

## PROBLEMY Z WYKORZYSTANIEM METOD HABITATOWYCH DO OPRACOWANIA FORMUŁY HYDROLOGICZNEJ UMOŻLIWIAJĄCEJ WYZNACZENIE PRZEPIŁYWU ŚRODOWISKOWEGO KORYTOWEGO – WSTĘPNA ANALIZA

Paweł Madej<sup>✉</sup>, Jerzy Grela

MGGP S.A., ul. Juliusza Lea 112, 33-133 Kraków

### ABSTRAKT

#### Cel pracy

Celem artykułu jest dyskusja nad pomysłem wykorzystania klasyfikacji biotycznej cieków i metod habitatowych do opracowania uproszczonych formuł hydrologicznych umożliwiających wyznaczenie przepływów środowiskowych korytowych. Badane jest dopasowanie takiego rozwiązania do reżimu hydrologicznego cieków i praktyczne możliwości wdrożenia formuł z uwagi na stan opomiarowania cieków.

#### Materiał i metody

W analizie wykorzystano materiał badawczy z dwóch projektów mających na celu opracowanie metody wyznaczania przepływów środowiskowych w Polsce oraz dane pomiarowe IMGW PIB. Jako podstawę dla porównania zmienności przepływów w ciekach jednego typu wykorzystano dane pomiarowe IMGW PIB z okresu 1987–2016 dla 345 wodowskazów, dla których dokonano porównania relacji przepływów średnich niskich do przepływów średnich. Dla uzupełnienia powyższej analizy dokonano porównania rozkładu czasowego przepływów niskich w ciągu roku dla 34 odcinków badawczych, opierając się na ciągach wieloletnich przepływów oraz ocenie gęstości sieci pomiarowej dla poszczególnych typów cieków.

#### Wyniki i wnioski

Duże zróżnicowanie relacji SNQ do SSQ i duże różnice w zmienności przepływów niskich w trakcie roku, w ramach jednego typu cieków, pokazują, że zastosowanie formuły hydrologicznej uśredniającej to zróżnicowanie może prowadzić do istotnych zawyżeń lub zaniżeń wartości przepływu środowiskowego korytowego na ciekach odstających od średniej dla typu. Poszczególne typy różnią się też znacznie pod względem liczebności i stanu opomiarowania cieków, a formuły oparte na charakterystykach rocznych mogą dawać istotnie różne wartości od tych opartych na charakterystykach sezonowych.

**Słowa kluczowe:** przepływ środowiskowy, metody habitatowe, formuła hydrologiczna, klasyfikacja cieków

### WPROWADZENIE

Dyson, Bergkamp, i Scanlon (2008) definiują przepływ środowiskowy jako reżim wodny zapewniony w celu utrzymania ekosystemów i korzyści z nich wynikają-

cych tam, gdzie występuje konkurencja w dostępie do zasobów wodnych i możliwość regulacji przepływu. Stan ekologiczny cieków zależy w dużym stopniu od parametrów hydromorfologicznych (Radecki-Pawlik, 2011), w tym morfologii koryta i kształtującego ją reżi-

<sup>✉</sup>e-mail: [pawel.madej@mggp.com.pl](mailto:pawel.madej@mggp.com.pl)

mu hydrologicznego ciek, dlatego przepływ środowiskowy jest istotnym elementem wspierającym utrzymanie wysokiej jakości ekologicznej ekosystemów wodnych. W praktyce wyznaczania przepływów środowiskowych odnosimy się do wybranych cech reżimu hydrologicznego ciek: przepływu minimalnego, występowania oraz częstotliwości niżówek i wezbrań etc., formułując dla nich wymagania np. ograniczenia dla ich modyfikacji.

Istnieje wiele metod wyznaczania przepływów środowiskowych i ich różne klasyfikacje. Według Tharme (2003) metody określania przepływów środowiskowych dzielą się na 4 grupy: hydrologiczne, hydrauliczne, habitatowe i holistyczne. Inną klasyfikację zaproponowali Acreman i Dunbar (2004) – mamy podział metod na reguły praktyczne oparte na wskaźnikach wprowadzanych do tabel (*look-up tables*), analizy kameralne, analizy funkcjonalne i modelowanie hydrauliczno-habitatowe, a elementy holistyczne mogą występować w każdej z nich. Rodzaje stosowanych metod zależą często od skali problemu, np. do analiz w skali mikro częściej stosujemy modelowanie, podczas gdy analizy na poziomie krajowym wykorzystują metody uproszczone, mogące korzystać z generalizacji wyników badań w skali mikro. To ostatnie rozwiązanie ukierunkowane na określenie dolnego ograniczenia przepływu, poniżej którego pobór wody z rzeki jest zabroniony, jest przedmiotem niniejszej pracy. Element ten, nazywany przepływem środowiskowym korytowym, jest odpowiednikiem przepływu nienaruszalnego.

W Polsce opracowano wiele metod wyznaczania przepływu nienaruszalnego. Przeglądu tych metod dokonano m. in. w pracy Witowski i in. (2008), a porównania ich wyników dla konkretnych zlewni m. in. w pracy Pusłowska-Tyszewska i Tyszewski (2014), Młyński i in. (2015).

Analizowana tu metoda jest rezultatem prowadzonych w Polsce, w latach 2014–2018, na zlecenie Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej, projektów mających na celu opracowanie metody wyznaczania przepływów środowiskowych. W pierwszym z nich (KZGW, 2015a) zaproponowano uproszczoną formułę hydrologiczną, w której przepływ środowiskowy korytowy jest uzależniony od iloczynu przepływu średniego niskiego SNQ i zróżnicowanych w roku współczynników. Współczynniki te wyznaczono na podstawie badań tereno-

wych przy użyciu modelu habitatowego MesoHAB-SIM (Parasiewicz i in., 2013, 2018), uwzględniającego uwarunkowania środowiskowe rozwoju i bytowania ichtiofauny. Drugi projekt miał na celu weryfikację i kalibrację przyjętej formuły oraz analizę możliwości uwzględnienia w tej metodzie warunków bytowania makrobentosu (KZGW 2017, 2018a, 2018b).

Zaproponowany w (KZGW 2015a) wzór na uproszczony przepływ środowiskowy dla bioperiodu, w wybranym przekroju badanej zlewni wygląda następująco:

$$Q_{\text{środ}_b} = p_{b,t} \times SNQ_b \quad (1)$$

gdzie:

- $Q_{\text{środ}_b}$  – przepływ środowiskowy w analizowanym przekroju kontrolowanego odcinka ciek dla bioperiodu ‘b’,
- $p_{b,t}$  – wartość współczynnika w bioperiodzie ‘b’ dla rzeki typu ‘t’ ustalona na bazie badań pilotażowych,
- $SNQ_b$  – przepływ średni niski w bioperiodzie ‘b’ w analizowanym przekroju, [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ ].

