

ISSN 0867-7816  
ISBN 978-83-68418-28-6

Monografie  
Komitetu  
Gospodarki  
Wodnej  
Polskiej  
Akademii  
Nauk

Zeszyt 47  
2025

# **EKOLOGICZNE ZAGADNIENIA GOSPODARKI WODNEJ W POLSCE**

pod redakcją  
Artura MAGNUSZEWSKIEGO

WARSZAWA 2025

#### RADA REDAKCYJNA

Artur Stanisław MAGNUSZEWSKI – Uniwersytet Warszawski – przewodniczący  
Kazimierz BANASIK – SGGW, Warszawa – wiceprzewodniczący  
Kaz ADAMOWSKI – University of Ottawa, Kanada  
Jean CUNGE – SOGREAH Grenoble, Francja  
Małgorzata GUTRY-KORYCKA – Uniwersytet Warszawski  
Roman KRZYSZTOFOWICZ – University of Virginia, USA  
Zbigniew KUNDZEWICZ – Zakład Badań Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań  
Maciej MACIEJEWSKI – IMGW-PIB, Warszawa  
Jarosław NAPIÓRKOWSKI – Instytut Geofizyki PAN  
Romuald SZYMKIEWICZ – Politechnika Gdańska  
Stanislas WICHEREK – Universite Paris IV Sorbonne

Ewa Sawicka-Madejska - Sekretarz Rady Redakcyjnej  
01-673 Warszawa, ul. Podleśna 61  
e-mail: kgw@imgw.pl

#### RECENZENCI

Piotr Banaszuk, Katarzyna Glińska-Lewczuk, Tomasz Walczykiewicz

© Komitet Nauk o Wodzie i Gospodarki Wodnej Polskiej Akademii Nauk

Utwór w całości ani we fragmentach nie może być powielany ani rozpowszechniany za pomocą urządzeń elektronicznych, mechanicznych, kopiujących, nagrywających i innych, bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich

#### SKŁAD I ŁAMANIE

Biuro Upowszechniania Nauki i Wydawnictw, Dział Wydawnictw

#### DRUK I OPRAWA

Agencja Wydawniczo-Poligraficzna GIMPO  
ul. Transportowców 11, 02-858 Warszawa  
tel. +48 501 076 031, e-mail: gimpo@poligrafia.waw.pl

## SPIS TREŚCI

|  |     |
|--|-----|
| PRZEDMOWA .....  | 5   |
| 1. JAKOŚĆ RZEK W POLSCE – CZY NAPRAWDĘ JEST TAK ŹLE?<br>Agnieszka Kolada.....  | 7   |
| 2. DOPŁYW BIOGENÓW DO BAŁTYKU – TRENDY I WYZWANIA<br>Tamara Zalewska, Michał Iwaniak, Beata Kowalska, Michał Marosz,<br>Małgorzata Marciniewicz-Mykieta.....                   | 35  |
| 3. ZAOPATRZENIE MIAST Z WÓD POWIERZCHNIOWYCH<br>Klara Ramm, Julianna Szatkiewicz.....  | 71  |
| 4. RENATURYZACJA RZEK W POLSCE – SZANSA NA SKUTECZNE<br>ŁAGODZENIE KRYZYSÓW Z WODĄ I RÓWNOCZESNE POLEPSZENIE<br>STANU EKOLOGICZNEGO WÓD POWIERZCHNIOWYCH<br>Ilona Biedroń..... | 85  |
| 5. EKOHYDROLOGIA W GOSPODARCE WODNEJ: ZLEWNIOWY WYMIAR<br>ROZWIĄZAŃ BLISKICH NATURZE<br>Katarzyna Izydorczyk, Wojciech Frątczak, Maciej Zalewski.....                          | 103 |



## PRZEDMOWA

Oddajemy w ręce Czytelnika kolejny zeszyt Monografii Komitetu Nauk o Wodzie i Gospodarki Wodnej PAN. Zeszyt 46 był poświęcony ilościowemu ujęciu zasobów wodnych i ich wykorzystaniu przez różne działy gospodarki. Kolejny zeszyt nr 47 omawia ekologiczne zagadnienia gospodarki wodnej w Polsce.

Jednym z czynników określających dostępność zasobów wodnych jest ich jakość mierzona stanem czystości. Impulsem do rosnącego zainteresowania czystością wód była katastrofa ekologiczna w rzece Odrze w 2022 r. Najnowszy raport o stanie środowiska w Polsce z 2022 r. jak i raport z wyników kontroli NIK na temat realizacja działań na rzecz osiągnięcia dobrego stanu wód w Polsce z 2025 r. wskazują na zły stan ekologiczny jednolitych części wód. Czy faktycznie jest tak źle? Odpowiedzią jest pierwszy rozdział monografii, który wyjaśnia jaki wpływ na obraz stanu wód ma obowiązujący system monitoringu i klasyfikacji zgodnie z zasadą „najgorszy decyduje”, według której przekroczenie normy nawet jednego wskaźnika z kilkudziesięciu uwzględnianych w ocenie powoduje klasyfikację do stanu poniżej dobrego. Warto przeczytać ten rozdział, żeby wyrobić sobie zdanie na temat alarmistycznych publikacji, w których przedstawia się Polskę jako kraj zaniedbanej gospodarki i niedostatecznej ochrony środowiska.

W zupełnie innym świetle przedstawia się sytuacja opisana w drugim rozdziale poświęconym ocenie dopływu biogenów do Bałtyku z polskich rzek. Przeprowadzone analizy jednoznacznie wykazały spadek stężeń biogenów wprowadzanych do Bałtyku z odpływem Wisły, Odry i rzek Przymorza w okresie 1989–2023. To dobra wiadomość, że osiągamy wyznaczone przez HELCOM pułapy maksymalnego dozwolonego transportu biogenów: na poziomie 83% w przypadku N-TOT i 85% w przypadku P-TOT. Jest to ogromny postęp i poprawa jakości wód rzecznych, osiągnięte dzięki uporządkowaniu gospodarki ściekowej w Polsce.

Każdy z nas jest konsumentem i użytkownikiem wody dostarczanej przez wodociągi, które w przypadku dużych miast są zaopatrywane z rzek. W rozdziale trzecim znajdziemy odpowiedź jaka jest skala zaopatrzenia miast z wód powierzchniowych i jakie wyzwania stoją przed przedsiębiorstwami wodociągowymi. Ograniczeniem nie jest jedynie przepływ rzek lecz zmienne parametry wody surowej, która musi być uzdatniona do standardu wody pitnej. Rozdział sygnalizuje także nowe zanieczyszczenia w wodzie wodociągowej, do których zalicza się mikrozanieczyszczenia, farmaceutyki oraz substancje per i polifluoroalkilowe (PFAS). Przedstawiono dostępne technologie uzdatniania wody, a także rozwiązania systemowe, do których należy kontrola u źródła i rozszerzona odpowiedzialność producenta.

Rozdział czwarty pokazuje jakie możliwości dalszej poprawy stanu czystości wód powierzchniowych ma renaturyzacja rzek. Po raz pierwszy mamy obraz działań renaturyzacyjnych w Polsce, uzyskany dzięki nowo powstałej bazie danych. Z zestawienia wynika

że liderem w tym zakresie są: Państwowe Gospodarstwo – Wodne Wody Polskie, Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych – Lasy Państwowe, Biebrzański Park Narodowy, Poleski Park Narodowy, Związek Miast i Gmin Dorzecza Parsęty. Widoczny jest skokowy przyrost liczby realizowanych projektów w ostatniej dekadzie, z liczbą przekraczającą 1300 realizacji w 2025 r. Renaturyzacja rzek i mokradeł to nie tylko troska o poprawę jakości wód ale również ogromny wkład w tzw. małą retencję, której zadaniem jest spowolnienie odpływu powierzchniowego i zwiększenie alimentacji wód podziemnych.

W zakresie poprawy zdolności środowiska do samooczyszczania się wód powierzchniowych proponowane są rozwiązania z zakresu ekohydrologii. W piątym rozdziale znajdziemy syntetyczny opis teoretycznych założeń ekohydrologii, których praktycznym wymiarem są rozwiązania bliskie naturze, przydatne w gospodarce wodnej. Ekohydrologia zajmuje się poprawą jakości wód przez wykorzystanie paradygmatu podwójnej regulacji między warunkami hydrologicznymi i organizmami żywymi. Ma także do zaproponowania szereg rozwiązań technicznych takich jak sekwencyjne systemy sedymentacyjno-biofiltracyjne, bariery biogeochemiczne. Ich wykorzystanie umożliwi ograniczenie dopływu biogenów ze zlewni, zarówno ze źródeł punktowych jak i obszarowych.

Artur Magnuszewski

**Agnieszka KOLADA**

Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy

# 1. JAKOŚĆ RZEK W POLSCE – CZY NAPRAWDĘ JEST TAK ŹLE?

## THE QUALITY OF RIVERS IN POLAND – IS IT REALLY THAT BAD?

**Abstract:** The status of Polish waters is generally bad. Based on the monitoring data collected within the years 2016–2021 (3<sup>rd</sup> river basin management plan), as many as 95% of over 3.6 thousand river water bodies examined and assessed within state environmental monitoring programme, had a bad overall status, 91% had an ecological status below good, and 63% had a chemical status below good (the latter not assessed in one-third of waterbodies). In this chapter, the deeper insight into the overall assessment and its decomposition into prime components is provided to answer the question whether it is really so bad and why.

**Key words:** ecological status, Water Framework Directive, biological assemblages, water monitoring, bioassessment.

### 1.1. WSTĘP

Gospodarowanie wodami w Polsce, w tym monitoring i ocena, opiera się na jednostkach planistycznych, tzw. jednolitych częściach wód powierzchniowych (JCWP) czyli elementach rzek, jezior oraz wód przejściowych i przybrzeżnych o jednolitej charakterystyce pod względem uwarunkowań abiotycznych, presji i stanu. W przypadku rzek oznacza to, że badaniom i ocenie nie podlega cała rzeka, ale jej wydzielony, uznany za jednorodny, odcinek, dla którego wyznaczany jest reprezentatywny punkt pomiarowo-kontrolny (PPK). Największe polskie rzeki, takie jak Wisła, Odra, czy Warta na całej długości swojego biegu obejmują po kilkanaście takich odcinków (JCWP), a ocena ich stanu może być zróżnicowana. Z tego względu, z formalnego punktu widzenia, poprawniejsze jest stosowanie określenia „ocena stanu części wód” niż „ocena stanu rzeki”. Co istotne dla interpretacji map stanu wód, całe JCWP oceniane są na podstawie reprezentatywnego PPK, czyli ocena całego, często dość długiego odcinka rzeki (czasem z dopływami) wynika z oceny w punkcie.

Stan wód w Polsce jest zły. To fakt potwierdzony wynikami badań Inspekcji Ochrony Środowiska, prowadzonych w ramach państwowego monitoringu środowiska. W cyklu obejmującym oceny z lat 2016–2021, spośród ponad 3,6 tys. zbadanych i ocenionych

jednolitych części wód rzecznych, aż 95% miało zły stan ogólny, 91% stan ekologiczny poniżej dobrego, a 63% stan chemiczny poniżej dobrego (choć ten ostatni w niemal co trzeciej JCWP nie był badany). Wskazują na to zarówno raport o stanie środowiska w Polsce z 2022 r. (Bednarek i Dziurna 2022), jak i raport z wyników kontroli NIK na temat realizacji działań na rzecz osiągnięcia dobrego stanu wód w Polsce (P/23/041 z dnia 22 lipca 2025 r.). Informacja ta jest zresztą powszechnie znana, powtarzana w wielu mediach, gremiach i na forach.

Od czasu katastrofy ekologicznej w rzece Odrze w 2022 r., zainteresowanie społeczeństwa stanem polskich wód gwałtownie wzrosło, a w przestrzeni publicznej zaczęły pojawiać się alarmistyczne mapy sieci hydrograficznej Polski, zdominowane przez czerwony kolor. Kolor czerwony, zgodnie z symboliką przyjętą za ramową dyrektywą wodną (UE 2000/60/WE, RDW), oznacza stan zły. Zanim wysnujemy zbyt pochopne wnioski, warto przyjrzeć się bliżej, o czym mówią wyniki monitoringu wód. Jak zły jest zły stan wód i z czego on wynika?

Aby zrozumieć i prawidłowo zinterpretować wyniki oceny wód, trzeba dość głęboko wejść w zagadnienia formalnych i merytorycznych uwarunkowań monitoringu wód w Polsce, i generalnie, w Europie. Ramowa dyrektywa wodna wprowadziła szereg wymogów i zasad, które dość kategorycznie narzucają zakres badań i sposób prowadzenia klasyfikacji i oceny. Bez ich dogłębnego zrozumienia, łatwo o uproszczenia i nadinterpretacje.

Monitoring wód w Polsce ma charakter rotacyjny, co oznacza, że co roku badana jest inna pula JCWP. Co do zasady pierwsze badanie wykonywane jest w ramach monitoringu diagnostycznego, czyli obejmuje wszystkie wskaźniki uwzględnione w aktualnym na dany moment rozporządzeniu klasyfikacyjnym ministra właściwego ds. gospodarki wodnej. W przypadku, gdy część wód wykazuje stan bardzo dobry lub dobry, jego badanie należy powtórzyć po 6 latach. Natomiast w sytuacji, gdy część wód nie spełnia celu środowiskowego w jakimś zakresie, obejmowana jest monitoringiem operacyjnym i badane są tam jedynie te wskaźniki, które nie osiągały stanu co najmniej dobrego zgodnie z badaniem diagnostycznym. Ostatnim typem monitoringu jest monitoring badawczy, który jest wdrażany w pewnych specjalnych sytuacjach, na przykład na potrzeby rozpoznania przyczyn nieosiągnięcia celów środowiskowych, jeżeli nie jest to możliwe na podstawie wyników monitoringu diagnostycznego lub operacyjnego, określenie wpływu incydentalnych zanieczyszczeń czy w związku z umowami międzynarodowymi. Jego zakres jest dobierany do konkretnej sytuacji. Stąd zakres badania danej JCWP może być różny i nie zawsze obejmuje komplet wskaźników.

Za monitoring wód w Polsce odpowiada Inspekcja Ochrony Środowiska, która w ramach państwowego monitoringu środowiska prowadzi badania, dokonuje oznaczeń i klasyfikacji wskaźników, a następnie ocen JCWP. Wyniki klasyfikacji i oceny wód publikowane są co roku na stronach internetowych Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, prezentując klasyfikację wskaźników z badań z poprzedniego roku oraz okresowo w formie ocen zbiorczych z wielolecia.

## 1.2. METODY I STANDARDY STOSOWANE W OCENIE RZEK W POLSCE

Ocena stanu ekologicznego wód opiera się na trzech podstawowych grupach wskaźników: tzw. elementach biologicznych, hydromorfologicznych oraz fizykochemicznych,

przy czym nadrzędna jest ocena tych pierwszych, czyli kondycja zespołów organizmów wodnych, natomiast warunki hydromorfologiczne i fizykochemiczne pełnią rolę wspierającą (ich stan ma być taki, aby zapewnić dobry stan elementów biologicznych). W przypadku wód naturalnych oceniany jest ich stan ekologiczny, w przypadku sztucznych lub silnie zmienionych – potencjał ekologiczny. Ocena silnie zmienionych wód na podstawie potencjału, a nie stanu ekologicznego wynika z faktu, że wyznaczenie części wód jako silnie zmienionej jest dokonywane na podstawie analizy jej wykorzystania gospodarczego.

Drugim, obok stanu ekologicznego, komponentem oceny ogólnej wód jest stan chemiczny, dla którego przeprowadza się odrębną klasyfikację na podstawie tzw. substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej.

### 1.2.1. Zakres badań elementów biologicznych

Zakres elementów biologicznych, które muszą zostać uwzględnione w ocenie stanu ekologicznego wód, jest wskazany wprost w załączniku V Ramowej Dyrektywy Wodnej i obejmuje skład i liczebność flory wodnej, skład i liczebność bezkręgowców bentosowych oraz skład, liczebność i strukturę wiekową ichtiofauny. Monitoring rzek w Polsce uwzględnia wskaźniki biologiczne dla pięciu grup organizmów (przegląd metod i materiały źródłowe w Kolada i in. (2020):

- Indeks Fitoplanktonowy – IFPL do oceny fitoplanktonu,
- Multimetryczny Indeks Okrzemkowy – IO do oceny fitobentosu,
- Makrofitowy Indeks Rzeczny – MIR do oceny makrofitów,
- Polski Wielometryczny Wskaźnik Stanu Ekologicznego Rzek – MMI PL do oceny makrobezkręgowców bentosowych w rzekach oraz wskaźnik MZB dla zbiorników zaporowych,
- Europejski Wskaźnik Ichtiologiczny – EFI+\_PL oraz Wskaźnik Integralności Biologicznej – IBI\_PL do oceny zespołu ryb.

Fitoplankton badany jest tylko w kilku wybranych typach rzek (np. rzeki nizinne i wielkie rzeki nizinne czy rzeki i potoki w systemach rzeczno-jeziornych), czyli tam, gdzie powolny nurt umożliwi rozwój tej grupy organizmów.

Częstotliwość badań wynika ze specyfiki każdego elementu biologicznego i wynosi od jednokrotnego badania (większość zespołów) do 6–8 razy w sezonie (w przypadku fitoplanktonu). Wskaźniki biologiczne klasyfikowane są do jednej z pięciu klas stanu ekologicznego: bardzo dobra, dobra, umiarkowana, słaba lub zła. Szczegółowe metodyki badawcze oraz sposób klasyfikacji wskaźników zostały przedstawione w pracy Kolada i in. (2020).

Wszystkie metodyki zostały poddane międzynarodowej interkalibracji na poziomie UE. Celem tego procesu, realizowanego zgodnie z wymogami RDW, było zapewnienie porównywalności wyników oceny wód w różnych regionach Europy (EC 2024).

### 1.2.2. Zakres badań elementów fizykochemicznych

Zakres badań i oceny wskaźników fizykochemicznych ma uwzględniać stan fizyczny wód, warunki tlenowe, zasolenie, zakwaszenie i substancje biogenne. Dobór wskaźników oraz wartości graniczne stanu dobrego pozostają w kompetencji państw członkowskich. Ponieważ w obrębie grup wskaźników opisujących daną presję wiele pozostaje od siebie

zależnych i wysoce wzajemnie skorelowanych, nie wszystkie monitorowane w danej grupie wskaźniki muszą być klasyfikowane. Oznacza to, że system oceny i klasyfikacji wód może się opierać na wybranych wskaźnikach, tych, które w sposób najbardziej wiarygodny odzwierciedlają stan ekosystemu i najsilniej warunkują kondycję zespołów biologicznych, pod warunkiem, że wszystkie grupy presji są uwzględnione w klasyfikacji.

Grupa elementów fizykochemicznych obejmuje ponad 30 wskaźników, z których ponad 20 jest klasyfikowanych w rzekach, przy czym wartości graniczne klas są zróżnicowane dla typów wód – np. inne oczekiwania są stawiane potokom górskim na podłożu krzemianowym, a inne wielkim rzekom nizinnym na polodowcowych glinach zwałowych. W Polsce wyróżnia się około 20 typów rzek (Błachuta i in. 2010; Hobot i in. 2015).

Pierwsze wartości graniczne fizykochemicznych wskaźników oceny stanu ekologicznego wód, stanowiące podstawę do dalszego rozwoju systemu monitoringu zgodnego z RDW, zostały opracowane i opublikowane zaraz po akcesji Polski do UE (Dz. U. 2004 nr 32 poz. 284). Obowiązywały one, z pewnymi modyfikacjami, do końca drugiego cyklu planistycznego, czyli do końca 2015 r. Weryfikacja tych norm została przeprowadzona przed rozpoczęciem trzeciego cyklu planistycznego (lata 2016–2021) i wprowadzona do praktyki właściwym rozporządzeniem Ministra Środowiska (Dz. U. 2016 poz. 1187). Główną zmianą w podejściu do standardów środowiskowych było opracowanie norm specyficznych dla typów wód (zróżnicowanie wartości granicznych wskaźników dla wód o różnych uwarunkowania fizycznogeograficznych i ekologicznych) oraz ich powiązanie z kondycją elementów biologicznych (wartość wskaźnika ma odpowiadać takiemu poziomowi presji, który nie zaburza struktury i funkcjonowania zespołów biologicznych).

Kolejna weryfikacja standardów fizykochemicznych, przeprowadzona na potrzeby czwartego cyklu planistycznego (lata 2022–2027) zgodnie z podejściem rekomendowanym przez Grupę Roboczą ECOSTAT przy Komisji Europejskiej (Phillips i in. 2019) pozwoliła na lepszą kalibrację wartości granicznych w kontekście zapewnienia dobrej kondycji zespołów organizmów wodnych. Normy te są stosowane od 2022 r. (Dz. U. 2019 poz. 2149 i późniejsze), a pierwsze wyniki oceny na ich podstawie (okres 2022–2024) są dostępne od drugiej połowy 2025 r. i nie zostały uwzględnione jako przedmiot tego opracowania.

Wskaźniki fizykochemiczne badane są od 6 do 8 razy w roku i co do zasady klasyfikowane są w skali dwustopniowej: stan co najmniej dobry oraz stan poniżej dobrego, przy czym dla niektórych wskaźników możliwe było określenie wartości granicznej stanu bardzo dobrego. Ta ostatnia granica nie jest obligatoryjna zgodnie z RDW, ale stanowi istotną informację o jakości wód warunkujących dobrostan zespołów biologicznych. Szczegółowe metodyki oraz sposób klasyfikacji wskaźników zostały przedstawione w opracowaniu Kolada i in. (2018).

### Substancje biogenne

Eutrofizacja jest jedną z najistotniejszych i najlepiej rozpoznanych rodzajów presji na wody powierzchniowe w Europie, zatem w zasadzie każdy system oceny wód obejmuje wskaźniki ją opisujące. Monitoring polskich rzek obejmuje siedem wskaźników trofii, pięć form azotu (azot amonowy, Kjeldahla, azotynowy, azotanowy i ogólny) oraz dwie fosforu (fosfor fosforanowy i ogólny). Do końca 2021 r. klasyfikowane były wszystkie wskaźniki, przy czym do 2015 r. obowiązywała jedna wartość graniczna dla wszystkich typów rzek i dopiero od 2016 r. normy środowiskowe zostały zróżnicowane dla rzek o różnym typie abiotycznym (tablica 1.1). Warto zwrócić uwagę na znaczne zaostrenie norm większości

wskaźników w kolejnych cyklach (nawet biorąc pod uwagę typy rzek o normach z natury najbardziej liberalnych, jak. wielkie rzeki nizinne czy rzeki przyujściowe), co wynikało z przyjęcia podejścia statystycznego wiążącego stężenia substancji biogenych z kondycją zespołów biologicznych (Valverde García i in. 2012).

Tablica 1.1

Wartości graniczne dla stanu dobrego i poniżej dobrego (klasa II i łącznie klasy III–V) dla wskaźników eutrofizacji, stosowane w monitoringu wód w kolejnych cyklach planistycznych; dokładność zgodnie z aktualnymi na dany cykl rozporządzeniami klasyfikacyjnymi ministra właściwego ds. gospodarki wodnej

Table 1.1

Boundary values for good and less-than-good status (class II and classes III–V combined) for eutrophication indicators used in water monitoring in subsequent planning cycles; accuracy in accordance with the classification regulations of the minister responsible for water management valid for a given cycle

| Wskaźnik (jednostka)                                     | Granica stanu dobrego/poniżej dobrego |             |             |
|--|---------------------------------------|-------------|-------------|
|  | 2008–2015                             | 2016–2021   | od 2022     |
| Azot amonowy (mg NH <sub>4</sub> l <sup>-1</sup> )       | 1,56                                  | 0,17–1,17   | 0,20–0,45   |
| Azot Kjeldahla (mg N l <sup>-1</sup> )                   | 2                                     | 0,4–2,0     | –           |
| Azoty azotynowy (mg N-NO <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> )  | –                                     | 0,005–0,03  | –           |
| Azot azotanowy (mg N-NO <sub>3</sub> l <sup>-1</sup> )   | 5                                     | 0,8–5,0     | 0,8–20,20   |
| Azot ogólny (mg N l <sup>-1</sup> )                      | 10                                    | 1,3–8,2     | 1,1–3,5     |
| Fosfor fosforanowy (mg PO <sub>4</sub> l <sup>-1</sup> ) | 0,31                                  | 0,026–0,101 | 0,040–0,120 |
| Fosfor ogólny (mg P l <sup>-1</sup> )                    | 0,4                                   | 0,06–0,40   | 0,10–0,35   |

W wyniku weryfikacji norm środowiskowych na potrzeby czwartego cyklu planistycznego wartości graniczne zostały jeszcze precyzyjniej wykalibrowane wobec elementów biologicznych (bardziej precyzyjne metody statystyczne, pełniejsze bazy danych monitoringowych, Kolada i in. 2018). Odstąpiono też od klasyfikacji niektórych form cząstkowych azotu. Wynikało to między innymi z założenia, że przekroczenie normy dla wskaźnika określającego ogólne stężenie biogenu jest wystarczającą podstawą do podjęcia działań naprawczych mających na celu redukcję jego ładunku, bez konieczności klasyfikowania jego form cząstkowych. Ponadto, precyzyjne ustalenie standardu z zastosowaniem metod statystycznych okazało się bardzo utrudnione (brak lub słaba korelacja) i nie dawało podstaw do określenia wiarygodnych wartości normatywnych.

### Zasolenie

Przez lata zasolenie wód było presją trochę pominiętą. Nawet, jeśli niektóre wody miały podwyższone zasolenie (często bardzo znacząco), w zasadzie miało to znaczenie jedynie z punktu widzenia ich wykorzystania dla celów gospodarczych, np. do nawodnień rolniczych lub w pewnych gałęziach przemysłu. Norma dla dobrego stanu ekologicznego dla przewodności elektrolitycznej właściwej (PEW) w rzekach była stosunkowo liberalna i w okresie drugiego cyklu planistycznego (lata 2008–2015) wynosiła 1500 μS cm<sup>-1</sup> dla wszystkich rzek niezależnie od typu abiotycznego (tablica 1.2). Dopiero w trzecim cyklu

planistycznym (lata 2016–2021) normy środowiskowe zostały zróżnicowane dla typów wód, a ich zakres w rzekach wahał się od 157 do 850  $\mu\text{S cm}^{-1}$  dla PEW (wyjątkowo 2814  $\mu\text{S cm}^{-1}$  dla rzek przyujściowych pozostających pod wpływem wód morskich), od 13,7 do 138,5  $\text{mg l}^{-1}$  dla siarczanów i od 6,6 do 499,0  $\text{mg l}^{-1}$  dla chlorków.

Podobnie jak w przypadku wskaźników określających warunki trofii, nowe normy oznaczały bardzo istotne zaostrzenie standardów dla wskaźników zasolenia pomiędzy cyklami, co wynikało z zastosowania przy ich opracowaniu metod statystycznych, wiążących wartości wskaźników fizykochemicznych ze stanem elementów biologicznych (Valverde García i in. 2012). Stosowanie wyższych wartości PEW dla oceny stanu ekologicznego było możliwe tylko na drodze zastosowania odstępstw z art. 4 RDW. Inne składowe zasolenia wód, badane w monitoringu, obejmują substancje rozpuszczone, magnez, wapń i twardość ogólną (tablica 1.2).

Tablica 1.2

Wartości graniczne dla stanu dobrego i poniżej dobrego (klasa II i łącznie klasy III–V) dla wskaźników zasolenia, stosowane w monitoringu wód w kolejnych cyklach planistycznych; dokładność zgodnie z aktualnymi na dany cykl rozporządzeniami klasyfikacyjnymi ministra właściwego ds. gospodarki wodnej

Table 1.2

Boundary values for good and less-than-good status (class II and combined classes III–V) for salinity indicators used in water monitoring in subsequent planning cycles; accuracy in accordance with the classification regulations of the minister responsible for water management valid for a given cycle

| Wskaźnik (jednostka)                                 | Granica stanu dobrego/poniżej dobrego |                    |                 |
|--|---------------------------------------|--------------------|-----------------|
|  | 2008–2015                             | 2016–2021          | od 2022         |
| PEW w 20°C ( $\text{mg NH}_4 \text{l}^{-1}$ )        | 1500                                  | 157–850 (2814*)    | 300–850 (2300*) |
| Substancje rozpuszczone ( $\text{mg l}^{-1}$ )       | 800                                   | 132–638 (1717*)    | –               |
| Chlorki ( $\text{mg Cl l}^{-1}$ )                    | 300                                   | 6,6–176,0 (499,0*) | –               |
| Siarczany ( $\text{mg SO}_4 \text{l}^{-1}$ )         | 250                                   | 13,7–138,5         | –               |
| Wapń ( $\text{mg Ca l}^{-1}$ )                       | 200                                   | 8,4–114,6          | –               |
| Magnez ( $\text{mg Mg l}^{-1}$ )                     | 100                                   | 3,0–40,4           | –               |
| Twardość ogólna ( $\text{mg CaCO}_3 \text{l}^{-1}$ ) | 300 lub 500**                         | 95–452             | –               |

\* wartość dla typu rzeki przyujściowe pod wpływem wód słonych (value for the estuarine river type under the influence of salt water);

\*\* w zależności od typu wód (depending on the water type)

Weryfikacja standardów zasolenia, przeprowadzona na potrzeby czwartego cyklu planistycznego (lata 2022–2027) pozwoliła na doprecyzowanie niektórych wartości granicznych PEW, przy utrzymaniu wartości maksymalnej na poziomie 850  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (dla wielkich rzek nizinnych). Zgodnie z zasadą nieklasyfikowania wskaźników silnie wzajemnie skorelowanych, od klasyfikacji chlorków i siarczanów odstąpiono, szczególnie, że ustalenie dla nich wiarygodnych wartości granicznych wspierających dobry stan elementów biologicznych okazało się mało wykonalne (Kolada i in. 2018; Kelly i in. 2023). Zrezygnowano również z klasyfikacji wapnia, magnezu i twardości ogólnej, ponieważ są to kryteria typologiczne wód, w dużym stopniu warunkowane geologią podłoża (tło geologiczne), a ustalenie wartości tych wskaźników, które warunkują lub nie stan dobry

elementów biologicznych okazało się również niewykonalne z uwagi na brak istotnej korelacji z wartościami wskaźników biologicznych (Kolada i in. 2018).

