepływy zostały obliczone za pomocą metody rachunkowej na podstawie pomierzonych w przekrojach poprzecznych profili prędkości przepływu wody (Dębski, 1964).

4.2. Opracowanie kryteriów przydatności siedlisk

Dane wejściowe do określenia kryteriów przydatności siedlisk pozyskano podczas badań terenowych. Obejmowały one próbki makrobezkręgowców oraz dane na temat parametrów mikrosiedlisk, z których pobierano organizmy (prędkości przepływu wody, głębokości, substrat dana). Badania terenowe obejmowały oba odcinki badawcze. Zgodnie z praktyką dane z odcinka A były podstawą wyznaczenia referencyjnych kryteriów przydatności siedlisk (Dunbar i in., 2011). Natomiast głównym celem poboru próbek z odcinka B i wyznaczonych na ich podstawie krzywych HSC, była weryfikacja możliwości przenoszenia kryteriów pomiędzy odcinkami (Bovee, 1986). Dane pobierano w okresie wiosennym w 2018 r. i w 2019 r. Łącznie dla odcinka A pozyskano dane z 50 mikrosiedlisk, natomiast dla odcinka B z 35 mikrosiedlisk.

W następnej kolejności pobrane próbki makrobezkręgowców poddano analizie laboratoryjnej. Organizmy oznaczono do najniższej możliwej jednostki taksonomicznej i policzono. Na tym etapie do każdego oznaczonego taksonu przypisano również grupę ekologiczną wyodrębnioną na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu (zgryzacze - GRA, rozdrabniacze - SHR, zbieracze - GAT, filtratory - FF, drapieźniki - PRE). Wykorzystano do tego bazę AQEM/STAR, która zawiera listę europejskich gatunków makrobezkręgowców oraz

przypisaną do niej bazę danych ekologicznych (Graeber i in., 2013; Schmidt-Kloiber i in., 2006).

Kryteria przydatności siedlisk zostały wyznaczone za pomocą krzywych przydatności siedlisk (HSC – ang. *Habitat Suitability Curves*). Krzywe HSC wyznaczono w oparciu o krzywe kategorii II i III (HUC i HPC) zgodnie z metodyką opisaną przez Jowett i in. (2008) i Bovee’ego (1986) dla prędkości przepływu wody, głębokości i kategorii substratu dna. Kryteria przydatności siedlisk wyznaczono dla ogółu makrobezkręgowców jak i grup wydzielonych na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu.

4.3. Połączenie wyników modelowania z kryteriami przydatności siedlisk

Ostatnim etapem przygotowania modeli HSM było opracowanie narzędzia pozwalającego połączyć wyniki modelowania z kryteriami przydatności siedlisk oraz obliczającego ważoną powierzchnię przydatnych siedlisk (WUA). Narzędzie utworzono w module Model Builder programu ArcGIS 10.7.1. W pierwszym kroku, narzędzie przeliczało wynikowe rastry głębokości i prędkości przepływu wody (wyniki modelowania 2D dla poszczególnych scenariuszy obliczeniowych) zgodnie z krzywymi HSC. Operacja ta pozwoliła na uzyskanie rastrow z wynikowymi wartościami wskaźnika przydatności SI dla każdej komórki z obliczonymi wartościami prędkości przepływu i głębokości. Utworzono także rastry SI dla substratu dna (w oparciu o kategorie substratu dna). Następnie na podstawie rastrow SI dla prędkości, głębokości i substratu dna, dla każdej komórki rastrowej narzędzie wyliczało całościowy wskaźnik przydatności siedlisk (HSI – ang. *Habitat Suitability Index*). W ostatnim kroku generowane były wyniki końcowe modeli HSM, a mianowicie ważona powierzchnia przydatności siedlisk (WUA) oraz hydrauliczny wskaźnik przydatności siedlisk (HHS). Wskaźnik WUA jest podstawą wyznaczania przepływów środowiskowych, gdyż przepływy, przy których osiąga on najwyższe wartości, stanowi zakres przepływów środowiskowych (Jowett i in., 2008, Stamou i in., 2018). HHS stanowi natomiast zestandaryzowaną postać wskaźnika WUA. Standaryzacja eliminuje wpływ powierzchni zwilżonej na wartość WUA i w ten sposób umożliwia porównanie wyników pomiędzy odcinkami lub modelami (HHS przyjmuje wartości w zakresie od 0 do 1; Stamou i in., 2018).

4.4. Opis przeprowadzonych analiz

Wykonane w niniejszej pracy analizy podzielono na 3 części. Ogólne zestawienie scenariuszy obliczeniowych w modelach HSM i danych wejściowych do poszczególnych części zestawiono w Tabeli 1. Przed wykonaniem analiz dla poszczególnych części,

zweryfikowano również różnice w strukturze zbiorowisk makrobezkręgowców pomiędzy analizowanymi odcinkami.

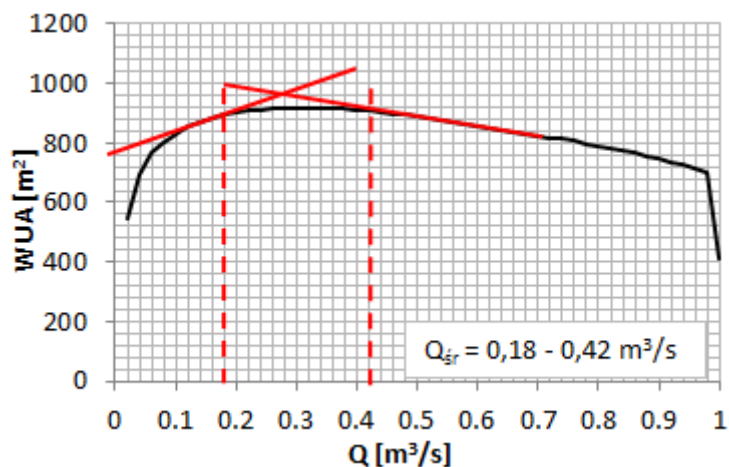
Tabela 1. Scenariusze obliczeniowe w modelach HSM oraz dane wykorzystane do analiz w poszczególnych częściach.

	Scenariusz obliczeniowy w modelach hydraulicznych	Kryteria przydatności siedlisk	Wykonane analizy
Część I	Stałe wartości Q w zakresie 0,02-1,7 m ³ /s	Kryteria dla ogółu organizmów oraz grup wydzielonych na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu (dla odcinka A)	Wyznaczenie dla obu odcinków zależności WUA-Q, HHS-Q i wartości przepływów środowiskowych; porównanie pomiędzy odcinkami
Część II	Q1=0,05 m ³ /s, Q2=0,11 m ³ /s	Kryteria dla ogółu organizmów oraz grup wydzielonych na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu (dla odcinka A i B)	Porównanie rastrów HSI dla odcinka B (wartości HSI obliczone w oparciu o kryteria dla odcinka A i B)
Część III	Hydrogramy przepływów wody dla miesięcy maj-czerwiec z wielolecia 1951-2019 dla wodowskazu Ryczywół	Kryteria dla ogółu organizmów (dla odcinka A)	Zmiana SWUA _{v-vi} w czasie, przekroczenia SNWUA _{v-vi} oraz dolnej i górnej granicy przepływów środowiskowych, (dla odcinka A i B)

W celu identyfikacji potencjalnych przyczyn w różnicach pomiędzy kryteriami przydatności siedlisk i braku możliwości ich przenoszenia, wykonano analizę ANOSIM porównującą strukturę zbiorowisk makrobezkręgowców (Graeber i in., 2013; Holt i in., 2014; Vimos-Lojano i in., 2020). Wyniki dotyczące istotności niepodobieństw pomiędzy odcinkami uzupełniono o analizę nMDS (ang. *non-metric Multidimensional Scaling*) (Clarke i Warwick, 2001). Wyniki analizy nMDS dla taksonów uzupełniono o gradienty parametrów środowiskowych (pomierzone dla każdej próbki wartości głębokości i prędkości przepływu wody oraz wyznaczone wartości średnicy charakterystycznej rumowiska d50). Analizy wykonano w programie R.

W pierwszej części, dla obu analizowanych odcinków, wyznaczono i przeanalizowano ważoną powierzchnię przydatnych siedlisk oraz wartości przepływów środowiskowych. Wyniki modelowania reklasyfikowano w oparciu o kryteria wyznaczone dla próbek z odcinka A. Analizy wykonano na podstawie zależności pomiędzy wskaźnikiem WUA i HHS a zadaną wartością przepływu (zależność WUA~Q, HHS~Q, Rys.3). Dla odcinka A wykonano symulacje przepływu wody dla stałych wartości przepływów w zakresie od 0,02 m³/s do 1,00 m³/s, z krokiem co 0,02 m³/s (łącznie 50 symulacji). W przypadku odcinka B zakres ten rozszerzono do 1,7 m³/s. W celu osadzenia przepływów środowiskowych w szerszym kontekście, wyznaczone wartości graniczne Q_{sr} porównano z następującymi przepływami charakterystycznych z wielolecia: SNQ, SNQ_{v-vi}, SSQ i SSQ_{v-vi}. Istotność statystyczną różnic

pomiędzy otrzymanymi wynikami zweryfikowano za pomocą testu U Manna-Whitneya dla prób niezależnych i testu Wilcoxon dla jednej próby.



Rys. 3. Schemat wyznaczania wartości przepływów środowiskowych na podstawie zależności WUA~Q.

W II części pracy skupiono się na możliwości przenoszenia kryteriów przydatności siedlisk wyznaczonych w oparciu o dane z odcinka o charakterze naturalnym (A) na odcinek uregulowany (B). W niniejszej pracy możliwość przenoszenia kryteriów zweryfikowano poprzez porównanie rastrów z wartościami wskaźnika HSI, obliczonych w oparciu o kryteria z odcinka A i B (czy przy użyciu różnych kryteriów przydatności siedlisk otrzymamy podobną wartość wskaźnika HSI). Możliwości te zweryfikowano na podstawie wyników modelowania hydraulicznego dla przepływów występujących w chwili poboru próbek: $Q_1 = 0,05 \text{ m}^3/\text{s}$ i $Q_2 = 0,11 \text{ m}^3/\text{s}$. W pierwszym kroku wykonano symulacje przepływu, a następnie wyniki modelowania poddano reklasifikacji zgodnie z kryteriami wyznaczonymi na podstawie próbek z odcinka A i B. Analizy wykonano w oparciu o wartości rastrów HSI w 100 losowo wybranych punktach. Statystyczną istotność różnic pomiędzy wartościami wskaźnika przydatności siedlisk sprawdzono za pomocą testu Wilcoxon dla prób powiązanych. W celu określenia wielkości różnic pomiędzy wartościami wskaźnika HSI, obliczono błąd RMSE oraz wykorzystano współczynnik korelacji rang Spearmana (ρ).