Ponieważ w zlewniach niekontrolowanych obliczenie  $SNQ_b$  może być bardzo trudne, jako potencjalną aproksymację do tego samego celu zaproponowano wykorzystanie wartości SNQ rocznego, uzyskanego wybraną metodą przenoszenia informacji hydrologicznej, wyznaczając dla tej charakterystyki alternatywny dla współczynnika  $p_{b,t}$  zestaw wartości współczynnika  $p'_{b,r}$ . Formuła przyjmuje w tym przypadku postać:

$$Q_{\text{środ}_b} = p'_{b,r} \times SNQ \quad (2)$$

Rozwiązanie to, które możemy zaklasyfikować jako metodę hydrologiczną lub regułę praktyczną, jest zbliżone do uproszczonej metody Kostrzewy wg kryterium hydrobiologicznego i kryterium rybacko-wędkarskiego (Kostrzewa, 1977), inny jest jedynie sposób określenia jej współczynników.

Do podziału rzek na typy wykorzystano nową typologię wód powierzchniowych opracowaną dla celów aktualizacji PGW (KZGW, 2015b). Klasyfikacja jednolitych części wód powierzchniowych (JCWP) obejmuje 20 typów abiotycznych, a równolegle występują podziały na typy biotyczne związane z ichtiofauną,

makrobezkręgowcami bentosowymi i makrofitami. 2 z tych klasyfikacji biotycznych zostały wykorzystane w ww. pracach mających na celu opracowanie metody wyznaczania przepływów środowiskowych. Powiązanie między wykorzystanymi typami bioce-notycznymi, a klasyfikacją abiotyczną przedstawiono w tabeli 1.

Identyfikację parametrów ww. formuły przeprowadzono w ramach prac KZGW (2017, 2018a,b). Oparto się na badaniach terenowych w 34 odcinkach badawczych, uzyskując uśrednione w typach ichtiologicznych i makrobentosowych zestawy współczynników  $p_{b,t}$  i  $p'_{b,t}$ . Wyniki tych prac wskazują jednak, że rozrzut wartości współczynnika w ramach pojedynczego typu

biotycznego i bioperiodu jest w większości przypadków duży (por. Grela i Madej, 2019a) i uśrednianie go jest ryzykowne, bo może prowadzić do nieracjonalnych wartości przepływu środowiskowego korytowego, podobnie jak to ma miejsce przy zastosowaniu metody parametrycznej Kostrzewy. Stosując ww. formułę w obliczeniach przepływu środowiskowego dla 345 przekrojów wodowskazowych w niektórych przypadkach uzyskiwano wartości przekraczające SSQ, a z drugiej strony dla metody Kostrzewy wartości poniżej NNQ (KZGW, 2018b; Grela i Madej, 2019b). Rodzi to pytanie o to, jaka klasyfikacja cieków powinna być podstawą takich rozwiązań jak zaproponowana formuła.

**Tabela 1.** Typologia cieków z 2015 r.

**Table 1.** Typology of watercourses from 2015

Kod liczbowy	Kod typu	Nazwa typu	Typ biocenotyczny	
			Makrobezkręgowce bentosowe	Ictiofauna
1	PGT	Potok tatrzański	I	1
2	PGS	Potok sudecki	II	1
3	RW_krz	Potok lub mała rzeka wyżynna na podłożu krzemianowym	II	1
4	RWf_krz	Potok lub mała rzeka fliszowa o charakterze krzemianowym	III	2
5	RsW_krz	Średnia rzeka na podłożu krzemianowym	II	1
6	RW_wap	Potok lub mała rzeka wyżynna na podłożu węglanowym	III	1
7	RWf_wap	Potok lub mała rzeka fliszowa o charakterze węglanowym	III	2
8	RsW_wap	Średnia rzeka na podłożu węglanowym	III	1
9	PN	Potok lub strumień nizinny	V	3
10	PNp	Potok lub strumień nizinny piaszczysty	IV	3
11	RzN	Rzeka nizinna	V	4
12	RwN	Wielka rzeka nizinna	V	4
13	PN_uj	Potok lub strumień przyujściowy pod wpływem wód słonych	V	6
14	RzN_uj	Rzeka przyujściowa pod wpływem wód słonych	V	6
15	P_org	Potok lub struga w dolinie o dużym udziale torfowisk	VI	6
16	Rz_org	Rzeka w dolinie o dużym udziale torfowisk	VI	6
17	P_poj	Potok w systemie rzeczno-jeziorowym Pojezierzy	VI	6
18	R_poj	Rzeka w systemie rzeczno-jeziorowym Pojezierzy	VI	6
19	Pl_poj	Potok w systemie rzeczno-jeziorowym Pojezierzy łososiowy	VI	5
20	Rl_poj	Rzeka w systemie rzeczno-jeziorowym Pojezierzy łososiowa	VI	5

Źródło: opracowanie własne na podstawie (KZGW, 2015b).

## **KLASYFIKACJE CIEKÓW STOSOWANE W METODACH WYZNACZANIA PRZEPIWÓW ŚRODOWISKOWYCH**

Rozwiązania oparte na klasyfikacji cieków i ustaleniu dla każdej z grup cieków poziomów zaburzeń reżimu hydrologicznego dopuszczalnych ze względu na skutki ekologiczne, stosuje się w metodach wyznaczenia przepływów środowiskowych na poziomie regionalnym lub krajowym. Często podstawą podziału cieków na klasy są analizy wskaźników hydrologicznych. Takie kompleksowe analizy są np. podstawą Hydroecological Integrity Assessment Process (Henriksen i in., 2006) metody, w której zarówno klasyfikacja cieków, jak i ograniczenia dla modyfikacji reżimu hydrologicznego oparte są na wskaźnikach hydrologicznych, przy czym drugi z elementów może być uzupełniony analizami zależności między cechami reżimu hydrologicznego a stanem elementów biologicznych cieku. Zgodnie z tą metodą w USA zdiagnozowano 6 typów cieków na poziomie kraju, ale już implementacja metody na poziomie stanu New Jersey skutkowałą modyfikacją ww. typologii (Kennen, Henriksen i Nieswand, 2007). Zdiagnozowano 4 typy cieków, w tym 2 pasujące do klasyfikacji na poziomie krajowym. Również w metodzie ELOHA (Poff i in., 2010), gdzie ograniczenia dla zmian w reżimie hydrologicznym cieków określa się, biorąc pod uwagę ich wpływ na stan ekologiczny, klasyfikacja cieków ma za podstawę analizę podobieństw w reżimie hydrologicznym. Zadanie to jest uznawane za najbardziej pracochłonny element tej metody. Mamy też przykłady prób wykorzystania klasyfikacji biotycznych przy określaniu przepływów środowiskowych, jak to miało miejsce w Wielkiej Brytanii (Acreman i in., 2008), gdzie analizowano klasyfikacje oparte na makrobezkręgowcach bentosowych, makrofitach i ichtiofaunie. Ale również i w tym przypadku końcowa klasyfikacja bazująca na fizycznych charakterystykach zlewni, takich jak powierzchnia zlewni, odpływ średni roczny i współczynnik odpływu podziemnego bliższa jest klasyfikacji hydrologicznej niż biotycznej. Klasyfikacja hydrologiczna cieków jest stosowana najczęściej, co wynika z rozpoznania, że przepływ jest silnie powiązany z wieloma krytycznymi elementami fizykochemicznymi rzek, takimi jak: geomorfologia koryta czy temperatura i natlenienie wody i może być uważany za główny czynnik

wpływający na liczebność i różnorodność życia biologicznego.