### Zakwaszenie

Problem zakwaszenia w bardzo niewielkim stopniu dotyka wód w Polsce, co wynika z charakterystyki podłoża geologicznego. Znakomita większość wód w Polsce przepływa przez podłoże, które warunkuje ich wysoką zasadowość i dobre zbuforowanie. Stąd, wysoka zasadowość z jednej strony często wynika z uwarunkowań naturalnych i trudno jest wskazać, kiedy i w jakim stopniu jest ona skutkiem presji antropogenicznej, z drugiej – przyczynia się do neutralizacji efektu kwaśnych deszczy nie dopuszczając do zjawiska zakwaszania wód, obserwowanego np. w krajach skandynawskich (Dickson 1982). Z kolei obniżony odczyn może wynikać z obecności osadów torfowych w zlewni. Ze względu na wymogi stawiane przez RDW, wskaźniki zakwaszenia są uwzględniane w monitoringu wód i obejmują odczyn pH oraz zasadowość ogólną. Na podstawie dotychczasowych doświadczeń z monitoringu wód wydaje się, że w polskich warunkach przekraczanie ustalonych norm dla wskaźników zakwaszenia nie jest skutkiem zanieczyszczenia, ale naturalnej zmienności tego parametru, a wyniki klasyfikacji tej grupy budzą uzasadnione wątpliwości.

### Warunki tlenowe

Warunki tlenowe są jedną z trudniejszych do interpretacji cechą ekosystemu w monitoringu wód. Opisuje je kilka wskaźników, takich jak tlen rozpuszczony (DO), biochemiczne (BZT<sub>5</sub>) i chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT-Mn i ChZT-Cr) czy ogólny węgiel organiczny (OWO), przy czym tylko pierwszy z nich mówi o zawartości tlenu w wodzie, podczas gdy pozostałe są w zasadzie miarą zanieczyszczenia organicznego, a ich wpływ na dostępność tlenu jest pośredni (tablica 1.3).

Tablica 1.3

Wartości graniczne dla stanu dobrego i poniżej dobrego (klasa II i łącznie klasy III–V) dla wskaźników określających warunki tlenowe, stosowane w monitoringu wód w kolejnych cyklach planistycznych; dokładność zgodnie z aktualnymi na dany cykl rozporządzeniami klasyfikacyjnymi ministra właściwego ds. gospodarki wodnej

Table 1.3

Boundary values for good and less-than-good status (class II and combined classes III–V) for oxygen indicators used in water monitoring in subsequent planning cycles; accuracy in accordance with the classification regulations of the minister responsible for water management valid for a given cycle;

| Wskaźnik (jednostka)   | Granica stanu dobrego/poniżej dobrego |           |          |
|--|---------------------------------------|-----------|----------|
|  | 2008–2015                             | 2016–2021 | od 2022  |
| Tlen rozpuszczony DO ( $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ )   | 5                                     | 5,1–10,5  | 7,5–9,1  |
| Pięciodobowe biochemiczne zapotrzebowanie na tlen BZT <sub>5</sub> ( $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ ) | 6                                     | 1,9–4,9   | 2,0–4,1  |
| Chemiczne zapotrzebowanie tlenu metodą nadmanganianową ChZT-Mn ( $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ )     | 12                                    | 1,9–17,0  | –        |
| Ogólny węgiel organiczny ( $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ )   | 15                                    | 1,8–21,4  | 2,0–15,0 |
| Chemiczne zapotrzebowanie tlenu metodą chromianową ChZT-Cr ( $\text{mg O}_2 \text{l}^{-1}$ )         | –                                     | 10–79     | –        |

### 1.2.3. Zakres badań elementów hydromorfologicznych

Presje hydromorfologiczne są najmniej rozpoznane i najsłabiej opracowane pod względem wskaźników oraz wpływu na zespoły organizmów wodnych, nie tylko w Polsce. Długo nie były one analizowane w kontekście wpływu na funkcjonowanie ekosystemu, a intensywny rozwój metod je oceniających zapoczątkowała dopiero RDW. Nawet jeśli metody takie powstawały, powszechnie nie wiązały przekształceń fizycznych rzek ze wskaźnikami biologicznymi (Poikane i in. 2020). Oczywiście, znany jest negatywny wpływ przekształceń morfologii strefy brzegowej na makrobezkręgowce bentosowe czy makrofity, modyfikacji warunków hydrologicznych na bilans biogenów czy zaburzeń drożności na migracje ryb, jednak opracowanie wskaźników opisujących te zależności oraz ustalenie dla nich wartości progowych warunkujących zmiany w zespołach biologicznych nadal stanowią duże wyzwanie w gospodarowaniu wodami.

W pierwotnym założeniu RDW, warunki hydromorfologiczne miały być klasyfikowane tylko do dwóch klas – bardzo dobrej lub gorszej – i mieć jedynie moc obniżania oceny z bardzo dobrej do dobrej (jeżeli JCWP ma stan bardzo dobry na podstawie wskaźników biologicznych i żaden wskaźnik fizykochemiczny nie przekracza normy, to warunki hydromorfologiczne gorsze niż bardzo dobre degradują klasę do dobrej). Jednak wobec wzrostu świadomości ogromnego wpływu przekształceń hydromorfologicznych na funkcjonowanie ekosystemów wodnych, formalne i faktyczne prace idą w kierunku zwiększenia roli tej grupy presji w ocenie wód i przyjęciu pięciostopniowej jej klasyfikacji w celu bardziej precyzyjnego śledzenia kierunków zmian.

Polska metoda oceny rzek, Hydromorfologiczny Indeks Rzeczny (HIR) uwzględnia pięciostopniową skalę klasyfikacji, a wartości graniczne wskaźnika są zróżnicowane dla typów rzek (Szozkiewicz i in. 2017). Została ona wdrożona do praktyki monitoringowej w 2017 r. Badanie w terenie jest wykonywane na reprezentatywnym ze względu na typ i rodzaj presji odcinku rzeki o długości 500 m i obejmuje analizę szeregu cech morfologicznych i hydrologicznych w 10 przekrojach poprzecznych. Drugim elementem metody jest analiza kameralna, oparta na materiałach kartograficznych, która wprowadza dodatkowy wskaźnik korekty klasy stanu hydromorfologicznego (Wk). Szczegółowa metodyka badawcza oraz sposób klasyfikacji wskaźnika HIR i Wk zostały zawarte w pracy Szozkiewicz i in. (2017).

### 1.2.4. Specyficzne substancje zanieczyszczające

Jeszcze jednym, stosunkowo nieoczywistym elementem oceny stanu ekologicznego są tzw. substancje szczególnie szkodliwe dla środowiska wodnego, czyli specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne. Wykaz takich substancji ustalany jest indywidualnie na poziomie każdego kraju członkowskiego UE. W Polsce większość substancji włączonych do monitoringu pochodzi z rozporządzeń dotyczących odprowadzania ścieków, a ich środowiskowe normy jakości odpowiadają normom ustalonym dla wód ujmowanych w celu spożycia. Nie wchodzi one w ocenę stanu chemicznego, a ekologicznego właśnie, chociaż prace legislacyjne na poziomie UE zmierzają ku ich włączeniu do stanu chemicznego.

Do końca trzeciego cyklu wodnego (2021 r.) wykaz obejmował 24 wskaźniki, takie jak arsen, bar, miedź, kobalt czy aldehyd mrówkowy. Próba rewizji tego wykazu na potrzeby aktualnego cyklu planistycznego (od 2022 r.) pozwoliła na ograniczenie tej liczby do pięciu

wskaźników badanych obligatoryjnie (arsen, chrom sześciowartościowy, cynk, miedź oraz węglowodory ropopochodne), ze wskazaniem pozostałych, jako koniecznych do włączenia do monitoringu na poziomie dorzeczy w przypadku wykazania ich emisji do środowiska na podstawie analizy presji (Kolada i in. 2018).

### 1.2.5. Zakres badań dla stanu chemicznego

Klasyfikację stanu chemicznego wód, który jest drugim obok stanu/potencjału ekologicznego komponentem oceny wód zgodnej z RDW, dokonuje się na podstawie tzw. substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej. Wykaz tych substancji wskazuje załącznik X RDW, ale wartości graniczne dla stanu dobrego i poniżej dobrego ustalone są odgórnie dla wszystkich krajów UE i wskazane w Dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/105/WE z dnia 16 grudnia 2008 r. w sprawie środowiskowych norm jakości w dziedzinie polityki wodnej (która zmienia i uchyla kilka innych dyrektyw).

Substancje priorytetowe należą do różnych grup i są to głównie węglowodory i metale ciężkie oraz ich związki. Mogą to być także związki metaloorganiczne, jak związki tributyllocyny. Wykaz zawarty w dyrektywie 2008/105/WE obejmuje 33 substancje, ale na skutek aktualizacji został on poszerzony o kolejne 12 i od 2013 r. obejmuje 45 substancji priorytetowych. Jednak wobec znacznej liczby substancji, których negatywny wpływ na zdrowie został udowodniony, a które dotąd nie znalazły się na liście, prace nad kolejnymi aktualizacjami trwają. Substancje priorytetowe badane są przede wszystkim w wodzie, natomiast od 2016 r. 11 z nich oznaczanych jest również w tkankach zwierząt (skorupiaków, mięczaków i ryb). Wprowadzenie obowiązku oceny wskaźników chemicznych w organizmach istotnie zmieniło obraz stanu chemicznego wód w Polsce.

O ile w przypadku elementów fizykochemicznych wspierających stan ekologiczny, takich jak substancje biogenne, natlenienie czy zasolenie wód, pewien poziom ich wartości jest niezbędny do funkcjonowania ekosystemu i dopiero przekroczenia (w jedną lub drugą stronę z zależności od wskaźnika) wywołują negatywne skutki ekologiczne, o tyle w przypadku wskaźników stanu chemicznego ich stężenie powinno odpowiadać co najwyżej stężeniu tła, a w przypadku substancji syntetycznych być bliskie zeru (dążymy do ich eliminacji ze środowiska). Stąd normy dla stanu chemicznego są sztywne i narzucone odgórnie wszystkim krajom członkowskim. Klasyfikacja wskaźników stanu chemicznego dokonywana jest w skali dwustopniowej: stan co najmniej dobry oraz stan poniżej dobrego.

### 1.2.6. Sposób przeprowadzanie klasyfikacji i oceny

W krajowym systemie oceny stanu wód wszystkie komponenty klasyfikowane są w sposób hierarchiczny. W pierwszej kolejności klasyfikowane są pojedyncze wskaźniki. Następnie wyprowadzana jest klasyfikacja dla poszczególnych grup wskaźników w podziale na elementy biologiczne, hydromorfologiczne i fizykochemiczne z zastosowaniem zasady „najgorszy decyduje” (grupa przyjmuje taką klasę, jak wskaźnik najniższej oceniony). Klasyfikacja ta z kolei jest podstawą do wyprowadzenia oceny stanu/potencjału ekologicznego, która odpowiada klasie grupy elementów o najniższej ocenie. Odrębnie przeprowadza się klasyfikację stanu chemicznego, również na zasadzie „najgorszy decyduje” (przekroczenie normy nawet jednego wskaźnika z kilkudziesięciu uwzględnianych w ocenie powoduje klasyfikację do stanu chemicznego poniżej dobrego). Ostateczną

ocenę stanu wód warunkuje gorszy z dwóch elementów, stan/potencjał ekologiczny lub stan chemiczny. Ostateczna ocena wód przyjmuje skalę dwustopniową: stan dobry (brak przekroczeń jakiegokolwiek wskaźnika) lub stan zły.

W monitoringu wód zdarzają się sytuacje, kiedy dany element był zbadany, ale nie ma możliwości przeprowadzenia jego klasyfikacji. Oznacza to, że liczba wskaźników sklasyfikowanych może być mniejsza, niż faktycznie zbadanych. Sytuacje takie wynikają z uwarunkowań metodycznych, które wskazują warunki minimalne dla klasyfikacji wskaźnika i dotyczą zazwyczaj około 2–3% badań. Podobnie, nie zawsze zachodzi możliwość oceny JCWP, na przykład w sytuacjach, kiedy oceniony był tylko jeden ze stanów, ekologiczny bądź chemiczny, i wskazuje on na stan co najmniej dobry (ocena drugiego komponentu mogłaby obniżyć stan ogólny). Stąd, w niektórych przypadkach, pomimo wykonania badań monitoringowych, ocena ostateczna nie może być przeprowadzona.

### 1.3. OCENA STANU POLSKICH RZEK

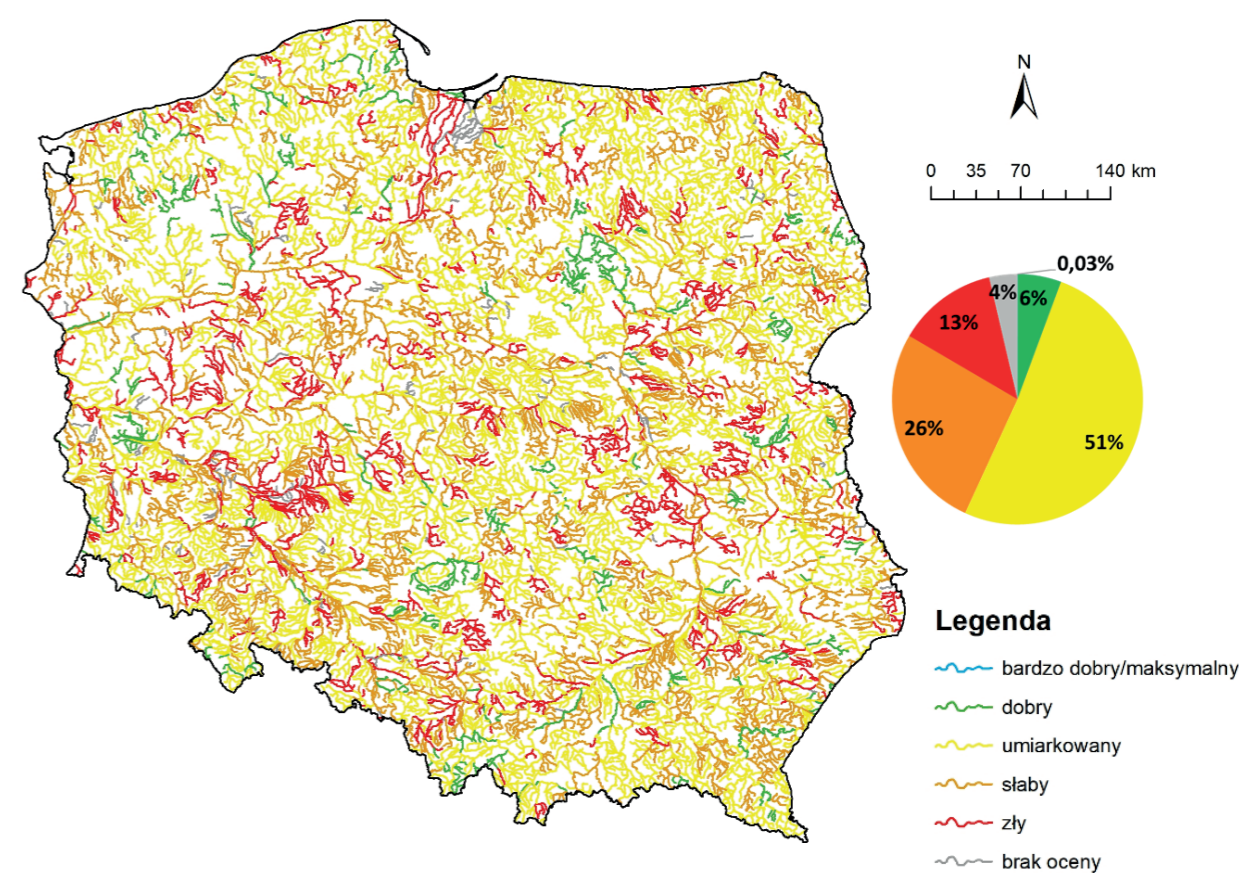
Analizę stanu rzek w Polsce oparto na wynikach badań Inspekcji Ochrony Środowiska, prowadzonych w ramach państwowego monitoringu środowiska w zakresie wód powierzchniowych, publikowanych na stronach internetowych GIOŚ. W pierwszej kolejności analizie poddano dane z lat 2016–2021. Najbardziej aktualne dane i oceny, pochodzące z lat 2022–2024, nie mogły zostać uwzględnione w analizie, ponieważ zgodnie z obowiązującymi przepisami klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych oraz oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych dokonuje się nie rzadziej niż co 3 lata (publikacja ocen za trzy pierwsze lata bieżącego cyklu następuje w drugiej połowie 2025 r.).

W analizowanym okresie 2016–2021, w ramach państwowego monitoringu środowiska badaniami objęto 3685 części wód rzecznych na 4586 wszystkich JCWP wyznaczonych w Polsce zgodnie z wykazem na trzeci cykl planistyczny (<https://apgw.gov.pl/>). Oznacza to, że w poprzednim cyklu monitoringiem objęto ponad 80% odcinków rzek w kraju. Ocena stanu lub potencjału ekologicznego była możliwa dla 3551 JCWP, a stanu chemicznego dla 2630 JCWP. Brak możliwości przeprowadzenia oceny wynika z uwarunkowań formalnych i zachodzi na przykład w przypadku braku kompletu wskaźników do spełnienia wymogów oceny (np. w wysychających ciekach, w których przepływu uniemożliwia pozyskanie minimalnej wymaganej liczby pomiarów do wyliczenia średniej rocznej). Ostatecznie, pod kątem stanu ogólnego ocenionych zostało 3500 JCWP.

Dla celów porównawczych przeanalizowano również wyniki badań i oceny z okresu 2010–2015. Wskazane okresy odpowiadają cyklom planistycznym w gospodarce wodnej, zgodnie z RDW. W okresie tym badaniami objęto 1951 JCWP rzek. Ocenę stanu lub potencjału ekologicznego przeprowadzono dla 1926 JCWP, stanu chemicznego dla 868 JCWP, a stanu ogólnego dla 1630 JCWP.

#### 1.3.1. Stan ekologiczny rzek w latach 2016–2021

Udział ocen w klasach stanu/potencjału ekologicznego rzek w analizowanym okresie przedstawia dość ponury obraz. Zaledwie niecałe 6% (208) JCWP rzek spełniało cele środowiskowe w zakresie stanu/potencjału ekologicznego, czyli wykazywało stan co najmniej dobry (rys. 1.1).



Rys. 1.1. Klasyfikacja stanu lub potencjału ekologicznego w JCWP rzek badanych w latach 2016–2021  
Opracowanie: S. Kutyla na podstawie danych GIOŚ

Fig. 1.1. Classification of the ecological status or ecological potential of the river water bodies monitored in 2016–2021

Prepared by: S. Kutyla based on data from the Chief Inspectorate of Environmental Protection

Tylko jedna rzeka, Klępnicza przy ujściu do Redy, wykazywała bardzo dobry stan ekologiczny. Rozwiązaniem zagadki tego fenomenu może być fakt, że ocena tej części wód została przeprowadzona w ramach monitoringu operacyjnego na podstawie jednego wskaźnika biologicznego (fitobentosu) i siedmiu wskaźników fizykochemicznych, bez oceny stanu chemicznego. W tej sytuacji prawdopodobieństwo stwierdzenia przekroczeń jest znacząco mniejsze, niż przy badaniu kompletu wskaźników. Jak wskazano wcześniej, monitoring operacyjny dopuszcza taką ocenę. Największą grupę (51%, 1880 JCWP) stanowiły rzeki o umiarkowanym stanie lub potencjale ekologicznym (rys. 1.1). Kolejne 30% charakteryzował stan słaby lub zły, wskazujące na znaczny stopień degradacji ekosystemów. Proporcje ocen w poszczególnych latach oceny były podobne, wskazując na stosunkowo stały udział poszczególnych klas oceny w rzekach Polski (Kolada i in. 2019).

Aby lepiej zrozumieć przyczynę takiego obrazu wód w Polsce, należałoby głębiej przeanalizować strukturę ocen i genezę ich wyprowadzenia.

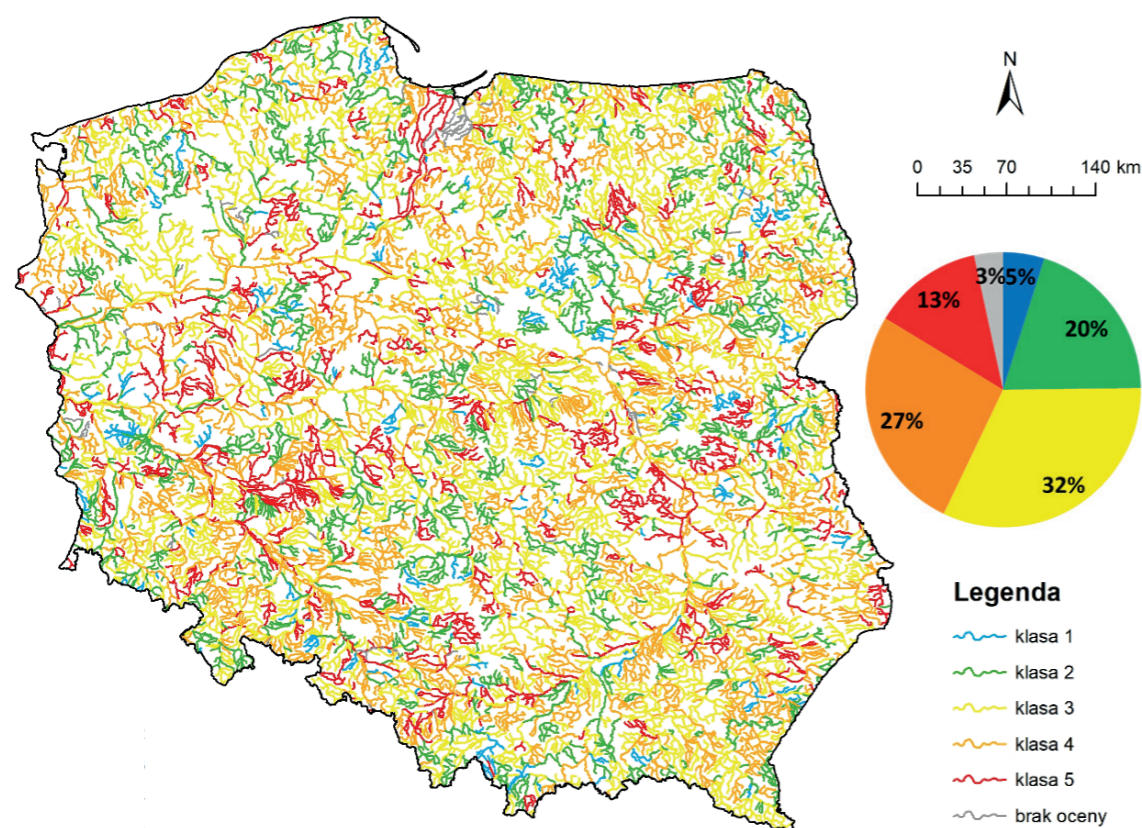
#### Klasyfikacja elementów biologicznych

Dyrektywa kładzie nacisk przede wszystkim na stan elementów biologicznych, pozostałe komponenty traktując jako wspomagające. Analizując wyniki klasyfikacji tylko tej grupy

wskaźników, okazuje się, że już 914 JCWP rzek (25%) charakteryzuje stan co najmniej dobry (w tym 174 bardzo dobry). Oznacza to, że stan wszystkich badanych w nich zespołów biologicznych był dobry lub bardzo dobry. Zatem obniżenie oceny stanu/potencjału ekologicznego około 700 JCWP rzek wynikało z innych przyczyn niż stan organizmów wodnych, przede wszystkim z przekroczenia norm wskaźników fizykochemicznych, które obniżają dobrą ocenę elementów biologicznych do stanu umiarkowanego. Stan słaby lub zły elementów biologicznych dotyczył tych samych rzek, co w przypadku oceny stanu ekologicznego, ponieważ o tych klasach decyduje już tylko i wyłącznie stan elementów biologicznych (wskaźniki wspierające nie mają w tej sytuacji mocy modyfikowania oceny elementów biologicznych).

Analizując rozmieszczenie przestrzenne rzek w klasach stanu ekologicznego elementów biologicznych trudno stwierdzić jakąś prawidłowość, gdyż są one rozmieszczone stosunkowo równomiernie na terenie kraju (rys. 1.2).

Najbardziej korzystną ocenę zwracały wskaźniki fitobentosowy i makrofitowy, gdzie znacznie ponad połowa ocenionych JCWP wykazywała stan co najmniej dobry (rys. 1.3). Bardzo duży udział rzek (po ok. 60%) zaklasyfikowano do stanu poniżej dobrego na podstawie obu wskaźników faunistycznych, makrozoobentosowego i ichtiofaunistycznego. Pod względem stanu ichtiofauny badane rzeki wykazywały najbardziej zrównoważony udział klas stanu ekologicznego. Najostrzejszą klasyfikację uzyskano na podstawie

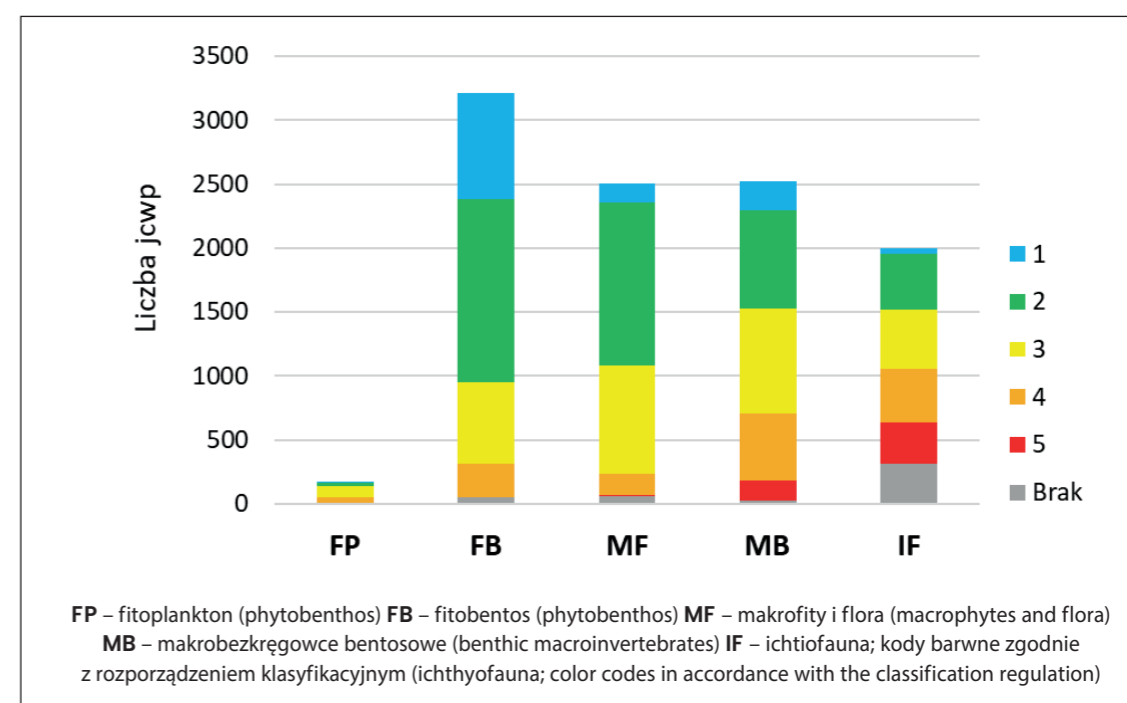


Rys. 1.2. Klasyfikacja elementów biologicznych w JCWP rzek badanych w latach 2016–2021

Opracowanie: S. Kutyla na podstawie danych GIOŚ

Fig. 1.2. Classification of the biological elements in the river water bodies monitored in 2016–2021

Prepared by: S. Kutyla based on data from the Chief Inspectorate of Environmental Protection



Rys. 1.3. Udział jednolitych części wód rzecznych zaklasyfikowanych do klas stanu ekologicznego na podstawie elementów biologicznych w latach 2016–2021

Fig. 1.3. Proportion of river water bodies classified into ecological status classes based on biological elements in the years 2016–2021

wskaźnika fitoplanktonowego (tylko 15% rzek było w stanie dobrym, jedna – Barycz – w bardzo dobrym), co nie jest zaskakujące, biorąc pod uwagę, że zespół fitoplanktonu badany jest tylko w dużych, wolno płynących rzekach, które zazwyczaj są już znacząco zeutrofizowane i poddane szeregowi presji w wyższym biegu. Badaniem fitoplanktonu objęto tylko 164 rzeki, należące do typów, dla których element ten jest miarodajny.

Głębszej refleksji należy pozostawić fakt, że w przypadku części wód rzecznych o co najmniej dobrym stanie elementów biologicznych, tylko niecałe 20% miało sklasyfikowane co najmniej cztery wskaźniki biologiczne. Dla aż 59% rzek stan ten wynikał z klasyfikacji jednego tylko wskaźnika, a w przypadku rzek z oceną elementów biologicznych w pierwszej klasie, było to 96% (w znakomitej większości przypadków był to fitobentos). Pytanie, jak zostałyby one ocenione, gdyby zbadać w nich pozostałe zespoły. Zjawisko to odzwierciedla konsekwencję zasady „najgorszy decyduje”, czyli im mniej wskaźników ocenianych, tym większe prawdopodobieństwo nieprzekroczenia normy.

Można jednak wskazać w Polsce rzeki, których stan kilku zespołów organizmów wskazuje na bardzo dobrą kondycję. Rekordzistką jest bieszczadzka rzeka Solinka w punkcie Bukowiec, w której w cyklu 2016–2021 zbadano i oceniono wszystkie cztery elementy biologiczne i wszystkie wykazywały bardzo dobry stan. Kolejne pięć rzek (Gościcina w Gościcinie, Zagórska Struga w Mrzezynie, Janówka przy ujściu do Bobru, Łomnica poniżej Karpacza Górnego oraz Szklarka przy ujściu do Kamiennej) wykazywało pierwszą klasę na podstawie trzech zespołów biologicznych (brak klasyfikacji dla ryb). Warto zauważyć, że wszystkie te cieki należą do potoków, czyli typu wód o małej zlewni, a więc mniejszej presji niż rzeki niższego rzędu.

Na drugim końcu skali są rzeki najbardziej zdegradowane pod względem biologicznym (w słabym i złym stanie elementów biologicznych), które stanowią aż 40% ocenianych JCWP (niemal 1,5 tys. rzek). Analizując bardziej szczegółowo ten problem, można stwierdzić bardzo duże zróżnicowanie ocen nawet w obrębie jednej części wód. Pomijając fakt, że dla małej grupy rzek stan ten wynikał ze zbadania i klasyfikacji jednego tylko elementu biologicznego, to dla wód o dostępnej ocenie dla co najmniej trzech wskaźników biologicznych, tylko 24 rzeki wykazywały stan słaby lub zły wszystkich z nich. Sytuacja taka dotyczyła wielu odcinków (JCWP) Wisły, dwóch odcinków Bugu czy kilku rzek śląskich (m.in. Przemsza). Generalnie, Wisła, poza górnym odcinkiem do dopływu Dobki, na pozostałej długości biegu wykazuje znaczny stopień zdegradowania układów biologicznych. Podobnie jest w przypadku Odry, chociaż tutaj, co może być zaskakujące, więcej wskaźników biologicznych w poszczególnych JCWP wskazuje na stan dobry lub umiarkowany niż w przypadku Wisły. Dla znakomitej większości polskich rzek stan elementów biologicznych jest bardzo zróżnicowany, a niezadowalająca ocena wynika z klasyfikacji pojedynczych wskaźników i zastosowania zasady „najgorszy decyduje”.