W trzeciej części pracy wykonano uproszczoną analizę zmiany wskaźnika WUA w czasie na obu odcinkach badawczych. Modele hydrauliczne posłużyły do przeprowadzenia obliczeń dla hydrogramów przepływu wody dla miesięcy maj-czerwiec ze stacji wodowskazowej Ryczywół dla wielolecia 1951-2019. Następnie, na podstawie wyników modelowania i kryteriów przydatności siedlisk, dla każdego dnia wyznaczono wartości wskaźnika WUA i HHS. Na podstawie uzyskanych wyników wyznaczono, analogicznie jak w przypadku przepływów, charakterystycznych II^o, wartości charakterystyczne wskaźnika WUA

z wielolecia (Bovee i in., 1998): średnią wartość WUA z wielolecia ($SSWUA_{v-vI}$) i średnią niską wartość WUA z wielolecia ($SNWUA_{v-vI}$). Przeanalizowano zmienność średniej wartości WUA ($SWUA_{v-vI}$) w czasie oraz długość okresów, dla których WUA przyjmowało wartości poniżej dolnej i górnej granicy przepływów środowiskowych dla ogółu makrobezkręgowców. Istotność statystyczną trendów oraz różnic pomiędzy odcinkami zweryfikowano za pomocą analizy regresji liniowej i testu U Manna-Whitneya.

5. Wyniki

5.1. Analiza struktury zbiorowisk makrobezkręgowców

Podstawą wyznaczenia kryteriów przydatności siedlisk były próbki makrobezkręgowców oraz dane na temat fizycznych parametrów mikrosiedlisk, z których pobierano organizmy. Łącznie w 50 próbkach zebranych wzdłuż odcinka A zidentyfikowano 1217 organizmów, natomiast na odcinku B w 35 próbkach były to 472 makrobezkręgowce. Próbki w 2019 r. były pobierane w okresie niskich stanów wody. W długookresowych badaniach nad makrobezkręgowcami wielokrotnie wskazywano, iż liczebność oraz bogactwo gatunkowe różni się pomiędzy latami suchymi, mokrymi i średnimi (Dewson i in., 2007; Jackson i Füreder, 2006; Rolls i in., 2012; Sarremejane i in., 2018; Woodward i in., 2015). W 20 próbkach pobranych w 2018 r. wzdłuż odcinka A zidentyfikowano 905 organizmów (23 taksony, 22 rodziny), podczas gdy w 2019 r. w 30 próbkach było to tylko 312 makrobezkręgowców (19 taksonów, 15 rodzin). Porównując liczebność organizmów z grupy EPT było to odpowiednio 80 (2018 r.) i 27 (2019 r.) osobników.

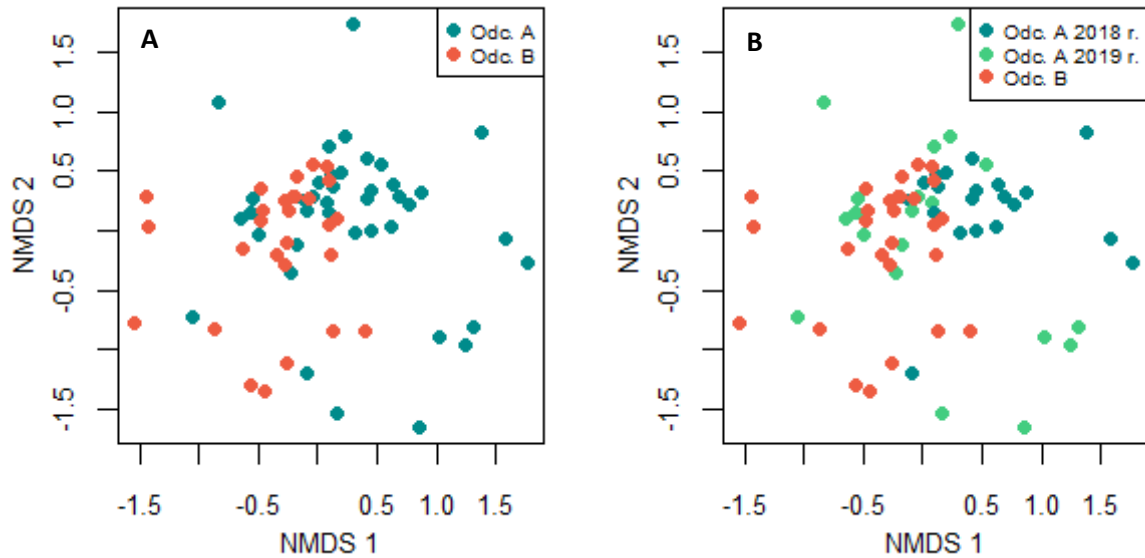
Tabela 2. Wyniki analizy ANOSIM dla analizowanych grup makrobezkręgowców.

		ANALIZOWANE GRUPY MAKROBEZKRĘGOWCÓW					
		ALL	GRA	SHR	GAT	FF	PRE
ANOSIM	Wartość współczynnika R i p	Porównanie próbek z 2018 i 2019 r. dla odcinka A					
		R = 0,142* p = 0,002	R = 0,119 p = 0,023	R = 0,000 p = 0,450	R = 0,196 p = 0,001	R = 0,134 p = 0,078	R = 0,223 p = 0,017
		Porównanie próbek z odcinka A (łącznie) z próbkami z odcinka B					
		R = 0,035 p = 0,082	R = 0,086 p = 0,002	R = 0,138 p = 0,010	R = 0,003 p = 0,389	R = 0,006 p = 0,445	R = 0,086 p = 0,193
		Porównanie próbek z odcinka A osobno dla roku 2018 i 2019 z próbkami z odcinka B					
R = 0,095 p = 0,008	R = 0,090 p = 0,008	R = 0,061 p = 0,084	R = 0,177 p = 0,001	R = 0,125 p = 0,026	R = 0,195 p = 0,020		

* Kolorem czerwonym zaznaczono różnice istotne statystycznie.

Prawdopodobnie ze względu na niskie stany wody w 2019 r., wyniki analizy ANOSIM wskazały, że różnice w strukturze organizmów pomiędzy odcinkami badawczymi są niewielkie i w większości grup nieistotne statystycznie (np. porównanie pomiędzy próbkami z odcinka B

i z danymi z odcinka A łącznie; Tab. 2). Na tej podstawie odrzucono hipotezę pomocniczą **HP1**. Dodatkowo wykres ordynacji nMDS pokazał, że pod względem struktury zbiorowisk, większość próbek pobranych w 2019 r. jest do siebie zbliżona (Rys.4).

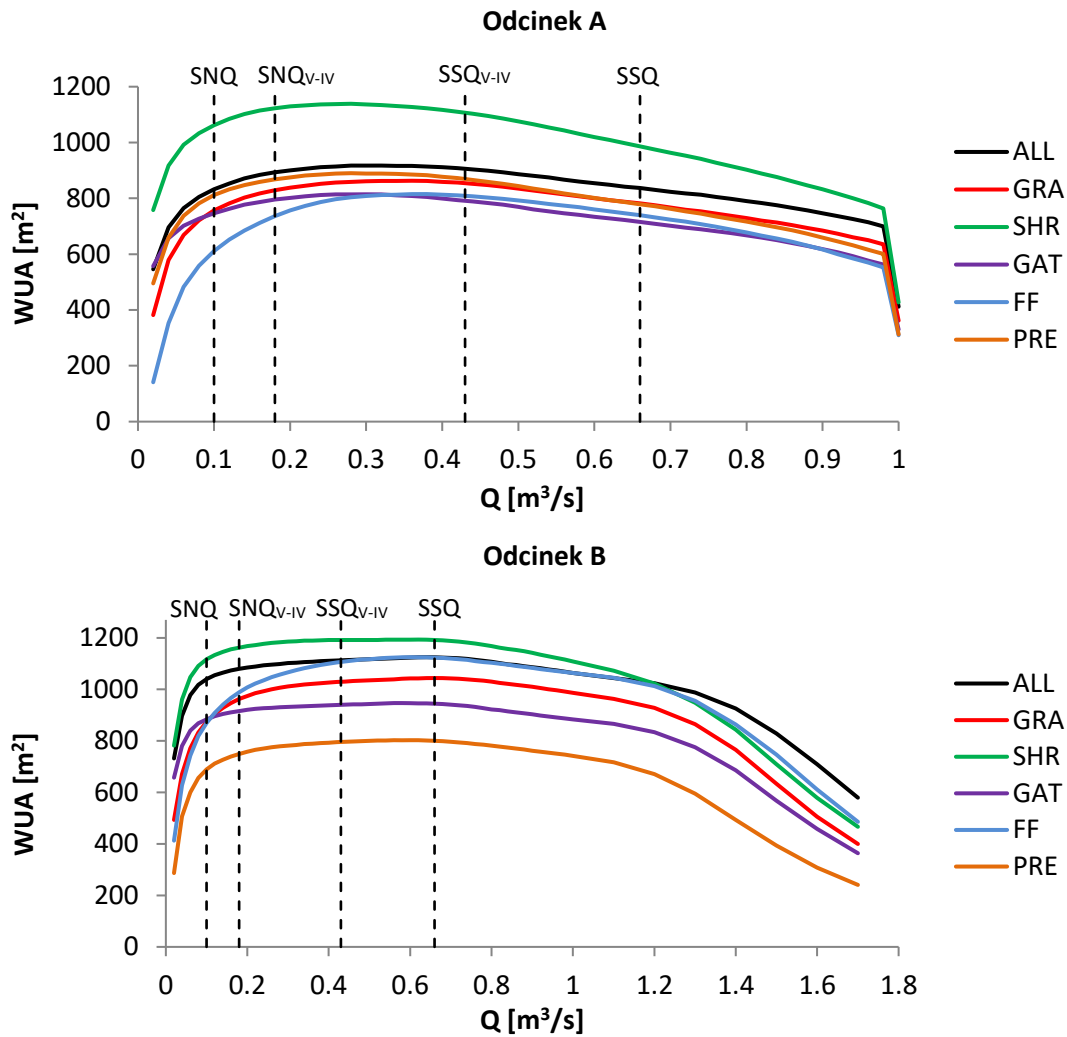


Rys. 4. Wyniki analizy nMDS - wykresy ordynacji dla próbek (A - próbki z odcinka A zgrupowane razem, B - próbki dla odcinka osobno z roku 2018 i 2019).