Klasyfikacje abiotyczne stosowane w ramowej dyrektywie wodnej do podziału cieków powierzchniowych na typy opierają się na takich cechach jak podział na ekoregiony, wysokość n.p.m., powierzchnia zlewni czy geologia, uzupełnianych cechami fizycznymi cieków definiującymi pośrednio charakter przepływu i transport rumowiska, ale nie pozostają one w ścisłym związku z reżimem hydrologicznym cieków. Wykorzystanie klasyfikacji biotycznych również nie zapewnia jednorodności reżimu hydrologicznego w ciekach jednego typu. Biorąc pod uwagę, że w rozważanej formule zastosowano typologię biotyczną cieków jako klucz do uśredniania wyników analiz habitatowych, należałoby zatem ocenić zróżnicowanie hydrologiczne w poszczególnych typach biotycznych, co jest tematem następnego rozdziału.

## **ZMIENNOŚĆ REŻIMU HYDROLOGICZNEGO W CIEKACH O TYM SAMYM TYPIE (ABIOTYCZNYM, ICHTIOLOGICZNYM, MAKROBENTOSOWYM)**

Jako podstawę dla porównania zmienności przepływów w ciekach jednego typu wykorzystano dane pomiarowe IMGW PIB z okresu 1987–2016. W analizach wykorzystano wodowskazy wolne od znacznych zaburzeń reżimu przepływu i posiadające kompletne dane dla całości ww. okresu. W efekcie do analizowanego zbioru trafiło 345 wodowskazów, dla których dokonano porównania relacji przepływów średnich niskich do przepływów średnich. Dokonano też dodatkowo oceny gęstości sieci pomiarowej dla poszczególnych typów: ichtiologicznych, makrobentosowych i abiotycznych. Rezultaty analiz przedstawiono w tabelach poniżej (tabele 2–4).

Rezultaty analiz wskazują na znaczne zróżnicowanie zmienności przepływów w ciekach zaliczonych do jednego typu niezależnie od klasyfikacji. Stosunek SNQ do SSQ waha się w całym zbiorze od 0,07 do 0,71 przy czym różnice w poszczególnych typach ichtiologicznych, makrobentosowych i abiotycznych często są niewiele mniejsze. Np. typ ichtiologiczny 1 (potoki górskie i tatrzańskie) wykazuje zmienność stosunku SNQ do SSQ między 0,09 a 0,71, typ 3 (potoki nizinne) między 0,09 a 0,63, zaś typ 4 (rzeki nizinne) między 0,07 a 0,69. Podobnie

**Tabela 2.** Porównanie zmienności przepływów i gęstości sieci pomiarowej w typach ichtiologicznych  
**Table 2.** Comparison of flow variability and measurement network density in ichthyological types

Typ ichtiologiczny	Długość JCWP w km	Liczba wodowskazów	Liczba km cieków na wodowskaz	Min. z SNQ/SSQ	Średnia z SNQ/SSQ	Maks. z SNQ/SSQ
1 – potoki górskie i tatrzańskie	13459	57	236	0,09	0,25	0,71
2 – rzeki fliszowe	6695	44	152	0,07	0,14	0,28
3 – potoki nizinne	51953	33	1574	0,09	0,34	0,63
4 – rzeki nizinne	15773	156	101	0,07	0,36	0,69
5 – rzeki międzyjeziorne łososiowe	705	1	705	0,18	0,38	0,69
6 – rzeki torfowe, międzyjeziorne i przyujściowe	14851	54	275	0,11	0,32	0,69
<b>Ogółem</b>	<b>103436</b>	<b>345</b>	<b>300</b>	<b>0,07</b>	<b>0,31</b>	<b>0,71</b>

Źródło: opracowanie własne.

**Tabela 3.** Porównanie zmienności przepływów i gęstości sieci pomiarowej w typach makrobentosowych  
**Table 3.** Comparison of the variability of flows and the density of the measurement network in macrobenthic types

Typ makrobentosowy	Długość JCWP w km	Liczba wodowskazów	Liczba km cieków na wodowskaz	Min. z SNQ/SSQ	Średnia z SNQ/SSQ	Maks. z SNQ/SSQ
I – potoki górskie tatrzańskie	136	2	68	0,17	0,20	0,23
II – potoki górskie sudeckie i rzeki wyżynne krzemianowe zachodnie	3654	26	141	0,10	0,21	0,39
III – rzeki wyżynne węglanowe i krzemianowe wschodnie	16364	73	224	0,07	0,20	0,71
IV – małe rzeki nizinne	41433	28	1480	0,09	0,34	0,63
V – rzeki nizinne oraz rzeki przyujściowe	26442	161	164	0,07	0,36	0,69
VI – rzeki nizinne o podłożu organicznym i rzeki nizinne łączące jeziora	15407	55	280	0,11	0,34	0,69
<b>Ogółem</b>	<b>103436</b>	<b>345</b>	<b>300</b>	<b>0,07</b>	<b>0,31</b>	<b>0,71</b>

Źródło: opracowanie własne.

jest dla typów makrobentosowych. Tu typ III (rzeki wyżynne węglanowe i krzemianowe wschodnie) wykazuje zmienność od 0,07 do 0,71, typ IV (małe rzeki nizinne) od 0,09 do 0,63, zaś typ V (rzeki nizinne oraz rzeki przyujściowe) od 0,07 do 0,69. W części typów ta zmienność jest mniejsza, ale przynajmniej w niektórych przypadkach wynika to z niewielkiej

liczby wodowskazów zlokalizowanych na rzekach w danym typie.

Dla uzupełnienia powyższej analizy dokonano porównania rozkładu czasowego przepływów niskich w ciągu roku, w oparciu o ciągi wieloletnie przepływów opracowane dla odcinków badawczych, dla których w ramach ww. projektu (KZGW, 2018b) przeprowadza-

no badania terenowe. W tabeli poniżej (tabela 5) pokazano stosunek przepływu średniego niskiego miesięcznego do przepływu średniego niskiego rocznego, zaś na rysunkach (rysunki 1–4) zilustrowano go graficznie dla najliczniejszych typów ichtiologicznych. Relacja ta pokazuje zmienność przepływów niskich w ciągu roku.

Jak widać na powyższych wykresach i w tabeli 5 praktycznie dla wszystkich typów ichtiologicznych występują spore różnice między poszczególnymi ciekami. Np. dla cieków z typu ichtiologicznego 1 maksymalny stosunek SNQ miesięcznego do SNQ rocznego rozkłada się w przedziale od 1,7 (Sołokija, Warta do zb. Poraj) do 6,2 (Białka); minimalny w przedziale od 1,1 (Białka, Dunajec) do 1,7 (Nysa Kłodzka), a sto-

sunek najwyższego do najniższego ze średnich niskich przepływów miesięcznych rozkłada się w przedziale od ok. 1,4 (Sołokija, Warta do zb. Poraj) do 5,7 (Białka). Podobnie jest dla typu 3, gdzie maksymalny stosunek SNQ miesięcznego do SNQ rocznego rozkłada się w przedziale od 1,5 (Reda) do 5,1 (Marwicka Struga); minimalny w przedziale od 1,1 (Reda, Łupawa) do 2,3 (Toszecki Potok), a stosunek najwyższego do najniższego ze średnich niskich miesięcznych rozkłada się w przedziale od ok. 1,4 (Reda, Łupawa) do 3,5 (Skroda). Dla większości typów mamy cieki, zwłaszcza w typach 1,3,6, gdzie maksimum z SNQ miesięcznych jest wyższe od SSQ, a maksima występują w różnych miesiącach.