### Klasyfikacja elementów fizykochemicznych

Warto również przyjrzeć się bliżej klasyfikacji na podstawie wskaźników fizykochemicznych, szczególnie że mają one zdolność obniżania oceny elementów biologicznych. Pod względem klasyfikacji całej grupy, tylko 15% JCWP rzek badanych w latach 2016–2021 spełniało cele środowiskowe, czyli wykazywało stan co najmniej dobry pod względem fizykochemii; w pozostałych ponad 3 tys. JCWP rzek stwierdzono przekroczenie co najmniej jednego lub więcej wskaźników (rys. 1.4).



Rys. 1.4. Klasyfikacja elementów fizykochemicznych w JCWP rzek badanych w latach 2016–2021  
Opracowanie: S. Kutyla na podstawie danych GIOŚ

Fig. 1.4. Classification of the physicochemical elements in the river water bodies monitored in 2016–2021  
Prepared by: S. Kutyla based on data from the Chief Inspectorate of Environmental Protection

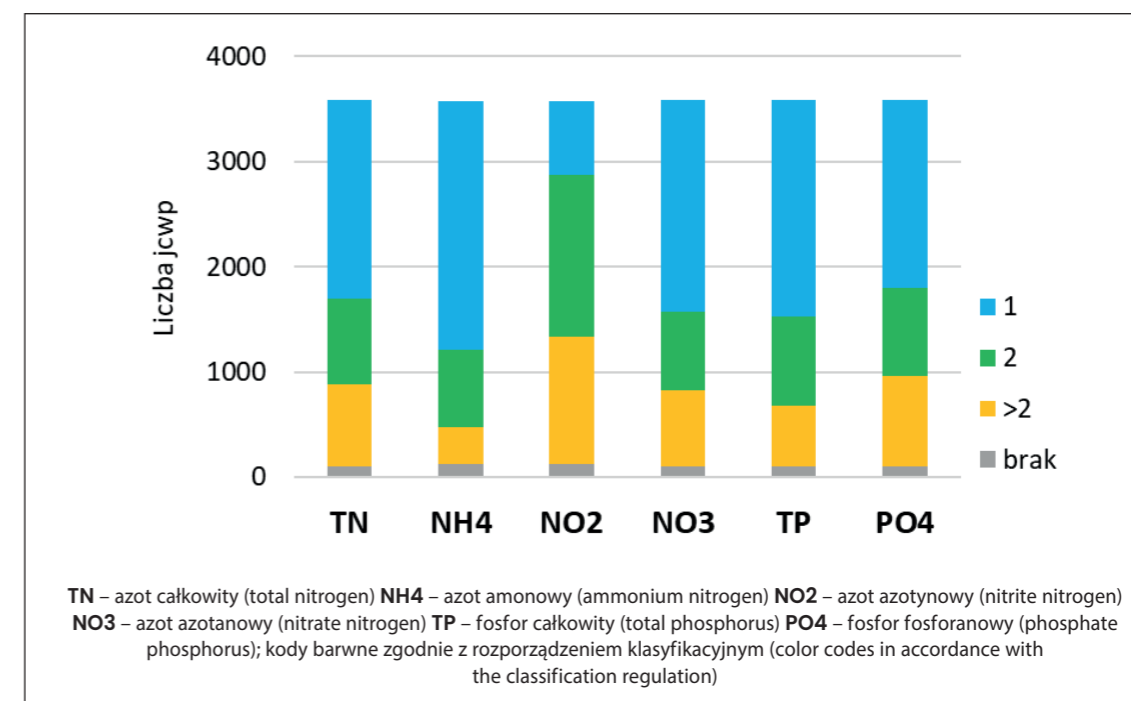
Podobnie jak w przypadku oceny elementów biologicznych, również tutaj trudno wskazać prawidłowość w rozmieszczeniu geograficznym, gdyż rzeki o co najmniej dobrej jakości wód rozproszone są w zasadzie na terenie całego kraju, chociaż można wskazać obszary Pojezierza Pomorskiego czy Mazurskiego oraz Południowego Mazowsza o większym zagęszczeniu rzek bez przekroczeń (rys. 1.4).

Grupa elementów fizykochemicznych obejmuje ponad 30 wskaźników, z których ponad 20 jest klasyfikowanych.

### Substancje biogenne

W zakresie substancji biogennych, 21% rzek nie spełnia norm dla azotu ogólnego (całkowitego), a 16% dla fosforu ogólnego (rys. 1.5). Brak przekroczeń dla obu tych wskaźników wykazuje niemal 2500 JCWP rzek (66%), co oznacza, że eutrofizacja nie jest tak bardzo powszechną presją, jak mogłoby się wydawać. Analiza klasyfikacji form tych pierwiastków również wskazuje na ok. 20–30% rzek z przekroczeniami normy i poza azotynami, których klasyfikacja jest znacznie ostrzejsza (34% przekroczeń), w zasadzie wszystkie wskaźniki trofii pokazują podobny obraz stanu wód.

Co warto zauważyć, nawet przy braku przekroczeń stężeń form całkowitych tych pierwiastków, znacząca liczba JCWP rzek (po kilkaset) wykazuje przekroczenia ich form cząstkowych. Spośród ponad 2700 JCWP rzek z nieprzekroczonymi normami dla azotu ogólnego, niemal 600 miało przekroczenia w zakresie azotu azotanowego, prawie 100 azotu azotanowego, a ponad 400 w zakresie azotu Kjeldahla. W przypadku fosforu, na ponad 2900 rzek bez przekroczeń fosforu całkowitego, 358 przekraczało normę dla fosforanów. Wygląda to skomplikowanie, ale w zasadzie sprowadza się do wniosku, że przy



Rys. 1.5. Udział jednolitych części wód rzecznych zaklasyfikowanych do klas stanu ekologicznego na podstawie wskaźników eutrofizacji w latach 2016–2021

Fig. 1.5. Proportion of river water bodies classified into ecological status classes based on eutrophication indicators in the years 2016–2021

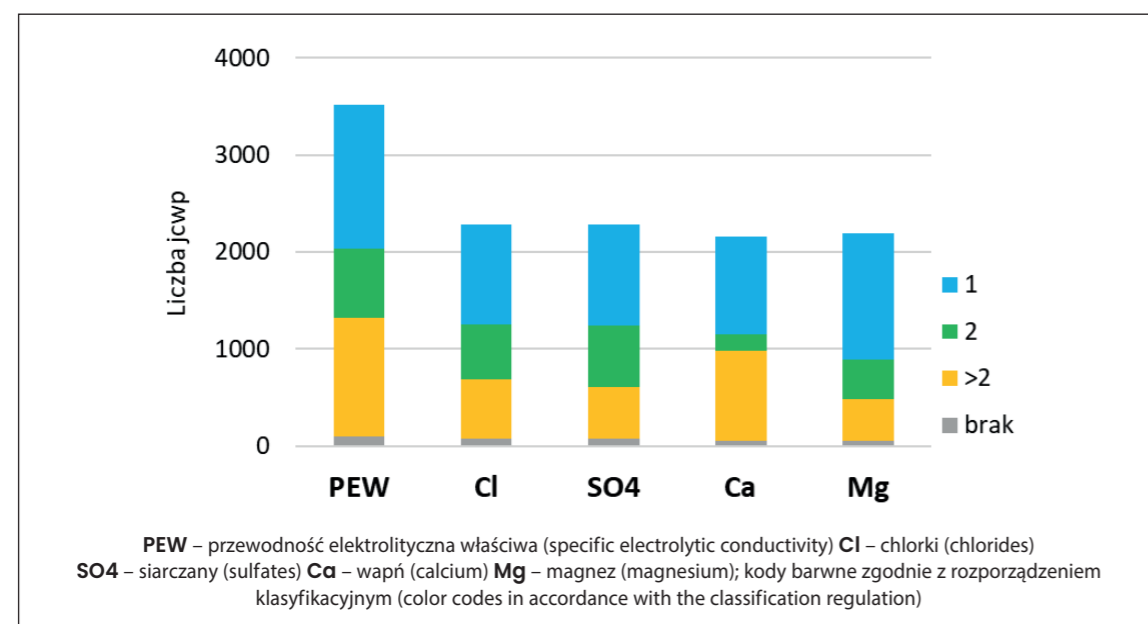
dużej liczbie klasyfikowanych wskaźników prawdopodobieństwo, że któryś nie zmieści się w normie jest duże, nawet jeśli wskaźnik silnie z nim skorelowany nie wykazuje przekroczeń. Wynika to z jednej strony ze skomplikowania powiązań w przyrodzie, z drugiej jest pochodną precyzji wykalibrowania wartości granicznych.

Oczywiście mamy w kraju kilka rzek-rekordzistek pod względem trofii, w których średnioroczne stężenie azotu ogólnego przekraczało 30, a nawet 60 mg N l<sup>-1</sup> (Dopływ z Piątka Małego w województwie wielkopolskim) i wszystkie formy cząstkowe lub ich większość wykazywały przekroczenia norm. Najczęściej były to niewielkie ciekły przepływające przez tereny intensywnie użytkowane rolniczo. Większość z nich osiągała również najwyższe wartości w zakresie fosforu całkowitego (nawet powyżej 3 mg l<sup>-1</sup>). Średnioroczne stężenia fosforu ogólnego, przekraczające 1,0 mg l<sup>-1</sup> wykazywało 89 silnie zeutorfizowane rzek, a maksymalną średnioroczną wartość 16,0 mg l<sup>-1</sup> odnotowano w Kanale Łęg, łączącym rzekę Ełk z Kanalem Rudzkim, w pobliżu ujścia do Biebrzy.

W zakresie substancji biogenych ponad 1/3 JCWP rzek w kraju nie wykazuje przekroczeń norm, stosunkowo niewielka grupa rzek jest silnie zeutorfizowana (głównie dotyczy to rzek wielkopolskich i śląskich); w większości stwierdzano przekroczenia pojedynczych wskaźników trofii.

### Zasolenie

Podobny obraz jakości polskich rzek przedstawia analiza wskaźników zasolenia. Niespełnienie celów środowiskowych w zakresie tej grupy wykazuje, w zależności od analizowanego parametru, od 20 (magnez) do 43% (wapń) JCWP (rys. 1.6). Stan poniżej dobrego pod względem PEW stwierdzono w 1218 rzekach (35% badanych), przy czym ze względu na zróżnicowanie norm dla typów wód, w małych potokach PEW już rzędu 300–400 μS cm<sup>-1</sup> oznacza przekroczenie normy. Wartości średnioroczne PEW



Rys. 1.6. Udział jednolitych części wód rzecznych zaklasyfikowanych do klas stanu ekologicznego na podstawie wskaźników zasolenia w latach 2016–2021

Fig. 1.6. Proportion of river water bodies classified into ecological status classes based on salinity indicators in the years 2016–2021

przekraczające 1000 μS cm<sup>-1</sup> wykazało 236 JCWP rzek badanych w okresie 2016–2021, a tylko trzy z nich należą do rzek przyujściowych, pod wpływem wód morskich, dla których podwyższone zasolenie wynika z warunków naturalnych (choć, oczywiście, nie tylko naturalnych). Rekordzistami pod względem zasolenia są dwa ciekły płynące w okolicach Oświęcimia, Potok Gromiecki (woj. małopolskie, region Górnej Wisły) i Potok Goławiecki (woj. śląskie, region Małej Wisły), w których średnioroczna wartość PEW przekracza 40 000 μS cm<sup>-1</sup>, w powiązaniu z bardzo wysokimi stężeniami siarczanów (>1000 mg l<sup>-1</sup>) i chlorków (ok. 2000 mg l<sup>-1</sup>).

Generalnie, problem wysokiego antropogenicznego zasolenia rzek dotyczy głównie południa Polski (gdzie na jakość wód ogromny wpływ ma przemysł wydobywczy) oraz regionu Wielkopolski (o dużym udziale terenów intensywnie wykorzystywanych rolniczo). Lokalnie występuje również w rzekach na terenie miast, gdzie podwyższone stężenia soli pochodzą z odśnieżania szlaków komunikacyjnych i spływów wód z kanalizacji burzowej. Podwyższone zasolenie wód wynikające z uwarunkowań naturalnych notowane jest na Kujawach w pobliżu Ciechocinka, gdzie wsięki zasolonych wód podziemnych tworzą solniska (również kopalnie węgla brunatnego w okolicach Konina przyczyniają się do wzrostu zasolenia wód). Wyższą przewodnością, z oczywistych względów, charakteryzują się też rzeki przyujściowe, pozostające pod wpływem wód morskich, co zostało uwzględnione w ich systemie klasyfikacji (liberalniejsze wartości graniczne wskaźników zasolenia; tablica 1.2).

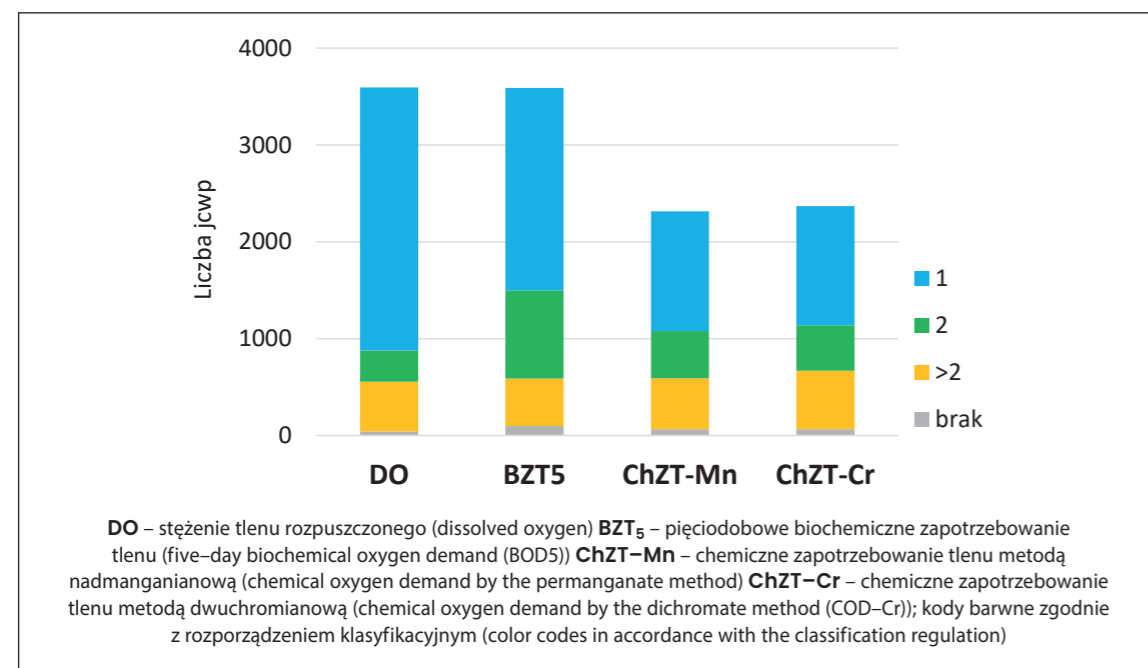
### Warunki tlenowe

Warunki tlenowe w polskich rzekach oceniane są na podstawie kilku wskaźników, przy czym tylko tlen rozpuszczony (w zbiornikach ew. nasycenie tlenem) mówi bezpośrednio o dostępności tego pierwiastka dla organizmów, a pozostałe wskaźniki przede wszystkim o poziomie zanieczyszczeń, których rozkład prowadzi do wyczerpywania tego zasobu. Problem niedotrzymywania norm warunków natlenienia dotyczy kilkunastu procent badanych rzek, czyli w zasadzie stosunkowo niewielkiej grupy ok. 500 JCWP (rys. 1.7). Z uwagi na zróżnicowanie typologiczne, w niektórych typach cieków (potoki górskie), stężenie tlenu rozpuszczonego nawet rzędu 8–9 mg l<sup>-1</sup> oznacza stan poniżej dobrego. Średnioroczne stężenie tlenu poniżej 4 mg l<sup>-1</sup> (wartość uznawana za minimalną dla ryb) stwierdzono w 51 JCWP rzek, rozproszonych na terenie kraju. Co ciekawe, w większości z nich nie stwierdzono przekroczeń norm dla BZT<sub>5</sub>, a w 13 stan elementów biologicznych był bardzo dobry lub dobry (choć nie badano w nich ani ryb, ani makrobezkręgowców bentosowych).

Z niemal 500 cieków, w których stwierdzano przekroczenie norm dla BZT<sub>5</sub>, w 70% stężenie tlenu rozpuszczonego odpowiadało I i II klasie jakości, w tym w sześciu ciekach o najwyższym w całej puli rzek zanieczyszczeniu organicznym (BZT<sub>5</sub> >12 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>, we wszystkich poziom DO >7 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>). To znowu rodzi pytanie o zasadność klasyfikowania wskaźników wzajemnie silnie skorelowanych oraz o trafność wykalibrowania pewnych wartości granicznych.

### Klasyfikacja specyficznych substancji zanieczyszczających

Z niemal 2,5 tys. JCWP rzek badanych w cyklu 2016–2021 pod kątem specyficznych substancji zanieczyszczających syntetycznych i niesyntetycznych, 175 JCWP (7%) wykazywało przekroczenia tej grupy wskaźników, przy czym w żadnej nie stwierdzono



Rys. 1.7. Udział jednolitych części wód rzecznych zaklasyfikowanych do klas stanu ekologicznego na podstawie wskaźników określających warunki tlenowe w latach 2016–2021

Fig. 1.7. Proportion of river water bodies classified into ecological status classes based on indicators defining oxygen conditions in the years 2016–2021

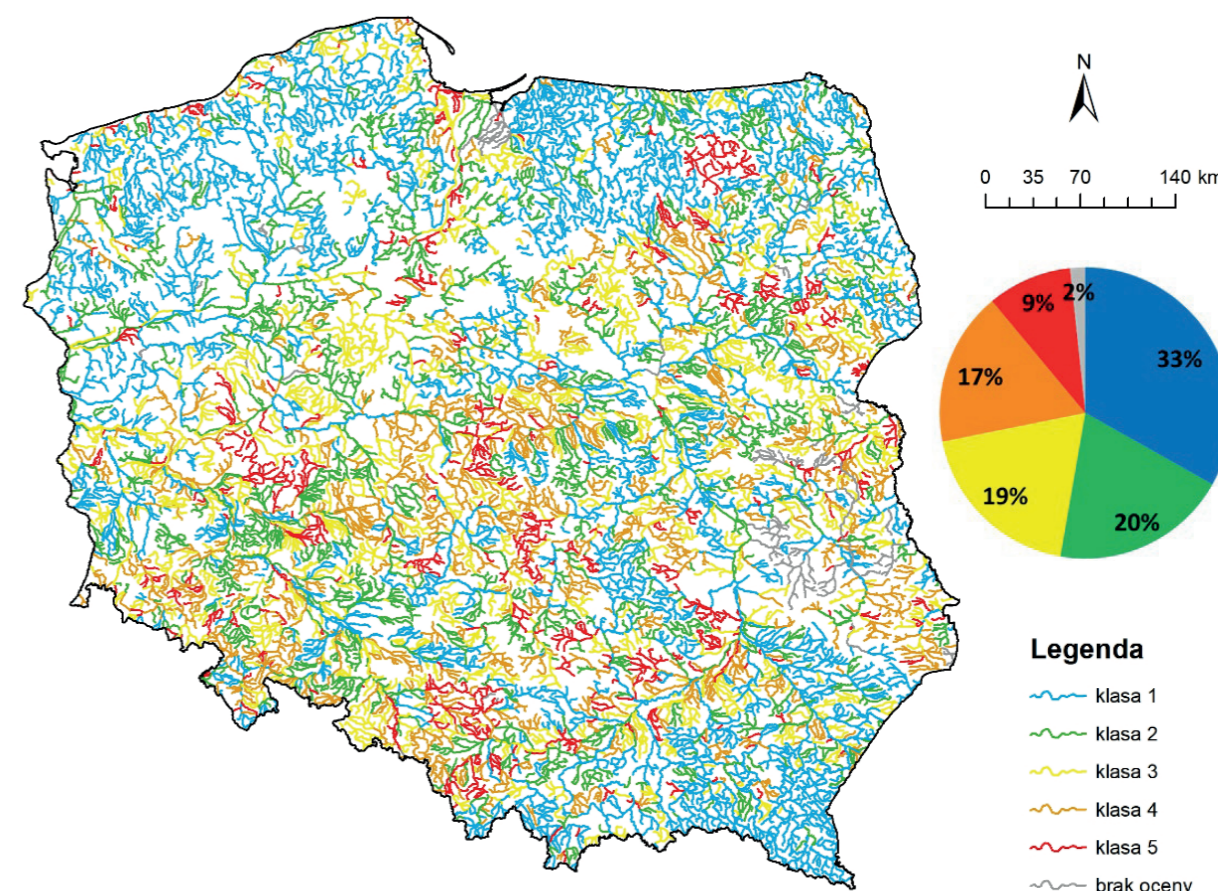
przekroczeń więcej niż dwóch spośród 24 wskaźników. Jedyną substancją, dla której systematycznie obserwowano przekroczenia, był aldehyd mrówkowy, wskazujący na stan poniżej dobrego w 140 JCWP. Jako ciekawostkę można nadmienić, że w przypadku dwóch JCWP, przekroczenia aldehydu mrówkowego były jedynym, powodującymi obniżenie stanu/potencjału ekologicznego do umiarkowanego.

Następne w kolejności liczby JCWP ze stwierdzonym przekroczeniem normy były węglowodory ropopochodne (13 JCWP) oraz fenole lotne – indeks fenolowy (9 JCWP). W kilku rzekach (3–6 JCWP) stwierdzano przekroczenia talu, glinu, tytanu i fluorków; pozostałe substancje nie przekraczały norm lub przekroczenia występowały w pojedynczych PPK.

### Klasyfikacja elementów hydromorfologicznych

Pod względem stanu hydromorfologicznego, ocenianego metodą HIR, 1/3 rzek w Polsce (1193 JCWP) jest w stanie bardzo dobrym (klasa I), czyli zgodnie z RDW nie ma mocy obniżania oceny biologicznej z bardzo dobrej do dobrej. Pamiętając, że inaczej niż to wskazuje RDW, metoda HIR przyjmuje klasyfikację pięciostopniową, stan poniżej dobrego pod względem przekształceń fizycznych osiągała ponad połowa rzek monitorowanych pod kątem hydromorfologii, w tym niemal 1000 rzek (952 JCWP) wykazuje stan słaby lub zły (rys. 1.8).

Najmniej przekształcone hydromorfologicznie były rzeki położone na obszarach wysuniętych najbardziej na północ (Pobrzeże i pas pojezierzy pomorskich aż do Noteci oraz Pojezierze Mazurskie) i na południe kraju (Podkarpacie). Największe przekształcenia notowane były w centralnej Polsce, głównie w Wielkopolsce oraz na Śląsku (rys. 1.8).



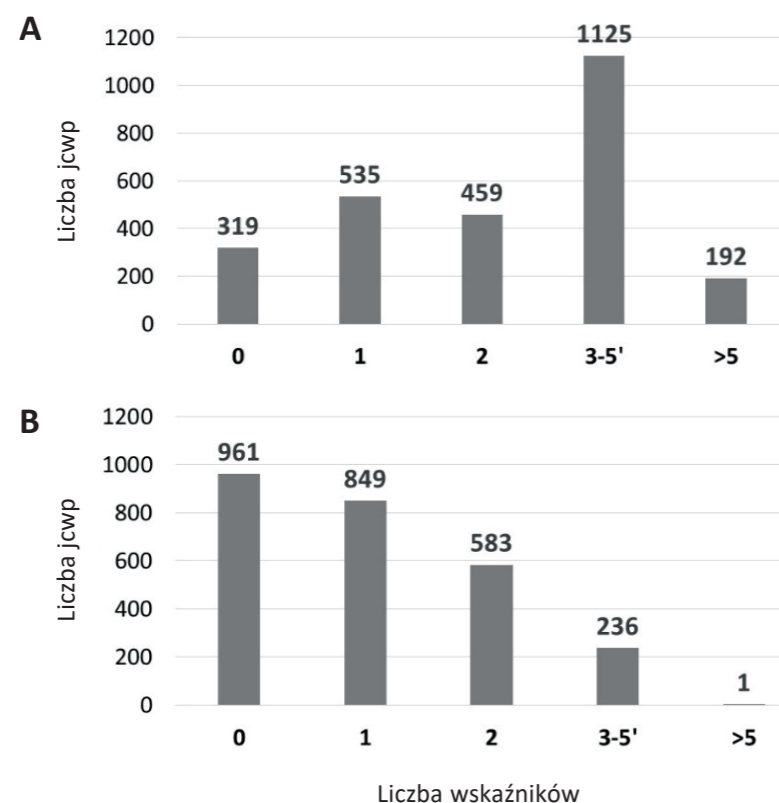
Rys. 1.8. Klasyfikacja elementów hydromorfologicznych w JCWP rzek badanych w latach 2016–2021  
Opracowanie: S. Kutyla na podstawie danych GIOŚ

Fig. 1.8. Classification of the hydromorphological elements in the river water bodies monitored in 2016–2021  
Prepared by: S. Kutyla based on data from the Chief Inspectorate of Environmental Protection

### 1.3.2. Stan chemiczny rzek w latach 2016–2021

Spośród 2638 JCWP rzek badanych pod kątem stanu chemicznego w trzecim cyklu oceny, 319 charakteryzował stan dobry, czyli nie stwierdzono w nich przekroczeń żadnego z badanych wskaźników stanu chemicznego. Osiem rzek nie mogło mieć wyprowadzonej oceny stanu chemicznego, a w pozostałych ponad 87% stwierdzono stan zły. W niemal połowie JCWP rzek wykazano przekroczenia norm dla co najmniej trzech wskaźników, w tym w 192 rzekach ponad pięciu wskaźników (rys. 1.9A).

Na ponad 60 badanych wskaźników stanu chemicznego (45 z dyrektywnej listy obserwacyjnej, w tym kilkanaście badanych również w biocie oraz wskaźniki dodatkowe), w przypadku 31 nie stwierdzono przekroczeń w żadnej JCWP, a kolejnych 15 wykazywało przekroczenia w pojedynczych rzekach (nie więcej niż 5). Osiem wskaźników wykazywało przekroczenia w znaczącej liczbie części wód (>100), w tym cztery przekraczały standard środowiskowy w ponad połowie JCWP badanych pod ich kątem (tablica 1.4). Rekordzistą był wskaźnik określający stężenie difenylesterów polibromowanych (PBDE) w tkankach zwierząt, których przekroczenie stwierdzono w tkankach ryb w ponad 99% punktach monitoringowych, w których były one badane. Zatem norma jest przekraczana u prawie



Rys. 1.9. Liczba JCWP rzekach w grupach wód z przekroczeniami różnej liczby wskaźników stanu chemicznego; A) z uwzględnieniem kompletu wskaźników stanu chemicznego, B) z wyłączeniem badań wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych WWA i difenyloeterów polibromowanych PBDE

Fig. 1.9. Number of river water bodies in groups with various number of chemical indicators with environmental exceedances; A) taking into account the complete set of chemical status indicators, B) excluding tests for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polybrominated diphenylethers (PBDEs)

Tablica 1.4

Wykaz wskaźników stanu chemicznego, dla których stwierdzono największą liczbę przekroczeń standardów środowiskowych w JCWP rzek w latach 2016–2021; W – badania w wodzie, B – badania w tkankach zwierząt

Table 1.4

List of chemical status indicators for which the highest number of exceedances of environmental standards in river water bodies was recorded in 2016–2021; W – tests in water, B – tests in biota

| Wskaźnik                         | N badań | N przekroczeń | % przekroczeń |
|----------------------------------|---------|---------------|---------------|
| Benzo (a) piren <b>W</b>         | 2128    | 1678          | 78,9          |
| Difenyloetery bromowane <b>B</b> | 1656    | 1646          | 99,4          |
| Rtęć i jej związki <b>B</b>      | 1655    | 944           | 57,0          |
| Heptachlor <b>B</b>              | 1658    | 901           | 54,3          |
| Fluoranten <b>W</b>              | 2060    | 412           | 20,0          |
| Benzo (g, h, i) perylen <b>W</b> | 2077    | 367           | 17,7          |
| Benzo (b) fluoranten <b>W</b>    | 2077    | 219           | 10,5          |
| Nikiel i jego związki <b>W</b>   | 2460    | 119           | 4,8           |

wszystkich ryb przebadanych pod kątem tej grupy związków. Środowiskowa norma jakości dla PBDE w świeżej masie ryb ustalona jest na  $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1}$ , natomiast stężenia stwierdzone w tkankach ryb w monitoringu wód polskich w znakomitej większości przypadków wahały się w granicach od  $0,009$  do ponad  $7 \mu\text{g kg}^{-1}$  i tylko dla 10 PPK były poniżej granicy oznaczalności.

Generalnie, najwięcej przekroczeń stwierdzano w przypadku związków z grupy WWA oraz substancji badanych w organizmach (PBDE, rtęć i jej związki oraz heptachlor). Warto nadmienić, że polichlorowane insektycydy, do których należy heptachlor, zostały wycofane z handlu, a stosowanie PBDE jest znacząco ograniczone prawnie, zatem ich obecność w środowisku wynika głównie z bioakumulacji. Badania PBDE w wodzie wykazały przekroczenia tylko w dwóch rzekach, Przemszy i Lesku (dopływ Bobru), a heptachloru tylko w wodach Olzy przy ujściu do Odry (tylko w tych punktach stwierdzono przekroczenia tych substancji w obu mediach). Inaczej sytuacja wyglądała w przypadku rtęci, gdzie stan zły w biocie bywał potwierdzony przekroczeniami również w wodzie w znacznej liczbie PPK, czy WWA, gdzie przekroczenia w wodzie były notowane zdecydowanie częściej niż w biocie.

Oznacza to, że na obraz stanu chemicznego polskich rzek główny wpływ mają badania WWA oraz PBDE, co jest obserwowane również w innych krajach UE. Ze względu na powszechność występowania w wodach, trwałość, zdolność do bioakumulacji i toksyczność, substancje te (podobnie jak związki rtęci i trybutyllocyny), zostały nazwane „zanieczyszczeniami wszechobecnymi” (uPBT, ang. *ubiquitous persistent, bioaccumulative, toxic*). Ich hipotetyczne wyłączenie z monitoringu całkowicie zmieniłoby proporcje klasyfikacji stanu chemicznego wód w Polsce. Liczba JCWP bez przekroczeń (dobry stan chemiczny) wzrosłaby trzykrotnie, a liczba JCWP rzek z przekroczeniami więcej niż trzech wskaźników spadłaby ponad pięciokrotnie (rys. 1.9B).

Oczywiście brak oznaczeń danej substancji nie może być receptą na poprawę stanu chemicznego wód, trzeba jednak zadać sobie pytanie, czy w przypadku niektórych przekroczeń można zastosować jakiegokolwiek działania naprawcze zmierzające ku poprawie tego stanu. W przypadku substancji krążących w łańcuchach pokarmowych może okazać się to niemożliwe jak wskazuje litera P w skrócie uPBT), co oznacza brak możliwości osiągnięcia dobrego stanu chemicznego wód.

