

ZASTOSOWANIE WSKAŹNIKÓW BIOLOGICZNYCH DO OCENY WPŁYWU REGULACJI RZEKI NA ZBIOROWISKA ROŚLIN WODNYCH

Marta Stachowiak^{1*}, Liwia Pabijan¹

¹ Instytut Kształtowania i Ochrony Środowiska, Wydział Inżynierii Kształtowania Środowiska i Geodezji, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, pl. Grunwaldzki 24, 50-363 Wrocław

* Autor do korespondencji: marta.stachowiak404@gmail.com

STRESZCZENIE

Celem pracy jest analiza możliwości wykorzystania wskaźników biologicznych do oceny wpływu robót regulacyjnych na zbiorowiska roślin wodnych oraz ocena wpływu czasu, jaki upłynął od wykonania robót na te wskaźniki. Zbadano wpływ na skład jakościowy zbiorowisk roślin wodnych parametrów koryta rzeki i jej strefy przybrzeżnej, które zostały ukształtowane w wyniku prac regulacyjnych. Wskaźnikami biologicznymi oddziaływania regulacji koryta na rośliny wodne były: liczba gatunków, stopień pokrycia dna, wskaźnik różnorodności Schannona-Wienera, wskaźnik równocенności Pielou oraz wskaźnik niedoboru gatunkowego. Na podstawie wyników badań stwierdzono, że regulacja rzeki ma wpływ na rośliny wodne, a analizowane wskaźniki biologiczne mogą być przydatne w ocenie tego wpływu.

Słowa kluczowe: rzeka, rośliny wodne, wskaźniki biologiczne, regulacja rzeki.

APPLYING THE BIOLOGICAL INDICATORS INTO THE EFFECTS ASSESSMENT OF RIVER REGULATION ON THE AQUATIC PLANTS COMMUNITIES

ABSTRACT

This study aims to examine the possibility of using biological indicators, to assess the impact of regulatory works on aquatic plant communities. In addition, it will also conduct an assessment of changes to indicators over time, following works. The analysis focused on the impact of regulatory works on the qualitative composition of aquatic plant communities, as well as parameters of the river bed and its coastal (littoral) zone. The study finds that several biological indicators can function as a measure of impact in relation to regulatory works. These indicators are the number of species, the degree of bottom coverage, the Shannon-Wiener diversity index, the Pielou equality indicator and the species shortage indicator. This study concludes that river regulation can affect aquatic flora, and that the above listed biological indicators may be useful in assessing levels of impact.

Keywords: river, aquatic plants, biological indicators, river regulation.

WSTĘP

W gospodarce rzeki odgrywają ważną rolę, zaopatrują wsie i miasta w wodę pitną oraz wodę dla potrzeb gospodarki i rolnictwa, stanowią podstawę gospodarki stawowej. Cieki o pokaźnych rozmiarach umożliwiają transport wodny pełniąc funkcję dróg żeglugowych [Żelazo i Obidziński, 2009]. Rzeki wykorzystywane są również jako odnawialne źródła energii do zaspokajania potrzeb lokalnych.

Woda może być przyczyną konfliktów, w szczególności tam, gdzie jej brakuje. Jakość życia zależy w sporej mierze od dostępu do czystej wody pitnej, tudzież od wody na potrzeby sanitarne. Rzeki to naturalne rezerwuary wód powierzchniowych. Mogą być zasilane powierzchniowo bądź przez spływy podziemne, ewentualnie przez opady atmosferyczne występujące na terenie zlewni [Podbielkowski i Tomaszewicz, 1996].

Jedną z funkcji, jaką rzeki pełnią w przyrodzie jest tworzenie tzw. korytarzy ekologicz-

nych. Zgodnie z Ustawą o Ochronie Przyrody z 2004 r korytarz ekologiczny to obszar, który ułatwia migrację zwierząt, roślin czy grzybów [Dz.U. 2004 Nr 92 poz. 880]. Rzeki wpływają również na walory krajobrazowe terenów, przez które przepływają. Jednak przede wszystkim rzeki tworzą siedliska dla organizmów zwierzęcych i roślinnych [Ilnicki, 1987].