**Tabela 4.** Porównanie zmienności przepływów i gęstości sieci pomiarowej w typach abiotycznych

**Table 4.** Comparison of the variability of flows and the density of the measurement network in abiotic types

Nr typu abiotycznego	Typ abiotyczny	Długość JCWP w km	Liczba wodowskazów	Liczba km cieków na wodowskaz	Min. z SNQ/SSQ	Średnia z SNQ/SSQ	Maks. z SNQ/SSQ
1	PGT	136	2	68	0,17	0,20	0,23
2	PGS	167	2	84	0,19	0,21	0,23
3	RW_krz	3 355	24	140	0,10	0,21	0,39
4	RWf_krz	3 790	29	131	0,08	0,15	0,28
5	RsW_krz	133	–	–	–	–	–
6	RW_wap	9 141	21	435	0,09	0,29	0,71
7	RWf_wap	2 905	15	194	0,07	0,12	0,23
8	RsW_wap	528	8	66	0,18	0,27	0,45
9	PN	10 521	5	2 104	0,14	0,36	0,56
10	PNp	41 433	28	1 480	0,09	0,34	0,63
11	RzN	12 832	131	98	0,07	0,35	0,69
12	RwN	2 941	25	118	0,34	0,41	0,50
13	PN_uj	32	–	–	–	–	–
14	RzN_uj	117	–	–	–	–	–
15	P_org	6 667	2	3 333	0,13	0,13	0,14
16	Rz_org	4 300	36	119	0,11	0,31	0,69
17	P_poj	372	-	-	-	-	-
18	R_poj	3 364	16	210	0,18	0,38	0,69
19	PI_poj	165	–	–	–	–	–
20	RI_poj	540	1	540	0,69	0,69	0,69
<b>Ogółem</b>		<b>103436</b>	<b>345</b>	<b>300</b>	<b>0,07</b>	<b>0,31</b>	<b>0,71</b>

Źródło: opracowanie własne.

**Tabela 5.** Względna zmienność przepływu średniego niskiego na odcinkach badawczych  
**Table 5.** Relative variability of mean low flow over research sections

Nazwa JCWP		Charakterystyka odcinka badawczego		Wartości stosunku SNQ w miesiącu do SNQ rocznego												
Typ ichtiologiczny	Typ makro-bentosowy	Pow. zlewni [km <sup>2</sup> ]	SSQ [m <sup>3</sup> /s]	SNQ [m <sup>3</sup> /s]	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
1	II	142,6	0,77	0,13	2,73	2,87	2,98	3,35	3,72	3,44	2,22	1,71	1,56	1,55	1,61	2,06
1	I	87,3	3,09	0,68	2,00	1,51	1,26	1,15	1,24	2,49	5,02	4,09	3,26	2,66	2,54	2,36
1	I	77,2	3,84	0,65	2,07	1,52	1,25	1,09	1,11	2,05	6,16	6,19	4,21	3,17	2,81	2,42
2	III	873,3	9,64	1,79	1,75	1,76	1,82	2,11	3,02	3,03	2,05	1,88	1,69	1,49	1,38	1,44
3	IV	465,7	9,64	0,40	2,84	2,69	2,42	2,85	3,10	2,85	1,66	1,49	1,37	1,38	1,70	2,96
3	IV	129,9	0,50	0,15	2,12	2,66	2,96	3,32	3,63	3,81	2,72	1,81	1,48	1,37	1,57	1,63
3	V	98,9	1,06	0,68	1,42	1,51	1,55	1,57	1,53	1,47	1,27	1,16	1,12	1,12	1,19	1,27
1	II	929,3	11,46	3,53	1,35	1,31	1,38	1,57	1,84	2,15	1,76	1,67	1,52	1,53	1,35	1,35
4	V	467,3	2,24	0,88	1,85	1,86	1,68	2,01	2,15	1,84	1,44	1,26	1,19	1,29	1,48	1,79
6	VI	363,6	2,18	1,14	1,67	1,75	1,83	1,88	2,01	2,05	1,56	1,22	1,14	1,17	1,25	1,44
1	III	257,7	1,34	0,73	1,46	1,38	1,32	1,35	1,50	1,69	1,43	1,30	1,23	1,21	1,23	1,38
1	III	238,3	2,07	0,96	1,53	1,49	1,44	1,61	1,73	1,62	1,38	1,30	1,25	1,26	1,32	1,38
3	V	87,3	0,59	0,11	2,60	2,63	3,63	3,40	2,74	2,71	2,27	2,50	2,28	2,98	2,56	2,51
3	V	193,3	1,46	0,35	2,08	2,23	2,13	2,56	2,70	2,55	2,10	1,67	1,51	1,54	1,61	1,99
3	V	87,16	0,19	0,05	2,52	3,27	3,50	4,42	5,06	4,23	2,42	1,69	1,69	2,19	1,94	1,94
3	IV	220,8	1,02	0,15	3,38	3,69	3,89	3,48	4,47	3,01	1,87	1,43	1,30	1,34	1,87	2,79
4	V	1081,0	5,79	1,36	1,79	2,16	2,06	2,43	2,81	2,99	2,33	1,98	1,67	1,80	1,69	1,65
6	VI	57,9	0,32	0,07	2,02	2,15	2,20	2,50	2,77	2,62	1,94	1,68	1,46	1,46	1,41	1,61
6	VI	59,3	0,32	0,14	2,05	2,36	2,68	2,89	3,07	2,58	1,58	1,23	1,26	1,40	1,45	1,65
1	III	310,4	2,32	0,69	1,75	1,97	1,96	2,24	2,50	2,45	1,94	1,62	1,38	1,43	1,40	1,39

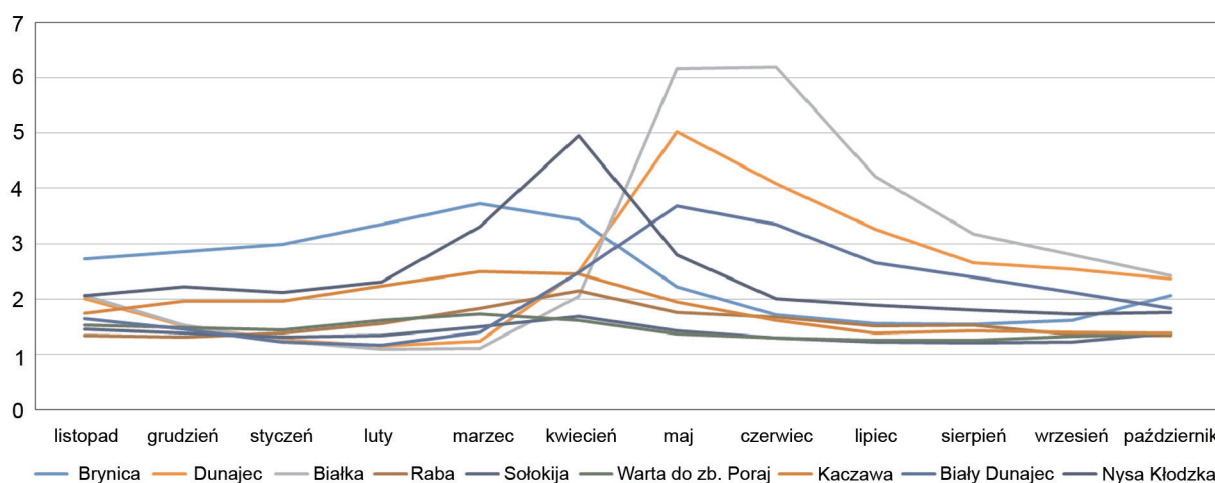
Tabela 5. cd.  
Table 5. cont.