### 1.3.3. Stan ogólny rzek w latach 2016–2021

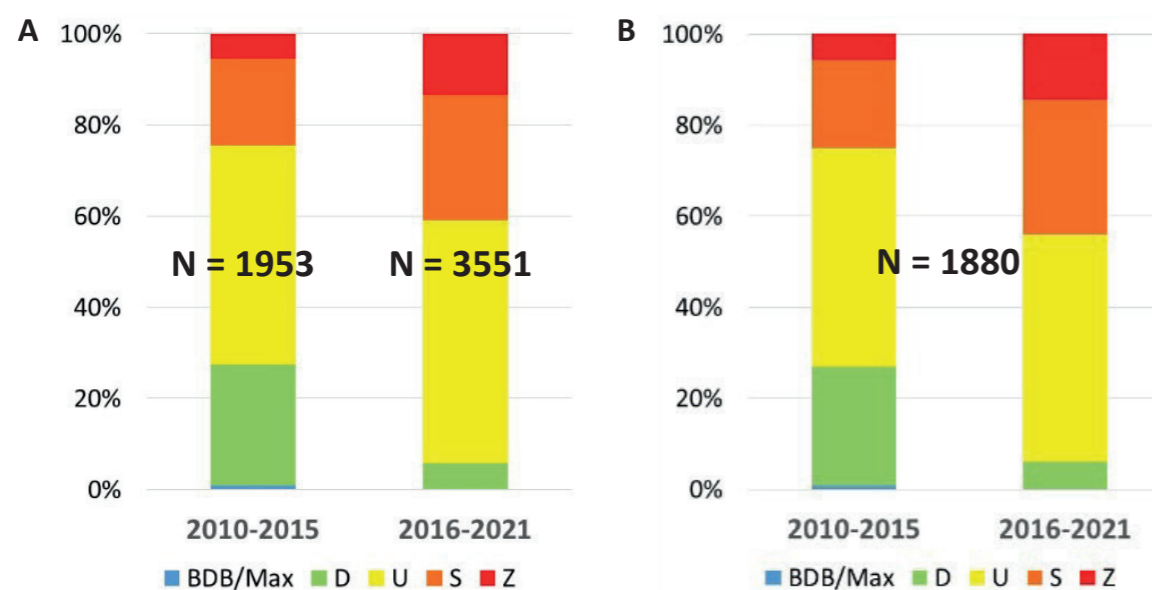
Kombinacja tych dwóch składowych, oceny stanu/potencjału ekologicznego i stanu chemicznego, również na zasadzie „najgorszy decyduje”, daje ocenę ogólną. Ocena ta jest dwustopniowa – stan dobry (oznaczany kolorem niebieskim) albo zły (kolor czerwony). W latach 2016–2021 na 3,5 tys. ocenionych JCWP rzek, zaledwie 13 osiągnęło stan ogólny dobry. Faktycznie, rzeki te miały zbadany komplet lub niemal komplet wskaźników stanu ekologicznego oraz większość wskaźników stanu chemicznego, czyli ich dobry stan był solidnie udokumentowany. Głębszej refleksji natomiast można pozostawić fakt, że żadna z tych rzek nie miała wykonanych badań stanu chemicznego w organizmach wodnych.

Warto nadmienić, że na 208 JCWP o co najmniej dobrym stanie lub potencjale ekologicznym, 97 zostało zdegradowane do stanu złego z uwagi na przekroczenia stanu chemicznego (głównie heptachlor, PBDE i rtęć w biocie oraz benzo(a)piren w wodzie),

natomiast dla kolejnych 98 klasyfikacja ostateczna nie była możliwa ze względu na brak badań stanu chemicznego. Jak widać, ze względu na przyjęty algorytm klasyfikacji, prosta na pierwszy rzut oka ocena kryje sporo niuansów.

#### 1.4. PORÓWNANIE STANU RZEK W LATACH 2010–2015 ORAZ 2016–2021

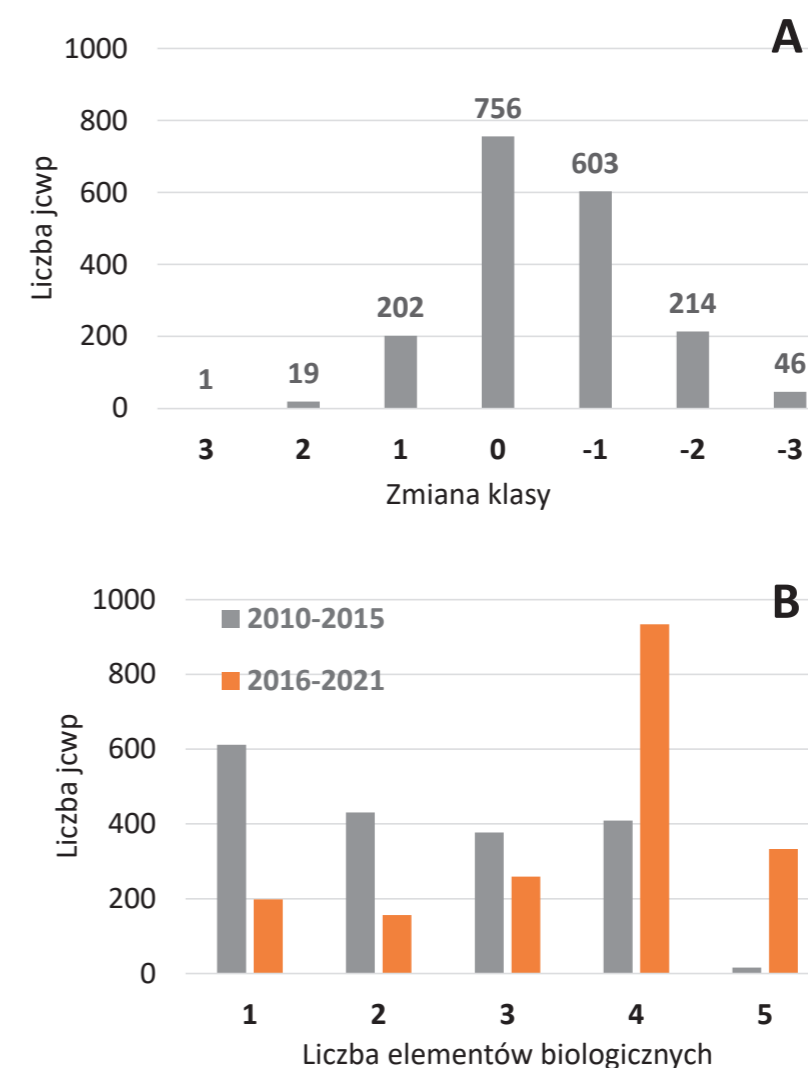
Najbardziej oczywista analiza zmian stanu wód pomiędzy cyklami zakłada proste porównanie proporcji klas. Pod względem stanu ogólnego, w cyklu badawczym 2010–2015 89% wszystkich ocenionych JCWP rzek miało stan zły, podczas gdy w kolejnym cyklu takich rzek było już ponad 99%, a liczba JCWP w stanie dobrym spadła ze 178 do 13. Pod względem stanu lub potencjału ekologicznego, w drugim cyklu planistycznym 27% JCWP rzek osiągnęło stan co najmniej dobry, podczas gdy w pierwszym było ich zaledwie niecałe 6% (rys. 1.10). Pozornie wskazuje to na znaczny regres, jednak takie bezpośrednie porównanie pomiędzy cyklami jest obciążone błędem ze względu na różną pulę JCWP włączonych do sieci monitoringu w tych dwóch okresach (niecałe 2 tys. *versus* ponad 3,6 tys.). Z tego względu bardziej miarodajne wyniki daje porównanie oceny punktów sieci wspólnych dla obu cykli (1880 JCWP badanych w obu okresach). Wynik tego porównania wskazuje jednak na identyczne proporcje, jak te w całej puli JCWP (rys. 1.10).



Rys. 1.10. Udział w poszczególnych klasach stanu/potencjału ekologicznego JCWP rzek badanych w kolejnych cyklach planistycznych; A) wszystkie JCWP monitorowane; B) tylko rzeki badane w obu cyklach

Fig. 1.10. Proportion of river water bodies classified to ecological status/potential classes in subsequent planning cycles; A) all water bodies monitored; B) only rivers monitored in both cycles

Szczegółowa analiza zmiany klas stanu/potencjału ekologicznego pomiędzy cyklami rzek badanych w obu okresach wykazała, że niemal połowa (47%) pogorszyła swoją ocenę, w tym 46 rzek nawet o trzy klasy, a tylko nieliczne (12%) ją poprawiły (rys. 1.11A). Duża grupa rzek utrzymała swoją klasę w obu cyklach.



Rys. 1.11. Porównanie pomiędzy dwoma cyklami wodnymi (2010–2015 oraz 2016–2021): A) zmian klasyfikacji stanu lub potencjału ekologicznego JCWP rzek o liczbę klas; B) liczby wskaźników biologicznych uwzględnionych w ocenie stanu lub potencjału ekologicznego

Fig. 1.11. Comparison between two water cycles (2010–2015 and 2016–2021): A) changes in the classification of the ecological status or potential of river water bodies by the number of classes; B) the number of biological indicators included in the assessment of the ecological status or potential

Warto tu zwrócić uwagę na inny aspekt, istotnie wpływający na porównywalność ocen, czyli zakres badań. Podczas gdy w cyklu 2010–2015 większość rzek oceniana była na podstawie jednego elementu biologicznego, w kolejnym już liczba ta wzrosła do czterech (rys. 1.11B). A jak wynika z algorytmu klasyfikacji, każdy dodatkowy wskaźnik zwiększa prawdopodobieństwo obniżenia klasyfikacji stanu. Różna liczba wskaźników w obu cyklach oraz dla różnych rzek wynikała częściowo z dostępności metod biologicznych na różnych etapach rozwoju systemu monitoringowego (Kolada i in. 2020), a częściowo z logiki systemu, który tylko w przypadku monitoringu diagnostycznego wymaga badania kompletu wskaźników.

W przypadku wskaźników fizykochemicznych porównanie klasyfikacji pomiędzy cyklami jest mało wiarygodne ze względu na znaczące zmiany wartości granicznych klas

(tablice 1.1–1.3). W zakresie stanu chemicznego porównanie pomiędzy cyklami wydaje się równie mało zasadne, ponieważ zakres badań był znacząco różny, zarówno co do liczby JCWP poddanej badaniom i klasyfikacji (917 w drugim cyklu, ponad 2,6 tys. w cyklu trzecim), jak i zakresu wskaźników (np. brak badań w tkankach organizmów w okresie 2010–2015, które jeszcze nie obowiązywały w drugim cyklu).

Ze względu na zmianę zakresu badań (różna liczba wskaźników) oraz norm środowiskowych (wartości granicznych klas) pomiędzy cyklami planistycznymi najbardziej miarodajne wydaje się porównanie bezwzględnych wartości wskaźników (nie ich klasyfikacji) w puli punktów pomiarowo-kontrolnych badanych w obu cyklach. W puli ponad 1800 rzek z danymi dostępnymi dla obu analizowanych okresów, podstawowe wskaźniki stanu trofii i zasolenia, tj. fosforu ogólnego, azotu ogólnego i przewodności elektrolitycznej właściwej, nie wykazywało istotnych statystycznie zmian wartości medialnych pomiędzy analizowanymi okresami ( $p > 0,05$ ), chociaż warto zwrócić uwagę, że w przypadku przewodności wartość prawdopodobieństwa  $p$  była bliska przyjmowanej powszechnie wartości granicznej (tablica 1.5). Wzrost medialnej wartości PEW wiązał się prawdopodobnie

Tablica 1.5

Porównanie wartości wybranych wskaźników oceny stanu wód (wartość mediany i zakres kwartylowy Q1–Q3) pomiędzy dwoma kolejnymi cyklami planistycznymi (2010–2015 oraz 2016–2021) w JCWP rzek badanych w obu cyklach ( $n=1880$ ); statystyka  $Z$  i  $p$  dla testu Manna–Whitneya; strzałki w dół oznaczają spadek, strzałki w górę – wzrost, znak równości – brak istotnej statystycznie zmiany, kolor czerwony – pogorszenie, kolor zielony – poprawę

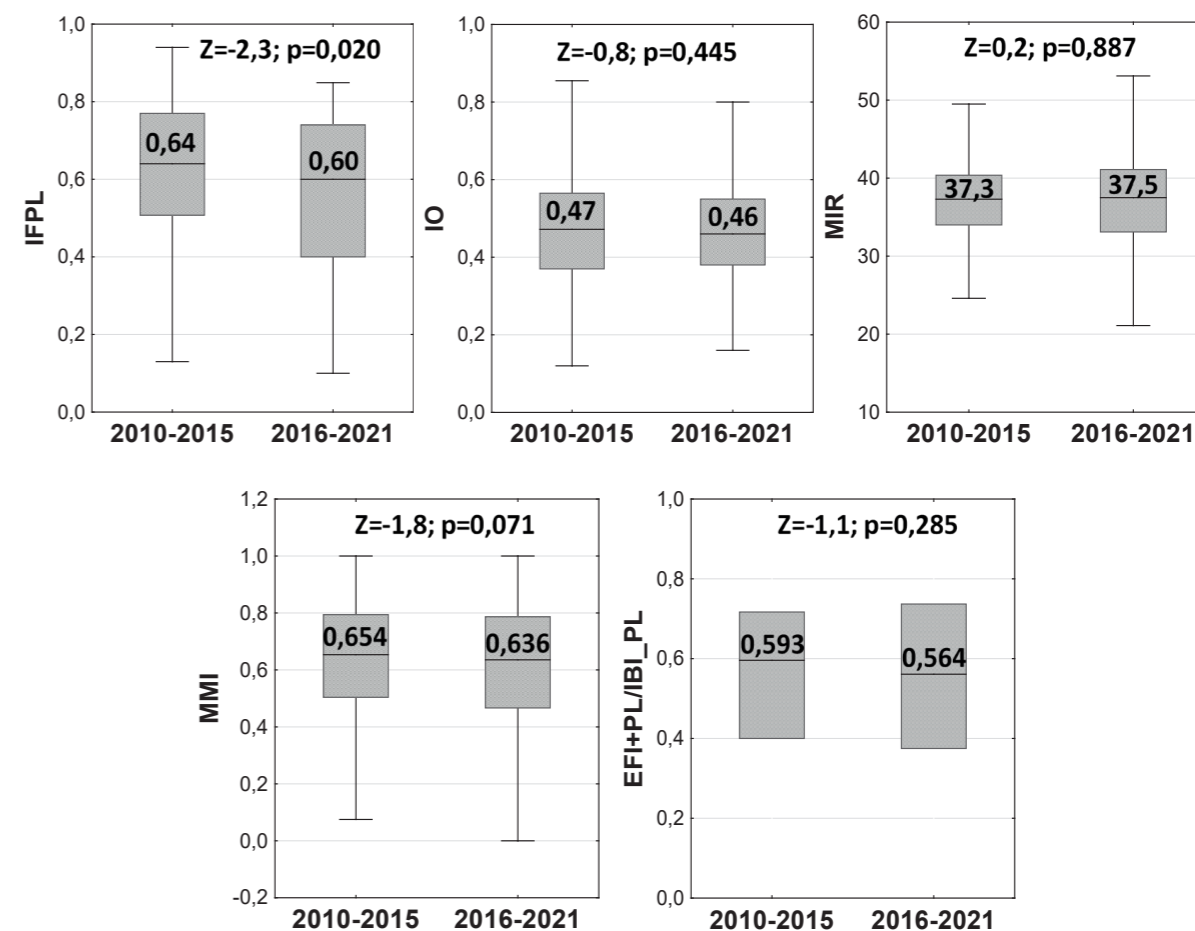
Table 1.5

Comparison of the values of selected water quality indicators (median value and quartile range Q1–Q3) between two subsequent planning cycles (2010–2015 and 2016–2021) in river water bodies monitored in both cycles ( $n=1880$ );  $Z$  and  $p$  statistics for the Mann–Whitney test; down arrows indicate a decrease, up arrows – an increase, an equal sign – no statistically significant change, red – deterioration, green – improvement

| Wskaźnik<br>(jednostka/zakres)                        | Mediana (zakres kwartylowy Q1–Q3) |                     | Test M–W |        | Zmiana |
|---|-----------------------------------|---------------------|----------|--------|--------|
|   | 2010–2015                         | 2016–2021           | Z        | p      |        |
| TEMP (°C)   | 11,0 (9,8–12,5)                   | 11,5 (10,0–13,2)    | -6,07    | <0,001 | ↑      |
| DO (mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> )               | 9,5 (8,4–12,3)                    | 9,2 (7,9–10,2)      | 4,22     | <0,001 | ↓      |
| BZT <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> ) | 2,6 (1,9–3,6)                     | 2,5 (1,9–3,5)       | 2,72     | 0,006  | ↓      |
| PEW (μS cm <sup>-1</sup> )                            | 475 (365–636)                     | 485 (373–661)       | -1,86    | 0,063  | =      |
| SO <sub>4</sub> (mg l <sup>-1</sup> )                 | 35,3 (22,0–59,1)                  | 38,8 (25,0–64,0)    | -2,18    | 0,029  | ↑      |
| Cl (mg l <sup>-1</sup> )                              | 17,2 (10,0–33,0)                  | 21,0 (55,1–87,8)    | -3,45    | <0,001 | ↑      |
| TN (mg N l <sup>-1</sup> )                            | 2,59 (1,80–3,87)                  | 2,62 (1,79–4,04)    | -0,92    | 0,359  | =      |
| N-NO <sub>3</sub> (mg N l <sup>-1</sup> )             | 1,29 (0,68–2,30)                  | 1,37 (0,72–2,42)    | -1,75    | 0,080  | =      |
| NH <sub>4</sub> (mg N l <sup>-1</sup> )               | 0,17 (0,09–0,36)                  | 0,13 (0,07–0,28)    | 6,51     | <0,001 | ↓      |
| TP (mg P l <sup>-1</sup> )                            | 0,159 (0,106–0,236)               | 0,157 (0,100–0,236) | 0,62     | 0,533  | =      |

z istotnym statystycznie wzrostem stężeń chlorków i siarczanów. Obserwowany był też istotny statystycznie spadek azotu amonowego oraz pięciodobowego zapotrzebowania tlenu, co może sugerować mniejsze zanieczyszczenie wód substancjami organicznymi. Zaznaczył się też istotny statystycznie wzrost średniej temperatury oraz spadek natlenienia wód, co z kolei można, do pewnego stopnia, tłumaczyć zmianami klimatu.

Różnice w wartościach wskaźników fizykochemicznych nie znalazły natomiast wyraźnego odzwierciedlenia w stanie zespołów biologicznych, gdzie wartości mediany i zakresy kwartylowe wskaźników były niemal identyczne w obu okresach, a różnice nieistotne statystycznie ( $p > 0,05$ ), z wyjątkiem indeksu fitoplanktonowego IFPL, który wykazał istotne statystycznie, choć niewielkie pogorszenie w cyklu 2016–2021 (rys. 1.12). Zjawisko to może wynikać z powszechnie obserwowanego opóźnienia w odpowiedzi biologicznej w stosunku do zmian jakości wód. Warto też podkreślić, że w przypadku analizowania dużej puli obserwacji (>1000), efekt statystyczny jest trudniejszy do zaobserwowania, a ewentualna poprawa jednych obiektów może być równoważona pogorszeniem innych (duża stabilność wariancji).



Rys. 1.12. Porównanie wartości medialnych, kwartylowych i zakresu nieodstających wskaźników biologicznych JCWP rzek badanych w dwóch kolejnych cyklach planistycznych; statystyka  $Z$  i  $p$  dla testu Manna–Whitneya

Fig. 1.12. Comparison of median, quartile, and range of non-outlier values of biological indicators in the river water bodies monitored in two subsequent planning cycles;  $Z$  and  $p$  statistics for the Mann–Whitney test

## 1.5. PODSUMOWANIE

Pomimo dominującego koloru czerwonego na mapach stanu wód, faktyczna sytuacja jest dużo bardziej złożona. Tylko część rzek jest naprawdę silnie zdegradowana. Można wskazać znaczną grupę rzek, których elementy biologiczne i fizykochemiczne wskazują na dobrze zachowany stan, ale pojedyncze wskaźniki przekraczają wartości progowe, powodując deklasyfikację do stanu złego. Takie pojedyncze lub nieliczne przekroczenia z jednej strony mogą wskazywać na problem środowiskowy, który wymaga interwencji, z drugiej jednak mogą wynikać z naturalnej zmienności niektórych parametrów lub też precyzji wykalibrowania wartości normatywnych. Pomimo licznych prac i kolejnych, coraz bardziej wyrafinowanych metod ustalania standardów środowiskowych (Poikane i in. 2022; Phillips i in. 2024), pytanie o wiarygodność i trafność wartości progowych dla wskaźników oceny stanu wód w krajach UE nadal pozostaje otwarte.

Dodatkowo, sprawę komplikuje duże zróżnicowanie wrażliwości biologicznych elementów oceny na różne presje (Kolada i in. 2020). Ideą RDW było uwzględnienie w systemie oceny możliwie dużej liczby wskaźników, które dzięki temu zróżnicowaniu będą miały zdolność wykrywania różnych problemów środowiskowych. W efekcie odpowiedź grup organizmów jest silnie zróżnicowana zarówno pod względem czasu reakcji (organizmy szybko- i wolno reagujące), jaki i progów presji, po przekroczeniu którego obserwuje się niepożądane zmiany w ich strukturze i funkcjonowaniu (organizmy wrażliwe i tolerancyjne). Na to nakłada się zmienność sezonowa, różna dla różnych grup organizmów (o małej lub dużej dynamice populacji w sezonie), gdzie wynik oceny może być do pewnego stopnia pochodną momentu wykonania badania. Wszystkie te czynniki składają się na złożony obraz zależności ekologicznych, rzutujących na ostateczną ocenę wód.

Podobne zjawiska dotyczą wskaźników fizykochemicznych, których wartości też mogą być zmienne nie tylko z uwagi na oddziaływanie antropogeniczne (np. okresowe zrzuty ścieków, sezonowość spływów powierzchniowych), ale też uwarunkowania naturalne (np. dobowe wahania odczynu czy natlenienia wód, wynikające z procesów biochemicznych). Czasami rzekome przekroczenia fizykochemii wynikają z uwarunkowań naturalnych i takie części wód powinny mieć ustalone indywidualne wartości graniczne pewnych wskaźników lub przypisane odstępstwo z art. 4 (5) RDW.

Wiarygodność klasyfikacji i oceny wód jest pochodną precyzji przyjętych norm i standardów środowiskowych. Zbyt ostro ustalone granice niosą ryzyko nieuzasadnionej dyskwalifikacji i podjęcia działań (a więc wydatkowania środków), kiedy faktycznie nie są one potrzebne. Z drugiej strony standard zbyt liberalny niesie ryzyko niepodjęcia działań naprawczych tam, gdzie są one konieczne. Cała trudność polega zatem na tym, aby tak ustawić normy, żeby faktycznie wskazywały one poziom presji, powyżej którego ryzyko degradacji ekosystemu jest wysokie. Dla niektórych wskaźników jest to prostsze, dla innych niemal niemożliwe. Generalnie dobrze rozpoznana jest odpowiedź autotrofów – fitoplanktonu, fitobentosu i makrofitów, na wzrost zasobności w składniki pokarmowe, czy makrofauny bezkręgowej i ryb na pogorszenie warunków tlenowych, ale już ustalenie wartości granicznych dla wskaźników zasolenia nie jest takie proste (poza badaniami ekotoksikologicznymi dla poszczególnych gatunków, brakuje wiedzy na temat reakcji całych grup taksonomicznych czy danego elementu biologicznego).

Na to nakładają się uwarunkowania typologiczne – dla różnych typów wód różny poziom stężeń będzie presją lub stanem naturalnym (tłowym), tak jak podwyższone

zasolenie w wodach przybrzeżnych, obecność WWA w wodach zasilanych ze zlewni z udziałem torfowisk, czy zupełnie inny poziom zasobności w biogeny potoków górskich i wolno płynących wielkich rzek nizinnych.

Czy rosnąca z cyklu na cykl liczba JCWP w stanie złym oznacza, że stan wód w Polsce dramatycznie się pogarsza? Analiza stężeń i wartości bezwzględnych wskaźników oceny (nie klas) nie potwierdza tej tezy, choć oczywiście dla poszczególnych JCWP nie można tego wykluczyć (na co wskazują np. bardziej szczegółowe analizy Marcinkowskiego i in. (2025) na podstawie podzbioru 52 PPK). Dla wielu substancji nigdy nie znajdziemy odpowiedzi na to pytanie, ponieważ wcześniej nie były one badane (dotyczy to większości wskaźników stanu chemicznego). Ocena stanu chemicznego ma duży wpływ na obraz naszych wód. O jej niuansach można dużo powiedzieć i dużo już zostało napisane (Ciećko i Panek 2019, Bednarek i Dziurna 2022). O ile sama idea eliminacji ze środowiska substancji, które mają wykazany szkodliwy wpływ na zdrowie, jest jak najbardziej słuszna, o tyle powinniśmy sobie czasem zadać pytanie, czy i jakie działania naprawcze służące poprawie jakości wód w zakresie tych substancji możemy podjąć. Jak wyeliminować ze środowiska substancje, które podlegają bioakumulacji i latami krążą w łańcuchach pokarmowych pomimo ograniczenia lub wręcz wycofania ich z handlu (vide PBDE)? Jak duży wpływ mamy na zanieczyszczenia pochodzące z depozycji atmosferycznej (vide WWA)? Co z metalami skumulowanymi w tkankach organizmów wodnych i osadach? A co z substancjami, które jeszcze nie znalazły się na liście obserwacyjnej, ale wiemy, że zanieczyszczają wody, takie jak cała gama farmaceutyków, związków per- i polifluoroalkilowych czy mikro- i nanoplastiki? Kiedy ich badania zostaną obligatoryjnie włączone do monitoringu wód (a zapewne zostaną), dotrzymanie dobrego stanu wód będzie jeszcze mniej prawdopodobne (Georges i Johansson 2025).

Obraz stanu wód jest do pewnego stopnia wypadkową liczby klasyfikowanych wskaźników – im więcej ich badamy, tym większe prawdopodobieństwo złego stanu. To trochę tak, jak z pacjentami ze znanej anegdoty – nie ma zdrowych, są tylko nie wystarczająco przebadani. Biorąc pod uwagę, że liczba wskaźników podlegających ocenie rośnie, szybko może się okazać, że idea dobrego stanu wód to króliczek, którego nigdy nie dogonimy.

## BIBLIOGRAFIA

- Bednarek K., Dziurna B. (red.), 2022. Stan środowiska w Polsce. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Błachuta J., Picińska-Fałtynowicz J., Czoch K., Kulesza K., 2010. Abiotyczne typy wód płynących w Polsce. *Gospodarka Wodna*, 5, 181–191.
- Ciećko P., Panek P., 2019. Zanieczyszczenia wód w Polsce – stan śródlądowych wód powierzchniowych i podziemnych, [w:] M. Gromiec, L. Pawłowski (red.), *Zanieczyszczenia wód w Polsce. Stan, przyczyny, skutki*. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 164, s. 59–82.
- Dickson W., 1982. Survey of Acidification of Scandinavian Freshwater Systems; *Water Chemistry of (Airborne) NO<sub>x</sub>*. W: T. Schneider, L. Grant (Eds). *Studies in Environmental Science*, Elsevier, 21, 555–565, <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-42127-2.50055-5>.
- EC, 2024. Decyzja Komisji (UE) 2024/721 z dnia 27 lutego 2024 r. ustanawiająca, na podstawie dyrektywy 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady, wartości liczbowe do celów klasyfikacji w systemach monitorowania państw członkowskich będące wynikiem ćwiczenia interkalibracyjnego, i uchylająca decyzję Komisji (UE) 2018/229.

- Georges A., Johansson S., 2025. Forever chemicals' poisoning Europe's waters and fish. The tip of the PFAS iceberg: contaminated fish, harmed ecosystems, and the urgent need for regulation. European Environmental Bureau (EEB) AISBL. <https://eeb.org/library/foreverchemicalspoisoningeuropes-watersandfishthetipofthepfasiceberg/>
- Hobot A. (red.), Banaszak K., Ciupak E., Kraśniewski W., Kolada A., Komosa M., Kunert M., Kutyla S., Krzyński W., Mutryn J., Stachura-Węgierek A., Pasak D., Pasztaleniec A., Soszka H., 2015. Aktualizacja wykazu JCWP i SCWP dla potrzeb kolejnej aktualizacji planów w latach 2015–2021 wraz z weryfikacją typów wód części wód. Etapy III. Praca wykonana w ramach konsorcjum Pectore-Eco Sp. z o.o. oraz Instytutu Ochrony Środowiska Państwowego Instytutu Badawczego na zlecenie KZGW. PectoreEco IOŚPIB, Gliwice Warszawa (maszynopis).
- Kelly M.G., Free G., Kolada A., Warner S., Phillips G., Wolfram G., Poikane S., 2023. Warding off freshwater salinisation: Do current criteria measure up? *Wiley Interdisciplinary Reviews Water*, e1694. <https://doi.org/10.1002/wat2.1694>
- Kolada A. (red.), Pasztaleniec A., Bielczyńska A., Ochocka A., Kutyla S., Zalewska T., Drgas N., Krzyński W., Szoszkiewicz K., Gebler D., Borowiec P., Panek P., 2018. Aktualizacja metod oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych na podstawie elementów fizykochemicznych. Monografia. <https://wody.gios.gov.pl/pjwp/publication/PPPMW/247>
- Kolada A., Pasztaleniec A., Bielczyńska A., Ochocka A., Kutyla S., Izdorczyk K., Krauze K., Biernacki M., Zalewska T., Kraśniewski W., 2019. Ocena stanu rzek, jezior, wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2016–2018. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, ISBN: 978-83-950881-1-7, p. 76
- Kolada A. (red.), Adameczyk M., Bielczyńska A., Bis B., Błachuta J., Błęńska M., Bociąg K., Brzeska-Roszczyk P., Ciecierska H., Dziemian Ł., Gebler D., Hutorowicz A., Jusik Sz., Kutyla S., Mikulec A., Opióła R., Osowiecki A., Panek P., Pasztaleniec A., Picińska-Fatynowicz J., Piekło B., Prus P., Soszka H., Spich K., Szoszkiewicz K., Tończyk G., Zgrundo A., 2020. Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, ISBN: 978-83-950881-2-4, p. 438. <https://wody.gios.gov.pl/pjwp/publication/67>
- Marcinkowski P., Kardel I., Gielczewski M., Piniewski M., 2025. Two decades of nutrient dynamics in Polish rivers: Longterm trends in nitrogen and phosphorus. *Ecological Indicators*, 178, 113999, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113999>.
- Phillips G., Kelly M., Teixeira H., Salas, F., Free G., Leujak W., Lyche Solheim A., Varbiro G., Poikane S., 2019. Best Practice for Establishing Nutrient Concentrations to Support Good Ecological Status. JRC Technical Report EUR 29329. EN.
- Poikane S., Zohary T., Cantonati M., 2020. Assessing the ecological effects of hydromorphological pressures on European lakes. *Inland Waters* 10, 241255. <https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1654800>.
- Phillips G., Teixeira H., Kelly M., Salas Herrero F., Varbiro G., Lyche Solheim A., Kolada A., Free G., Poikane S., 2024. Setting nutrient boundaries to protect aquatic communities: the importance of comparing observed and predicted classifications using measures derived from a Confusion Matrix. *Science of the Total Environment*, 912, 168872, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168872>
- Poikane S., Kelly M.G., Várbiro G., Borics G., Erős T., Hellsten S., Kolada A., Lukács B.A., Lyche Solheim A., López José P., Willby N.J., Wolfram G., Phillips G., 2022. Estimating nutrient thresholds for eutrophication management: Novel insights from understudied lake types. *Science of the Total Environment* 827: 154242. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154242>
- Szoszkiewicz K., Jusik S., Adynkiewicz-Piragas M., Gebler D., Achtenberg K., Radecki-Pawlik A., Okruszko T., Gielczewski M., Pietruczuk K., Przesmycki M., Nawrocki P., 2017. Podręcznik oceny wód płynących w oparciu o Hydromorfologiczny Indeks Rzeczny. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa
- Valverde García N., Wasilewicz M., Alvarez Troncoso R., Zalewski T., Soszka H., Kolada A., Pasztaleniec A. (2012). Weryfikacja wartości granicznych dla oceny stanu ekologicznego rzek i jezior w zakresie elementów fizykochemicznych z uwzględnieniem warunków charakterystycznych dla poszczególnych typów wód. Warszawa: Adasa Sistemas, Instytut Ochrony Środowiska PIB.