Rośliny wodne są producentami dostarczającymi substancję organiczną do ekosystemu. Odgrywają ważną rolę w tworzeniu różnorodności środowiska, kształtują warunki środowiskowe: temperaturę, natężenie światła, prędkość przepływu i ruch wody, a także procesy sedymentacji oraz wielkość cząstek substratu [Biggs 1996, Sand-Jensen 1997, Sand-Jensen 1998, Kajak 2001, Vereecken i in. 2006]. Wpływają na bilans tlenu i dwutlenku węgla w wodzie, odczyn wody, stężenie soli mineralnych, a także substancji organicznej rozpuszczonej [Kajak 2001]. Poprzez stabilizację substratu dna i brzegów rzeki, zmniejszają natężenie erozji wodnej [Sand-Jensen, 1998]. Wpływają na zdolność rzeki do samooczyszczania się. Rośliny wodne umożliwiają zasiedlanie rzek przez wiele gatunków bezkręgowców i kręgowców. Są dla nich źródłem pokarmu, schronieniem przed drapieżnikami oraz zbyt silnym prądem wody. Stanowią także miejsce ich rozrodu [Collier 2002, Żelazo i Popek 2002, Vereecken i in. 2006].

Rzeka to złożony system. Między jego elementami istnieją zależności oraz powiązania, przez co ciężko ocenić wpływ pojedynczych elementów na rośliny wodne [Żelazo i Popek, 2002]. Głównym czynnikiem, który wywiera wpływ na zbiorowiska roślin w wodach płynących jest przepływ, a zasadniczo jego prędkość i natężenie [Żelazo i Popek, 2002]. Kolejnym ważnym elementem jest światło, konieczne do życia w ekosystemie. Ilość promieni, które dochodzą do dna, ma znaczenie dla procesów fotosyntezy oraz warunków termicznych [Żelazo i Popek, 2014]. Znaczącym czynnikiem jest temperatura wody w korycie ciekłu. W znacznej mierze zależy ona od promieniowania słonecznego, ale również od temperatury wody, która zasila rzekę [Żelazo i Popek, 2014]. Następnym elementem, który oddziałuje na rośliny wodne jest szerokość dna, która zapewnia miejsce do życia organizmów wodnych. Im jest ona większa, tym większe możliwości zasiedlania rzeki przez rośliny [Żelazo i Popek, 2002]. Na zbiorowiska wodne ma również wpływ głębokość koryta rzeki, decydująca o ilo-

ści światła, które dociera do dna, oddziałując na rozwój roślin [Chambers i Kaiff, 1985]. Elementy te są kształtowane m.in. w wyniku robót regulacyjnych w korytach rzek.

Regulacja rzek zawsze wpływa na rośliny wodne, a jej działanie może mieć charakter pośredni lub bezpośredni. Bezpośrednie oddziaływania mogą powstać przez mechaniczne zniszczenia na skutek wyławiania, tratowania czy wykaszania roślin [Hellsten i Riihimaki, 1996]. Wpływ pośredni opiera się na przeobrażaniu warunków ekosystemu, poprzez zmianę parametrów przekroju podłużnego i poprzecznego, rodzaju podłoża, a także zastosowanie umocnień technicznych [Berenz i in., 2006].

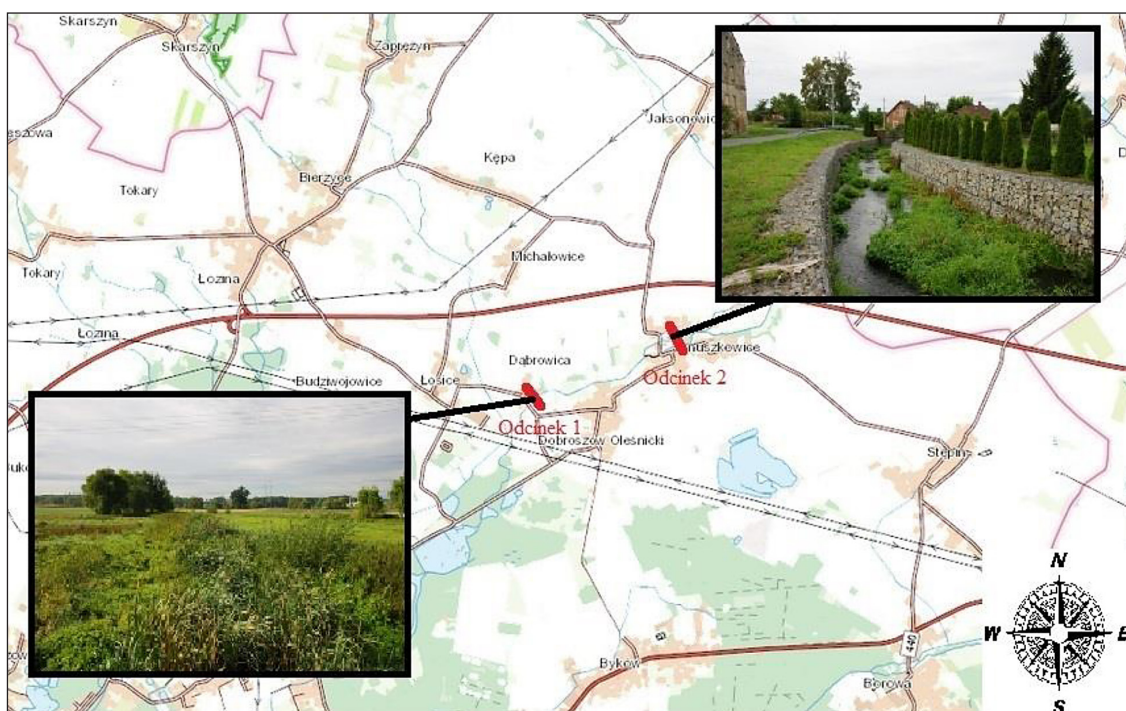
Rośliny wodne są wrażliwe na zmiany zachodzące w środowisku. Dlatego często są wykorzystywane do oceny stopnia przekształceń oraz prognozy przyszłych zagrożeń dla egzystencji gatunków [Fabiszewski, 1985].