Charakterystyka odcinka badawczego		Wartości stosunku SNQ w miesiącu do SNQ rocznego															
Nazwa JCWP	Typ ichtiologiczny	Typ makro-bentosowy	Pow. zlewni [km <sup>2</sup> ]	SSQ [m <sup>3</sup> /s]	SNQ [m <sup>3</sup> /s]	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Węgorapa do jez. Mamry	6	VI	45,8	0,25	0,08	1,77	2,18	2,33	2,55	2,79	3,52	2,79	2,37	2,04	1,76	1,65	1,56
Marycha od Marychny do Zielawki	5	VI	261,8	1,53	0,63	1,88	2,24	2,20	2,25	2,52	2,93	1,75	1,33	1,19	1,33	1,38	1,53
Biały Dunajec do Poronca	1	I	58,7	2,26	0,54	1,64	1,45	1,23	1,17	1,41	2,49	3,68	3,36	2,66	2,40	2,12	1,83
Biała	2	III	104,2	2,69	0,96	1,33	1,45	1,39	1,49	1,59	1,58	1,33	1,35	1,30	1,24	1,26	1,35
Reda do Starego Koryta Redy	3	IV	125,8	1,64	0,99	1,49	1,50	1,46	1,44	1,43	1,32	1,18	1,11	1,11	1,09	1,20	1,33
Radomka do zb. Domaniów	3	IV	103,6	0,44	0,11	2,35	2,35	2,35	2,91	3,10	2,64	1,83	1,56	1,25	1,46	1,60	1,98
Wda do jez. Wdzydze	5	VI	421,2	3,03	1,99	1,36	1,49	1,54	1,58	1,56	1,51	1,31	1,18	1,11	1,09	1,16	1,21
Parsęta od źródła do Gęśiej*	3	IV	110,6	1,06	0,45	1,73	1,82	1,85	1,98	2,04	1,93	1,49	1,28	1,20	1,20	1,27	1,50
Odra od granicy do Kanalu Gliwickiego	4	V	4666,2	42,26	9,54	1,66	1,77	1,78	2,20	2,82	3,53	2,27	1,85	1,51	1,46	1,44	1,52
Warta od zb. Jeziorsko do Neru*	4	V	9187,3	52,85	30,71	1,39	1,34	1,43	1,48	1,48	1,34	1,26	1,21	1,21	1,25	1,24	1,30
Wolcznica od Trzechelskiej Strugi do ujścia*	4	V	326,87	1,97	0,49	2,75	2,98	3,69	3,96	4,21	3,29	2,06	1,48	1,32	1,18	1,36	1,58
Wieprza od Łękawicy do ujścia*	6	V	552,1	7,95	5,75	1,24	1,25	1,24	1,26	1,28	1,26	1,14	1,07	1,06	1,13	1,18	1,18
Mała Wełha od Dopływu z Rejowca do ujścia*	6	VI	561,07	2,29	0,51	3,07	3,99	5,24	4,49	4,62	4,71	2,43	1,70	2,00	1,77	1,87	2,19
Nysa Kłodzka do Ścinawki	1	II	243,4	3,68	0,61	2,06	2,23	2,13	2,31	3,31	4,95	2,81	2,01	1,88	1,81	1,73	1,76

\*odcinek położony w silnie zmienionej części wód, w której stwierdzono zaburzony reżim hydrologiczny.

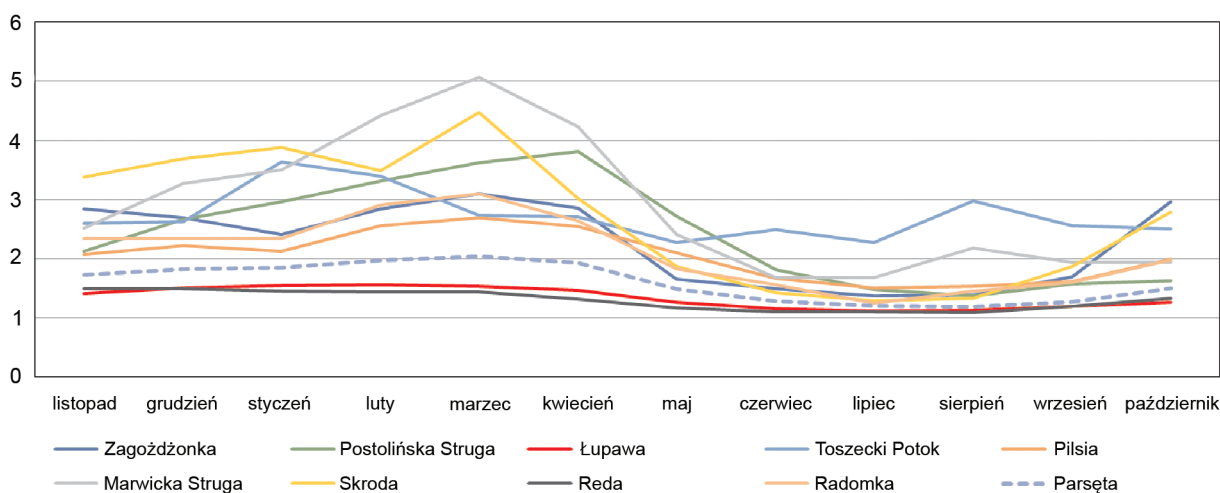
Źródło: opracowanie własne.