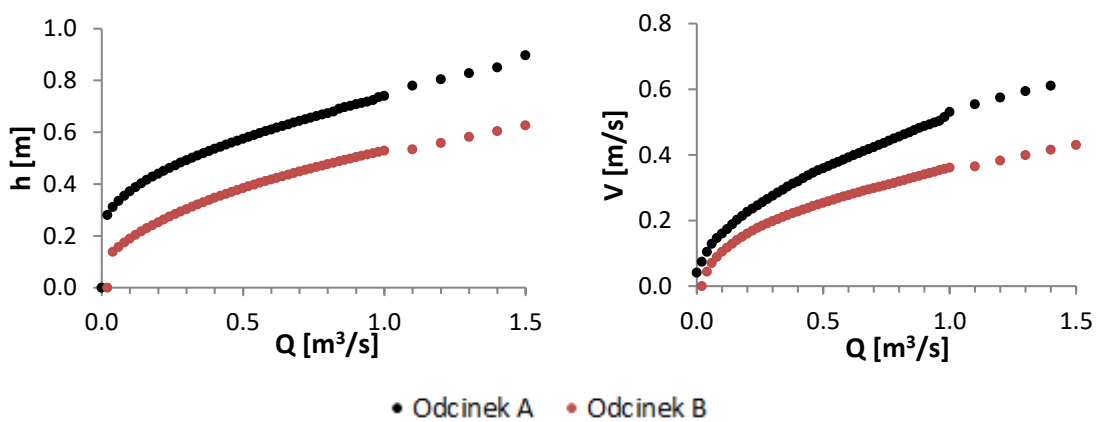
5.2. Analiza zależności WUA~Q, HHS~Q oraz wartości przepływów środowiskowych

Kształt krzywych WUA~Q dla odcinka A wskazał, iż powierzchnia optymalnych siedlisk wzrasta stopniowo wraz z przepływem, i w przybliżeniu osiąga wartości maksymalne pomiędzy SNQ_{V-VI} i SSQ_{V-VI} . Następnie zaobserwowano stopniowy spadek, co prawdopodobnie jest związane z przekraczaniem granicznych wartości głębokości i prędkości przepływu wody na krzywych przydatności siedlisk. Dopiero przy przepływie $1 \text{ m}^3/\text{s}$ wartości wskaźnika WUA zaczynały wyraźnie spadać. Kształt krzywych dla ogółu makrobezkręgowców, jak i poszczególnych grup był do siebie zbliżony (Rys. 5). Największe odchylenia wystąpiły w przypadku rozdrabniaczy, co jest prawdopodobnie związane z szerszym zakresem przydatności w stosunku do substratu dna, oraz filtratorów, które preferowały większe prędkości przepływu wody. W przypadku odcinka B różnice w wartościach granicznych krzywych HSC oraz ukształtowanie koryta spowodowały, iż dostępność przydatnych siedlisk była utrzymana nawet powyżej przepływu SSQ . Bowiem wzrost głębokości i prędkości przepływu wody wraz z przepływem na odcinku B, gdzie koryto jest szerokie i ma mały spadek, nie jest tak szybkie jak w przypadku odcinka A (Rys. 6). Dodatkowo, na parametry hydrauliczne na odcinku B mogło mieć wpływ silne zarastanie

koryta, które uwzględniono w modelach hydraulicznych za pomocą współczynników szorstkości.



Rys. 5. Zależność pomiędzy przepływem a wskaźnikiem WUA dla ogółu makrobezkręgowców (ALL) i grup wydzielonych na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu.

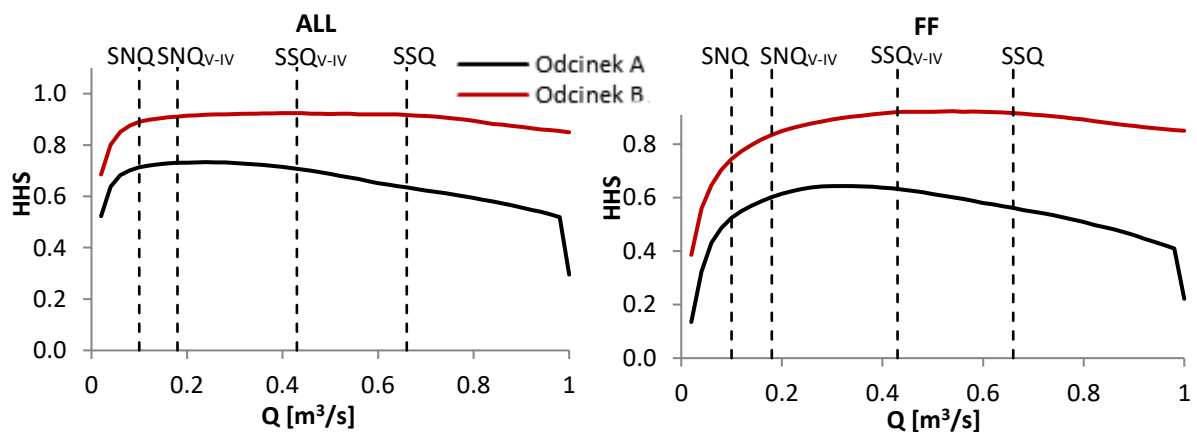


Rys. 6. Zależność pomiędzy przepływem a głębokością i prędkością przepływu dla odcinka A i B.

Kształt krzywych dla ogółu makrobezkręgowców jak i poszczególnych grup wydzielonych na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu dla odcinka B był również do

siebie zbliżony, jednak różnice w ważonej powierzchni przydatnych siedlisk dla poszczególnych grup były bardziej widoczne (np. dla rozdraniaczy powierzchnia ta była większa, w porównaniu do wartości WUA dla drapieżników i zbieraczy). Jest to wynik braku zróżnicowania hydromorfologicznego, na co wskazują wartości wskaźnika WUA dla odcinka A. Przy tych samych krzywych HSC, wartości WUA dla poszczególnych grup były do siebie zbliżone (Rys. 6).

Wyniki zależności WUA~Q przedstawiono również za pomocą krzywych HHS~Q (Rys. 7), które prezentują zestandaryzowaną wartość ważonej powierzchni przydatnych siedlisk dla poszczególnych przepływów w zakresie od 0 do 1. Pierwszą widoczną różnicą pomiędzy odcinkiem A i B były maksymalne wartości wskaźnika HHS. W przypadku odcinka A, dla ogółu makrobezkręgowców wynosi on 0,73, gdzie dla odcinka B jest to 0,92. Potwierdzałoby to wpływ zróżnicowania morfologicznego na przydatność siedlisk. W przypadku odcinka A organizmy wykazały większe preferencje względem kategorii substratu dna występujących przede wszystkim w obrębie bystrzy, plos, czy pól (materiał najdrobniejszy i gruboziarnisty). Natomiast całkowita powierzchnia tych siedlisk jest mniejsza niż powierzchnia koryta. Dlatego też wartości HHS są znacznie mniejsze od 1. W przypadku odcinka B, gdzie koryto jest jednorodne i występuje mniejsze zróżnicowanie siedliskowe, wskaźnik HHS jest również mniejszy niż 1, jednak przyjmuje większe wartości w porównaniu z odcinkiem A. Udział przydatnych siedlisk w całkowitej powierzchni koryta jest bowiem większy. Różnice pomiędzy wartościami wskaźnika HHS dla odcinka A i odcinka B okazały się istotne statystycznie dla prawie wszystkich analizowanych grup. Wobec tego brak jest podstaw do odrzucenia hipotezy pomocniczej **HP2**.



Rys. 7. Zależność pomiędzy przepływem a wskaźnikiem HHS dla ogółu makrobezkręgowców (ALL) i filtratorów (FF).

Analiza przepływów środowiskowych wykazała, iż średnie wartości Q_{sr} na odcinku B (Tab. 3) są statystycznie istotnie większe od wartości uzyskanych dla odcinka A. Stąd brak jest

podstaw do odrzucenia hipotezy badawczej **H1**. Należy w tym miejscu wyjaśnić jednak, iż otrzymane różnice nie oznaczają, że dla odcinka uregulowanego, do zachowania odpowiedniej ilości siedlisk potrzebna jest większa ilość wody. Sytuację taką można by rozważać dla dolnej granicy przepływów środowiskowych, a w tym przypadku wartości dla obu odcinków były do siebie zbliżone (dla ogółu organizmów było to 0,22 m³/s na odcinku A i 0,20 m³/s na odcinku B). Co więcej, zastosowane w praktyce wartości Q_{sr} , ze względu na konflikt interesów, raczej oscylowałyby wokół dolnej granicy a nie wartości średniej (Theodoropoulos i in., 2018d).

Tabela 3. Zestawienie wartości przepływów środowiskowych oraz porównanie z przepływami charakterystycznymi SNQ, SNQ_{V-VI}, SSQ i SSQ_{V-VI} dla ogółu makrobezkręgowców (ALL) i grup wydzielonych na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu. Kolorem czerwonym i zielonym zaznaczono grupy, dla których dolna granica Q_{sr} jest odpowiednio większa lub mniejsza od SNQ lub SNQ_{V-VI}. Kolorem szarym i niebieskim oznaczono grupy, dla których górna granica Q_{sr} jest odpowiednio niższa lub wyższa od SSQ i SSQ_{V-VI}.

		Wartości przepływów środowiskowych [m ³ /s]			Różnice pomiędzy wartościami przepływów środowiskowych a SNQ i SSQ [m ³ /s]					
		Min	Max	Średnia	SNQ - Min	SNQ _{V-VI} - Min	SSQ - średnia	SSQ _{V-VI} - średnia	Max - SSQ	Max - SSQ _{V-VI}
Odcinek A	ALL	0,22	0,44	0,33	-0,12	-0,04	0,33	0,10	-0,22	0,01
	GRA	0,24	0,48	0,36	-0,14	-0,06	0,30	0,07	-0,18	0,05
	SHR	0,18	0,48	0,33	-0,08	0,00	0,33	0,10	-0,18	0,05
	GAT	0,18	0,42	0,30	-0,08	0,00	0,36	0,13	-0,24	-0,01
	FF	0,26	0,60	0,43	-0,16	-0,08	0,23	0,00	-0,06	0,17
	PRE	0,16	0,50	0,33	-0,06	0,02	0,33	0,10	-0,16	0,07
Odcinek B	ALL	0,20	0,80	0,50	-0,10	-0,02	0,16	-0,07	0,14	0,37
	GRA	0,24	0,92	0,58	-0,14	-0,06	0,08	-0,15	0,26	0,49
	SHR	0,20	0,88	0,54	-0,10	-0,02	0,12	-0,11	0,22	0,45
	GAT	0,20	0,88	0,54	-0,10	-0,02	0,12	-0,11	0,22	0,45
	FF	0,26	1,00	0,63	-0,16	-0,08	0,03	-0,20	0,34	0,57
	PRE	0,20	1,00	0,60	-0,10	-0,02	0,06	-0,17	0,34	0,57

Minimalne wartości Q_{sr} wyznaczone dla obu analizowanych odcinków były większe od SNQ, czyli przepływu nienaruszalnego dla odcinka B. W przypadku odcinka A dolna granica również przekraczała przepływ nienaruszalny, którego wartość oszacowano na poziomie 0,125 m³/s. Patrząc na konkretne wartości, dla ogółu makrobezkręgowców, na odcinku A przepływ ten powinien być większy o 76%, na odcinku B natomiast aż o 100%. Dla grupy najbardziej wymagającej, czyli filtratorów przepływy nienaruszalne powinny być kolejno większe o 108% i 160%. Dla obu odcinków dolna granica zakresu Q_{sr} była statystycznie istotnie większa od SNQ (test Wilcoxona dla jednej próby; $\alpha = 0,05$; $p = 0,0178$ i $p = 0,0155$).