Celem pracy jest analiza możliwości wykorzystania wskaźników biologicznych do oceny wpływu robót regulacyjnych na zbiorowiska roślin wodnych. Ponieważ jednym z biologicznych wskaźników oceny stanu ekologicznego są rośliny wodne [Dyrektywa 2000/60/WE], wpływ ten oceniano dla pięciu wskaźników roślinnych. Były to: liczba gatunków roślin wodnych, stopień pokrycia dna, wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera, wskaźnik równocенności Pielou oraz wskaźnik niedoboru gatunkowego. Drugim celem pracy jest ocena wpływu czasu, jaki upłynął od wykonania robót na te wskaźniki.

OBIEKT BADAWCZY

Badania terenowe wykonano na dwóch odcinkach zlokalizowanych na rzece Dobra w obrębie JCWP *Dobra od Jagodnej do Widawy* o kodzie RW60001913689. Zgodnie z typologią rzek reprezentuje ona typ 19 – rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta. Ma status rzeki naturalnej. Odcinki badawcze zlokalizowano w 13+600 oraz 15+400 km biegu rzeki (rys. 1). Zgodnie z metodyką badań [Szoszkievicz i in., 2010] długość każdego odcinka wynosiła 100 m.

Ze względu na niewielką odległość między odcinkami, warunki klimatyczne, geologiczne i glebowe były porównywalne. W strefach przybrzeżnych tych odcinków występowały użytki rolne. W czasie badań terenowych nie stwierdzono zanieczyszczenia wód ściekami bytowo-gospodarczymi ani przemysłowymi.



Rys. 1. Lokalizacja odcinków badawczych [opracowanie własne na podstawie <http://mapy.geoportal.gov.pl>]

Odcinki różniły się stopniem przekształcenia antropogenicznego. Koryto w km 15+400 zostało przekształcone na skutek działań podjętych przez Dolnośląski Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych we Wrocławiu, zakończonych w 2007 roku. Zakres prac przedstawiono w tabeli 1. Na drugim odcinku nie zostały poprowadzone żadne prace regulacyjne.

METODYKA

Badania terenowe wykonano w trzech okresach badawczych. Były to sezony wegetacyjne 2007, 2011 oraz 2015 roku. Badania obejmowały pomiar i ocenę elementów technicznych koryta, które ukształtowane zostały w wyniku prac regulacyjnych oraz ocenę składu ilościowego i jakościowego roślin wodnych na odcinkach badawczych.

Na obu odcinkach wykonano pomiar i ocenę elementów technicznych koryta, takich jak:

głębokość, szerokość dna, rodzaj umocnienia skarp i dna, stopień zacienienia oraz zagospodarowanie strefy przybrzeżnej. Szerokość i głębokość mierzone były w przekrojach poprzecznych rozmieszczonych co 10 m na całej długości odcinków badawczych. Na tej podstawie obliczono wartość średnią dla całego odcinka. W tych samych przekrojach oceniano rodzaj umocnienia skarp oraz substrat dna. Stopień zacienienia koryta przeprowadzono w połowie długości badanego odcinka w południe. Oceny dokonano w 5-stopniowej skali (tabela 2). Zagospodarowanie strefy przybrzeżnej oceniano oddzielnie dla każdego brzegu. Za strefę przybrzeżną przyjęto pas o szerokości 50 m od szczytu skarpy.