---

**Adres do korespondencji Corresponding autor:** Agnieszka Kolada, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Słowicza 32, 02–179 Warszawa, email: [akolada@ios.edu.pl](mailto:akolada@ios.edu.pl)

**Tamara ZALEWSKA<sup>1</sup>, Michał IWANIAK<sup>1</sup>,  
Beata KOWALSKA<sup>1</sup>, Michał MAROSZ<sup>1</sup>,  
Małgorzata MARCINIEWICZ-MYKIETA<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy

<sup>2</sup>Główny Inspektorat Ochrony Środowiska

## **2. DOPLÝW BIOGENÓW DO BAŁTYKU – TRENDY I WYZWANIA**

### **NUTRIENT INFLOW TO THE BALTIC SEA – TRENDS AND CHALLENGES**

**Abstract:** The analysis of changes in the inflow of nutrients to the Baltic Sea clearly showed a reduction in the loads of total nitrogen and its forms (nitrates, nitrites and ammonia) as well as total phosphorus and phosphates discharged by the waters of the Vistula, Oder and the coastal rivers in the years 1989–2023. Taking into account the recommendations to achieve a reduction in nutrient inflow with river waters by 25% for N-TOT and 60% for P-TOT compared to the reference period 1997–2003, in 2023, a reduction of 31% was achieved for N-TOT and 67% for P-TOT. The total loads of total nitrogen and phosphorus transported to the Baltic Sea through the Vistula and Oder waters in 2023 amounted to 137519 tonnes and 4229 tonnes, respectively, which means that the targets in the form of total NIC for both nutrients from these sources were achieved at the level of 83% for N-TOT and 85% for P-TOT. Such changes reflect the decrease in nutrient concentrations in Polish rivers' waters, mainly due to the reduction of nitrogen and phosphorus compounds discharged from various sources, including the two main ones: dispersed agricultural activities and sewage treatment plants. A significant reduction in the loads of nitrogen and phosphorus compounds reaching the Baltic Sea with river waters is primarily due to systemic measures forced by the implementation of the European water policy, including the Water Framework Directive and the Nitrates Directives.

The analysis of meteorological conditions showed that there was no clear trend of changes in the precipitation regime in the period covered by the study. At the same time, in the case of temperature, a statistically significant increase was observed in all areas, with the most intense changes in summer and winter periods. The research also did not show an apparent change in the river flow regime. The correlation analyses did not show a clear picture of the dependence of nutrient concentrations and loads on meteorological and hydrological conditions in the context of climate change. The statistically significant dependence of nutrient concentrations and loads on temperature, observed in most cases, results primarily from the seasonality of vegetation processes, the intensification of which falls on the warm period and is associated with a decrease in concentrations, mainly of N-TOT and N-NO<sub>3</sub>. However, it is difficult to demonstrate a relationship between the long-term temperature increase related to climate change and the long-term decline in nutrient concentrations and loads.

**Key words:** nutrients, rivers, loads, Baltic Sea, meteorological and hydrological conditions, municipal wastewater treatment system

## 2.1. WSTĘP

Głównymi źródłami zanieczyszczeń odprowadzanych rzekami do Morza Bałtyckiego są przemysł i rolnictwo, ale również urbanizacja, pozostające w silnym związku ze wzrostem poziomu życia ludzi. Do jednych z najbardziej problematycznych rodzajów substancji wpływających na jakość wód powierzchniowych i morskich zalicza się biogeny, czyli związki azotu i fosforu, których nadmiarowa obecność w środowisku prowadzi do eutrofizacji. Eutrofizacja definiowana jest jako proces wzbogacania obszarów wodnych w pierwiastki biofilne, skutkujący wzrostem trofii, czyli żyzności wód. Eutrofizację można rozumieć również jako brak równowagi pomiędzy dopływem a „konsumpcją” składników pokarmowych prowadzący do zwiększonej akumulacji materii organicznej w systemach wodnych. Eutrofizacja powoduje szereg negatywnych skutków, takich jak nadmierny wzrost produkcji pierwotnej skutkujący wzrostem biomasy, co pogarsza warunki widzialności w kolumnie wody i wpływa na zwiększone zużycie tlenu w warstwach przydennych wskutek procesów mineralizacji materii organicznej (Carstensen i in. 2014; Mantikci i in. 2024). Takie zmiany są zdecydowanie niekorzystne dla siedlisk fauny i flory (Ahtiainen i in. 2014; Conley i in. 2009). W związku z tym badania nad poziomami i ładunkami biogenów docierających do wód Bałtyku mają kluczowe znaczenie dla oceny ich potencjalnego wpływu i zmian spowodowanych ich obecnością na różnych poziomach organizacji ekosystemu morskiego. Informacja o potencjalnych źródłach i wielkości ładunku biogenów wprowadzanych do ekosystemu Bałtyku, również oparta na modelach, pozwala na wyznaczenie kierunków działań mających na celu ograniczenie procesu eutrofizacji (Kiedrzyńska i in. 2014; Saaltinka i in. 2014; Rankinen i in., 2016; Capell i in., 2021; Dybowski i Dzierzbicka-Głowacka, 2023). Kluczowym w tym aspekcie było określenie ładunków biogenów dopływających ze zlewisk Morza Bałtyckiego od początku XX w., których aspekt historyczny ma wpływ na obecną sytuację (Müller-Karulis i in. 2024). Badania wykazały, że antropogeniczne zasoby azotu i fosforu netto wzrosły około trzykrotnie po I wojnie światowej.

Uwzględniając powyższe w celu poprawy stanu szeroko rozumianego środowiska wodnego kluczowym wyzwaniem jest ograniczenie nadmiaru ładunków biogenów wprowadzanych do środowiska wód powierzchniowych – jezior i rzek i w konsekwencji do mórz. W opracowaniu odpowiednich działań konieczne jest uwzględnienie dwóch głównych źródeł biogenów: działalności rolniczej i związanym z nią wykorzystaniem znacznych ilości nawozów, która ma charakter rozproszony i oczyszczalni ścieków, które stanowią źródła punktowe (Pastuszak i in. 2014).

Od wielu lat w państwach Unii Europejskiej podejmowane są inicjatywy mające na celu ograniczenie presji związanych z obecnością zanieczyszczeń w szeroko pojętym środowisku wodnym. Przykładami takich działań jest opracowanie polityki UE w dziedzinie gospodarki wodnej i rolnictwa, której podstawę stanowią odpowiednie dyrektywy i wytyczne. Jedną z nich jest dyrektywa Rady z dnia 21 maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych 91/271/EWG, tzw. dyrektywa ściekowa, która odnosi się do konieczności wdrożenia właściwej gospodarki komunalnej obejmującej między innymi rozbudowę sieci kanalizacyjnej, modernizację i budowę nowych oczyszczalni ścieków o podwyższonym poziomie redukcji biogenów. Drugą równie istotną jest dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. (91/676/EWG) dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia

rolniczego, tzw. dyrektywa azotanowa. Ma ona na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotanami pochodzenia rolniczego i wymaga od państw członkowskich monitorowania jakości wód, identyfikowania obszarów zagrożonych zanieczyszczeniem azotanami oraz ustanowienia programów działań, w tym zasad dobrej praktyki rolniczej i ograniczeń dotyczących stosowania nawozów.

Zakłada ona właściwe zarządzanie i kontrolę nawożenia użytków rolnych nawozami naturalnymi zawierającymi związki azotu oraz zapobieganie dalszym zanieczyszczeniom tego rodzaju. Realizowane działania mają pozwolić na skuteczne ograniczenie wielkości zanieczyszczeń emitowanych do rzek i tym samym ograniczyć wielkość ładunku biogenów docierających do Morza Bałtyckiego. W zakresie europejskiej polityki wodnej kluczowe znaczenie mają: ramowa dyrektywa wodna – RDW (Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej), której głównym celem jest osiągnięcie dobrego stanu ekologicznego i chemicznego wszystkich wód – powierzchniowych i podziemnych; dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej – RDSM (Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego), której głównym celem jest osiągnięcie i utrzymanie dobrego stanu środowiska morskiego, poprzez wdrożenie przez państwa członkowskie odpowiednich strategii, również w zakresie ograniczenia eutrofizacji. Bałtyk jest morzem śródlądowym, szelfowym o stosunkowo małej powierzchni wynoszącej 415266 km<sup>2</sup>. Połączony jest z Morzem Północnym przez wąskie i stosunkowo płytkie Cieśniny Duńskie, co wpływa na znacznie utrudnioną wymianę wód morskich. Jednocześnie Bałtyk pozostaje pod znacznym wpływem dopływających do niego wód rzecznych. To decyduje o jego wyjątkowej wrażliwości na presje antropogeniczne, w tym zanieczyszczenia. Pod względem społeczno-gospodarczym zlewisko Morza Bałtyckiego znajduje się pod wpływem dziewięciu wysoko uprzemysłowionych i rolniczo rozwiniętych państw. Zlewnie rzek w południowej części Bałtyku charakteryzują się największym zaludnieniem i dużą intensywnością rolnictwa (HELCOM 2022a). Stan środowiska Bałtyku w zakresie poziomów związków azotu i fosforu jest w dalszym ciągu niezadawalający, co wykazała druga aktualizacja oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich opracowana zgodnie z art. 8 i 17 RDSM (<https://rds.m.gios.gov.pl/pl/>).

Wdrożenie właściwych działań w przypadku Polski ma szczególne znaczenie, jeżeli weźmiemy pod uwagę, że jest ona jednym z największych państw w zlewni Morza Bałtyckiego i ma znaczny udział w ilości ładunków biogenów odprowadzanych rzekami do wód południowego Bałtyku. Niemal cały obszar powierzchni Polski (99,7%) należy do zlewiska Morza Bałtyckiego. Dorzecza Wisły i Odry zajmują około 90% powierzchni. Polska z 60% udziałem użytków rolnych i 45% udziałem ludności w ogólnej powierzchni użytków rolnych i ogólnej liczbie ludności jest największym eksporterem ładunków azotu (N) i fosforu (P) odprowadzanych rzekami do Morza Bałtyckiego pochodzących głównie z rolnictwa (odpływ biogenów ze źródeł rozproszonych) oraz punktowych źródeł zanieczyszczeń. W przypadku azotu udział tych źródeł wynosi odpowiednio 61,4% i 14,2%, natomiast w przypadku fosforu odpowiednio 67,5% i 27,5%. Poziomy naturalne (tło) szacuje się na 4,6% dla azotu i 5% dla fosforu. Udział opadów atmosferycznych jako źródeł biogenów docierających do powierzchni morza może być znaczący i w przypadku azotu szacuje się go na 19,8% (HELCOM 2022a).

Na jakość wód rzecznych w Polsce, podobnie jak w innych krajach Europy środkowo-wschodniej, istotny wpływ miały przemiany polityczne i związane z tym zmiany gospodarcze, zachodzące od końca lat 80. XX w., czego efektem było między innymi zmniejszenie stosowania nawozów mineralnych i obornika, zmniejszenie pogłowia zwierząt gospodarskich, zamknięcie części przestarzałych fabryk oraz modernizacja starych lub budowa nowych oczyszczalni ścieków (Pastuszek i in. 2012, 2014). Dodatkowo po roku 1989 znacznie wzrosły inwestycje w ochronę środowiska. Dotyczyły to zwłaszcza gospodarki ściekowej i spowodowało ograniczenie zrzutów ze źródeł punktowych (Jarosiewicz i in. 2015). Wejście Polski do Unii Europejskiej związane było m.in. z przyjęciem ramowej dyrektywy i opracowaniem strategii gospodarki wodnej. Spowodowało to znaczący wzrost inwestycji w obszarze ochrony środowiska, a zwłaszcza gospodarki wodno-ściekowej i znacznego ograniczenia zrzutów ze źródeł punktowych. Wśród najważniejszych działań w obszarze gospodarki wodno-ściekowej należy wymienić realizowany od 2003 r. Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych wskazujący obszary obejmowane systemem kanalizacji zbiorczej i oczyszczaniem ścieków. Do chwili obecnej przeprowadzono sześć jego aktualizacji w latach: 2005, 2009, 2010, 2015, 2017, 2022. W latach 2003–2022 zakończono budowę 480 nowych oczyszczalni ścieków. Najczęściej jednak prowadzono inwestycje w zakresie rozbudowy oraz modernizacji istniejących oczyszczalni ścieków. Do końca 2022 r. zakończono 2450 takich inwestycji, co przełożyło się na 99 664 km sieci kanalizacyjnej (AKPOŚK 2022).

Kolejnym wyzwaniem mającym zasadniczy wpływ na środowisko, poprzez zmianę jego charakterystyki i naturalnej odporności jest zmiana klimatu (np. Behrenfeld i in. 2006). Właściwości klimatu Polski wpływają na cechy hydrologiczne rzek. Opady ze względu na nizinność terytorium są niewielkie – średnio zaledwie około 600 mm w ciągu roku (objętościowo 187 km<sup>3</sup>), parowanie jest znaczne – średnio 430 mm, a odpływ wynosi 170 mm (29% sumy opadów) (Kondracki, 2000). Polska położona jest na pograniczu Europy Zachodniej i Wschodniej; na jej terytorium zaznaczają się wpływy klimatu oceanicznego i kontynentalnego. W porównaniu z Europą Zachodnią opady w Polsce są znacznie mniejsze, ale parowanie jest podobne, współczynnik odpływu rzek polskich (stosunek odpływu do opadu) jest niższy niż rzek państw sąsiednich. Zróżnicowanie opadów na terytorium Polski jest znaczne. Wielkość opadów zależy głównie od napływu wilgotnych mas powietrza z zachodu i wzniesienia terenu nad poziomem morza. Opady wykazują także znaczną zmienność z roku na rok i w cyklu rocznym. Różnice w ilości rocznych opadów między tak zwanymi latami mokrymi i suchymi mogą dochodzić nawet do 100%. W przeciwieństwie do opadów, roczne parowanie jest na terytorium Polski mało zróżnicowane. Wynosi ono od około 440 mm wysoko w górach do około 500 mm w obrębie nizin. Jest ono natomiast (podobnie jak opady) zmienne w poszczególnych latach jak również w cyklu rocznym (Starkel 1999).

Analiza warunków termicznych w Polsce w latach 1951–2020 wskazuje, że do połowy lat 80. XX w. warunki termiczne w poszczególnych latach były klasyfikowane w grupie warunków zimnych i chłodnych. Z kolei od drugiej połowy lat 80. coraz częściej występowały warunki określone jako normalne lub cieplejsze. Ostatnia dekada (2011–2020) to okres występowania warunków od bardzo ciepłych po ekstremalnie ciepłe. Wzrost temperatury widoczny jest we wszystkich regionach fizycznogeograficznych, co wyraźnie wskazuje na proces ocieplania się klimatu (IMGW 2021). Rok 2019 był najcieplejszym

rokiem w ostatnim 50-leciu. Średnia roczna temperatura powietrza w Polsce wyniosła 10,2°C i była wyższa od normy wieloletniej 1971–2000 o 2,4°C. W całym kraju zanotowano wysokie, dodatnie odchylenia średniej rocznej temperatury powietrza od normy wieloletniej 1971–2000. Prawie na całym obszarze Polski przekraczały one 2°C. Według klasyfikacji termicznej 2019 r. w odniesieniu do wielolecia 1971–2000 można scharakteryzować jako ekstremalnie ciepły, a jedynie na północy kraju jako anomalnie ciepły (IMGW 2020). Ostatni rok objęty analizą (2023) był z kolei drugim najcieplejszym rokiem od 1951 r. Średnia obszarowa temperatura powietrza w Polsce w tym roku wynosiła 10,0°C i była wyższa od wieloletniej normy (1991–2020) o 1,3°C. Biorąc pod uwagę średnią temperaturę dla Polski według kwantylowej klasyfikacji warunków termicznych 2023 r. należy uznać za „ekstremalnie ciepły” (IMGW 2023)

Uwzględniając aktualne zmiany klimatyczne oraz działania podejmowane w kierunku ograniczenia dopływu biogenów do środowiska morskiego wynikające zarówno z prawodawstwa krajowego i UE, jak i współpracy w rejonie Morza Bałtyckiego przeprowadzono analizę zmian wielkości ładunków substancji biogennych odprowadzanych wodami rzek do Bałtyku w okresie 1989–2023 w odniesieniu do zmian warunków meteorologicznych i hydrologicznych, które są kluczowe dla kształtowania ustroju hydrologicznego.

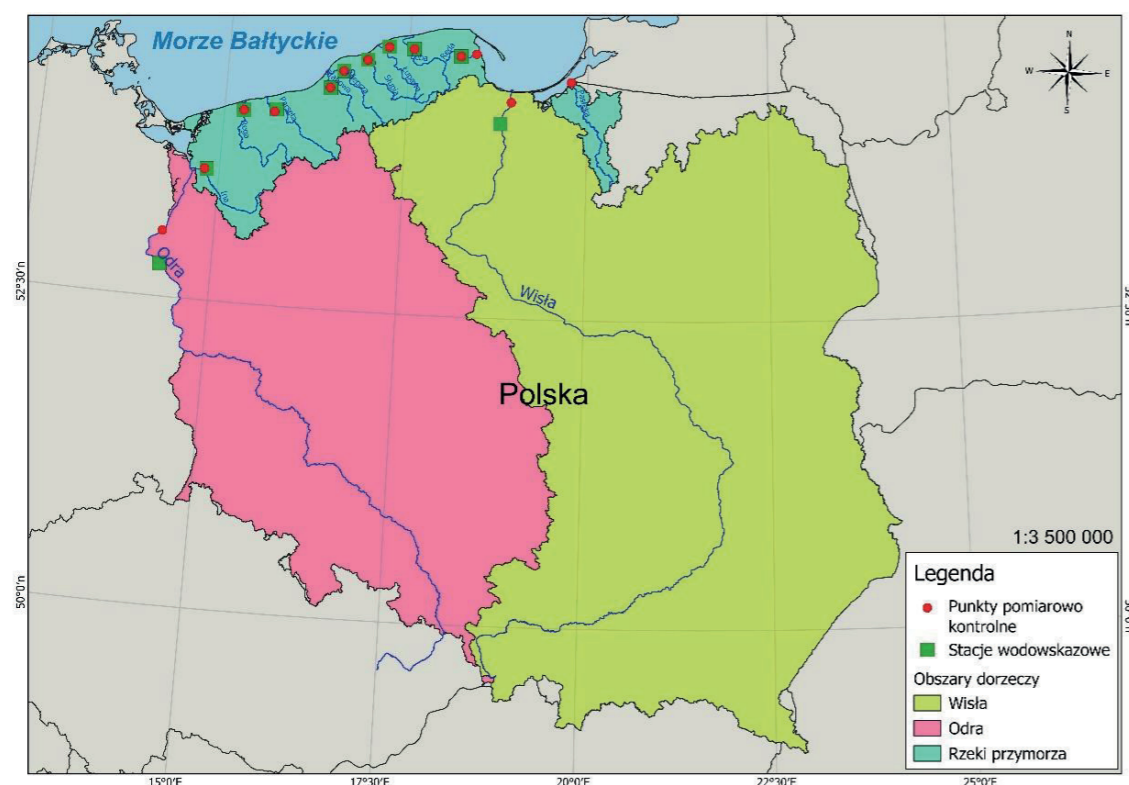
## 2.2. OBSZAR BADAŃ, DANE I OBLICZENIA

W celu określenia czasowych i przestrzennych zmian wielkości dopływu rzecznych biogenów do Morza Bałtyckiego analizie poddano stężenia biogenów w Wiśle, Odrze oraz w rzekach przymorza, które zestawiono z danymi hydrologicznymi i meteorologicznymi, co miało umożliwić wskazanie potencjalnego wpływu zmiany klimatu. Analizy uzupełniono danymi statystycznymi obejmującymi wielkości dostawy biogenów z sieci komunalnych i sieci przemysłowych, informacją dotyczącą rozwoju sieci kanalizacyjnej i liczby ludności nią objętą oraz informacją w zakresie ilości nawozów stosowanych w rolnictwie, jako czynników w sposób istotny wpływających na wielkość ładunków biogenów odprowadzanych do Morza Bałtyckiego.

### 2.2.1. Obszar badań

Badania obejmują obszar dorzeczy Wisły, Odry i rzek przymorza, które kształtują dopływ zanieczyszczeń z obszaru Polski do Bałtyku. Długość Wisły wynosi ponad 1047 km, co czyni ją najdłuższą rzeką uchodzącą do Morza Bałtyckiego. Długość Odry wynosi 840 km, z czego 700 km znajduje się w granicach Polski. Biorąc pod uwagę obszary dorzeczy wyznaczone zgodnie z ustawą z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Dz.U. 2024 poz. 1087 ze zm.), badania obejmują 58,6% powierzchni Polski w obszarze dorzecza Wisły i 37,7% w obszarze Odry (rys. 2.1).

W badaniach uwzględniono również dopływ rzek bezpośrednio uchodzących do Bałtyku, które przypisane są do dorzeczy Wisły (Ślupia, Łupawa, Łeba, Reda, Pasłęka) i Odry (Wieprza, Grabowa, Parsęta, Rega i Ina). Jednak dla potrzeb dalszych analiz z obszarów dorzeczy Wisły i Odry wydzielone zostały zlewnie rzek przymorza, dla których utworzono jeden obszar, z którego uśrednione dane wykorzystano w obliczeniach średnich stężeń wybranych parametrów i sumarycznych ładunków zanieczyszczeń docierających do Morza Bałtyckiego.



Rys. 2.1. Obszary zlewni Wisły i Odry oraz sumaryczny obszar zlewni rzek przybrzeżnych, lokalizacje punktów pomiarowo-kontrolnych i wodowskazów zamykających zlewnie rzek wpadających do Morza Bałtyckiego

Fig. 2.1. The catchment areas of the Vistula and Odra rivers and the summary catchment area of the coastal rivers, locations of measurement and control points and water gauges closing the catchments of rivers flowing into the Baltic Sea

### 2.2.2. Dane w zakresie stężeń biogenów w wodach rzecznych

Dane w zakresie stężeń azotu amonowego (N-NH<sub>4</sub>), azotu azotynowego (N-NO<sub>2</sub>), azotu azotanowego (N-NO<sub>3</sub>), azotu ogólnego (N-TOT), fosforu ogólnego (P-TOT) oraz fosforu fosforanowego (P-PO<sub>4</sub>) w wodach rzek obejmujące lata 1988–2023 pochodzą z pomiarów realizowanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska koordynowanego w Polsce przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. Pomiarzy stężeń substancji wykonane zostały w 13 punktach pomiarowo-kontrolnych zamykających 12 zlewni rzek uchodzących bezpośrednio z obszaru Polski do Morza Bałtyckiego (rys. 2.1). Próbkę do badań pobierane są najczęściej w cyklu comiesięcznym. Wartości stężeń wybranych parametrów w rzekach były podstawą obliczenia ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych rzekami do Bałtyku.

### 2.2.3. Dane hydrologiczne

Dane w zakresie wielkości przepływu rzek do obliczenia ładunków biogenów dopływających do Bałtyku pozyskano z pomiarów Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej, którą w Polsce pełni Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy

Instytut Badawczy. Dane obejmują dobowe przepływy z posterunków wodowskazowych zlokalizowanych w pobliżu ujścia rzek do Morza Bałtyckiego (rys. 2.1).

### 2.2.4. Dane meteorologiczne

W badaniu wykorzystano średnie miesięczne wartości temperatury i miesięczne sumy opadów wyznaczone dla obszarów objętych analizami. Obliczenie serii średnich miesięcznych wartości temperatury powietrza i sumy opadów w dorzeczu obejmowało kilka etapów. W pierwszej kolejności pozyskano dane dla temperatury i opadów z historycznej bazy danych IMGW-PIB z 50 stacji synoptycznych w Polsce. Dane te obejmowały okres 1988–2019 i stanowiły zweryfikowaną informację o warunkach pluwialnych i termicznych w Polsce w ujęciu długoterminowym. Następnie, dla każdego miesiąca, przeprowadzono estymację zmiennej z rozdzielczością 1 km, aby uzyskać gęste dane przestrzenne umożliwiające obliczenie średnich dla obszaru. W tym kroku wykorzystano narzędzia geostatystyczne, tj. kriging resztkowy (Hengl 2007), z dodatkowymi zmiennymi współzależnymi (oprócz długości i szerokości geograficznej). Były to: wysokość nad poziomem morza i pierwiastek kwadratowy odległości od linii brzegowej Morza Bałtyckiego, aby uwzględnić malejący efekt jej wpływu. Jak wskazali Szymanowski i Kryza (2008), kriging resztkowy nadaje się nie tylko do interpolacji temperatury powietrza (Ustrnul i Czekierda 2005), ale także do warunków pluwialnych w Polsce. Dla każdego miesiąca obliczono osobny raster średnich wartości temperatury powietrza i sumy opadów, wykorzystując metodę krigingu resztkowego, co pozwoliło uzyskać informacje na temat zmienności przestrzennej analizowanych zmiennych. Ostatnim krokiem była selekcja zlewni z wykorzystaniem predefiniowanych plików kształtu i zastosowanie funkcji uśredniającej. Rezultatem powyższego procesu roboczego było zebranie średnich miesięcznych wartości temperatury i sumy opadów dla wybranych dorzeczy: Wisły, Odry i rzek przymorza. Wszystkie obliczenia przeprowadzono w oprogramowaniu statystycznym R (R Core Team 2020) z wykorzystaniem dodatkowych pakietów geostatystycznych.

### 2.2.5. Obliczenia ładunku i statystyka

Obliczenia ładunków zanieczyszczeń w punktach pomiarowo-kontrolnych zamykających zlewnie rzek uchodzących bezpośrednio z obszaru Polski do Bałtyku dokonano z wykorzystaniem metodyki opracowanej dla potrzeb oceny dopływu biogenów do Morza Bałtyckiego z obszarów państw nadbałtyckich w ramach regionalnej współpracy koordynowanej przez Komisję Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (Komisję Helsińska – HELCOM) (HELCOM 2022b). Metodyka ta bazuje na dziennych wartościach stężeń wybranych parametrów i przepływu z uwzględnieniem wartości interpolowanych. Ładunki obliczane są na podstawie równania (1):

$$L = 0,0864 \sum_{t=1}^n (Q_t * C_t) \quad (1)$$

gdzie:  $L$  – ładunek roczny [kg rok<sup>-1</sup>],  
 0,0864 – współczynnik przeliczenia jednostek,  
 $Q_t$  – dobowy przepływ [dm<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>],  
 $C_t$  – dobowe stężenie [mg dm<sup>-3</sup>],  $n$  – liczba dni.

Pomiary stężeń parametrów jakości wód, w tym biogenów wykonywane są z częstotliwością od jednego do kilku pomiarów w ciągu miesiąca. W naszych badaniach wykorzystano metodę liniowej interpolacji stężeń ( $C_t$ ) celem wyznaczenia wartości dla każdego dnia okresu objętego badaniami. Zgodnie z wytycznymi HELCOM (2022b) dokonując interpolacji należy użyć ostatniego pomiaru z poprzedniego roku oraz pierwszego pomiaru z następnego roku, jeżeli są dostępne. Do interpolacji wykorzystano równanie (2):

$$H(x) = f(x_1) + \frac{f(x_2) - f(x_1)}{x_2 - x_1} x - x_1 \quad (2)$$

gdzie:

$H(x)$  – interpolowana wartość stężenia,

$f(x_1)$  – pierwsza z dwóch zmierzonych wartości stężenia, pomiędzy którymi dokonuje się interpolacji pozostałych stężeń,

$f(x_2)$  – druga z dwóch zmierzonych wartości stężeń, pomiędzy którymi dokonuje się interpolacji pozostałych stężeń,

$x_1$  – wartość na osi OX dla  $F(x_1)$ ,

$x_2$  – wartość na osi OX dla  $F(x_2)$ ,

$x$  – wartość na osi OX dla interpolowanej wartości  $H(x)$ .

Dobowe dane stężeń substancji biogenicznych zostały uzupełnione o wyniki pomiarów przepływu rzek i na tej podstawie dokonano obliczeń ładunków zgodnie z równaniem (1).

Obliczenie podstawowych parametrów statystycznych (średniej, wartości minimalnych, wartości maksymalnych) oraz korelacji przeprowadzono przyjmując uśrednione miesięczne dane w zakresie stężeń, ładunków, przepływu, temperatury obszarowej i sumy opadów wyznaczonych dla trzech zlewni. W przypadku rzek przymorza analizy zmian stężeń biogenów prowadzono z wykorzystaniem danych uśrednionych dla wszystkich rzek. Ładunki obliczono jako sumę ładunków wprowadzanych przez poszczególne rzeki przymorza.