W niniejszej pracy skupiono się na Q_{sr} dla miesięcy maj i czerwiec, natomiast uwzględniając zgodnie z definicją przepływów środowiskowych ilość i harmonogram przepływów (np. wezbrania w okresie wczesnej wiosny; Arthington i in., 2018), rozbieżności pomiędzy przepływem nienaruszalnym a Q_{sr} byłyby jeszcze większe. Wartość przepływu nienaruszalnego obliczana ze wzoru Kostrzewy jest bowiem stała dla całego roku hydrologicznego. Podobne wyniki dla makrobezkręgowców uzyskał Theodoropoulos i in. (2018d), a dla ryb Stamou i in. (2018), czy Nikghalb i in. (2016). Dolna granica przepływów środowiskowych, uzyskana przy użyciu modeli HSM, była wyższa w porównaniu z wartościami obliczonymi za pomocą klasycznych metod hydrologicznych. Potwierdzałyby to, iż wartości wyznaczone tylko w oparciu o dane hydrologiczne mogą nie odzwierciedlać zapotrzebowania na wodę dla organizmów wodnych (Acreman i Dunbar, 2004). Co więcej, Shokoohi i Amini (2013) zasugerowali, iż stosowanie przepływów środowiskowych wyznaczonych w oparciu o metody hydrologiczne może prowadzić w perspektywie długoterminowej do degradacji ekosystemów wodnych. Można to odnieść do przeprowadzonej analizy zbiorowisk makrobezkręgowców i różnicy w liczebności taksonów pomiędzy 2018 r. i 2019 r. dla odcinka A. Obliczone wartości przepływów w 2019 r. oscylowały wokół przepływu nienaruszalnego (0,11 i 0,16 m³/s), natomiast podczas kampanii pomiarowej w 2018 r. było to 0,36 m³/s. Choć różnice przepływów wynikały z międzyrocznej zmienności reżimu hydrologicznego, to pokazały jak bardzo niskie przepływy mogą wpłynąć na makrobezkręgowce.

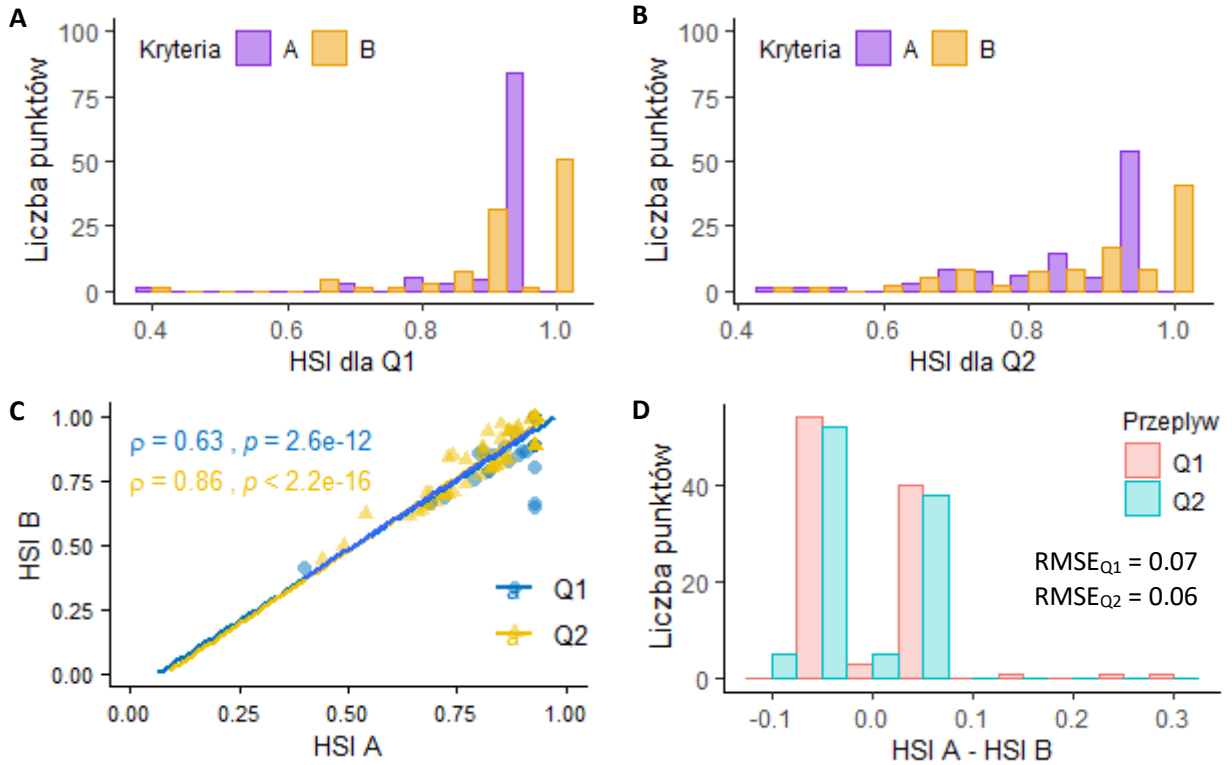
Dane hydrologiczne dla wodowskazu Ryczywół pokazały, iż w miesiącach maj i czerwiec najczęściej występują przepływy w zakresie 0,10 - 0,40 m³/s. W przypadku odcinka A, wartości graniczne Q_{sr} zaliczają się do grupy przepływów występujących najczęściej. Natomiast dla odcinka B górne granice Q_{sr} (np. 0,80 m³/s dla ogółu makrobezkręgowców) odpowiada przepływowi, który w wieloleciu 1951-2014 występował z częstotliwością ok. 3%. Zatem zapewnienie takiego przepływu na odcinku B byłoby mało prawdopodobne. Dodatkowo, wartości graniczne Q_{sr} dla odcinka A (0,22 i 0,44 m³/s dla ogółu makrobezkręgowców) były zbliżone do SNQ_{V-VI} i SSQ_{V-VI} (0,18 i 0,43 m³/s), czyli przepływów charakterystycznych dla okresu, w którym pobierano próbki makrobezkręgowców. Różnice pomiędzy wartościami minimalnymi Q_{sr} a SNQ_{V-VI} okazały się mniejsze i nieistotne statystycznie. Można więc wysnuć hipotezę, iż w przypadku odcinka o charakterze naturalnym, zakres przepływów środowiskowych pokrywa się z wartościami występującymi najczęściej w analizowanym okresie czasu. Jest to zgodne z zasadą opisaną przez Bunna i Arthingtona (2002), mówiącą, iż gatunki wodne przystosowały swoje strategie życiowe, w bezpośredniej

odpowiedzi na naturalny reżim hydrologiczny. Natomiast biorąc pod uwagę wyniki dla odcinka B, wskazuje to na rozbieżności, które mogą wystąpić w przypadku odcinków uregulowanych.

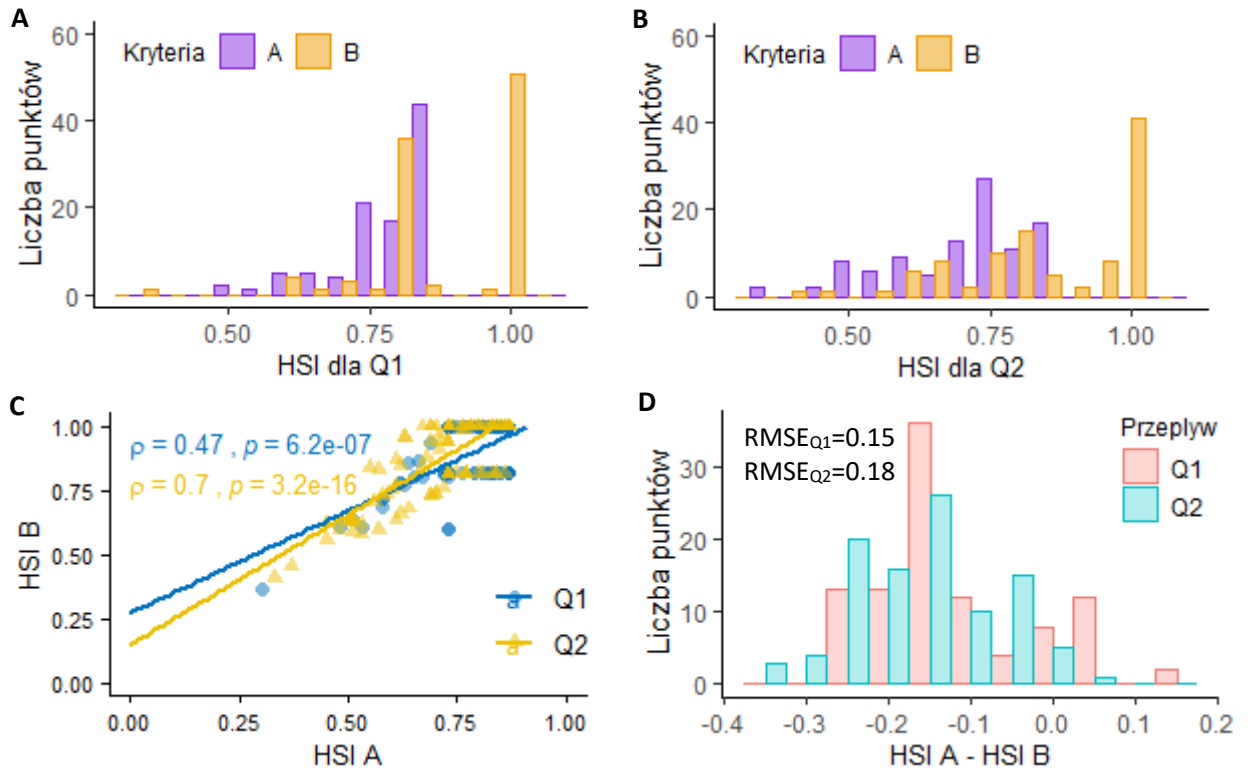
5.3. Możliwości przenoszenia kryteriów przydatności siedlisk pomiędzy odcinkami