Do ilościowej i jakościowej oceny roślin wodnych na odcinkach badawczych zastosowano Makrofitową Metodą Oceny Rzek [Szoszkiewicz i in., 2010]. Wykonywane badania roślin wodnych polegały na identyfikacji gatunków, które występowały na odcinku badawczym oraz

Tabela 1. Zakres robót regulacyjnych na odcinkach badawczych

Nr odcinka badawczego	Km biegu rzeki	Substrat dna	Zakres robót regulacyjnych
1	13+600	Piasek pokryty warstwą mułu	Brak robót regulacyjnych
2	15+400	Piasek/ Żwir	Wykoszenie roślinności w strefie przybrzeżnej i na skarpach, pogłębienie koryta, ukształtowanie przekroju poprzecznego ze skarpami pionowymi, umocnienie skarp za pomocą gabionów siatkowo kamiennych.

Tabela 2. Pięciodziestopniowa skala zacienienia

Stopień	Skala zacienienia
0	brak zacienienia
1	zacienienie poniżej 25% powierzchni lustra wody
2	zacienienie 25 - 50% powierzchni lustra wody
3	zacienienie 50 - 75% powierzchni lustra wody
4	zacienienie powyżej 75% powierzchni lustra wody

Tabela 3. Współczynnik stopnia pokrycia dna z odpowiadającym mu udziałem procentowym [Szoszkiewicz i in., 2010]

Współczynnik pokrycia dna	Udział procentowy w pokryciu [%]
1	<0,1
2	0,1 - 1
3	1 - 2,5
4	2,5 - 5
5	5 - 10
6	10 - 25
7	25 - 50
8	50 - 75
9	75 - 100

na określenie stopnia pokrycia przez nie dna. Oznaczenia dokonano w terenie, wykonując inwentaryzację roślin naczyniowych, uwzględniając rośliny zakorzenione pod wodą przez 90% swojego okresu wegetacji. Dla każdego ze zinwentaryzowanych gatunków określono stopień pokrycia dna. Zastosowano dziewięciodziestopniową skalę, która została przedstawiona w tabeli 3 [Szoszkiewicz i in., 2010].

Na podstawie wyników badań terenowych obliczono wskaźniki biologiczne:

- różnorodności gatunkowej Shannona-Wienera,
- równocенności Pielou,
- niedoboru gatunkowego.

Wskaźnik Shannona-Wienera obliczono na podstawie wzoru [Schaumburg i in. 2006]:

$$H = - \sum_{i=1}^s (N_i * \ln N_i) \quad (1)$$

gdzie: H – wskaźnik różnorodności gatunkowej, s – liczba gatunków roślin wodnych na stanowisku badawczym,

N_i – wskaźnik liczony ze wzoru:

$$N_i = \frac{Q_i}{Q} \quad (2)$$

gdzie: Q_i – sześcienn wartości stopnia pokrycia dna przez rośliny i-tego gatunku, Q – sześcienn wartości stopnia pokrycia dna przez rośliny wszystkich gatunków.

Wskaźnik Pielou obliczono ze wzoru [Pielou, 1974]:

$$J = \frac{H}{H_{max}} \quad (3)$$

gdzie: J – wskaźnik równocенności Pielou, H – wskaźnik różnorodności gatunkowej, H_{max} – wskaźnik maksymalnej różnorodności gatunkowej, który oblicza się ze wzoru [Solon, 2002]:

$$H_{max} = \log_2 S \quad (4)$$

gdzie: S – liczba gatunków.

Wskaźnik niedoboru gatunkowego obliczono ze wzoru [Schmidt i Herrbach, 1990]:

$$F = 100\% * \frac{A_{max} - A_x}{A_{max}} \quad (5)$$

gdzie: F – wskaźnik niedoboru gatunkowego, A_x – liczba gatunków na danym odcinku badawczym,

A_{max} – maksymalna liczba gatunków ze wszystkich odcinków badawczych.

WYNIKI

W tabeli 4 przedstawiono wyniki badań abiotycznych elementów koryta na obu odcinkach koryta rzeki Dobra wraz ze strefami przybrzeżnymi badanych odcinków. Większą szerokością cechował się odcinek 2. Szerokość dna odcinka 1 była prawie o połowę mniejsza. Również głębokość koryta była większa na odcinku przekształconym, nr 2. Dno na odcinku 1 pokryte było piaskiem i warstwą mułu. Skarpy nie były umocnione. Odcinek ten charakteryzował się brakiem zacienienia. Substrat dna na odcinku 2 stanowił piasek i żwir. Skarpy umocnione były gabionami siatkowo kamiennymi, a zacienienie oszacowano na mniejsze niż 25% powierzchni lustra wody. Strefy przybrzeżne na obu odcinkach użytkowane były w podobny sposób

Na odcinkach badawczych zinwentaryzowano łącznie 19 gatunków roślin wodnych (tab. 5). Na obu odcinkach wystąpiło 11 gatunków, różniących się stopniem przekształcenia. Były to: taśma (*Enteromorpha sp.*), krótkosz strumieniowy (*Brachythecium rivulare*), potocznik