W badaniach dokonano także analizy zmian wielkości ładunków azotu ogólnego i fosforu ogólnego poddanych normalizacji. Celem normalizacji jest zredukowanie wpływu naturalnych czynników takich jak opad i temperatura na wielkość przepływu wód. Ma to umożliwić lepszą ocenę wpływu presji antropogenicznych na wielkość ładunków biogenów i tym samym ocenę skuteczności podejmowanych działań w kierunku redukcji ładunków zanieczyszczeń docierających do Bałtyku. Wielkość ładunków znormalizowanych obliczono zgodnie z równaniem (3) (Wulff i in., 2009).

$$L_{\text{normalized\_year}} = L_{\text{year}} \frac{(a + b \cdot q_{\text{average}})}{(a + b \cdot q_{\text{year}})} \quad (3)$$

gdzie:

$L_{\text{normalized\_year}}$  – znormalizowany ładunek dla danego roku

$L_{\text{year}}$  – ładunek nieznormalizowany

$a$  – współczynnik kierunkowy (współczynnik regresji liniowej)

$b$  – wyraz wolny (współczynnik regresji liniowej)

$q_{\text{average}}$  – średni przepływ z badanego przedziału czasu

$q_{\text{year}}$  – średni przepływ z danego roku

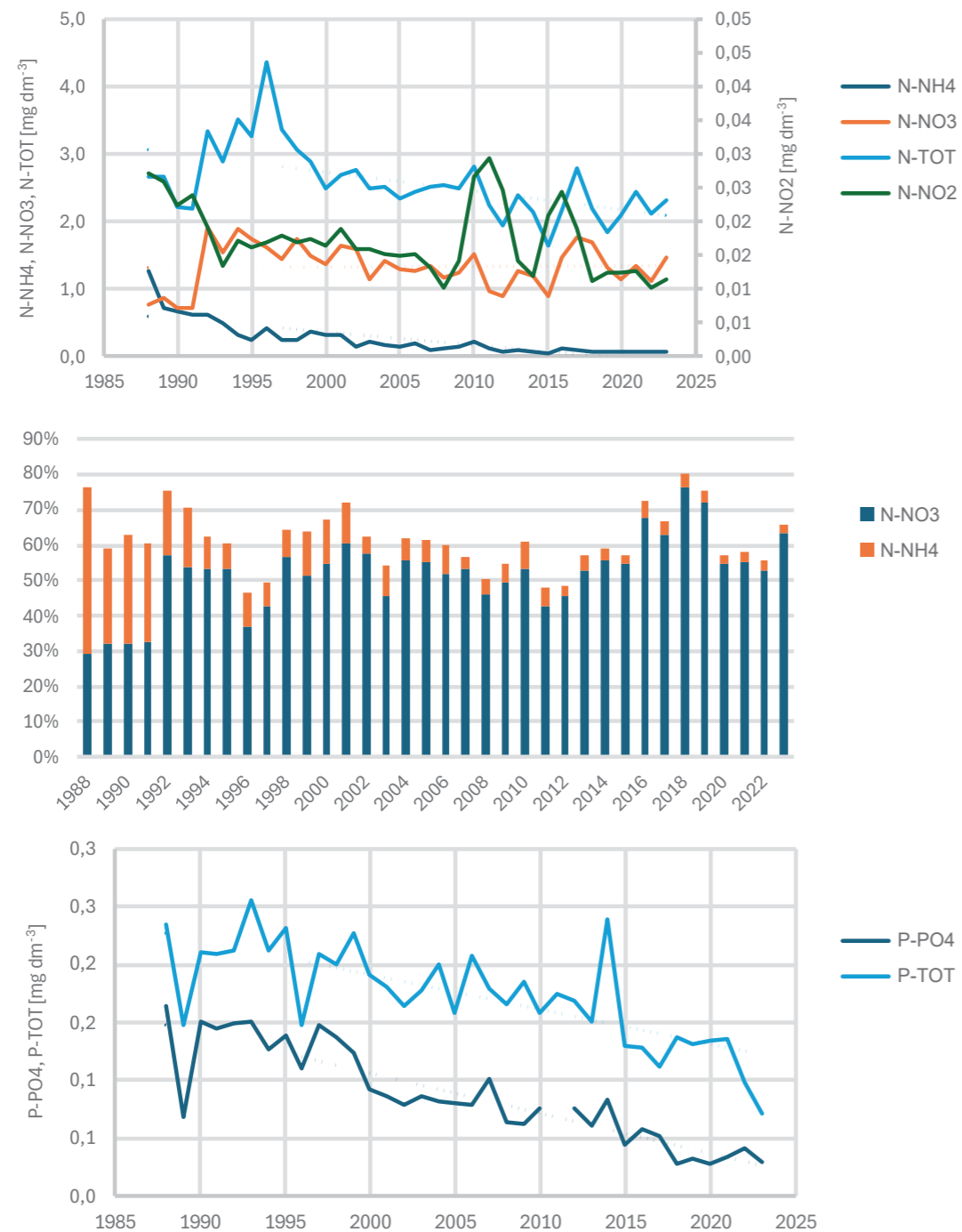
Współczynnik kierunkowy  $a$  oraz wyraz wolny  $b$  wyznaczany jest z równania regresji liniowej opisującej zależność zlogarytmowanych wielkościami ładunków i odpływów wód.

### 2.3. DOPIY W RZECZNY BIOGENÓW DO MORZA BAŁTYCKIEGO Z UWZGLĘDNIENIEM WPŁYWU WARUNKÓW METEOROLOGICZNYCH I HYDROLOGICZNYCH

#### 2.3.1. Poziomy stężeń biogenów w wodach rzek w latach 1988–2023

Biorąc pod uwagę cały okres badań 1989–2019, w zmianach stężenia ogólnego azotu (N-TOT) w wodach Wisły można wyróżnić okres wzrostu od 2,66 mg dm<sup>-3</sup> w 1988 r. do wartości największej w całym okresie poddanej analizie – 4,38 mg dm<sup>-3</sup> w 1996 r., od którego obserwuje się istotny statystycznie spadek (rys. 2.2). Najmniejszą wartość odnotowano w 2015 r. (1,65 mg dm<sup>-3</sup>), a w 2023 r. średnia roczna wartość stężenia N-TOT wyniosła 2,31 mg dm<sup>-3</sup> i była nieznacznie większa od obserwowanej w 2022 r. (2,13 mg dm<sup>-3</sup>). W przypadku stężeń azotu azotanowego (N-NO<sub>2</sub>) brak jest tak jednoznacznego trendu. Jednocześnie udział tej formy w stężeniach N-TOT jest zdecydowanie mniejszy niż azotu azotanowego (N-NO<sub>3</sub>), czy nawet azotu amonowego (N-NH<sub>4</sub>). Średnie stężenie azotu azotanowego w pierwszych czterech latach obserwacji pozostawało w zakresie 0,019–0,027 mg dm<sup>-3</sup> i podobne poziomy odnotowano w latach 2010–2012 oraz 2015–2017, co widoczne jest w postaci maksimum. W 2023 r. średnie roczne stężenie tej formy wyniosło 0,011 mg dm<sup>-3</sup>. W przypadku stężeń azotu azotanowego (N-NO<sub>3</sub>) nie stwierdzono statystycznie istotnego trendu spadkowego. W okresie pierwszych trzech lat badań średnie roczne stężenia N-NO<sub>3</sub> utrzymywały się na poziomie 0,7–0,8 mg dm<sup>-3</sup>. W 1990 r. średnie stężenie osiągnęło najniższy poziom (0,71 mg dm<sup>-3</sup>). W 1992 r. nastąpił wyraźny wzrost stężeń azotu azotanowego, dla którego średnia wartość osiągnęła najwyższy poziom w badanym okresie (1,91 mg dm<sup>-3</sup>). W kolejnych latach poziom azotanów w Wiśle ulegał nieznacznym spadkom, przy czym najmniejszą wartość (0,88 mg dm<sup>-3</sup>) odnotowano w 2012 r. W latach 2020–2023 średnie stężenia rocznie N-NO<sub>3</sub> utrzymywały się w zakresie 1,13–1,46 mg dm<sup>-3</sup>. Stężenia azotu amonowego (N-NH<sub>4</sub>) wykazują wyraźny statystycznie istotny trend spadkowy. Średnie stężenie w 1988 r. wynosiło 1,26 mg dm<sup>-3</sup> i jest to jednocześnie najwyższa wartość w okresie badań. W 2023 r. osiągnięta została wartość równa 0,06 mg dm<sup>-3</sup>, przy czym najniższe średnie stężenie azotu amonowego odnotowano w 2015 r. (0,04 mg l<sup>-1</sup>). Analiza zmian stężeń fosforu ogólnego (P-TOT) wykazuje statystycznie istotny trend spadkowy w latach 1988–2023, przy czym najwyższą średnią roczną wartość odnotowano w 1993 r. (0,26 mg dm<sup>-3</sup>), a najniższą w ostatnim roku obserwacji – 0,07 mg dm<sup>-3</sup>. Zmiany stężenia fosforu fosforanowego (P-PO<sub>4</sub>) w okresie badań są w znacznej mierze odwzorowane w zmianach P-TOT. W 1988 r. odnotowano największą średnią wartość równą 0,16 mg dm<sup>-3</sup>, natomiast w ostatnich sześciu latach średnie stężenia były na poziomie 0,03 mg dm<sup>-3</sup>. Stosunek stężeń N-TOT do P-TOT pozostawał w zakresie od 11,1 do 29,4 i nie stwierdzono widocznego trendu zmian w okresie objętym badaniami. Analiza udziału dwóch podstawowych form azotu w N-TOT wykazała wzrost udziału N-NO<sub>3</sub> w ostatnich latach połączony z bardzo widocznym spadkiem udziału N-NH<sub>4</sub>. W latach 1988–1991 udział azotu azotanowego utrzymywał się na poziomie 30%, w latach 1992–2015 oscylował wokół 50% z wyjątkiem lat 1996, 1997, 2011 i 2012.

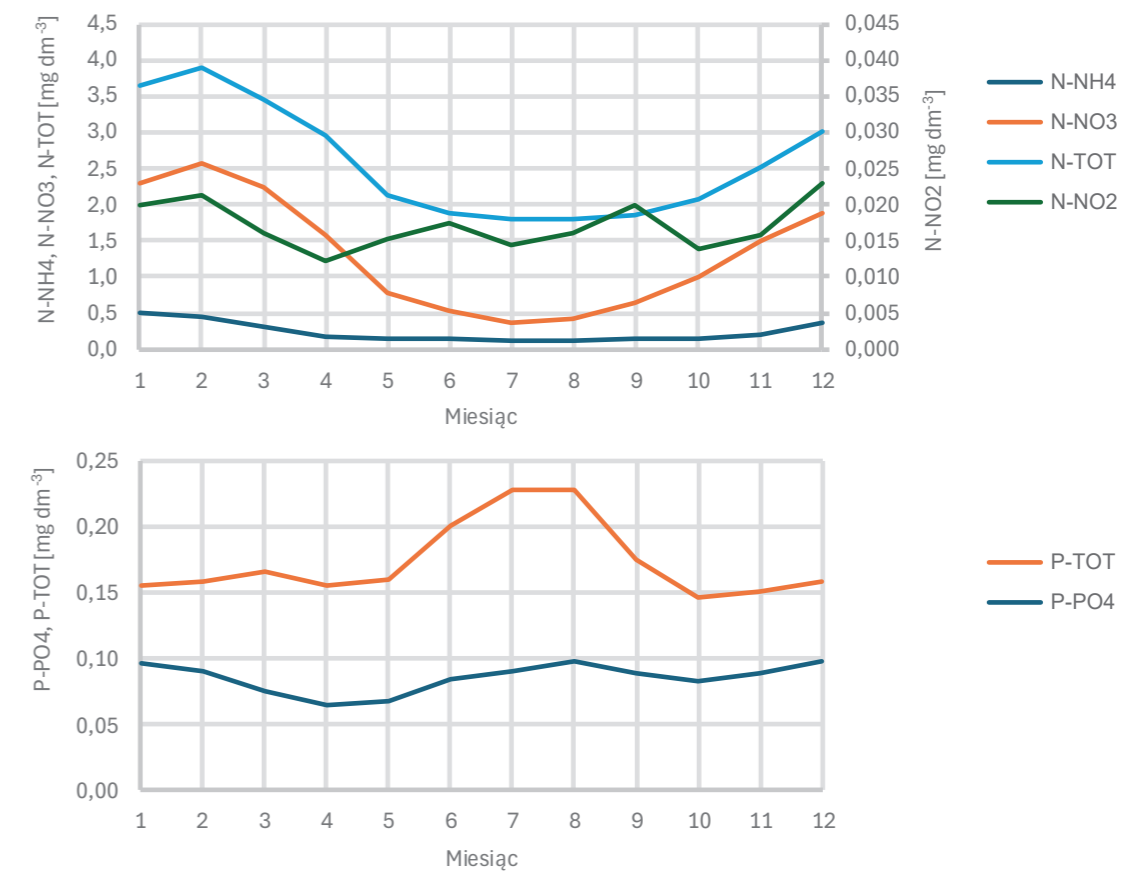
Najwyższy udział, przekraczający 70%, odnotowano w latach 2018 i 2019, po których utrzymywał się na poziomie 53–63%. Największy udział N-NH<sub>4</sub> wynoszący 47% charakteryzował 1988 r., po którym spadł do ok. 30% w kolejnych 3 latach. W latach 2011–2022 obserwowano sukcesywny spadek do poziomu 3–5% i do 2% w 2023 (rys. 2.2).



Rys. 2.2. Średnie roczne stężenia azotu ogólnego, jego form nieorganicznych i ich procentowego udziału w azocie ogólnym, średnie roczne stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego w Wiśle w latach 1988–2023

Fig. 2.2. Mean annual concentrations of total nitrogen, its inorganic forms, and their percentage in total nitrogen, mean annual concentrations of total phosphorus and phosphates in the Vistula River in 1988–2023

Analiza zmienności sezonowej stężeń biogenów bazująca na wartościach średnich wyznaczonych dla poszczególnych miesięcy w całym okresie badań jednoznacznie wykazała spadek stężeń azotu azotanowego, azotu amonowego i azotu całkowitego w okresie intensywnej wegetacji (rys. 2.3). W przypadku azotu azotanowego nie wykazano takiej zależności. Zdecydowanie odmiennym przebiegiem zmian sezonowych charakteryzował się fosfor całkowity, w przypadku, którego maksimum wartości odnotowano w lipcu i sierpniu, czyli w miesiącach, w których stężenia azotu osiągały poziom minimalny. Minimum na krzywej zmienności sezonowej stężeń fosforu fosforanowego wystąpił w kwietniu i maju, podczas gdy w pozostałych miesiącach wartości stężeń były zdecydowanie bardziej wyrównane.

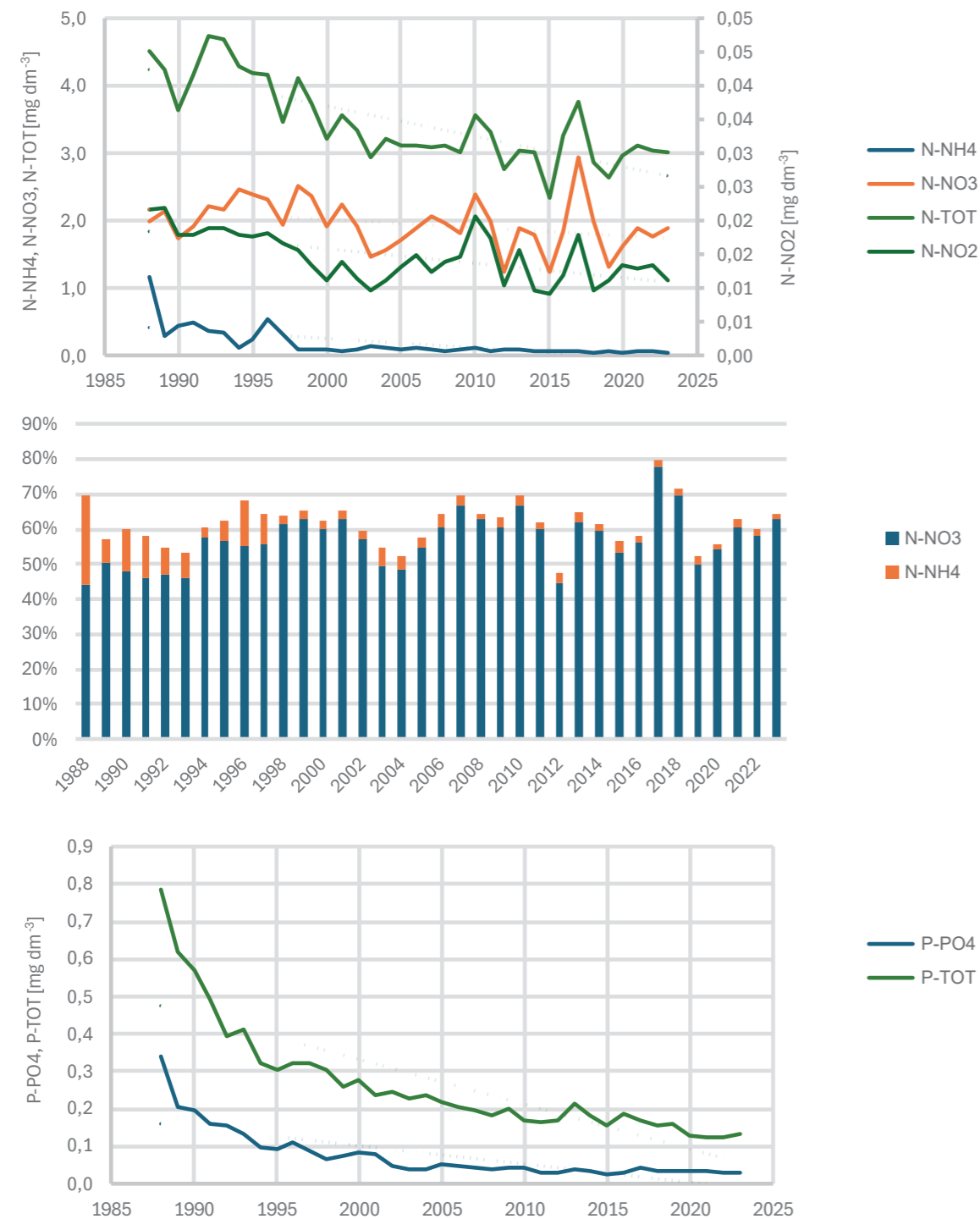


Rys. 2.3. Średnie miesięczne stężenia azotu ogólnego, jego form nieorganicznych i ich procentowego udziału w azocie ogólnym, średnie roczne stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego w Wiśle w latach 1988–2023

Fig. 2.3. Mean monthly concentrations of total nitrogen, its inorganic forms, and their percentage in total nitrogen, mean annual concentrations of total phosphorus and phosphates in the Vistula River in 1988–2023

W wodach Odry stężenia azotu całkowitego i azotanów są na wyższych poziomach niż obserwowane w Wiśle, co ma związek z bardziej rozległym wykorzystaniem obszarów dorzecza Odry do celów rolniczych (Pastuszak i in. 2012). Przebieg zmian stężeń azotu ogólnego (N-TOT) w wodach Odry w latach 1988–2023 charakteryzuje się statystycznie istotnym spadkiem. Średnie stężenie azotu ogólnego w 2023 r. wyniosło 3,0 mg dm<sup>-3</sup>

i było widocznie mniejsze niż odnotowane w 1988 r. ( $4,51 \text{ mg dm}^{-3}$ ) (rys. 2.4). Najwyższą średnią roczną wartość odnotowano w 1992 r. ( $4,74 \text{ mg dm}^{-3}$ ), natomiast najmniejszą w 2015 r. ( $2,35 \text{ mg dm}^{-3}$ ). W przypadku azotu azotynowego (N-NO<sub>2</sub>), którego stężenia były w zakresie od  $0,01 \text{ mg dm}^{-3}$  w 2015 r. do  $0,022 \text{ mg dm}^{-3}$  na początku okresu badań



Rys. 2.4. Średnie roczne stężenia azotu ogólnego, jego form nieorganicznych i ich udziału procentowego w azocie ogólnym, średnie roczne stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego w Odrze w latach 1988–2023

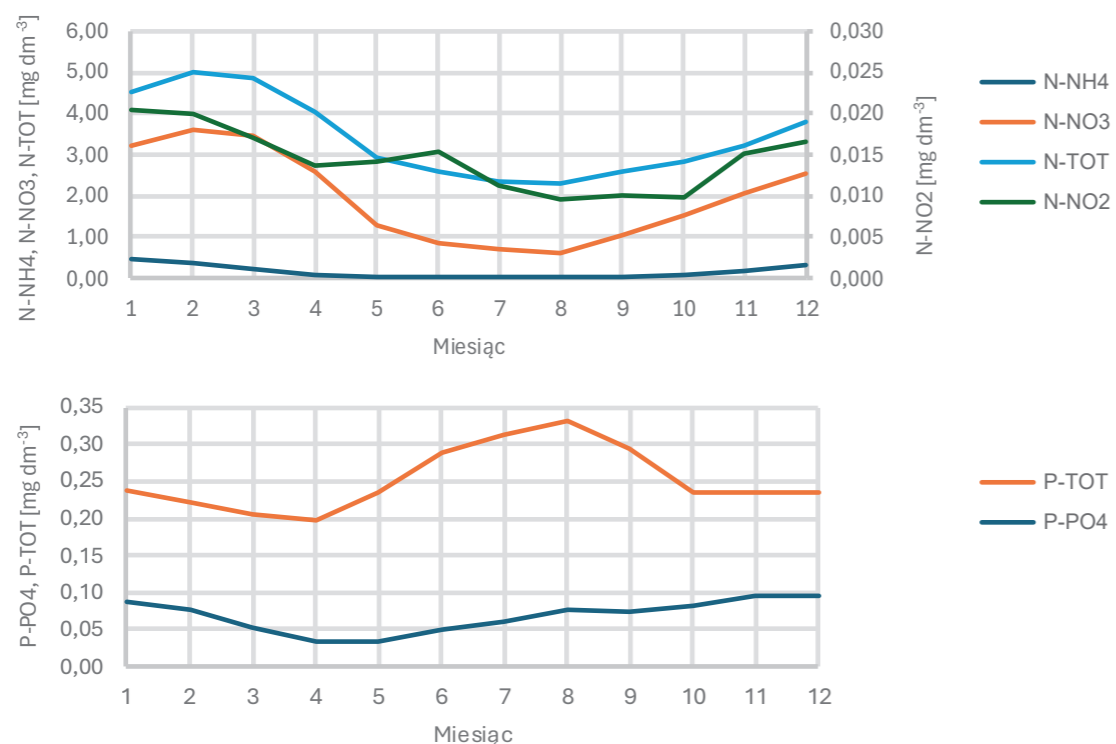
Fig. 2.4. Mean concentrations of total nitrogen, its inorganic forms and their percentage in total nitrogen, mean concentrations of total phosphorus and phosphates in the Odra River in 1988–2023

również odnotowano tendencję spadkową, ale nie miała ona charakteru istotnego statystycznie. W przypadku stężeń azotu azotanowego (N-NO<sub>3</sub>) nie stwierdzono statystycznie istotnego trendu. Średnia roczna wartość wynosiła  $1,98 \text{ mg dm}^{-3}$  w 1988 r. i  $1,31 \text{ mg dm}^{-3}$  w 2023 r. W latach 1988–2001 średnie stężenia azotu azotanowego były wyraźnie wyższe w stosunku do średnich stężeń w latach 2002–2023. Wyjątek stanowiły lata 2010 i 2017, w których odnotowano wyraźny wzrost do wartości odpowiednio  $2,4 \text{ mg dm}^{-3}$  i  $2,9 \text{ mg dm}^{-3}$  – największej wartości w całym okresie badań. Najniższą roczną średnią wartość stężenia azotu azotanowego odnotowano w 2012 roku ( $1,23 \text{ mg dm}^{-3}$ ), w 2023 r. wyniosła  $1,88 \text{ mg dm}^{-3}$ . Stężenia azotu amonowego (N-NH<sub>4</sub>) w Odrze wykazują wyraźny statystycznie istotny trend spadkowy. Średnie stężenie azotu amonowego w roku 1988 wynosiło  $1,16 \text{ mg dm}^{-3}$ . Wartość ta jest również największa w okresie objętym analizą. W roku 2023 średnia wartość stężenia azotu amonowego wyniosła  $0,05 \text{ mg dm}^{-3}$  i była ona najniższą wartością, która również charakteryzowała lata 2018 i 2020.

Stężenia fosforu ogólnego (P-TOT) odznaczają się wyraźnym i statystycznie istotnym trendem spadkowym, czego odzwierciedleniem są największa średnia roczna wartość równa  $0,79 \text{ mg dm}^{-3}$  odnotowana w 1988 r. i najmniejsza –  $0,13 \text{ mg dm}^{-3}$  charakteryzująca 2023 r. Stężenia fosforu fosforanowego (P-PO<sub>4</sub>) w okresie objętym analizą również charakteryzuje wyraźny trend spadkowy. Podobnie jak w przypadku fosforu ogólnego, w 1988 r. odnotowano największą średnią roczną wartość stężeń fosforu fosforanowego ( $0,34 \text{ mg dm}^{-3}$ ). W kolejnych latach poziomy stężenie fosforu fosforanowego w Odrze sukcesywnie malały, najniższą średnią wartość odnotowano w 2015 r. ( $0,025 \text{ mg dm}^{-3}$ ). W kolejnych latach odnotowano kolejny wzrost, przy czym średnie stężenie charakteryzujące 2023 r. wyniosło  $0,03 \text{ mg dm}^{-3}$ . Stosunek stężeń N-TOT do P-TOT pozostawał w zakresie od 7,3 do 26 i wzrastał w okresie objętym badaniami. Podobnie jak w przypadku Wisły również w Odrze odnotowano wzrost udziału N-NO<sub>3</sub> w N-TOT od 44% w 1988 r. do 63% w 2023 r., któremu towarzyszy wyraźny spadek udziału formy amonowej z 26% w 1988 r. do 2% w 2023 r. natomiast trend spadkowy udziału N-NH<sub>4</sub>, który na początku okresu objętego badaniami (rys. 2.4).

Zmiany sezonowe reprezentowane przez wartości średnich miesięcznych stężeń biogenów w Odrze miały zbliżony charakter do tych obserwowanych w Wiśle (rys. 2.5). Najniższe poziomy stężenie wszystkich form azotu charakteryzowały lipiec i sierpień, natomiast najwyższe styczeń.

Średnie stężenie azotu ogólnego (N-TOT) w rzekach przymorza, w latach 1988–2023 wykazują wyraźną i statystycznie istotną tendencję spadkową. Średnie stężenie azotu ogólnego wynosiło  $3,48 \text{ mg dm}^{-3}$  w 1988 r., podczas gdy w 2023 r. wyniosło  $2,57 \text{ mg dm}^{-3}$  (rys. 2.6). Najwyższą średnią roczną wartość stężenia azotu ogólnego odnotowano w 1990 r. ( $3,64 \text{ mg dm}^{-3}$ ), natomiast najniższą w 2007 r. ( $1,99 \text{ mg dm}^{-3}$ ). W przypadku stężeń azotu azotynowego (N-NO<sub>2</sub>) można dostrzec tendencję spadkową, ale trend nie jest istotny statystycznie. Średnie stężenie azotu azotynowego w latach 1988–1991 było na poziomie  $0,04 \text{ mg dm}^{-3}$ , w kolejnych latach utrzymywało się na poziomie  $0,02$ – $0,03 \text{ mg dm}^{-3}$ , a w 2023 r. wyniosło  $0,026 \text{ mg dm}^{-3}$ . Średni poziom azotu azotynowego w 1988 r. był najwyższy w całym okresie badań. Najniższe średnie stężenie azotu azotynowego odnotowano w 2011 r. ( $0,02 \text{ mg dm}^{-3}$ ). W przeciwieństwie do Wisły zmiany stężeń azotu azotanowego (N-NO<sub>3</sub>) w wodach rzek przymorza miały charakter tendencji wyraźnie malejącej. Wyższe wartości średnich stężeń azotu azotanowego na poziomie  $1,6 \text{ mg dm}^{-3}$  obserwowano w okresie 1988–1998. W kolejnych latach widać sukcesywny,

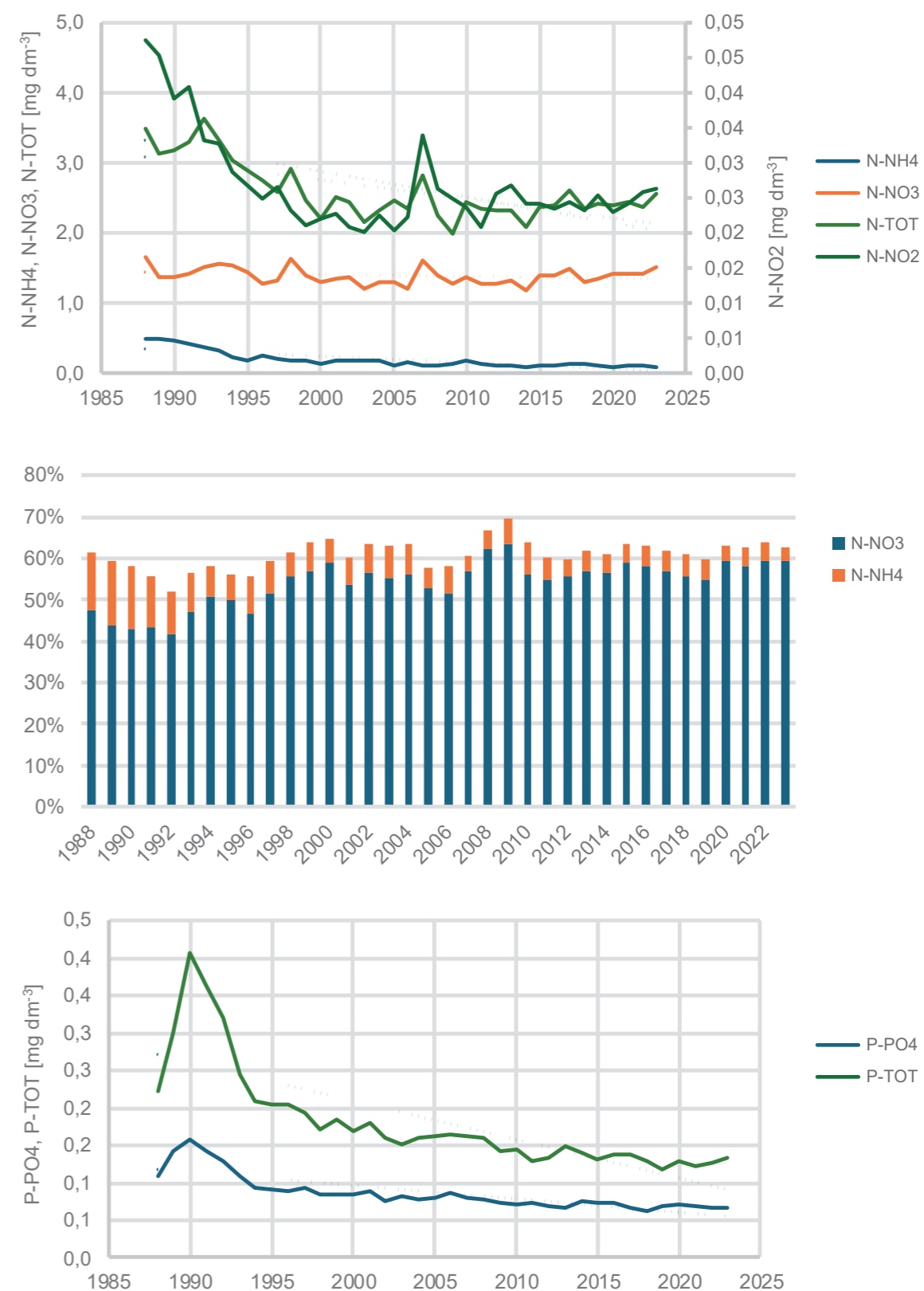


Rys. 2.5. Średnie miesięczne stężenia azotu ogólnego, jego form nieorganicznych i ich procentowego udziału w azocie ogólnym, średnie roczne stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego w Odrze w latach 1988–2023

Fig. 2.5. Mean monthly concentrations of total nitrogen, its inorganic forms, and their percentage in total nitrogen, mean annual concentrations of total phosphorus and phosphates in Odra in 1988–2023

choć niejednostajny spadek do wartości minimalnej  $1,18 \text{ mg dm}^{-3}$  w 2014 r., po którym średnie roczne stężenia utrzymują się w przedziale  $1,30\text{--}1,49 \text{ mg dm}^{-3}$ , w 2023 r. osiągnięta została wartość  $1,52 \text{ mg dm}^{-3}$ . Stężenia azotu amonowego (N-NH<sub>4</sub>) w rzekach przymorza wykazują wyraźny, statystycznie istotny trend spadkowy. Średnie stężenie azotu amonowego w 1988 r. wynosiło  $0,49 \text{ mg dm}^{-3}$ . Wartość ta jest również największa w badanym przedziale czasu. W 2023 r. średnie stężenie azotu amonowego wyniosło  $0,09 \text{ mg dm}^{-3}$  i była to najniższa wartość w całym okresie badań.