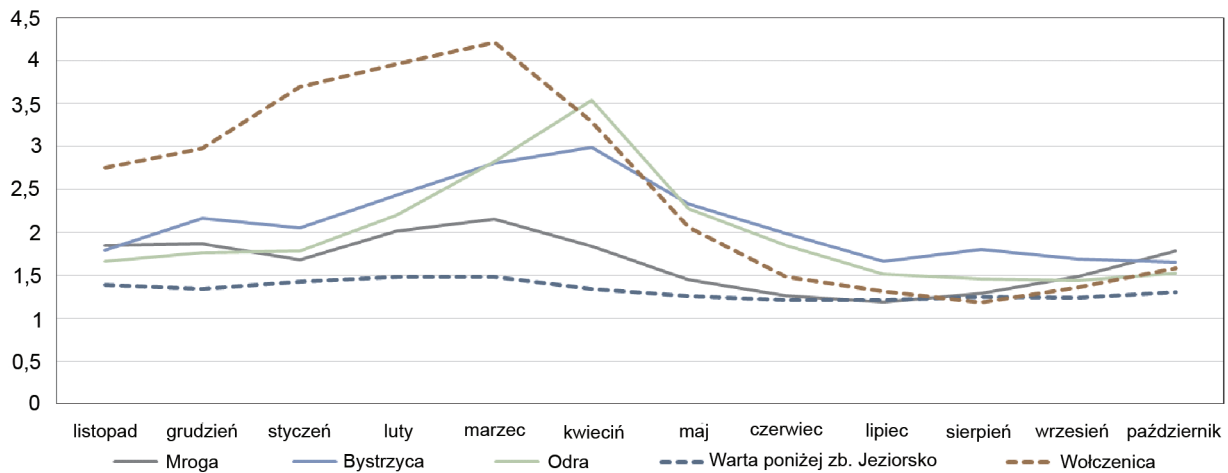
**Rys. 1.** Stosunek przepływu średniego niskiego miesięcznego do przepływu średniego niskiego rocznego, na odcinkach badawczych, dla rzek typu ichtiologicznego 1: potoki górskie i tatrzańskie

**Fig. 1.** The ratio of the average low monthly flow to the average low annual flow, in the research sections, for rivers of ichthyological type 1: mountain and Tatra streams



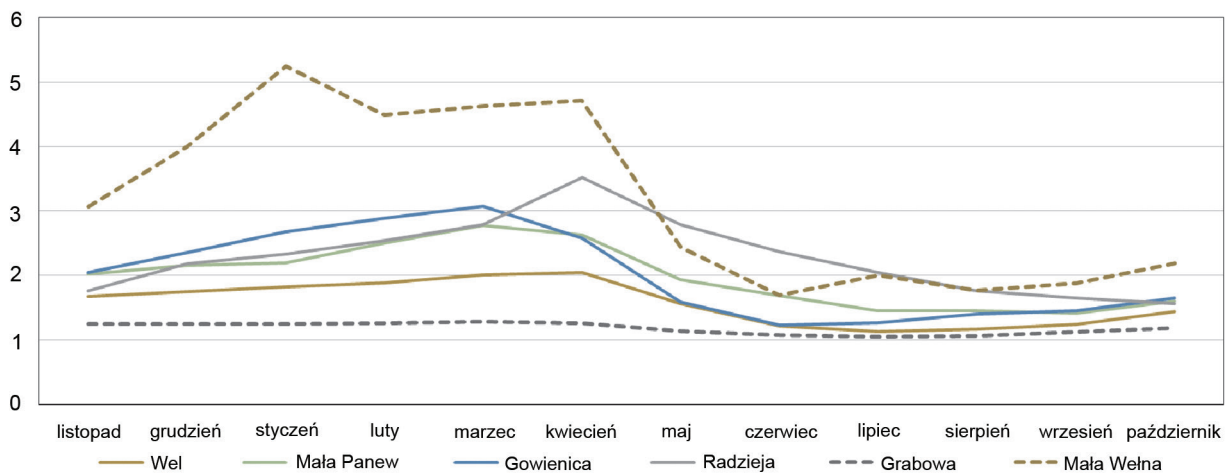
**Rys. 2.** Stosunek przepływu średniego niskiego miesięcznego do przepływu średniego niskiego rocznego, na odcinkach badawczych, dla rzek typu ichtiologicznego 3: potoki nizinne (linią przerywaną oznaczono odcinki cieków z zaburzonym reżimem hydrologicznym)

**Fig. 2.** The ratio of the average low monthly flow to the average low annual flow, in the research sections, for rivers of ichthyological type 3: lowland streams (the dashed line indicates sections of watercourses with a disturbed hydrological regime)



**Rys. 3.** Stosunek przepływu średniego niskiego miesięcznego do przepływu średniego niskiego rocznego, na odcinkach badawczych, dla rzek typu ichtiologicznego 4: rzeki nizinne (linią przerywaną oznaczono odcinki cieków z zaburzonym reżimem hydrologicznym)

**Fig. 3.** The ratio of the average low monthly flow to the average low annual flow, in the research sections, for rivers of ichthyological type 4: lowland rivers (the dashed line indicates sections of watercourses with a disturbed hydrological regime)



**Rys. 4** Stosunek przepływu średniego niskiego miesięcznego do przepływu średniego niskiego rocznego, na odcinkach badawczych, dla rzek typu ichtiologicznego 6: rzeki torfowe, międzyjeziorne i przyujściowe (linią przerywaną oznaczono odcinki cieków z zaburzonym reżimem hydrologicznym)

**Fig. 4** The ratio of the average low monthly flow to the average low annual flow, in the research sections, for rivers of ichthyological type 6: peat rivers, interlake rivers and estuary sections (the dashed line indicates sections of watercourses with a disturbed hydrological regime)

## NIEDOSTATECZNE I NIERÓWNOMIERNE OPOMIAROWANIE CIEKÓW

Porównanie sumarycznej długości cieków i gęstości sieci pomiarowej w poszczególnych typach abiotycznych, ichtiologicznych i makrobentosowych pokazano w tabelach powyżej (tabela 2, tabela 3, tabela 4). Przedstawione tam statystyki pokazują, że niektóre typy cieków mają dosyć bogatą bazę danych pomiarowych z wodowskazów, inne zaś ubogą. Wynika to z jednej strony z podziału cieków na typy, z drugiej zaś z nierównomierności rozmieszczenia sieci wodowskazowej w naszym kraju zaprojektowanej głównie do celów osłony przeciwpowodziowej i bilansowania zasobów wodnych w skali kraju, nie dającej możliwości uzyskania charakterystyk hydrologicznych JCWP.

Jak wynika z materiału zamieszczonego w ww. tabelach, wydzielone w Polsce kategorie cieków są bardzo zróżnicowane pod względem sumarycznej długości cieków przypisanych do danego typu i różnie opomiarowane. Przykładowo typ ichtiologiczny 3 (potoki nizinne) stanowi połowę sumarycznej długości JCWP. Równocześnie jest to typ najrzadziej opomiarowany spośród typów ichtiologicznych. Podobnie jest dla typu makrobentosowego 4 (małe rzeki nizinne) stanowiącego ok. 40% sumarycznej długości JCWP. Tu również sieć wodowskazowa jest najrzadsza. Biorąc pod uwagę, że cieki będące JCWP stanowią ok. 73% długości wszystkich cieków, a pozostała część, tj. ok. 39 000 km cieków niebędących JCWP, jest w zasadzie w całości nieopomiarowana, mamy sytuację, w której w większości przypadków przy wyznaczaniu przepływu środowiskowego możemy mieć do czynienia z ciekami niekontrolowanymi, czyli ciekami nieopomiarowanymi lub odcinkami cieku opomiarowanego, dla którego potencjalny wodowskaz referencyjny jest usytuowany poza zakresem 20% zmiany powierzchni zlewni zakładanej jako granica możliwości wiarygodnej ekstrapolacji charakterystyk hydrologicznych.