Tabela 4. Elementy abiotyczne koryta rzeki Dobrej na odcinkach badawczych

Parametr	Odcinek 1 Km 13+600	Odcinek 2 Km 15+400
Szerokość dna [m]	3,0	5,6
Głębokość koryta [m]	1,2	1,8
Substrat dna	piasek pokryty warstwą mułu	piasek/ żwir
Umocnienie skarp	brak umocnień	gabiony siatkowo-kamienne
Strefa przybrzeżna – brzeg prawy	łąki użytkowane ekstensywnie	łąki użytkowane ekstensywnie
Strefa przybrzeżna – brzeg lewy	zabudowa miejska i podmiejska	zabudowa miejska i podmiejska
Zacienienie	0	1

Tabela 5. Gatunki roślin wodnych oraz stopień pokrycia dna na odcinkach badawczych w sezonach wegetacyjnych 2007, 2011 i 2015 r.

Gatunek		Stopień pokrycia dna					
		Km 13+600			Km 15+400		
Nazwa łacińska	Nazwa polska	2007	2011	2015	2007	2011	2015
<i>Enteromorpha sp.</i>	Taśma	4	4	3	2	2	4
<i>Brachythecium rivulare</i>	Krótkosz strumieniowy	3	4	5	2	3	4
<i>Berula erecta</i>	Potocznic wąskolistny	2	2	2	4	4	5
<i>Callitriche sp.</i>	Rzęśl				4		
<i>Elodea canadensis</i>	Moczarka kanadyjska		4	6	5	7	7
<i>Lemna minor</i>	Rzęsa drobna	4	3	4			
<i>Myostis palustris</i>	Niezapominajka wodna	2	3				4
<i>Phalaris arundinacea</i>	Mozga trzcinowata	7	7				
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Strzałka wodna	8	6			4	
<i>Sparganium emersum</i>	Jeżogłówka pojedyncza	8	8	8		3	
<i>Sparganium erectum</i>	Jeżogłówka gałęzista	3	4	5			4
<i>Typha angustifolia</i>	Pałka wąskolistna	6	6	6			
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Rdestnica grzebieniasta					4	
<i>Cladophora sp.</i>	Gałęzatka						4
<i>Butomus umbellatus</i>	Łączęń baldaszkowy			3			5
<i>Glyceria maxima</i>	Manna mielec			4			
<i>Mentha aquatica</i>	Mięta wodna			3			6
<i>Phragmites australis</i>	Trzcina pospolita			5			
<i>Potamogeton crispus</i>	Rdestnica kędzierzawa			5			2
Łącznie:		10	11	13	5	7	10
Pokrycie dna przez wszystkie rośliny:		9	9	9	7	7	8

wąskolistny (*Berula erecta*), moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis*), łączęń baldaszkowy (*Butomus umbellatus*), mięta wodna (*Mentha aquatica*), niezapominajka wodna (*Myostis palustris*), strzałka wodna (*Sagittaria sagittifolia*), jeżogłówka pojedyncza (*Sparganium emersum*), jeżogłówka gałęzista (*Sparganium erectum*), rdestnica kędzierzawa (*Potamogeton crispus*). Trzy gatunki wystąpiły na obu odcinkach we wszystkich okresach badawczych, były to: taśma, krótkosz strumieniowy, potocznic wąskolistny.

Największym stopniem pokrycia spośród wszystkich gatunków charakteryzowała się jeżogłówka pojedyncza.

Największą liczbę gatunków roślin wodnych (13) na odcinku 1 odnotowano w roku 2015. Odcinek ten jest nieprzekształcony oraz nie posiada żadnych umocnień skarp. Liczba gatunków roślin wodnych na tym odcinku wzrastała w kolejnych cyklach badawczych, w roku 2007 wynosiła 10, a w roku 2011 - 11. Największy udział w pokryciu dna koryta rzeki Dobra miała strzałka wodna

oraz jeżogłówka pojedyncza. Pozostałe rośliny charakteryzowały się stopniem pokrycia od 2 do 7. Stopień pokrycia dna w latach 2007, 2011 oraz 2015 przez rośliny wodne na odcinku 1 wynosił 9, co oznacza, że ponad 75% powierzchni dna pokryte było przez rośliny wodne.

Maksymalną liczbę gatunków roślin wodnych na odcinku 2, przekształconym na skutek robót regulacyjnych, zinventaryzowano również w roku 2015, wynosiła ona 10. Również na tym odcinku zaobserwowano tendencję zwiększania się liczby gatunków wraz z upływem czasu. W roku 2007 liczba gatunków wynosiła 5, a w roku 2015 – 7. Stopień pokrycia dna przez rośliny wodne w roku 2007 oraz 2011 wynosił 7, a w roku 2015 – 9.