Różnice w różnorodności siedliskowej pomiędzy analizowanymi odcinkami przełożyły się również na możliwości przenoszenia kryteriów przydatności siedlisk z odcinka o charakterze naturalnym na odcinek uregulowany (Rys. 8-10). Analiza statystyczna wykazała, iż w przypadku obliczeń dla $Q1 = 0,05 \text{ m}^3/\text{s}$, dla wszystkich analizowanych grup, różnice pomiędzy wartościami wskaźnika HSI obliczonymi na podstawie kryteriów z odcinka A i B są istotne statystycznie (test Wilcoxon dla prób powiązanych, $\alpha = 0,05$, $p < 0,05$). Podobne wyniki uzyskano dla $Q2 = 0,11 \text{ m}^3/\text{s}$, z wyjątkiem grupy rozdrabniaczy, dla której różnice te były nieistotne statystycznie ($p = 0,92$). Biorąc pod uwagę wartości współczynnika korelacji ρ , wartości błędu RMSE oraz wartości różnic pomiędzy wskaźnikiem HSI stwierdzono, iż jedynie w przypadku ogółu makrobezkręgowców i rozdrabniaczy, można uznać, że możliwości przenoszenia kryteriów są stosunkowo dobre. Dla pozostałych grup, wyniki przeprowadzonych analiz wskazały, że możliwości te są słabe. Stąd brak jest podstaw do odrzucenia hipotezy badawczej **H2**. Na wyniki otrzymane dla zgrzaczy, zbieraczy, filtratorów i drapieźników miały wpływ wartości przydatności analizowanych parametrów środowiskowych, przede wszystkim uziarnienie substratu dna. Jest to zgodne z innymi badaniami, które w odniesieniu do ryb wykazały, iż możliwości przenoszenia kryteriów przydatności siedlisk są lepsze w przypadku parametrów hydraulicznych i przepływu, a uwzględnienie pokrycia, czy substratu dna powoduje, że wartości miar dopasowania maleją (Chen i Olden, 2017; Millidine i in., 2016). Podczas badań terenowych organizmy występowały bowiem w obrębie różnych siedlisk, których dostępność i różnorodność na odcinku B była dużo mniejsza.

OGÓŁ MAKROBEZKRĘGOWCÓW

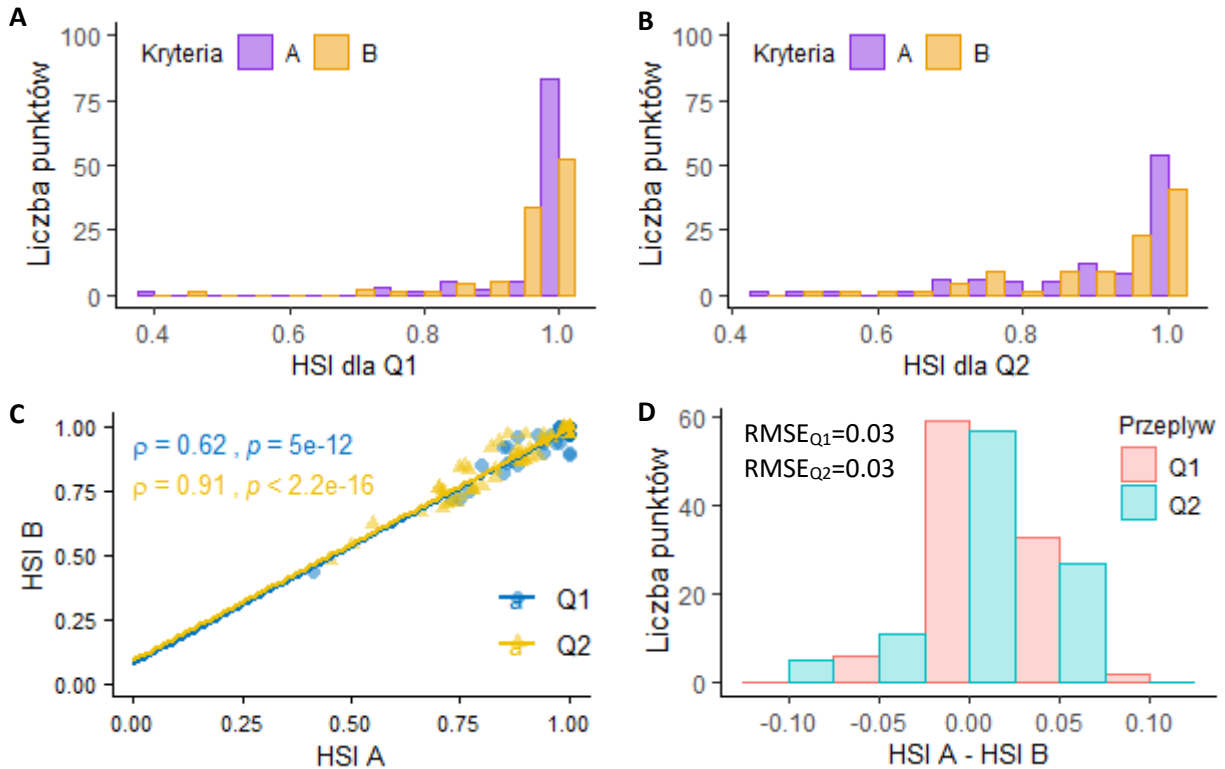


ZGRYZACZE

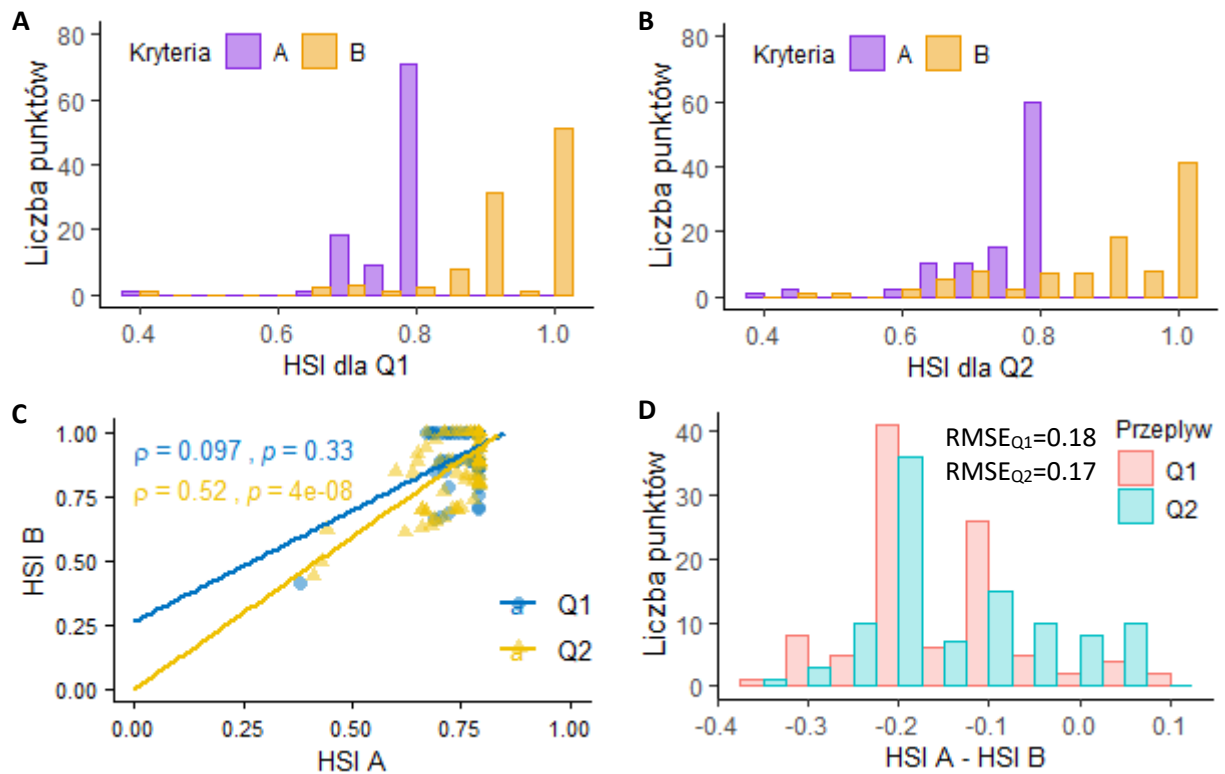


Rys. 8. Porównanie wartości HSI dla ogółu makrobezkręgowców i zgrzyaczy. A, B – histogramy wartości wskaźnika HSI przy przepływie Q1 i Q2; C – zależność pomiędzy wartościami wskaźnika HSI dla kryteriów z odcinka A i B; D – histogram różnic pomiędzy wartościami wskaźnika HSI.