## DYSKUSJA

Jak już wspomniano, próba wyznaczenia współczynników do metody uproszczonej opartej na metodzie habitatowej zakończyła się uzyskaniem dużych rozbieżności w wartości współczynników w ramach po-

jedynczego typu biotycznego i bioperiodu. Rozbieżność współczynników formuły hydrologicznej dla cieków opomiarowanych, opartej na SNQ w bioperiodach, jest większa niż przy przyjęciu formuły dla cieków nieopomiarowanych opartej na SNQ rocznym (KZGW, 2018b). Powodów tych rozbieżności można szukać w przyjętej klasyfikacji cieków bądź w charakterystyce hydrologicznej zastosowanej jako parametr metody.

Przedstawione wyżej rezultaty pokazują, że analizowane typy biotyczne i abiotyczne wykazują znaczącą niejednorodność reżimu hydrologicznego, jeśli chodzi o relacje przepływów niskich do przepływów średnich, zarówno dla odcinków badawczych, jak i dla całości zbioru analizowanych cieków. Opierając się na analizie reżimu hydrologicznego odcinków badawczych, możemy też stwierdzić, że niejednorodność dotyczy także rozkładu przepływów niskich w roku. Jeżeli w ramach jednego typu mamy cieki, dla których przepływy niskie stanowią znaczący procent przepływu średniego razem z ciekami, dla których przepływy niskie są jego nieznacznym ułamkiem, to aby uniknąć sytuacji, w której formuła uproszczona daje nieracjonalne wartości, np. poniżej przepływu minimalnego czy powyżej przepływu średniego, należałoby znaleźć taką charakterystykę hydrologiczną, dla której współczynniki metody są zbliżone do jedności, czyli *de facto* je wyeliminować.

SNQ może nie być najlepszą charakterystyką hydrologiczną dla rozważanej tu formuły – ze względu na różne prawdopodobieństwo przekroczenia w różnych przekrojach, ale warto zauważyć, że postawienie wymagania stosowalności metody dla cieków niekontrolowanych ogranicza możliwość wykorzystania charakterystyk hydrologicznych do SNQ lub SSQ, dla których można skorzystać z wzorów empirycznych bądź atlasów. Nie przeprowadzono szczegółowych analiz dla SSQ, ale biorąc pod uwagę, że zakres rozbieżności współczynników w ramach typu jest tu większy niż dla SNQ (KZGW, 2018b) możliwość poprawy rezultatów poprzez zmianę charakterystyki we wzorze wydaje się wątpliwa. Przyjęcie metody określania przepływów środowiskowych korytowych w postaci formuły opartej na charakterystyce hydrologicznej, w tym przypadku SNQ roczne lub w bioperiodzie, i zestawie współczynników zróżnicowanych dla różnych kategorii cieków powinno zatem wiązać

się z wyborem klasyfikacji cieków zapewniającej podobieństwo reżimu hydrologicznego cieków, dla których przyjmuje się identyczne współczynniki.

Stosowane w naszym kraju klasyfikacje biotyczne i klasyfikacja abiotyczna nie zapewniają podobieństwa reżimu hydrologicznego w ramach typu, co byłoby pożądane dla przyjętej metody wyznaczania przepływu środowiskowego korytowego. Duże zróżnicowanie relacji SNQ do SSQ i duże różnice w zmienności przepływów niskich w trakcie roku w ramach jednego typu cieków pokazują, że zastosowanie formuły hydrologicznej uśredniającej to zróżnicowanie może prowadzić do istotnych zawyżeń lub zaniżeń wartości przepływu środowiskowego korytowego na ciekach odstających od średniej dla typu. Dla opisywanej tu reguły uzupełnionej podobnym rozwiązaniem opartym na wymaganiach makrobentosu, dla 345 analizowanych wodowskazów, w 19 przypadkach dla okresu jesiennego, 4 dla wiosennego i 3 dla zimowego uzyskano wartości przepływu środowiskowego korytowego przekraczające SSQ (por. Grela i Madej, 2019b, KZGW, 2018b).

Przepływ środowiskowy korytowy jest istotny tak dla cieków kontrolowanych jak i niekontrolowanych. W przypadku tych ostatnich do problemów wynikających z uśrednienia współczynników metody będą się dokładać błędy oszacowania podstawowego parametru metody jakim jest SNQ. Ponadto w przypadku cieków nieopomiarowanych będzie to SNQ roczne, a formuła oparta na charakterystykach rocznych może dawać istotnie różne wartości od tej opartej na charakterystykach sezonowych. Analiza zawartych w pracy (KZGW, 2015a) wyników obliczeń przepływu środowiskowego, wg metody uproszczonej, dla zlewni kontrolowanych i niekontrolowanych, dla grupy kontrolnej 30 wodowskazów, pokazuje, że o ile średnio oba warianty metody dają prawie identyczne wartości to, dla poszczególnych cieków różnice między nimi sięgają 100% w niektórych bioperiodach.

Przedstawione wyżej problemy nie są unikalne dla opisywanego tu rozwiązania. W dużym stopniu dotyczą one także metody Kostrzewy, najpopularniejszej w Polsce metody wyznaczania przepływu nienaruszalnego, gdzie dla 37 z analizowanych 345 przekrojów wodowskazowych uzyskano wartość przepływu nienaruszalnego poniżej absolutnego minimum (por. Grela i Madej, 2019b; KZGW, 2018b).

## WNIOSKI

Zróżnicowanie reżimu hydrologicznego cieków przypisanych do poszczególnych typów ichtologicznych i makrobentosowych utrudnia zastosowanie formuły hydrologicznej opartej na uśrednianiu wyników w badaniach w skali mikro, w typach biotycznych, jako podstawy wyznaczania przepływu środowiskowego. Korzyści z zastosowania metody habitatowej są tracone przy generalizowaniu wyników, co może prowadzić do nieracjonalnych wartości przepływu środowiskowego korytowego. W rozwiązaniach opartych na klasyfikacji cieków i ustalaniu dla poszczególnych klas poziomów zaburzeń reżimu hydrologicznego dopuszczalnych ze względu na skutki ekologiczne, podstawą podziału cieków powinny być raczej wskaźniki hydrologiczne z uwzględnieniem wpływu wód podziemnych.

W analizach i wyborze metody wyznaczania przepływu środowiskowego istotnym elementem jest możliwość jej zastosowania dla odcinków niekontrolowanych i wiarygodność wyników dla tych cieków. Znaczny procent cieków nieopomiarowanych w Polsce i duża nierównomierność gęstości opomiarowania obniża wiarygodność przepływów środowiskowych opartych na formułach hydrologicznych, a formuły oparte na charakterystykach rocznych mogą dawać istotnie różne wartości od tych opartych na charakterystykach sezonowych.

Wyznaczenie przepływu środowiskowego nie jest celem samym w sobie, a elementem wspomagającym gospodarowanie wodami. Biorąc to pod uwagę, należy pamiętać, że problemy w przypadku cieków niekontrolowanych nie ograniczają się do trudności z wyznaczeniem przepływu środowiskowego. Problematyczne w tym przypadku jest również oszacowanie zasobów dyspozycyjnych i gwarancji dla ewentualnych poborów wód.