Kolejną tendencją, którą zaobserwowano na obu odcinkach były zmiany składu zbiorowisk roślinnych w kolejnych cyklach badań. Oprócz pojawiania się nowych gatunków, zauważono również utratę niektórych taksonów. Na odcinku 1 (nieprzekształconym) w ostatnim roku badań zaobserwowano zanik takich gatunków jak moga trzciniowa czy niezapominajka wodna. Nowe gatunki, jakie oznaczano, to: łączeń baldaszkowy, mięta wodna oraz trzcina pospolita. W przypadku jednego gatunku – taśmy, zaobserwowano zmniejszenie wielkości pokrycia dna. Wzrost pokrycia dna odnotowano w przypadku: krótkosza strumieniowego, moczarki kanadyjskiej i jeżogłówki gałęzistej.

Na odcinku 2, uregulowanym, o skarpach umocnionych koszami siatkowo-kamiennymi, zestawiając rok 2015 z 2007 zaobserwowano zanik takich gatunków, jak rzęśl czy strzałka wodna. Wśród nowych gatunków, jakie oznaczano można wymienić: jeżogłówkę gałęzi-

stą, niezapominajkę wodną oraz mięte wodną. Wzrost wielkości pokrycia dna cechował takie gatunki, jak: taśma, krótkosz strumieniowy i potocznik wąskolistny.

W celu oceny wpływu robót regulacyjnych na skład jakościowy i ilościowy zbiorowisk roślin wodnych, a także oceny wpływu czynnika czasu na te zbiorowiska, dla każdego odcinka badawczego w poszczególnych latach obliczono wskaźniki biologiczne. Wyniki obliczeń przedstawiono na rysunkach 2–4.

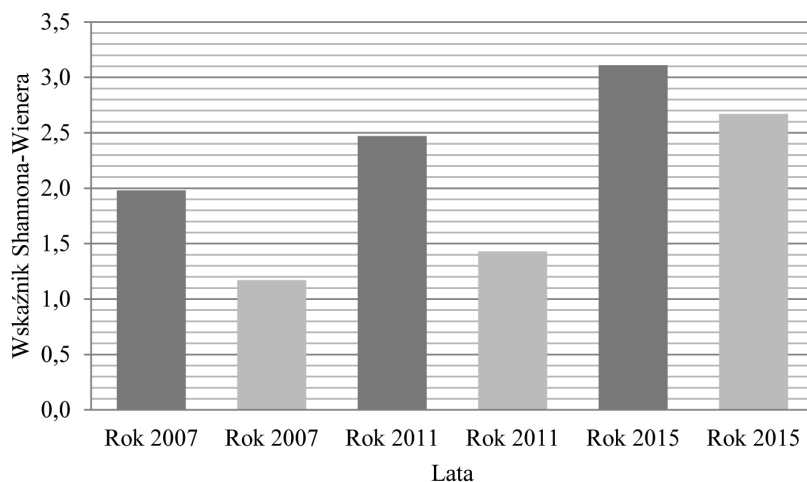
Wskaźnik Shannona-Wienera na odcinku 1 (nieuregulowanym) osiągnął wartość najwyższą w roku 2015, wynosiła ona 3,11. Wskaźnik ten od roku 2007, w którym wynosił 1,98, stopniowo wzrastał w kolejnych sezonach badawczych.

Na odcinku 2 (uregulowanym) wskaźnik ten osiągnął najwyższą wartość (2,69) również w roku 2015. Tendencja w przypadku tego indeksu była podobna jak na odcinku nieuregulowanym. Najniższą wartość odnotowano w roku 2007, co wiązać można z wykonaniem robót regulacyjnych.

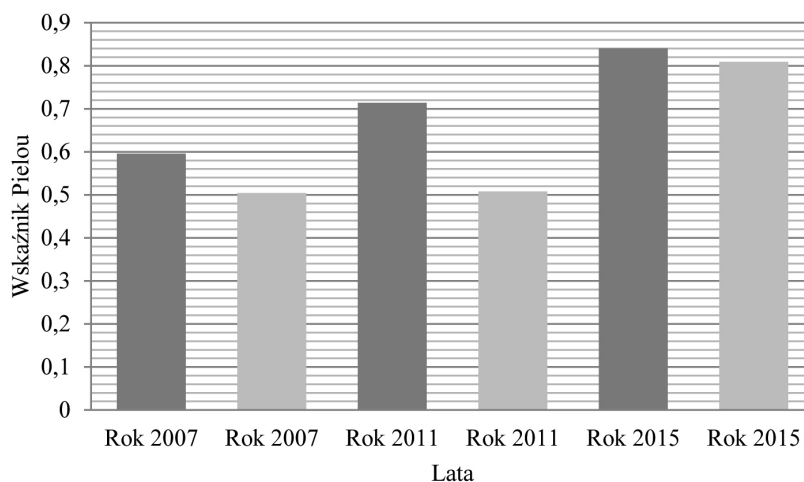
Wartości wskaźnika równocенności Pielou na odcinkach badawczych w kolejnych sezonach przedstawiono na rysunku 3.