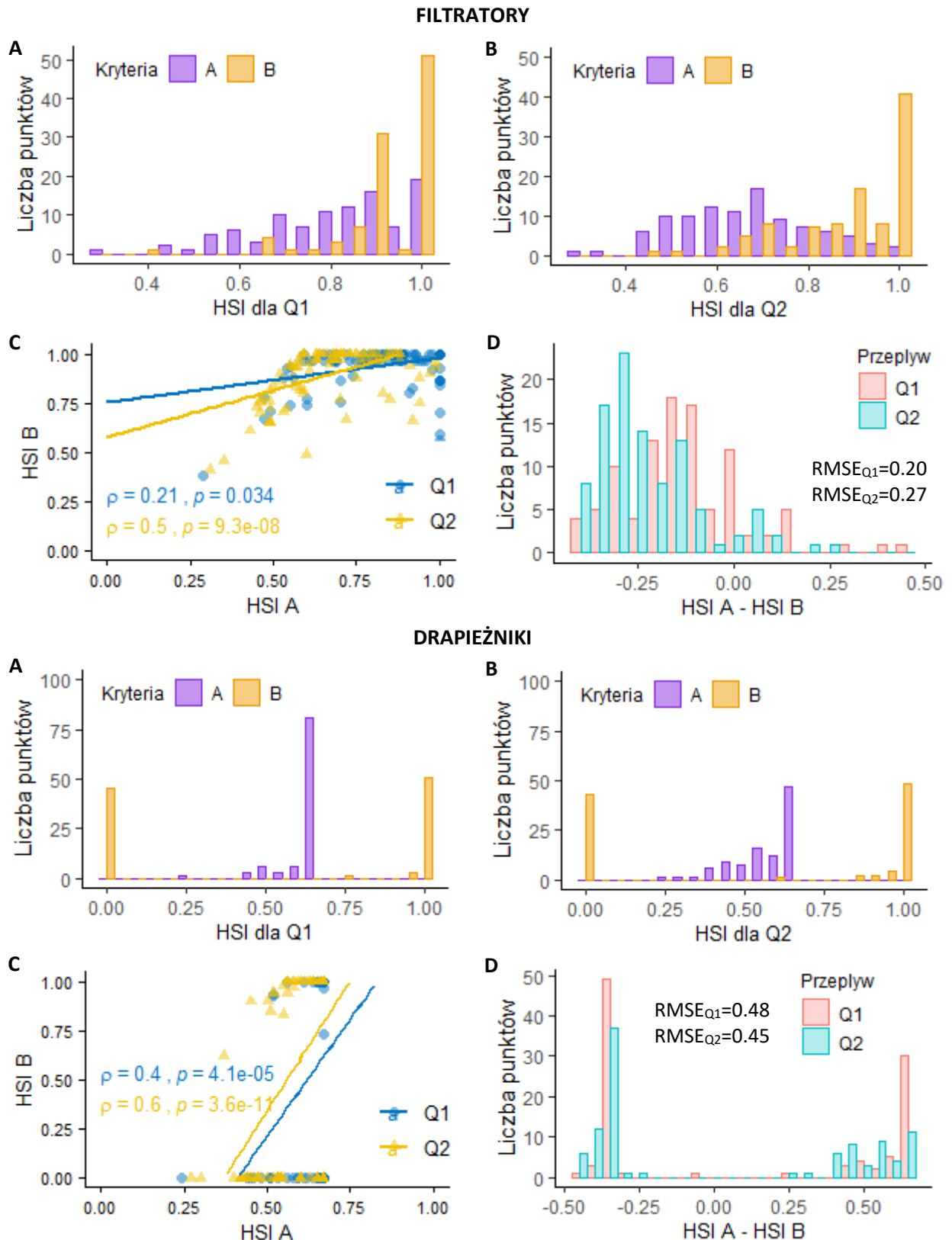
ROZDRABNIACZE



ZBIERACZE



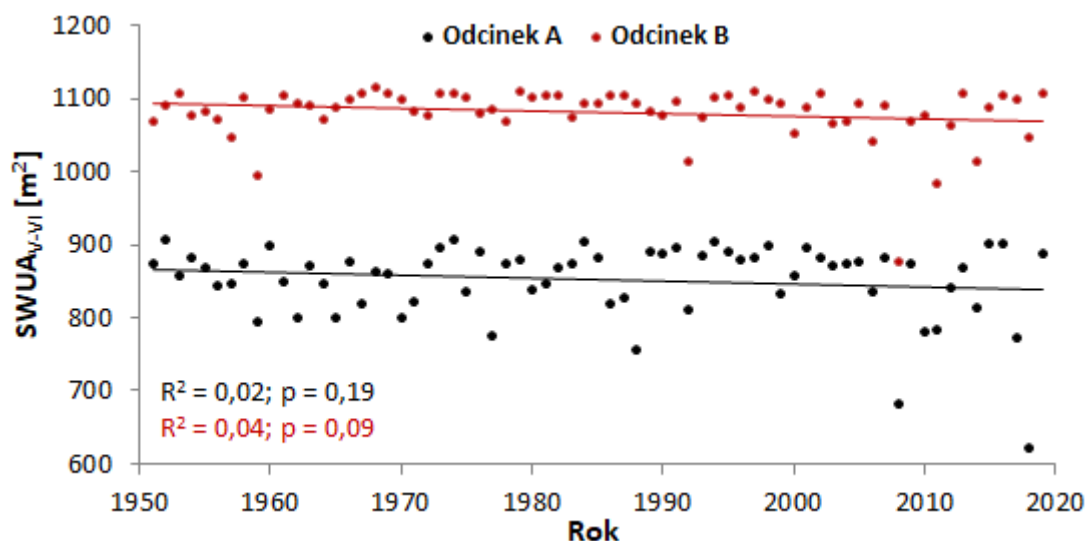
Rys. 9. Porównanie wartości HSI dla rozdrabniaczy i zbieraczy. A, B – histogramy wartości wskaźnika HSI przy przepływie Q1 i Q2; C – zależność pomiędzy wartościami wskaźnika HSI dla kryteriów z odcinka A i B; D – histogram różnic pomiędzy wartościami wskaźnika HSI.



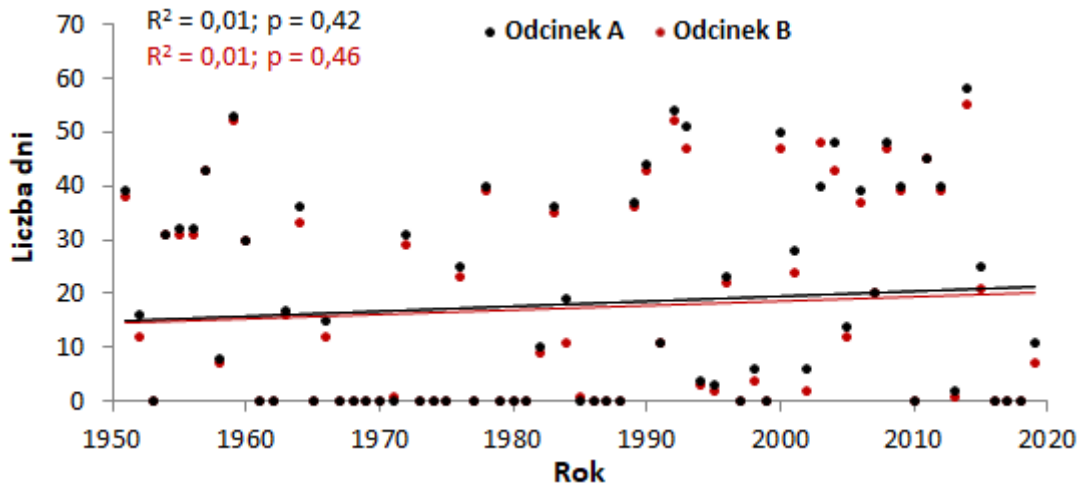
Rys. 10. Porównanie wartości HSI dla filtratorów i drapieżników. A, B – histogramy wartości wskaźnika HSI przy przepływie Q1 i Q2; C – zależność pomiędzy wartościami wskaźnika HSI dla kryteriów z odcinka A i B; D – histogram różnic pomiędzy wartościami wskaźnika HSI.

5.4. Zmienność czasowa ważonej powierzchni przydatnych siedlisk

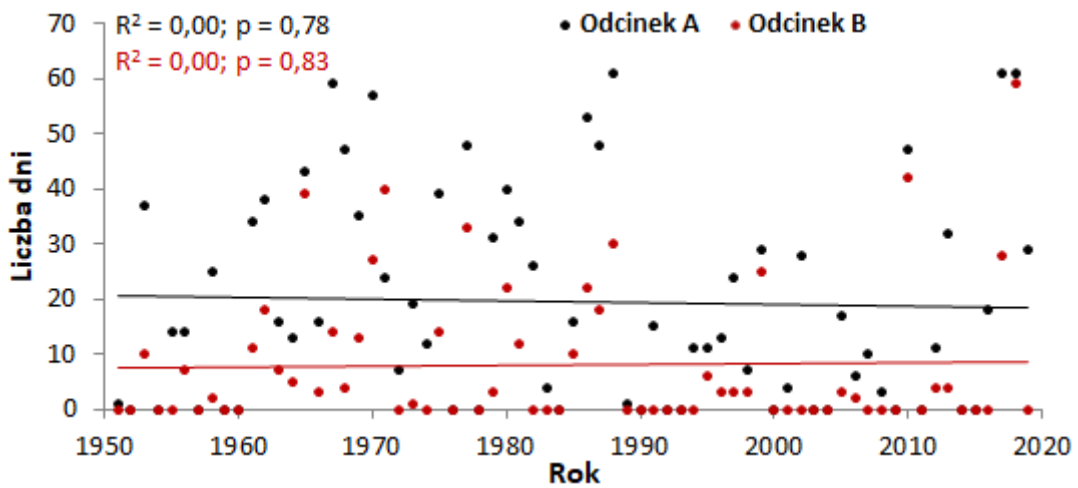
W ostatniej części pracy wykonano uproszczone analizy dotyczące tendencji zmian średniej ważonej powierzchni przydatnych siedlisk w czasie (dla wielolecia 1951-2019). Uzyskano bardzo niską wartość współczynnika R^2 oraz nieistotność statystyczną linii trendu, wobec czego brak jest podstaw do odrzucenie hipotezy pomocniczej **HP3** (Rys. 11). Podobny wynik uzyskano dla liczby dni (w miesiącach maj i czerwiec), kiedy wartości WUA dla ogółu makrobezkręgowców były niższe od $SNWUA_{V-VI}$ i wartości granicznych, które odpowiadały zakresowi przepływów środowiskowych (Rys. 12-15). Stąd, należy odrzucić hipotezę badawczą **H3**. Być może w przypadku bardziej zaawansowanych analiz, uwzględniających dodatkowe parametry opisujące np. częstotliwość zdarzeń ekstremalnych, uzyskano by bardziej dokładne informacje o zagrożeniach związanych z brakiem dostępności przydatnych siedlisk w czasie (Kakouei i in., 2017, 2018). Niemniej, otrzymane wyniki są zgodne z wynikami analiz wykonanych przez Piniewskiego i in. (2019). Dla wielolecia 1981-2016 zaobserwowano bowiem zmniejszenie się przepływów w północnej części kraju, brak istotnych zmian w pasie środkowym i trend rosnący na południu.



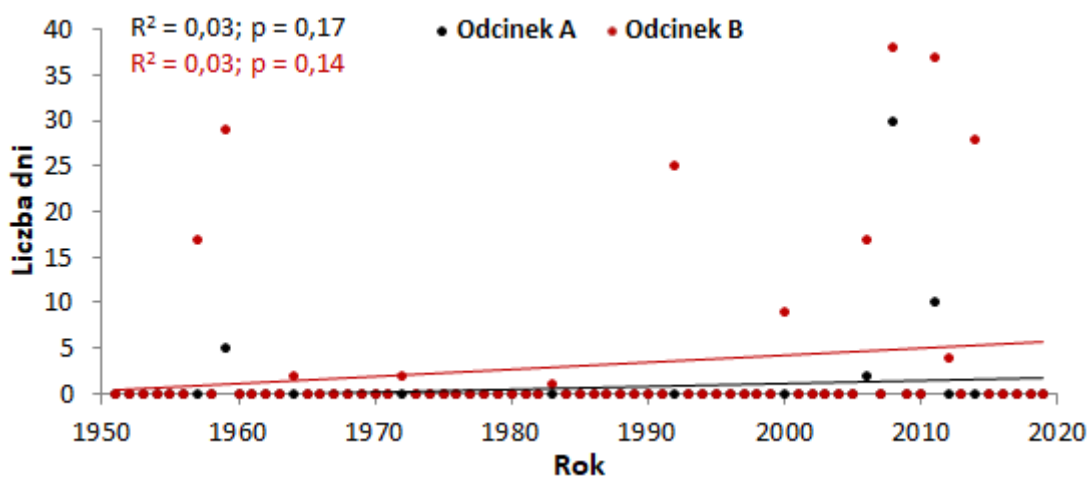
Rys. 11. Wartości wskaźnika $SWUA_{V-VI}$ dla odcinka A i odcinka B w analizowanym okresie czasu.