Stężenia fosforu ogólnego (P-TOT) w wodach rzek przymorza również odznaczają się wyraźnym i statystycznie istotnym trendem spadkowym. Średnia wartość stężenia fosforu ogólnego wynosiła  $0,22 \text{ mg dm}^{-3}$  w 1988 r. i  $0,13 \text{ mg dm}^{-3}$  w 2023 r., ale najmniejszą wartość odnotowano w 2019 r. ( $0,12 \text{ mg dm}^{-3}$ ). Najwyższą średnią wartość stężenia fosforu ogólnego odnotowano w 1990 r. ( $0,41 \text{ mg dm}^{-3}$ ). Stężenia fosforu fosforanowego (P-PO<sub>4</sub>) podobnie jak stężenia fosforu ogólnego w badanym przedziale czasu wykazują wyraźny trend spadkowy. Średnie stężenie fosforu fosforanowego w rzekach przymorza  $0,11 \text{ mg dm}^{-3}$  w 1988 r. i  $0,07 \text{ mg dm}^{-3}$  w 2023 r. Najwyższą średnią wartość została odnotowana w 1990 r. ( $0,16 \text{ mg dm}^{-3}$ ), najniższa ( $0,063 \text{ mg dm}^{-3}$ ) w 2018 r. Stosunek stężeń N-TOT do P-TOT pozostawał w zakresie od 11 do 21 i podobnie jak w przypadku Odry wzrastał w okresie objętym badaniami. Zaobserwować można również wzrost udziału N-NO<sub>3</sub> w N-TOT od 48% w 1988 r. do 64% w 2009 r., po którym oscylował w zakresie 55–60%. Wyraźny był natomiast trend spadkowy udziału N-NH<sub>4</sub>, który na początku okresu objętego badaniami wynosił od około 15% podczas gdy od 2007 r. oscylował już na poziomie około 4% (rys. 2.6).



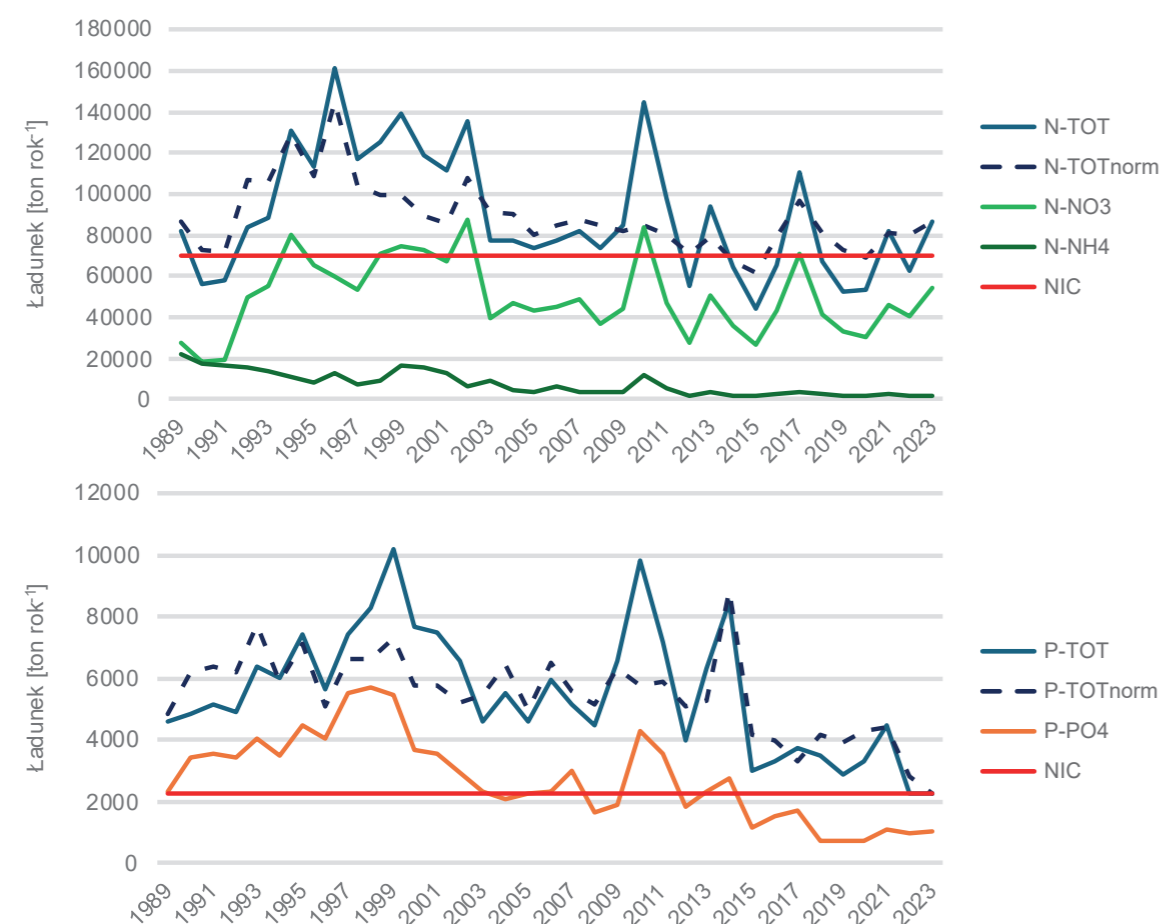
Rys. 2.6. Średnie roczne stężenia azotu ogólnego, jego form nieorganicznych i ich udziału procentowego w azocie ogólnym, średnie roczne stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego w rzekach przymorza w latach 1988–2023

Fig. 2.6. Mean concentrations of total nitrogen, its inorganic forms and their percentage in total nitrogen, mean concentrations of total phosphorus and phosphates in coastal rivers in 1988–2023

### 2.3.2. Ładunki biogenów odprowadzane do Morza Bałtyckiego z wodami rzek w latach 1989–2023

Analizując wielkości ładunków azotu azotanowego, azotu całkowitego, fosforu fosforanowego i fosforu całkowitego wnoszonych z Wisłą do Bałtyku można wyróżnić okres wzrostu przypadający na lata 1989–1999, po którym obserwuje się tendencję spadkową, której charakter jest istotny statystycznie do wartości najmniejszych charakteryzujących ostatnie lata badań (rys. 2.7). Wielkość ładunków biogenów wnoszonych z rzekami do Bałtyku odzwierciedla zmiany stężeń w wodach rzecznych oraz wielkości przepływu.

Największy ładunek azotu ogólnego został odprowadzony Wisłą do Bałtyku w 1996 r. (161 tys. ton). W roku powodzi – 2010 ładunek był niewiele mniejszy i wyniósł 144 tys. ton. Najmniejszy ładunek azotu ogólnego odprowadzony został Wisłą do Bałtyku w 2015 r. (44 tys. ton). W przypadku azotu azotanowego, największe ładunki odprowadzone Wisłą do Bałtyku odnotowano w 2002 r. (87 tys. ton) i 2010 r. (83 tys. ton). Najmniejszy ładunek azotu azotanowego odprowadzony został w 1990 r. (19 tys. ton). Ładunki azotu wchodzącego w skład jonu amonowego były zdecydowanie na niższym poziomie. W 1989 r. odprowadzony został Wisłą do Bałtyku największy ładunek azotu



Rys. 2.7. Roczne ładunki azotu ogólnego, jego form nieorganicznych, fosforu ogólnego i fosforanów wprowadzonych do Morza Bałtyckiego wraz z wodami Wisły w latach 1989–2023

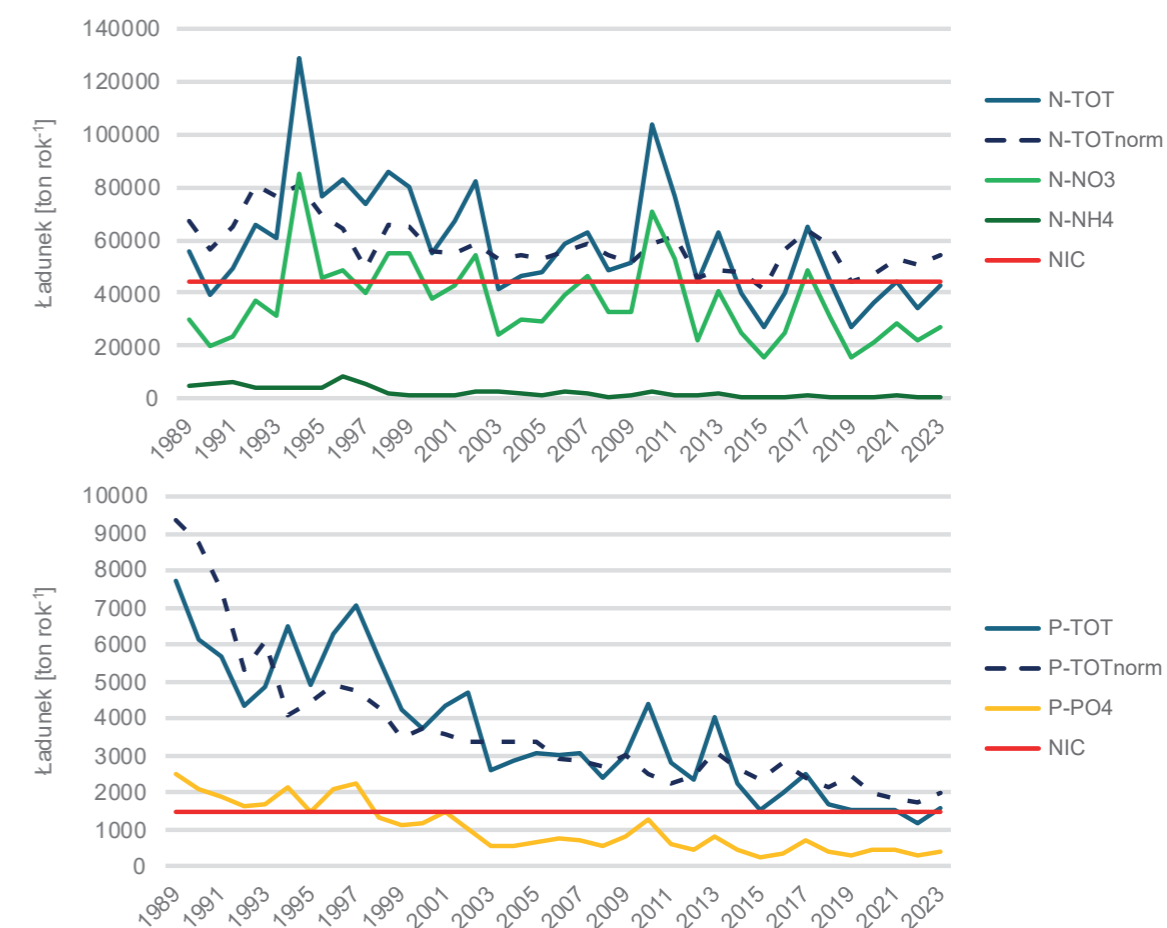
Fig. 2.7. Annual loads of total nitrogen, its inorganic forms, total phosphorus and phosphates entered the Baltic Sea with the Vistula River waters in 1989–2023

amonowego (22 tys. ton). Najmniejszy, podobnie jak w przypadku azotu ogólnego odnotowano w 2015 r.

Największy ładunek fosforu ogólnego odprowadzony został Wisłą w 1999 r. (10 tys. ton), a najmniejszy w 2019 r. (3 tys. ton) (rys. 2.7). W przypadku fosforu fosforanowego największy ładunek w okresie badań odprowadzony został w 1998 r. (5,7 tys. ton), najmniejszy natomiast w 2018 r. (724 tony).

Ładunki biogenów wnoszone do Bałtyku z wodami Odry są mniejsze, głównie ze względu na wielkość przepływu (rys. 2.8). Największe ładunki azotu ogólnego i azotu azotanowego obliczono dla 1994 r., odpowiednio 129 tys. ton i 85 tys. ton, co miało miejsce po czteroletnim okresie charakteryzującym się wartościami odpowiednio w zakresach 40–66 tys. ton i 20–37 tys. ton. Kolejnym rokiem istotnym pod względem wielkości ładunków biogenów był 2010 r., w którym wody powodziowe wniosły 104 tys. ton azotu ogólnego i 71 tys. ton azotu azotanowego.

Najmniejszy ładunek azotu ogólnego i azotu azotanowego odprowadzony został Odrą do Bałtyku w latach 2015 i 2019 (odpowiednio po 27 tys. ton i 16 tys. ton). Największy ładunek azotu amonowego został wprowadzony w 1991 r. (6,4 tys. ton), po którym to roku obserwuje się spadek do wartości najniższych w ostatnich latach objętych



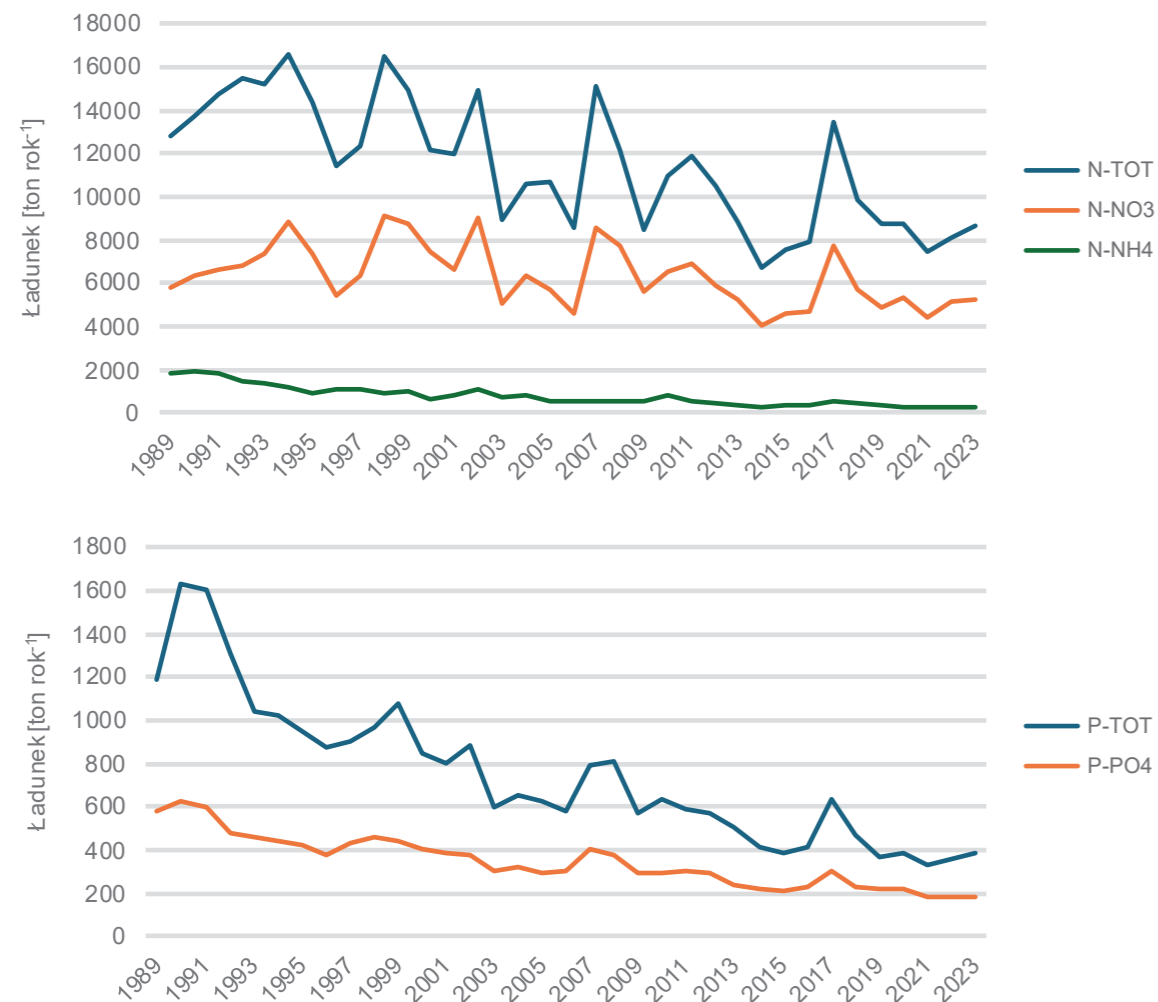
Rys. 2.8. Roczne ładunki azotu ogólnego, jego form nieorganicznych, fosforu ogólnego i fosforanów wprowadzone do Morza Bałtyckiego wraz z wodami Odry w latach 1989–2023

Fig. 2.8. Annual loads of total nitrogen, its inorganic forms, total phosphorus and phosphates entered the Baltic Sea with the Odra River waters in 1989–2023

badaniami. W przypadku azotu ogólnego i azotu azotanowego widoczny systematyczny trend spadkowy występuje od 1994 r. Trendy obserwowane w przypadku wszystkich form azotu są istotne statystycznie.

Spadek wielkości ładunków w całym okresie badań zaznacza się również w przypadku fosforu ogólnego i fosforu fosforanowego. Największe ładunki fosforu ogólnego i fosforu fosforanowego zostały odprowadzone Odrą w 1989 r. i wynosiły odpowiednio 7,7 tys. ton i 2,5 tys. ton, a najmniejsze zostały odnotowane w 2015 r., odpowiednio 1,5 tys. ton i 257 ton, co związane jest głównie z wielkością stężeń obserwowanych w tych latach.

Wielkość ładunków biogenów odprowadzanych rzekami przymorza w latach 1989–2023 do Bałtyku charakteryzuje wyraźny, istotny statystycznie trend spadkowy (rys. 2.9.). Największy ładunek azotu ogólnego został odprowadzony w 1994 r. (16,5 tys. ton), natomiast najmniejszy w 2014 r. (6,7 tys. ton). W przypadku azotu azotanowego największy ładunek obserwowano w 1998 r. (9 tys. ton), co miało również związek z największym przepływem rzek przymorza. Najmniejszy ładunek azotu azotanowego,



Rys. 2.9. Roczne ładunki azotu ogólnego, jego form nieorganicznych, fosforu ogólnego i fosforanów wprowadzone do Morza Bałtyckiego wraz z wodami rzek przymorza w latach 1989–2023

Fig. 2.9. Annual loads of total nitrogen, its inorganic forms, total phosphorus and phosphates entered the Baltic Sea with the coastal rivers waters in 1989–2023

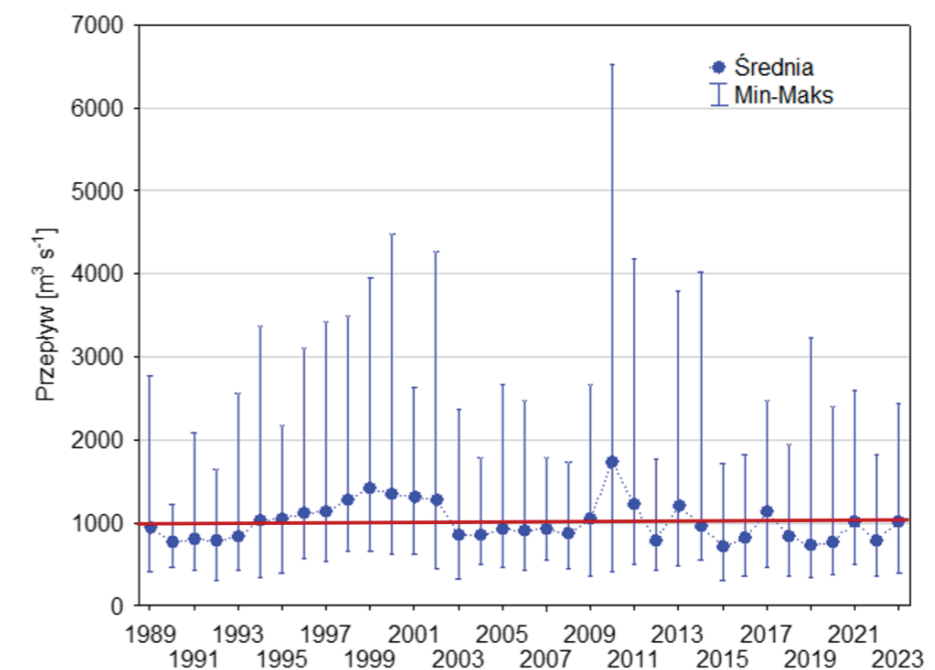
podobnie jak azotu ogólnego, wpłynął do Bałtyku w 2014 r. (4 tys. ton). Proporcjonalnie do stężeń największy ładunek azotu amonowego (2 tys. ton) został odprowadzony w 1990 r., a najmniejszy w 2014 r. (266 ton).

Ładunek fosforu ogólnego odprowadzany rzekami przymorza w okresie objętym analizą pozostawał w zakresie od 384 ton w 2019 r. do 1.6 tys. ton w 1990 r. W 1990 r. odprowadzony został największy ładunek fosforu fosforanowego (625 ton), natomiast najmniejszy w 2015 r. (214 ton).

### 2.3.3. Dopływ substancji biogenych w odniesieniu do warunków hydrologicznych i meteorologicznych

Wielkość przepływu jest parametrem kluczowym w ocenie wielkości ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych rzekami do morza. Zależy od uwarunkowań meteorologicznych, przede wszystkim od pokrywy śnieżnej i opadów, które można uznać za czynniki naturalne, chociaż w aspekcie obserwowanej zmiany klimatu powiązane z presją antropogeniczną.

Analiza średnich dziennych przepływów Wisły w latach 1989–2023 nie wykazała statystycznie istotnego trendu zmian (rys. 2.10). Średnia dla całego okresu wynosi  $1011 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Najniższy uśredniony roczny przepływ odnotowano w 2019 r. ( $730 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), natomiast najbardziej wyraźny wzrost do wartości  $1729 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , odnotowano w 2010 r., w którym obfite opady deszczu na przełomie maja i czerwca spowodowały wystąpienie powodzi. Na Wiśle została wówczas zanotowana największa fala powodziowa od 160 lat, a poziom wody przekroczył w wielu miejscach poziom z 1997 r., w którym Polskę

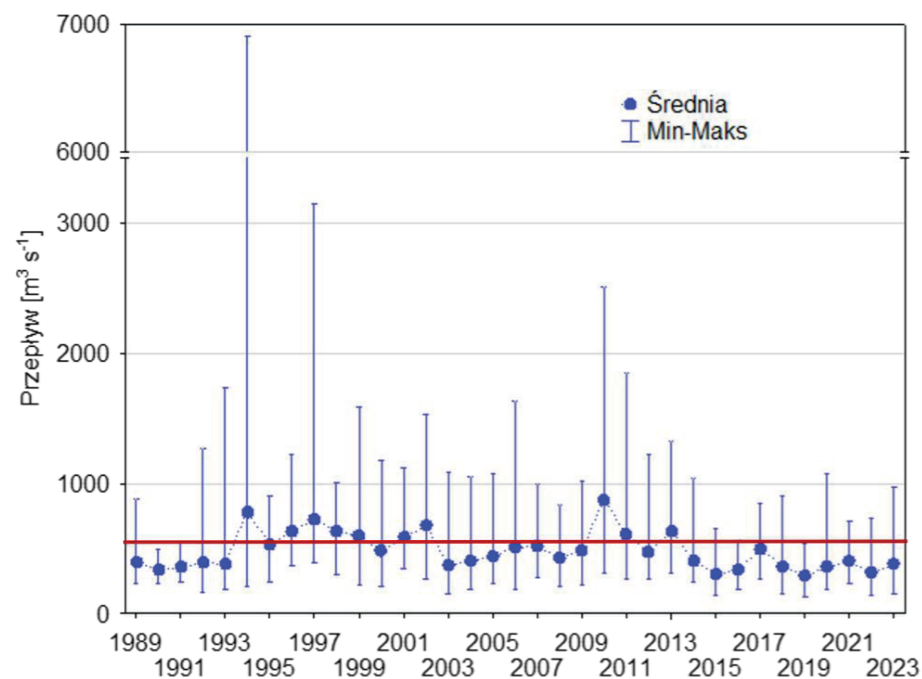


Rys. 2.10. Średni roczny przepływ Wisły na podstawie średnich dobowych z minimalnym i maksymalnym przepływem dobowym w latach 1989–2023 (czerwona linia – średnia dla okresu referencyjnego 1981–2020)

Fig. 2.10. Mean yearly discharge of the Vistula based on daily means with minimum and maximum daily discharge in 1989–2023 (red line – average for the reference period 1981–2020)

nawiedziła inna katastrofalna powódź, określana powodzią 1000-lecia (rys. 2.10). Zazwyczaj codzienne przepływy Wisły oscylują wokół  $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , czego odzwierciedleniem jest średnia dla 40-letniego okresu referencyjnego wynosząca  $1001 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Najmniejszy codzienny przepływ Wisły odnotowano w 1992 r. ( $301 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), a największy w roku powodzi 2010 ( $6514 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

W przypadku Odry, podobnie jak w Wiśle, brak jest istotnego statystycznie trendu zmian dziennego przepływu uśrednionego dla poszczególnych lat w okresie 1989–2023 (rys. 2.11). Widoczny wzrost wystąpił w latach 1994, 1997 i 2010, w których średnie przepływy wyniosły odpowiednio  $785 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ,  $731 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  i  $876 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ; w latach 1997 i 2010 odpowiadają one sytuacjom powodziowym. Najmniejszym uśrednionym przepływem charakteryzował się 2019 r. ( $132 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), natomiast największy równy  $6909 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  wystąpił w 1994 r. Średni przepływ Odry w okresie 1988–2023 wyniósł  $488 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  i był nieznacznie niższy od wartości referencyjnej dla okresu 1981–2020 ( $494 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ).

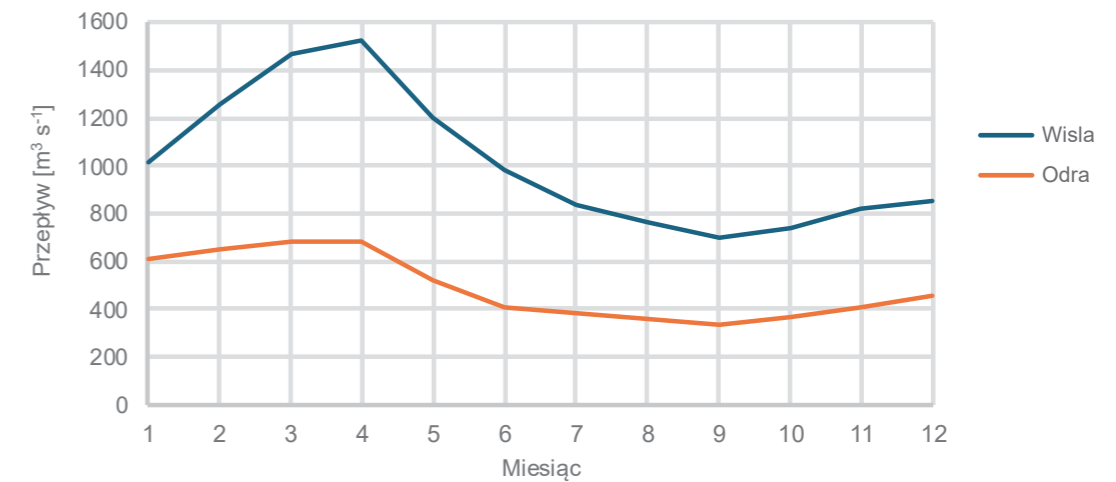


Rys. 2.11 Średni roczny przepływ Odry na podstawie średnich dobowych z minimalnym i maksymalnym przepływem dobowym w latach 1989–2023 (czerwona linia – średnia dla okresu referencyjnego 1981–2020)

Fig. 2.11 Mean yearly discharge of the Odra based on daily means with minimum and maximum daily discharge in 1989–2023 (red line – average for the reference period 1981–2020)

Analiza uśrednionych dla poszczególnych miesięcy przepływów dla całego okresu badań 1989–2023 jednoznacznie wykazała różnice w sezonach (rys. 2.12). Maksymalne wartości średnich miesięcznych przepływów w przypadku Wisły i Odry wyniosły odpowiednio  $1523 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  i  $682 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  i charakteryzowały kwiecień. Najniższe wartości uśrednionych miesięcznych przepływów charakteryzują okres letnio-jesienny z minimum przypadającym na wrzesień, w którym odnotowane wartości stanowią ok. 70% przepływu referencyjnego określonego dla obu rzek. Zestawienie tych danych z uśrednionymi dla poszczególnych miesięcy wartościami stężeń biogenów (rys. 2.3 i 2.5) wskazuje,

że w przypadku różnych form azotu zwiększony przepływ w okresie wiosennym nie wpływa na rozcieńczenia ich stężeń i czynnikiem determinującym jest asymilacja tych związków na poziomie produkcji pierwotnej w wodach śródlądowych.