Na nieuregulowanym odcinku 1, indeks Pielou uzyskał wartość najwyższą, w roku 2015. Jego wartość wynosiła 0,84. Wskaźnik równocенności od roku 2007, w którym wynosił 0,59, wzrastał w kolejnych latach.

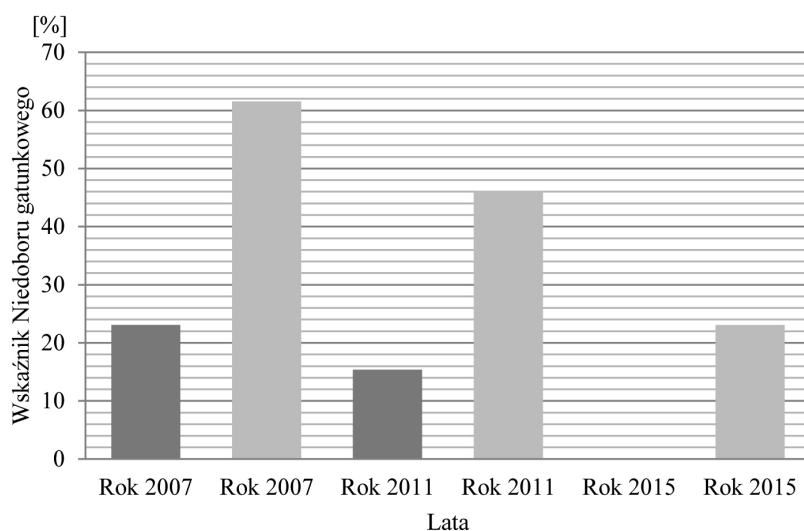
Na uregulowanym odcinku nr 2 indeks ten także osiągnął wartość najwyższą w roku 2015 – 0,81. Tendencja w przypadku tego wskaźnika była zbliżona jak na odcinku nieuregulowanym. Najniższą wartość odnotowano w roku 2007, w kolejnych latach obserwowano jej wzrost.



Rys. 2. Wskaźnik Shannona-Wienera na odcinkach badawczych w poszczególnych latach



Rys. 3. Wskaźnik Pielou na odcinkach badawczych w poszczególnych latach



Rys. 4. Wskaźnik niedoboru gatunkowego na odcinkach badawczych w poszczególnych latach

Wyniki obliczeń wskaźnika niedoboru gatunkowego przedstawiono w postaci graficznej na rysunku 4.

Na nieregulowanym odcinku 1, indeks niedoboru gatunkowego uzyskał najwyższą wartość w roku 2007, która wynosiła 23,08%. Wskaźnik niedoboru gatunkowego od roku 2011, w którym wynosił 15,38%, stopniowo malał.

W obliczeniach indeksu niedoboru gatunkowego na odcinku 2 (uregulowanym) jako punkt odniesienia przyjmowano liczbę gatunków roślin wodnych na odcinku 1 w roku 2015. Wskaźnik uzyskał najwyższą wartość w roku 2007, stanowił 61,54%. Wynikało to z faktu, że koryto zostało rok wcześniej uregulowane. Indeks niedoboru gatunkowego od roku 2007 stopniowo malał, co dowodzi regeneracji zbiorowisk roślin wodnych. W roku 2011 wskaźnik wynosił już 46,15%, a w roku 2015 równał się 23,08%.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Podczas badań na dwóch odcinkach o różnym stopniu przekształcenia koryta, w latach 2007, 2011 i 2015, zewidencjonowano łącznie 19 gatunków roślin wodnych. Wśród nich 10 wystąpiło na obu odcinkach.

Najwięcej gatunków roślin wodnych oznaczono na odcinku nieregulowanym w ostatnim roku badań. Na odcinku uregulowanym liczba gatunków roślin wodnych była niższa. Najmniejszy stopień pokrycia dna przez rośliny zaobserwowano na odcinku przekształconym, bezpośrednio po zakończeniu robót regulacyjnych (rok 2007).