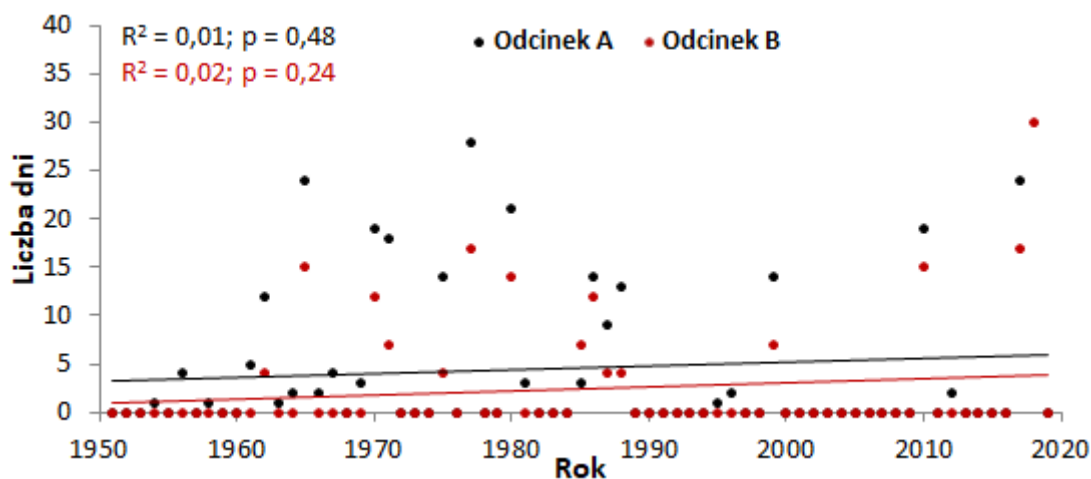
Rys. 12. Liczba dni w poszczególnych latach, w których wartość wskaźnika WUA była mniejsza od dolnej wartości granicznej Qsr dla ogółu makrobezkręgowców.



Rys. 13. Liczba dni w poszczególnych latach, w których wartość wskaźnika WUA była mniejsza od górnej wartości granicznej Qsr dla ogółu makrobezkręgowców.



Rys. 14. Liczba dni w poszczególnych latach, w których wartość wskaźnika WUA była mniejsza od SNWUAv-VI ze względu na niskie przepływy.



Rys. 15. Liczba dni w poszczególnych latach, w których wartość wskaźnika WUA była mniejsza od $SNWUA_{V-VI}$ ze względu na wysokie przepływy.

6. Podsumowanie i wnioski

W trakcie realizacji pracy przeanalizowano kilka istotnych zagadnień związanych z szacowaniem przepływów środowiskowych i ważoną powierzchnią przydatnych siedlisk dla makrobezkręgowców dla miesięcy maj i czerwiec. Przeprowadzone dla obu odcinków analizy pokazały, jak warunki morfologiczne oraz zakres krzywych HSC może wpływać na ważoną powierzchnię przydatnych siedlisk, wartości przepływów środowiskowych i możliwości przenoszenia kryteriów przydatności siedlisk. Uzyskane wyniki wykazały także istotność prowadzenia badań w małej skali przestrzennej. Pozwalają one na lepsze zrozumienie zależności pomiędzy wybranymi elementami abiotycznymi a występowaniem i rozmieszczeniem organizmów wodnych.

W wykonanych w ramach niniejszej pracy analizach uwzględniono podział organizmów na grup wydzielone na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu. W odniesieniu do makrobezkręgowców, nie spotkano się z podobnym podejściem w literaturze (tzn. wyznaczanie przepływów środowiskowych i krzywych HSC dla poszczególnych gildii). Natomiast krok ten ułatwił zrozumienie mechanizmów, które kierowały rozmieszczeniem organizmów. Pozwolił także na określenie grupy najbardziej wymagającej pod względem wartości Q_{sr} i identyfikację ograniczeń związanych z możliwością przenoszenia kryteriów przydatności siedlisk pomiędzy odcinkami. W przypadku wykonania analiz tylko dla ogółu organizmów prawdopodobnie informacje te nie zostałyby wychwycone.

Przedstawione w niniejszej pracy analizy wykonano w oparciu o modele przydatności siedlisk, które stanowią jedną z najbardziej pracochłonnych metod wyznaczania przepływów środowiskowych. Z tego też powodu badania zawężono do dwóch odcinków badawczych. Ze względu na istotność analizowanych zagadnień, warto w przyszłych badaniach zweryfikować

otrzymane wyniki w oparciu o dodatkowe odcinki rzek, o różnej typologii abiotycznej i warunkach morfologicznych. Niemniej, najważniejsze wnioski z wykonanych badań podsumowano w poniższych punktach:

- uzyskane wyniki wskazały na brak istotnych różnic w strukturze zbiorowisk makrobezkręgowców pomiędzy odcinkami badawczymi (odrzućcie hipotezy pomocniczej **HP1**). Na uzyskany wynik mogło mieć wpływ wiele czynników, których dokładna identyfikacja wymaga większej ilości danych pomiarowych;
- głównym elementem wpływającym na różnice w wartościach przepływów środowiskowych na analizowanych odcinkach badawczych były warunki morfologiczne (brak podstaw do odrzucenia hipotezy pomocniczą **HP2**);
- uzyskane wartości przepływów środowiskowych dla miesięcy maj i czerwiec były znacznie wyższe od przepływu nienaruszalnego wyznaczonego metodą Kostrzewy. Biorąc pod uwagę wyniki liczebności makrobezkręgowców w 2019 r., przepływy nienaruszalne wyznaczone za pomocą klasycznych metod hydrologicznych mogą stwarzać zagrożenie dla ekosystemów wodnych;
- wartości przepływów środowiskowych na odcinku A były zbliżone do wartości występujących najczęściej w analizowanym okresie czasu i przepływów charakterystycznych SNQ_{V-VI} i SSQ_{V-VI} . Co więcej, wartości średnie były zbliżone do przepływu ZZQ_{V-VI} . Wskazuje to na możliwość wyznaczania przepływów środowiskowych w oparciu o dane hydrologiczne, jednak zastosowane charakterystyki musiałyby być uprzednio szeroko zweryfikowane za pomocą metod uwzględniających elementy biologiczne. Przykładowo przepływ ZZQ_{V-VI} zapewniłby wysoką wartość wskaźnika WUA dla wszystkich grup wydzielonych na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu, na obu odcinkach badawczych w analizowanych miesiącach;
- najbardziej wymagającą gildią pod względem wartości przepływów były filtratory, stąd przepływy środowiskowe dla makrobezkręgowców powinny być wyznaczone w oparciu o tą grupę. Wartości minimalne Q_{sr} dla filtratorów zapewniłby również wysoką wartość wskaźnika WUA dla pozostałych grup wydzielonych na podstawie mechanizmu pobierania pokarmu (na obu odcinkach badawczych);
- analiza przepływów środowiskowych wykazała, iż średnie wartości Q_{sr} na odcinku B są statystycznie istotnie większe od wartości uzyskanych dla odcinka A, stąd brak jest podstaw do

odrzućenia hipotezy pomocniczą **HP2**. Na uzyskany wynik wpłynęła wartość górnej granicy Q_{sr} na odcinku B. Wartości minimalne na obu odcinkach były zbliżone;

- otrzymane wyniki wskazały, iż brak jest podstaw do odrzućenia hipotezy badawczej **H2**. Głównym czynnikiem wpływającym na ograniczone możliwości przenoszenia kryteriów przydatności siedlisk pomiędzy odcinkami badawczymi była różnica w różnorodności i dostępności przydatnych siedlisk dla analizowanych grup makrobezkręgowców;
- linia trendu dla $SWUA_{V-VI}$ w wieloleciu 1951-2019 nie wykazała istotnej tendencji wzrostowej ani spadkowej (brak podstaw do odrzućenia hipotezy hipotezy **HP3**). Podobny wynik uzyskano dla liczby dni, kiedy wartości WUA dla ogółu makrobezkręgowców były niższe od $SNWUA_{V-VI}$ i wartości granicznych Q_{sr} (odrzućono hipotezę badawczą **H3**). Niemniej uzyskane wyniki wpisują się w trendy zmian przepływów na obszarze Polski. Stąd, w kontekście wpływu zmian klimatu na przydatność siedlisk, dalszymi analizami warto objąć odcinki rzek, które są zlokalizowane w północnej i południowej części kraju.

Literatura

1. Acreman, M.C, Dunbar M.J. 2004. *Defining environmental river flow requirements: a review*. Hydrology and Earth System Sciences 8, 861-876.
2. Acreman, M., Arthington, A., Colloff, M., Couch, C., Crossman, N., Dyer, F., Overton, I., Pollino, C.A., Stewardson, M.J., Young, W. 2014. *Environmental flows for natural, hybrid, and novel riverine ecosystems in a changing world*. Front. Ecol. Environ 12(8), 466-473.
3. Anderson, N.H., Sedell, J.R. 1979. *Detritus Processing by Macroinvertebrates in Stream Ecosystems*. Ann. Rev. Entomol. 24, 351-377.
4. Arthington, A.H., Bunn, S.E., Poff, N.L., Naiman, R.J. 2006. *The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems*. Ecological Applications 16, 1311-1318.
5. Bovee, K.D. 1986. *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology*. Washington (DC): USDI Fish and Wildlife Service. Instream Flow Information Paper #21 FWS/OBS-86/7. Geological Survey, Biological Resources Division, Mid-Continent Ecological Science Centre, Fort Collins, Colorado.
6. Bovee, K.D., Lamb, B.L., Bartholow, J.M., Stalknaker, C.B., Taylor, J., Henriksen J. 1998. *Stream Habitat Analysis using the Instream Flow Incremental Methodology*. USGS Information and Technology Report 1998-0004:1-130.
7. Brunner, G.W. 2016c. *HEC-RAS River Analysis System. 2D Modeling User's Manual*. US Army Corps of Engineers, Davis, USA.
8. Bunn, S.E., Arthington, A.H. 2002. *Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity*. Environmental Management 30(4), 492-507.
9. Chen, W., Olden, J.D. 2017. *Evaluating transferability of flow-ecology relationships across space, time and taxonomy*. Freshwater Biol. 63, 817-830.
10. Clarke, K.R., Warwick, R.M. 2001. *Changes in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd Edition, PRIMER-E. Plymouth Marine Laboratory, UK.
11. Cummins, K.W. 1974. *Structure and function of stream ecosystems*. BioScience 24, 631-641.
12. Dewson, Z.S., James, A.B.W., Death, R.G. 2007. *A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates*. Journal of the North American Benthological Society 26, 401-415.
13. Dębski, K. 1964. *Hydrologia i hydraulika*. PWSZ, Kraków.
14. Dolédec, S., Statzner, B., Bournaud, M. 1999. *Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river*. Freshwater Biology 42, 737-758.