## Finansowanie

Przy przygotowaniu niniejszego artykułu wykorzystano wyniki uzyskane w pracy „Wdrożenie metody szacowania przepływów środowiskowych w Polsce”, stanowiącej element projektu nr POIS.02.01.00-00.0016/16 pn.: „Opracowanie II aktualizacji programu wodno-środowiskowego kraju i planów gospodarowania wodami na obszarach dorzeczy wraz z dokumenta-

mi planistycznymi stanowiącymi podstawę do ich opracowania”, współfinansowanego przez Unię Europejską ze środków Funduszu Spójności w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko 2014–2020 i realizowanego na zamówienie Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie – Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej w Warszawie.

## BIBLIOGRAFIA

- Acreman, M., Dunbar, M.J. (2004). Defining environmental river flow requirement – a review. *Hydrology and Earth System Science*, 8(5), 861–876.
- Acreman, M., Dunbar, M., Hannaford, J., Mountford, O., Wood, P., Holmes, N., Cowx, I., Noble, R., Extence, Ch., Aldrick, J., King, J., Black, A., Crookall, D. (2008). Developing environmental standards for abstractions from UK rivers to implement the EU Water Framework Directive / Développement de standards environnementaux sur les prélèvements d'eau en rivière au Royaume Uni pour la mise en oeuvre de la directive cadre sur l'eau de l'Union Européenne, *Hydrological Sciences Journal*, 53:6, 1105–1120, DOI: 10.1623/hysj.53.6.1105
- Dyson, M., Bergkamp, G. and Scanlon, J., (eds). (2008). *Flow – The essentials of environmental flows*, 2nd Edition. Gland, Switzerland: IUCN. Reprint, Gland, Switzerland: IUCN.
- Grela, J., Madej, P. (2019a). Kalibracja habitatowej metody wyznaczania przepływów środowiskowych korytowych w Polsce. *Aura* 3.
- Grela, J., Madej, P. (2019b), Assessment of the possibilities for determining the channel environmental flow based on the environmental requirements of ichthyofauna and macrozoobenthos. *Acta Scientiarum Polonorum, Formatio Circumiectus*, 18(4), 59–70.
- Henriksen, J. A., Heasley, J., Kennen, J.G., and Newsand, S. (2006). Users' manual for the hydroecological integrity assessment process software (including the New Jersey Assessment Tools): U.S. Geological Survey, Biological Resources Discipline, Open File Report 2006–1093.
- Kennen, J. G., Henriksen, J. A., Nieswand, S.P. (2007). Development of the Hydroecological Integrity Assessment Process for Determining Environmental Flows for New Jersey Streams, U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2007–5206.
- Kostrzewa, H. (1977) Weryfikacja kryteriów i wielkości przepływu nienaruszalnego dla rzek Polski. *Mat. Badawcze*, seria: Gospodarka Wodna i Ochrona Wód. Warszawa.
- KZGW (2015a). Ustalenie metody szacowania przepływów środowiskowych w Polsce. Etap II raport końcowy. Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, grudzień 2015 r.
- KZGW (2015b). Ostateczna uzgodniona typologia wód powierzchniowych ze streszczeniem (z uwzględnieniem modyfikacji wprowadzonych w ramach poprawek gwarancyjnych). KZGW, Warszawa, Gliwice, 2015 r.
- KZGW (2017). Wdrożenie metody szacowania przepływów środowiskowych w Polsce. Weryfikacja i kalibracja metody szacowania przepływów środowiskowych – metodyka i część terenowa. Zad. 1.1.3 Metodyka weryfikacji i kalibracji metody szacowania przepływów środowiskowych, Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, październik 2017 r.
- KZGW (2018a). Wdrożenie metody szacowania przepływów środowiskowych w Polsce. Weryfikacja i kalibracja metody szacowania przepływów środowiskowych – część analityczna (wraz z uzupełnieniem badań terenowych). Zad. 2.1 Wykonanie uzupełniających badań terenowych w zlewniach pilotażowych. Raport z badań terenowych I i II etapu, Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, październik 2018 r.
- KZGW (2018b). Wdrożenie metody szacowania przepływów środowiskowych w Polsce. Weryfikacja i kalibracja metody szacowania przepływów środowiskowych – część analityczna (wraz z uzupełnieniem badań terenowych) oraz opracowanie narzędzi do wdrożenia metody. Szczegółowa metodyka i opis sposobu wdrażania ostatecznej metody ustalania przepływów środowiskowych, Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, październik 2018 r.
- Młyński, D., Wałęga, A., Wachulec, K. (2015). Porównanie metod do wyznaczania przepływu środowiskowego na przykładzie zlewni górskiej. *Inżynieria Ekologiczna*, 44, 184–190.
- Parasiewicz, P., Rogers, JN., Gortazar, J., Vezza, P., Wiśniewolski, W., Comoglio, C. (2013), The Meso-HABSIM Simulation Model – development and applications. In: Maddock, I., Harby, A., Kemp, P., Wood P. *Ecohydraulics: an integrated approach*. John Wiley & Sons Ltd., 109–124.
- Parasiewicz, P., Prus, P., Suska, K., Marcinkowski, P. (2018), „E=mc<sup>2</sup>” of Environmental Flows: A Conceptual Framework for Establishing a Fish–Biological Foundation for a Regionally Applicable Environmental Low–Flow Formula. *Water*, 10, 1501.
- Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, B., Kendy, E., Warner, A. (2010): The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow

- standards. *Freshwater Biology*, 55(1), 147–170. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x>
- Pusłowska-Tyszewska, D., Tyszewski, S. (2014). Wymagania ekosystemów wodnych i zależnych od wód w zarządzaniu zasobami wodnymi. Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN. Warszawa. 20, 247–258.
- Radecki-Pawlik, A. (2011), Hydromorfologia rzek i potoków górskich. Działy wybrane, UR Kraków.
- Tharme, R.E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the developments and applications of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, 19, 397–441.
- Witowski, K., Filipkowski, A., Gromiec, M.J. (2008): Obliczanie przepływu nienaruszalnego – poradnik. Monografie Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej.

## PROBLEMS WITH THE USE OF HABITAT METHODS FOR THE DEVELOPMENT OF A HYDROLOGICAL FORMULA ALLOWING THE DETERMINATION OF THE ENVIRONMENTAL FLOW

### ABSTRACT

#### Aim of the study

The aim of the article is to discuss the idea of using the biotic classification of watercourses and habitat methods to develop simplified hydrological formulas, enabling the determination of environmental flows. Adjustment of such a solution to the hydrological regime of watercourses and the practical possibilities of implementing the formulas are investigated.

#### Material and methods

The analysis used research material from two projects aimed at developing a method for determining environmental flows in Poland and measurement data of the Institute of Meteorology and Water Management. As a basis for the comparison of the variability of flows in one type of watercourse, measurement data of the IMWM was used for 345 water gauges, for which the relation of mean annual low flows to mean annual flows was compared. To complete the above analysis, a comparison of the temporal distribution of low flows during the year was made for 34 research sections and the assessment of the density of the measurement network for individual types of watercourses.

#### Results and conclusions

Large diversification of the mean to low flow relation and large differences in the variability of low flows during the year within one type of watercourse show that the application of the hydrological formula averaging this differentiation may lead to significant overstatements or underruns of the value of the environmental flow on the watercourses deviating from the mean for the type of watercourse. Formulas based on annual characteristics may give significantly different values from those based on seasonal characteristics.

**Keywords:** environmental flow, habitat methods, hydrological formula, classification of watercourses