Wpływ prac regulacyjnych na zbiorowiska roślin wodnych widoczny jest również w wartościach pozostałych analizowanych wskaźników biologicznych. Wskaźnik Shannona-Wienera uzyskał znacznie wyższe wartości na odcinku nie-

uregulowanym niż uregulowanym. Na odcinku nieuregulowanym wskaźnik ten wzrastał w kolejnych latach. Wskaźnik Pielou również najwyższe wartości osiągnął na odcinku nieuregulowanym.

Na podstawie przeprowadzonych badań i analiz, sformułować można poniższe wnioski:

1. Roboty regulacyjne powodują zachwianie równowagi biologicznej ekosystemu wodnego, powodując zmiany w składzie jakościowym i ilościowym zbiorowisk roślin wodnych.
2. Wraz z upływem czasu, bez względu na to, czy koryto jest przekształcone czy nie, następuje w nim rozwój roślin wodnych. Dochodzi do zarastania koryta przez istniejące w nim gatunki, pojawiania się nowych gatunków, a także zaniku niektórych z nich.
3. Analizowane wskaźniki biologiczne mogą być przydatne w analizach dotyczących zagrożeń ekosystemu koryta cieków. Każdy z nich wykazał, że rośliny wodne są podatne na działania techniczne w korycie cieków. Wskazały one również na dynamiczny charakter ekosystemu wodnego, zarówno przekształconego w następstwie przeprowadzonych prac, jak i nieprzekształconego.

BIBLIOGRAFIA

1. Biggs B.J.F., 1996. Hydraulic habitat of plants in streams. *Regulated Rivers: Research and Management*, 12, 131-144.
2. Chambers P.A., Kaiff J., 1985. Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Canad. J. Fisher. Aquat. Sci.*, 42, 701-709.
3. Collier K.J., 2002. Effects of flow regulation and sediment flushing on instream habitat and benthic invertebrates in a New Zealand River influenced by a volcanic eruption. *River Research and Application*, 18, 213-226
4. Fabiszewski J., 1985. Szata roślinna, Karkonosze Polskie. – Zakład Narodowy im. Ossolińskich, Wyd. PAN, Wrocław, 191-235.
5. Hellsten S., Riihimaki J., 1996. Effects of lake water level regulation on the dynamics of aquatic macrophytes in northern Finland, *Hydrobiologia*, 340, 85-92.
6. Ilnicki P., 1987. Ekologiczne podstawy ochrony biotopów cieków wodnych. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie*, 10, 264-267.
7. Kajak Z., 2001. *Hydrobiologia – limnologia: ekosystemy wód śródlądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN Warszawa.
8. Pielou E.C., 1974. *Population and community ecology: principles and methods*. Gordon and Breach, Nowy Jork.
9. Podbielkowski Z., Tomaszewicz H., 1996. *Zarys hydrobotaniki*. PWN Warszawa.
10. Sand-Jensen K., 1997. Macrophyte as biological engineers in the ecology of Danish streams. *Freshwater Biology. Priorities and Development in Danish Research*. The Freshwater Biological Laboratory, University of Copenhagen and G.E.C. Gad Publishers Ltd., Copenhagen, 74-101.
11. Sand-Jensen K., 1998. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology*, 39(4), 663-679
12. Schaumburg, J., Schranz, C., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A., Foerster, J. 2006. Handlungsanweisungen für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München.
13. Schmidt W.D., Herrbach W., 1990. Mess-Und Beurteilungsverfahren. *Gewässer und Umwelt, Regierung von Unterfranken, Würzburg*.
14. Solon, G., 2002. Cross-Country Differences in Intergenerational Earnings Mobility. *Journal of Economic Perspectives*, 16, 59-66.
15. Szoszkiewicz K., Zbierska J., Jusik S., Zgoła T., 2010. *Makrofitowa Metoda Oceny Rzek*. Podręcznik metodyczny do oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód płynących w oparciu o rośliny wodne. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
16. Vereecken H., Baetens J., Viaene P., Mostaert F., Meire P., 2006. Ecological management of aquatic plants: effects in lowland streams. *Hydrobiologia*, 570, 205-210.
17. Żelazo J., Popek Z., 2002. *Podstawy renaturyzacji rzek*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, ss. 320.
18. Żelazo J., Obidziński A., 2009. *Inwentaryzacja i waloryzacja przyrodnicza*. Wydawnictwo SGGW.
19. Żelazo J., Popek Z., 2014. *Podstawy renaturyzacji rzek*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, ss. 88.
20. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego w Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej Dz.Urz. WE 327 z 22.12.2000.
21. Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. O ochronie przyrody Dz.U. 2004 Nr 92, poz .880 art. 5 pkt. 2.