15. Dunbar, M.J., Alfredsen, K., Harby A. 2011. *Hydraulic-habitat modelling for setting environmental river flow needs for salmonids*. Fisheries Ecology and Management 19, 500-517.
16. Dunbar, M.J., Pedersen, M.L., Cadman, D., Extence, C., Waddingham, J., Chadd, R. And Larsen, S.E. 2010. *River discharge and local-scale physical habitat influence macroinvertebrate LIFE scores*. Freshwater Biology 55, 226-242.
17. EEA - European Environment Agency. 2012a. *European Waters – Assessment of Status and Pressures*. EEA Report No 8/2012, ISBN 978-92-9213-339-9. EEA, Copenhagen, Denmark.
18. Feld, C.K., Hering, D. 2007. *Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales*. Freshwater Biology 52, 1380-1399.
19. Gąbka, M., Jakubas, E., Janiak, T., Golski, J. 2014. *Rzeki Welna i Flinta – charakterystyka obiektów badań, ich położenie i granice zlewni*. W: J. Batora, M. Gąbka, E. Jakubas (red.), *Koncepcja lasu modelowego w zarządzaniu i ochronie różnorodności biologicznej rzek Welny i Flinty (Wielkopolska)* (s. 21-30). Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
20. Graeber, D., Pusch, M.T., Lorenz, S. Brauns, M. 2013. *Cascading effects of flow reduction on the benthic invertebrate community in a lowland river*. Hydrobiologia 717, 147-159.
21. Grows, I. 2016. *The implementation of an environmental flow regime results in ecological recovery of regulated rivers*. Restoration Ecology 24(3), 406-414.
22. Guareschi, S., Laini, A., Racchetti, E., Bo, T., Fenoglio, S., Bartoli, M. 2014. *How do hydromorphological constraints and regulated flows govern macroinvertebrate communities along an entire lowland river?* Ecohydrology 7, 366-377.
23. Holt, C.R., Pfitzer, D., Scalley, C., Caldwell, B.A., Batzer, D.P. 2014. *Macroinvertebrate Community Responses to Annual Flow Variation from River Regulation: An 11-Year Study*. River Res. Applic. 31, 798-807.
24. Huryń, A.D, Wallace, J.B. 2000. *Life History and Production of Stream Insects*. Annual Review of Entomology 45:1, 83-110.
25. Jackson, J.K., Füreder, L. 2006. *Long-term studies of freshwater macroinvertebrates: a review of the frequency, duration and ecological significance*. Freshwater Biology 51, 591-603.
26. Jowett, I.G., Hayes, J.W., Duncan, M.J. 2008. *A guide to instream habitat survey methods and analysis*. NIWA Science and Technology Series No. 54.
27. Kakouei, K., Kiesel, J., Kail, J., Pusch, M.T., Jähnig, S.C. 2017. *Quantitative hydrological preferences of benthic stream invertebrates in Germany*. Ecological Indicators 179,163-172.
28. Kakouei, K., Kiesel, J., Domisch, S., Irving, K.S., Jähnig, S.C., Kail, J. 2018. *Projected effects of climate change-induced flow alterations on stream macroinvertebrate abundances*. Ecol Evol. 8, 3393-3409.
29. Lancaster, J., Downes, B.J. 2009. *Linking the hydraulic world of individual organisms to ecological processes: putting ecology into ecohydraulics*. River Res. Applic. 26, 385-403.
30. Marzin, N., Archambault, V., Belliard, J., Chauvin, C., Delmas, F., Pont, D. 2012. *Ecological assessment of running waters: Do macrophytes, macroinvertebrates, diatoms and fish show similar responses to human pressures?* Ecological Indicators 23, 56-65.
31. Millidine, K., Malcolm, I.A., Fryer, R.J. 2016. *Assessing the transferability of hydraulic habitat models for juvenile Atlantic salmon*. Ecological Indicators 69, 434-445.
32. Nikghalb, S., Shokoohi, A., Singh, V.P., Yu, R. 2016. *Ecological regime versus minimum environmental flow: comparison of results for a river in a semi Mediterranean region*. Water Resources Management 30, 4969-4984.
33. Olden, J.D., Konrad, C.P., Melis, T.S., Kennard, M.J., Freeman, M.C., Mims, M.C., Bray, E.N., Gido, K.B., Hemphill, D.A.L., McMullen, L., Pyron, M., Robinson, C.T, Schmidt, J.C, Williams, J.G. 2014. *Are large-scale flow experiments informing the science and management of freshwater ecosystems?* Frontiers in Ecology and the Environment 12, 176–185.
34. Paluch, J. 2009. *Wpływ działalności spółek wodnych istniejących w XIX i na początku wieku XX na terenie zlewni rzeki Welny na stan jej hydrografii i stosunków wodnych*. Materiały konferencyjne „Problemy ekologiczne dorzecza rzeki Welny – stan i kierunki działań”. Wągrowiec, s. 2–26.
35. Piniweski, M., Acreman, M.C., Stafford, C.J., Okruszko, T., Giełczewski, M., Teodorowicz, M., Rycharski, M., Oświecimska-Piasko, Z. 2011. *Estimation of Environmental Flows in Semi-Natural Lowland Rivers – the Narew Basin Case Study*. Pol. J. Environ. Stud. 20(5), 1281-1293.
36. Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M. B., Karr, J.R., Richter, B., Sparks, R., Stromberg, J. 1997. *The natural flow regime: a new paradigm for riverine conservation and restoration*. BioScience 47, 769-784.
37. Poff, N.L., Zimmerman, J.K.H., 2010. *Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flow*. Freshwater Biology 55, 194-205.
38. Poff, N.L., Matthews, J.H. 2013. *Environmental flows in the Anthropocene: past progress and future prospects*. Current Opinion in Environmental Sustainability 5, 667–675.

39. Poff, N.L., Tharme, R.E., Arthington, A.H. 2017. *Evolution of environmental flows assessment science, principles, and methodologies*. W: A. Horne, A. Webb, M. Stewardson, B. Richter, M. Acreman (red.), *Water for the environment: Policy, science, and integrated management* (s. 203-236). London: Elsevier Press.
40. Poff, N.L. 2018. *Beyond the natural flow regime? Broadening the hydro-ecological foundation to meet environmental flows challenges in a non-stationary world*. *Freshwater Biology* 63, 1011-1021.
41. Rolls, R.J., Leigh, C., Sheldon, F. 2012. *Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: ecological principles and consequences of alteration*. *Freshwater Science* 31, 1163-1186.
42. Sarremejane, R., Mykrä, H., Huttunen, K., Mustonen, K., Marttila, H., Paavola, R., Sippel, K., Veijalainen, N., Muotka, T. 2018. *Climate-driven hydrological variability determines inter-annual changes in stream invertebrate community assembly*. *Oikos* 127,1586-1595.
43. Schmidt-Kloiber, A., Graf, W., Lorenz, A., Moog, O. 2006. *The AQEM/STAR taxalist – a pan-European macro-invertebrate ecological database and taxa inventory*. *Hydrobiologia* 566, 325-342.
44. Shokoohi, A., Amini, M. 2014. *Introducing a new method to determine rivers' ecological water requirement in comparison with hydrological and hydraulic methods*. *International Journal of Environmental Science Technology* 11, 747-756.
45. Stamou, A., Polydera, A., Papadonikolaki, G., Martínez-Capel, F., Muñoz-Mas, R., Papadaki, Ch., Zogaris, S., Bui, M-D., Rutschmann, P., Dimitriou, E. 2018. *Determination of environmental flows in rivers using an integrated hydrological-hydrodynamic-habitat modelling approach*. *J. Environ. Manage.* 209, 273-285.
46. Statzner, B., Bady, P., Dolédec, S., Schöll, F. 2005. *Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches*. *Freshwater Biology* 50, 2136-2161.
47. Tharme, RE. 2003. *A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers*. *River Research and Applications* 19, 397-441.
48. Theodoropoulos, C., Skoulikidis, N. 2015. *Environmental flows: the European approach through the Water Framework Directive 2000/60/EC*. *Proceedings of the 10th International Congress of the Hellenic Geographical Society*, s. 1140-1152.
49. Theodoropoulos, C., Vourka, A., Skoulikidis, N., Rutschmann, P., Stamou, A. 2018a. *Evaluating the performance of habitat models for predicting the environmental flow requirements of benthic macroinvertebrates*. *Journal of Ecohydraulics* 3(1), 30-44.
50. Theodoropoulos, C., Skoulikidis, N., Rutschmann, P., Stamou, A. 2018b. *Ecosystem-based environmental flow assessment in a Greek regulated river with the use of 2D hydrodynamic habitat modelling*. *River. Res. Applic.* 34(6), 538-547.
51. Theodoropoulos, C, Georgalas, S, Mamassis, N, Stamou, A, Rutschmann, P, Skoulikidis, N. 2018d. *Comparing environmental flow scenarios from hydrological methods, legislation guidelines, and hydrodynamic habitat models downstream of the Marathon Dam (Attica, Greece)*. *Ecohydrology* 11(8), e2019.
52. Tonina, D., Jorde, K. 2013. *Hydraulic Modelling Approaches for Ecohydraulic Studies: 3D, 2D, 1D and Non-Numerical Models*. W: I. Maddock, A. Harby, P. Kemp, P. Wood, *Ecohydraulics : an integrated approach* (s. 31-74). John Wiley & Sons, Ltd, Hoboken, USA.
53. Vimos-Lojano, D., Hampel, H., Vázquez, R.F., Martínez-Capel, F. 2020. *Community structure and functional feeding groups of macroinvertebrates in pristine Andean streams under different vegetation cover*. *Ecohydrology & Hydrobiology* (in press).
54. Waddle, T.J., Holmquist, J.G. 2011. *Macroinvertebrate response to flow changes in a subalpine stream: predictions from two-dimensional hydrodynamic models*. *River Res. Applic.* 29, 366-379.
55. Wallace, J.B., Webster, J.R. 1996. *The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function*. *Annu Rev Entomol.* 41, 115-139.
56. Woodward, G., Bonada, N., Feeley, H.B., Giller, P.S. 2015. *Resilience of a stream community to extreme climatic events and long-term recovery from a catastrophic flood*. *Freshw. Biol.* 60, 2497-2510.
57. Wright, J.F., Blackburn, J.H., Clarke, R.T., Furse, M.T. 1994. *Macroinvertebrate-habitat associations in lowland rivers and their relevance to conservations*. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen* 25, 1515-1518.