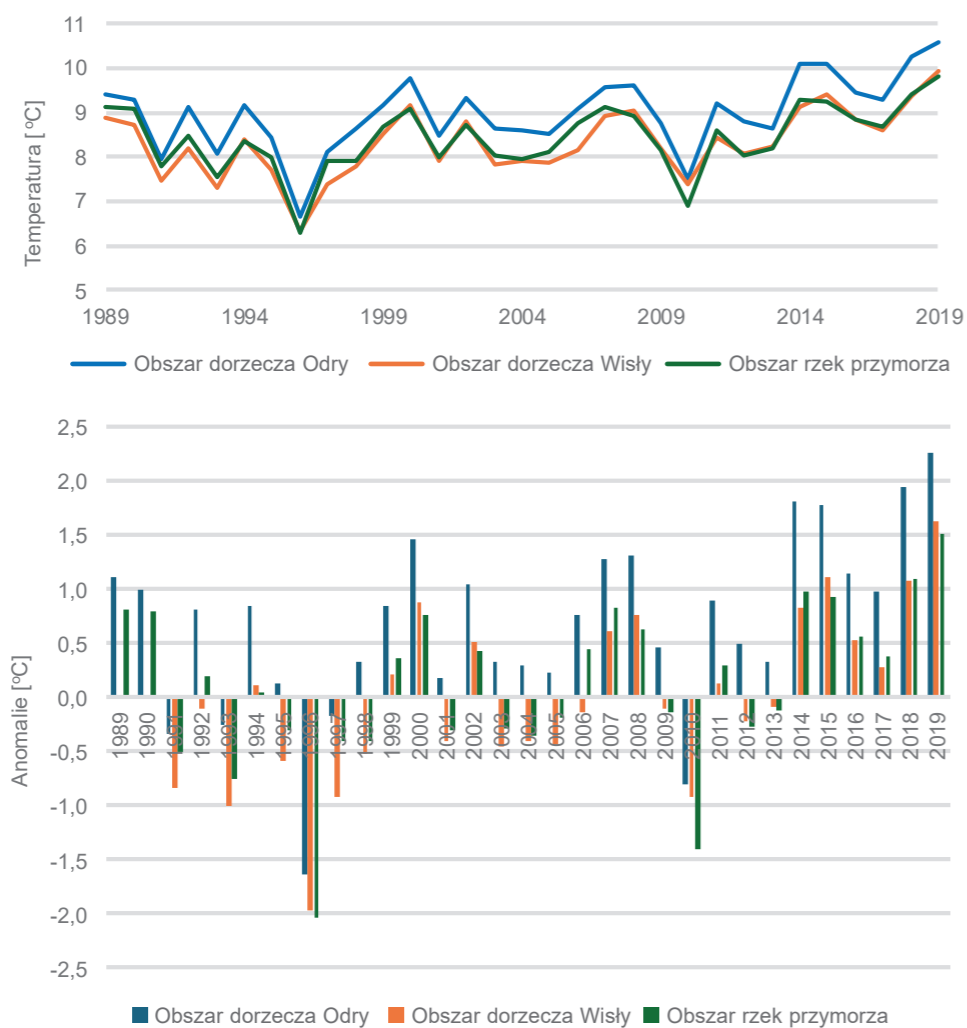


Rys. 2.12. Średni miesięczny przepływ Wisły i Odry na podstawie średnich dobowych w latach 1989–2023

Fig. 2.12. Average monthly flow of the Vistula and Odra rivers based on daily averages in the years 1989–2023

W celu określenia potencjalnego wpływu zmiany warunków meteorologicznych w kontekście zmiany klimatu na wielkość ładunków biogenów odprowadzanych wodami rzek do Bałtyku wyznaczono średnie miesięczne wartości temperatury oraz średni miesięczny opad dla wyróżnionych obszarów badań w latach 1989–2019. Dane te wykorzystano do wyznaczenia średnich rocznych i sezonowych wartości temperatury oraz sumy opadów w poszczególnych latach. Średnie miesięczne wartości temperatury i opadu wykorzystano również do przeprowadzenia analizy statystycznej korelacji pomiędzy parametrami opisującymi warunki meteorologiczne, a parametrami opisującymi rzeczny dopływ biogenów do Bałtyku.

Wartości średniej temperatury rocznej w dorzeczu Odry pozostawały w zakresie od  $6,7^\circ\text{C}$  w 1996 r. do  $10,6^\circ\text{C}$  w 2019 r. i były średnio o  $0,6^\circ\text{C}$  wyższe niż obserwowane w dorzeczu Wisły, gdzie zakres temperatur obejmował wartości od  $6,3^\circ\text{C}$  w 1996 r. do  $9,9^\circ\text{C}$  w 2019 r. (rys. 2.13). Zakres temperatury w obszarze rzek przymorza był praktycznie identyczny z zakresem w dorzeczu Wisły ( $6,3\text{--}9,8^\circ\text{C}$ ). Biorąc pod uwagę średnie wartości roczne we wszystkich obszarach badań obserwuje się istotne statystycznie trendy wzrostu temperatury, przy czym ich dynamika jest nieco odmienna. W dorzeczu Odry temperatura wzrasta średnio o  $0,42^\circ\text{C}$  na dekadę ( $p = 0,0093$ ), w dorzeczu Wisły o  $0,41^\circ\text{C}$  ( $p = 0,0056$ ), natomiast najmniejszą dynamiką zmian charakteryzuje się obszar rzek przymorza ze wzrostem  $0,30^\circ\text{C}$  na dekadę ( $p = 0,0460$ ). Analiza trendów z uwzględnieniem sezonów wykazała, że istotny statystycznie wzrost wartości temperatury we wszystkich obszarach dotyczy jedynie sezonu letniego i sezonu jesiennego. W przypadku dorzecza Wisły i Odry, średni wzrost na dekadę był na poziomie  $0,64^\circ\text{C}$  latem i  $0,65^\circ\text{C}$  jesienią, natomiast w obszarze rzek przymorza wyniósł on odpowiednio  $0,49^\circ\text{C}$  i  $0,61^\circ\text{C}$ . Porównanie średnich miesięcznych wartości temperatury charakteryzujących wiosnę i zimę w poszczególnych latach nie wykazało zmian istotnych statystycznie.

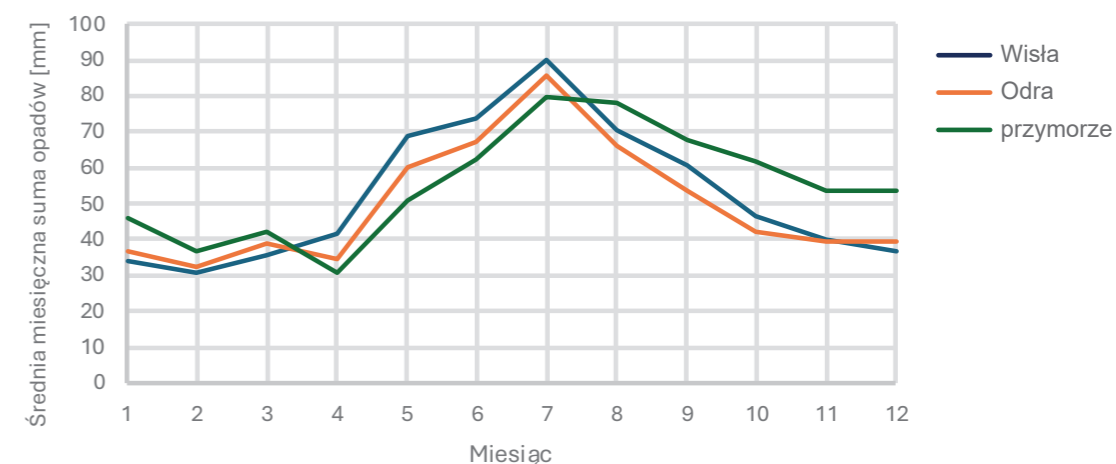


Rys. 2.13. Średnia roczna temperatura w dorzeczu Odry, Wisły i zlewniach rzek przymorza w latach 1989–2019 oraz anomalie temperaturowe w odniesieniu do okresu referencyjnego 1981–2010

Fig. 2.13. Mean annual temperature in the catchment areas of Odra, Vistula and coastal rivers in 1989–2019 and temperature anomalies in relation to the reference period 1981–2010

Biorąc pod uwagę okres referencyjny 1981–2010 zdecydowana większość lat przedziału objętego badaniami 1989–2019 charakteryzuje się dodatnimi anomaliami (rys. 13). Latami, w których średnia temperatura roczna we wszystkich obszarach była niższa od wartości referencyjnej (8,3°C) były 1991, 1993, 1996, 1997 i 2010, przy czym największe odchylenia wynoszące 1,64°C, 1,98°C i 2,03°C odpowiednio w przypadku dorzecza Odry, Wisły i rzek przymorza charakteryzowały rok 1996. Od 2014 r. anomalie we wszystkich obszarach mają tylko charakter dodatni i w 2019 roku osiągnęły wartości 2,26°C, 1,62°C i 1,51°C odpowiednio w przypadku dorzecza Odry, Wisły i rzek przymorza.

Przebieg zmian średnich miesięcznych wartości temperatury w latach 1989–2019 był bardzo zbliżony we wszystkich obszarach (rys. 2.14). Maksymalne wartości charakteryzujące dorzecza Odry, Wisły i obszar rzek przymorza wynoszące odpowiednio 18,9°C, 18,7°C i 17,9°C opisywały warunki w lipcu. W sierpniu były nieznacznie niższe. Największe różnice odnotowano w przypadku stycznia, w którym średnie miesięczna temperatura wynosiła –0,6°C, –2,0°C i –0,3°C odpowiednio w przypadku dorzecza Odry, Wisły i rzek przymorza.



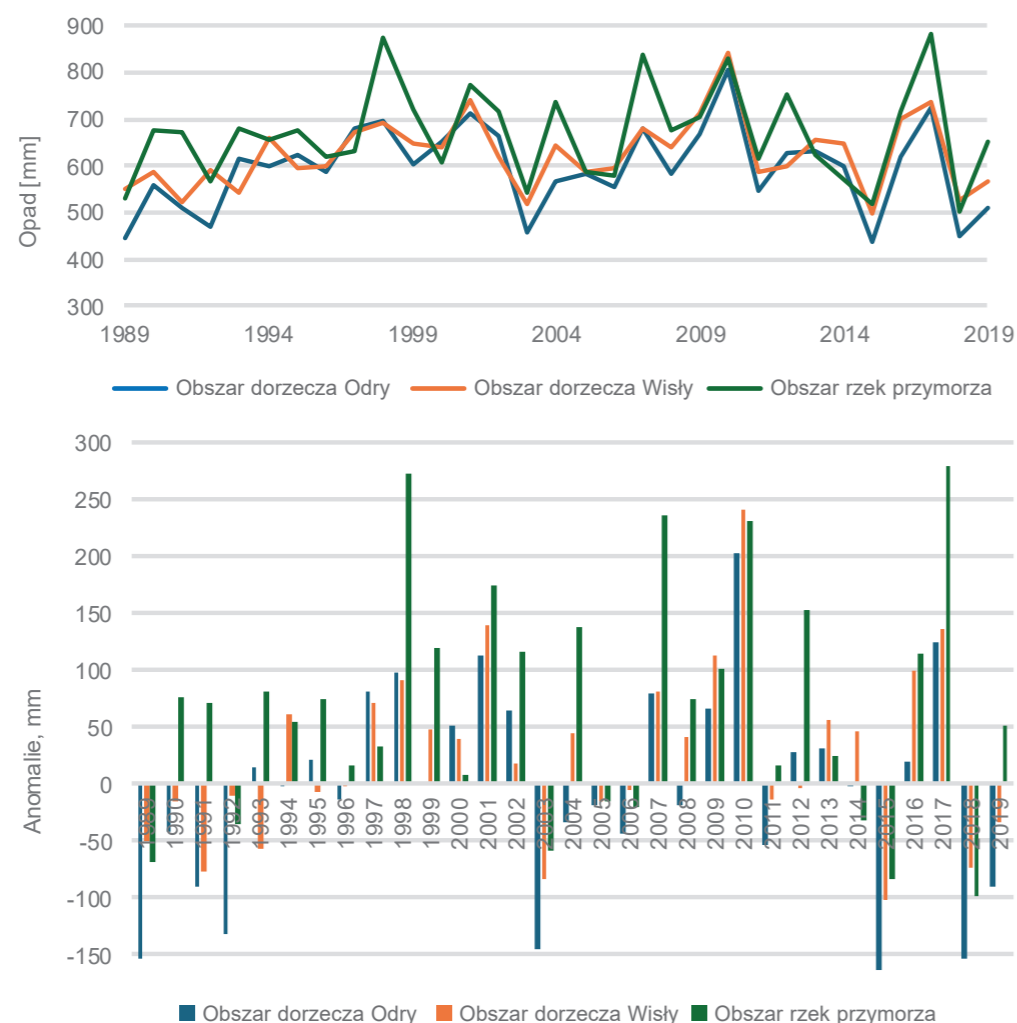
Rys. 2.14. Średnia miesięczna temperatura w dorzeczu Odry, Wisły i zlewniach rzek przymorza w latach 1989–2019

Fig. 2.14. Average monthly temperature in the catchment areas of Odra, Vistula and coastal rivers in the 1989–2019

W przypadku sumy opadów obliczonych na podstawie średnich miesięcznych nie stwierdzono trendów istotnych statystycznie zarówno w aspekcie rocznym, jak i sezonowym. Nieznaczna tendencja wzrostowa obserwowana jest w latach 1989–1998. Po tym okresie, latami z najmniejszą ilością opadów były 2011–2015 i 2018–2019. Rok 2015 charakteryzował się najmniejszą sumą opadów, która wynosiła 435 mm w dorzeczu Odry, 498 mm w dorzeczu Wisły i 516 mm w obszarze rzek przymorza. Największe opady wystąpiły w 2010, czego efektem były powodzie. Suma opadów w tym roku wyniosła 804 mm w dorzeczu Odry, 842 mm w dorzeczu Wisły i 830 mm w rejonie wybrzeża, w którym odnotowano wartości większe w 2007 r. (837 mm) i 2017 r. (880 mm).

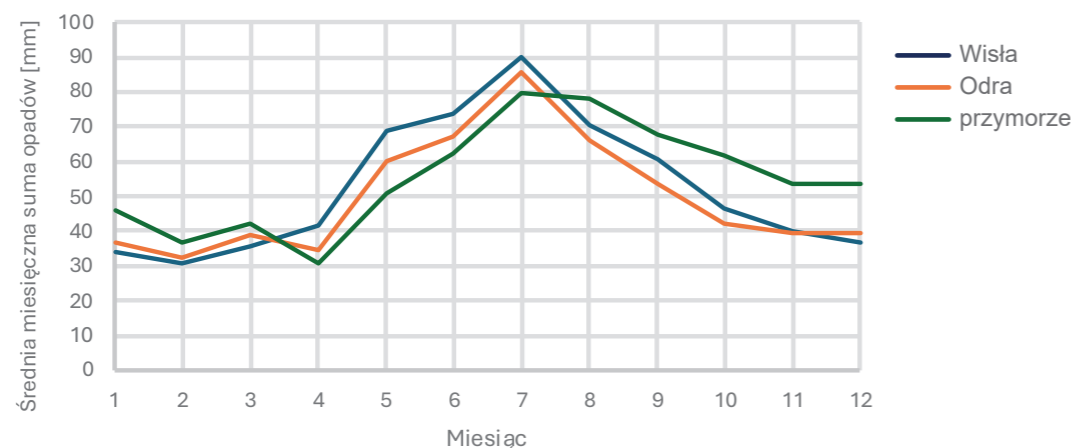
Biorąc pod uwagę okres referencyjny 1981–2010 zdecydowana większość lat przedziału objętego badaniami 1989–2019 charakteryzuje się, podobnie jak w przypadku temperatury, dodatnimi anomaliami (rys. 2.15). W większości przypadków nie przekraczały one wartości 100 mm w stosunku do wartości referencyjnej 600,3 mm. Wyjątek stanowił rok 2001, w którym odnotowano anomalie wynoszące 112 mm, 140 mm i 174 mm oraz rok wystąpienia powodzi – 2010, w którym anomalie osiągnęły wartości 203 mm, 242 mm i 231 mm odpowiednio w przypadku dorzecza Odry, Wisły i obszaru rzek przymorza. Jednak największe odchylenia na poziomie 280 mm dotyczyły obszaru rzek przymorza w latach 1998 i 2017. Mniejsze opady w stosunku do wartości referencyjnej (600,3 mm) charakteryzowały okresy 1989–1992, 2003–2006, 2016 r. i dwa ostatnie lata 2018 i 2019, przy czym taki kierunek anomalii nie zawsze dotyczył wszystkich obszarów. Maksymalne odchylenia ujemne na poziomie 150 mm występowały w dorzeczu Odry.

Przebieg zmian średnich miesięcznych opadów w latach 1989–2019 był zbliżony w przypadku dorzeczy Wisły i Odry (rys. 16). Nieco odmienny przebieg, szczególnie w okresie jesienno-zimowym charakteryzował obszar rzek przymorza. Niezależnie od tego maksymalne średnie miesięczne wielkości opadów wynoszące odpowiednio 85,5 mm, 89,9 mm i 79,8 mm w dorzeczu Odry, Wisły i obszarze rzek przymorza opisywały warunki w lipcu. Najmniejsze opady na poziomie 35–45 mm charakteryzowały miesiące styczeń – kwiecień.



Rys. 2.15. Roczne opady atmosferyczne w dorzeczeniach Odry, Wisły i zlewniach rzek przymorza w latach 1989–2019 oraz anomalie opadowe w odniesieniu do okresu odniesienia 1981–2010

Fig. 2.15. Annual precipitation in the catchment areas of Odra, Vistula and coastal rivers in 1989–2019 and precipitation anomalies in relation to the reference period 1981–2010



Rys. 2.16. Średnie miesięczne opady atmosferyczne w dorzeczeniach Odry, Wisły i zlewniach rzek przymorza w latach 1989–2019

Fig. 2.16. Mean monthly precipitation in the catchment areas of Odra, Vistula and coastal rivers in 1989–2019

Biorąc pod uwagę warunki termiczne, pluwiálne i hydrologiczne, wyjątkowym wydaje się być 2015 r., w którym wielkości ładunków biogenów odprowadzanych z Polski do Bałtyku były bardzo niskie. W 2015 r., roczne wartości temperatury powietrza przekroczyły średnie z wielolecia 1971–2000 na wszystkich stacjach meteorologicznych posiadających jednorodną, wieloletnią serię pomiarową. Według klasyfikacji termicznej Lorenc – 2015 r. został sklasyfikowany zdecydowanie powyżej normy. We Wrocławiu, w Rzeszowie i w Olsztynie był ekstremalnie ciepły, na pozostałym obszarze kraju bardzo ciepły lub anomalnie ciepły. Lokalnie, na Pogórzu został sklasyfikowany jako ciepły. Według klasyfikacji Kaczorowskiej – 2015 r. został sklasyfikowany jako suchy. Roczne opady w skali kraju wyniosły 80% wartości wieloletniej (1971–2000). Średni opad roczny w roku hydrologicznym 2015, wyliczony z wartości uzyskanych na 52 reprezentatywnych w skali kraju stacjach meteorologicznych był niższy od średniej wieloletniej i wyniósł 76% normy opadowej z wielolecia 1971–2000. Odpływ Wisły i Odry mierzony w profilach zamykających w Tczewie i Gozdowicach, w roku hydrologicznym 2015 był wyraźnie niższy od normy. Dla Wisły (w Tczewie) odpływ ten wynosił tylko 70,2% odpływu normalnego, a dla Odry (w Gozdowicach) był jeszcze niższy i równał się 61,3% normy (IMGW 2016).

W celu określenia potencjalnego wpływu warunków termicznych i pluwialnych oraz sytuacji hydrologicznej, których charakterystyka jest powiązana ze zmianą klimatu, na poziomy stężenie substancji biogenych w rzekach oraz wielkość ich ładunków odprowadzanych do wód Bałtyku przeprowadzono analizy korelacyjne metodą rang Spearmana wykorzystując do tego dane miesięczne wyliczone dla każdego roku w okresie 1989–2019. Takie podejście pozwoliło na zbadanie również korelacji w poszczególnych sezonach.

Badania zależności pomiędzy temperaturą, opadem i przepływem wykazały zależność istotną statystycznie jedynie w przypadku opadów i przepływu (wartość współczynnika korelacji przy poziomie ufności  $p = 0,05$  wynosi 0,6 we wszystkich obszarach badań).

Bazując na danych całorocznych wykazano wprost proporcjonalną zależność stężeń azotu całkowitego, azotanów i azotynów od przepływu zarówno w Wiśle, jak i Odrze (tablica 2.1 i 2.2). Te same zależności obserwowane są również we wszystkich sezonach i mają one dosyć silny charakter w przypadku N-TOT i N-NO<sub>3</sub> (wartości współczynnika korelacji  $r$  pozostają w zakresie 0,4–0,7). W przypadku azotu amonowego, brak jest jednoznacznego kierunku zależności lub korelacja nie występuje. W ujęciu rocznym, w Wiśle brak jest zależności istotnej statystycznie, a w Odrze ma ona słaby charakter. Stężenia fosforu całkowitego i fosforanowego w wodach Wisły nie zależą w sposób istotny statystycznie od wielkości przepływu ani w skali całego roku, ani w poszczególnych sezonach (tablica 2.1). W przypadku Odry zależności stężeń P-TOT i P-PO<sub>4</sub> od przepływu mają zdecydowanie niejednoznaczny charakter. Stężenia P-TOT maleją wraz ze wzrostem przepływu w skali roku i wiosną, w pozostałych sezonach zmiany nie mają charakteru istotnego statystycznie. Zimą stężenia P-PO<sub>4</sub> w Odrze maleją z przepływem, podczas gdy latem i jesienią rosną. W sposób oczywisty stwierdzono silną, istotną statystycznie zależność ładunków biogenów wprowadzanych do Bałtyku od wielkości przepływu (tablica 2.1 i 2.2). W rejonie rzek przymorza nie uwzględniono przepływu w analizach korelacyjnych ze względu na zintegrowane podejście w zakresie stężeń i ładunków.

Tablica 2.1  
Korelacje (wyrażone współczynnikami korelacji  $r$ ) między stężeniami i ładunkami biogenów a parametrami meteorologicznymi i hydrologicznymi charakteryzującymi dorzecze Wisły (kolor czerwony wskazuje na istotną statystycznie zależność przy  $p < 0,05$ ; P – przepływ, O – opad, T – temperatura)

Table 2.1  
Correlations (expressed by correlation coefficients  $r$ ) between nutrient concentrations and loads and meteorological and hydrological parameters characterising the Vistula catchment area (red colour indicates a statistically significant relationship at  $p < 0.05$ ; P – flux, O – precipitation, T – temperature)

|       | Wszystkie dane |        |        | ZIMA   |        |        | WIOSNA |        |        | LATO   |        |        | JESIEŃ |        |        |
|-------|----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
|       | P              | O      | T      | P      | O      | T      | P      | O      | T      | P      | O      | T      | P      | O      | T      |
|       | N-TOT          | 0,469  | -0,399 | -0,716 | 0,468  | -0,106 | -0,222 | 0,498  | -0,304 | -0,682 | 0,184  | -0,040 | -0,292 | 0,548  | 0,047  |
| N-NO3 | 0,513          | -0,444 | -0,823 | 0,621  | 0,124  | -0,015 | 0,552  | -0,334 | -0,707 | 0,649  | 0,160  | -0,311 | 0,587  | -0,038 | -0,686 |
| N-NO2 | 0,105          | 0,065  | -0,105 | 0,205  | 0,146  | 0,210  | 0,190  | -0,056 | -0,122 | 0,218  | 0,186  | -0,364 | 0,030  | 0,271  | 0,179  |
| N-NH4 | 0,094          | -0,300 | -0,535 | -0,215 | -0,233 | -0,255 | 0,191  | -0,170 | -0,337 | 0,050  | -0,046 | -0,310 | 0,199  | 0,052  | -0,368 |
| P-TOT | -0,062         | 0,237  | 0,319  | 0,144  | -0,050 | -0,071 | 0,020  | 0,008  | 0,016  | -0,197 | 0,020  | -0,033 | 0,156  | 0,153  | 0,048  |
| P-PO4 | -0,046         | -0,031 | -0,142 | -0,029 | -0,087 | -0,050 | 0,055  | -0,054 | -0,148 | 0,050  | 0,072  | -0,172 | 0,159  | 0,157  | -0,168 |
| N-TOT | 0,875          | -0,210 | -0,496 | 0,885  | 0,051  | 0,081  | 0,868  | -0,188 | -0,485 | 0,863  | 0,183  | -0,284 | 0,895  | 0,111  | -0,400 |
| N-NO3 | 0,783          | -0,307 | -0,652 | 0,875  | 0,157  | 0,107  | 0,797  | -0,256 | -0,573 | 0,840  | 0,221  | -0,308 | 0,828  | 0,072  | -0,557 |
| N-NO2 | 0,712          | 0,032  | -0,188 | 0,649  | 0,144  | 0,317  | 0,692  | -0,086 | -0,194 | 0,690  | 0,262  | -0,379 | 0,611  | 0,285  | -0,014 |
| N-NH4 | 0,400          | -0,273 | -0,548 | 0,215  | -0,146 | -0,120 | 0,398  | -0,177 | -0,357 | 0,370  | 0,040  | -0,352 | 0,433  | 0,126  | -0,386 |
| P-TOT | 0,731          | 0,119  | 0,055  | 0,734  | 0,059  | 0,138  | 0,705  | -0,003 | -0,115 | 0,676  | 0,181  | -0,114 | 0,763  | 0,142  | -0,161 |
| P-PO4 | 0,585          | -0,009 | -0,199 | 0,569  | 0,053  | 0,142  | 0,552  | -0,066 | -0,215 | 0,516  | 0,154  | -0,199 | 0,691  | 0,197  | -0,293 |

STĘŻENIE

ŁADUNEK

Tablica 2.2  
Korelacje (wyrażone współczynnikami korelacji  $r$ ) między stężeniami i ładunkami biogenów a parametrami meteorologicznymi i hydrologicznymi charakteryzującymi dorzecze Odry (kolor czerwony wskazuje na istotną statystycznie zależność przy  $p < 0,05$ ; P – przepływ, O – opad, T – temperatura)

Table 2.2  
Correlations (expressed by correlation coefficients  $r$ ) between nutrient concentrations and loads and meteorological and hydrological parameters characterising the Odra catchment area (red colour indicates a statistically significant relationship at  $p < 0.05$ ; P – flux, O – precipitation, T – temperature)

|       | Wszystkie dane |        |        | ZIMA   |        |        | WIOSNA |        |        | LATO   |        |        | JESIEŃ |        |        |
|-------|----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
|       | P              | O      | T      | P      | O      | T      | P      | O      | T      | P      | O      | T      | P      | O      | T      |
|       | N-TOT          | 0,603  | -0,311 | -0,686 | 0,519  | -0,057 | 0,000  | 0,455  | -0,203 | -0,734 | 0,394  | 0,098  | -0,452 | 0,451  | 0,028  |
| N-NO3 | 0,696          | -0,353 | -0,810 | 0,675  | 0,013  | 0,051  | 0,605  | -0,160 | -0,756 | 0,679  | 0,240  | -0,447 | 0,653  | 0,059  | -0,716 |
| N-NO2 | 0,550          | -0,131 | -0,485 | 0,385  | 0,013  | -0,016 | 0,437  | -0,011 | -0,254 | 0,483  | 0,115  | -0,302 | 0,346  | 0,052  | -0,489 |
| N-NH4 | 0,184          | -0,342 | -0,698 | -0,143 | -0,153 | -0,293 | -0,084 | -0,269 | -0,396 | 0,233  | 0,034  | 0,019  | 0,043  | -0,061 | -0,641 |
| P-TOT | -0,264         | 0,159  | -0,268 | -0,179 | -0,041 | -0,003 | -0,468 | 0,049  | 0,151  | 0,068  | -0,008 | -0,226 | 0,036  | 0,028  | 0,177  |
| P-PO4 | -0,047         | -0,070 | -0,243 | -0,256 | -0,059 | 0,009  | -0,001 | 0,011  | -0,256 | 0,315  | 0,026  | -0,204 | 0,208  | -0,003 | -0,276 |
| N-TOT | 0,931          | -0,196 | -0,559 | 0,924  | -0,030 | -0,126 | 0,895  | -0,062 | -0,555 | 0,859  | 0,209  | -0,375 | 0,886  | 0,139  | -0,379 |
| N-NO3 | 0,890          | -0,260 | -0,680 | 0,929  | 0,018  | -0,070 | 0,858  | -0,083 | -0,615 | 0,858  | 0,238  | -0,365 | 0,888  | 0,139  | -0,541 |
| N-NO2 | 0,873          | -0,116 | -0,487 | 0,837  | 0,003  | -0,112 | 0,825  | 0,042  | -0,334 | 0,808  | 0,208  | -0,297 | 0,782  | 0,147  | -0,452 |
| N-NH4 | 0,577          | -0,315 | -0,757 | 0,183  | -0,167 | -0,347 | 0,404  | -0,247 | -0,544 | 0,735  | 0,154  | -0,135 | 0,505  | 0,083  | -0,637 |
| P-TOT | 0,552          | 0,059  | -0,104 | 0,477  | -0,044 | -0,064 | 0,354  | 0,063  | -0,182 | 0,692  | 0,142  | -0,320 | 0,618  | 0,112  | -0,088 |
| P-PO4 | 0,425          | -0,092 | -0,383 | 0,311  | -0,091 | -0,080 | 0,327  | 0,004  | -0,359 | 0,611  | 0,113  | -0,250 | 0,602  | 0,075  | -0,313 |

STĘŻENIE

ŁADUNEK

Analiza zależności stężeń i ładunków biogenów od opadów w ujęciu całorocznym wykazała korelacje istotne statystycznie w przypadku N-TOT, N-NO<sub>3</sub> i N-NH<sub>4</sub> we wszystkich obszarach objętych badaniami, przy czym ze wzrostem ilości opadów obserwuje się spadek zarówno stężeń, jak i ładunków (tablica 2.1–2.3). W przypadku N-NO<sub>2</sub> mamy do czynienia z brakiem zależności (Wisła), jej słabym charakterem (Odra) lub odwróceniem kierunku zależności w przypadku rzek przymorza. Sytuacja staje się jeszcze bardziej złożona, jeżeli analizie poddano zależności w układzie sezonowym. W okresie zimowym, w dorzeczach Wisły i Odry nie stwierdzono żadnych zależności, z wyjątkiem N-NH<sub>4</sub> w przypadku Wisły. Wiosną, w wodach Wisły obserwowany jest spadek stężeń N-TOT i N-NO<sub>3</sub> i ładunku N-NO<sub>3</sub> ze wzrostem ilości opadów, czego nie obserwuje się w przypadku Odry, gdzie zależność taka obowiązuje tylko w przypadku stężeń i ładunku N-NH<sub>3</sub>. Latem wykazano, że stężenia N-NO<sub>3</sub> oraz ładunki N-TOT, N-NO<sub>3</sub> i N-NO<sub>2</sub> w wodach Odry oraz ładunki N-NO<sub>3</sub> i N-NO<sub>2</sub> w Wiśle rosną, gdy wielkość opadu rośnie, co oznacza zmianę kierunku zależności. Jesienią, zależności istotne statystycznie zostały wykazane dla stężeń i ładunków N-NO<sub>2</sub> w Wiśle. Odmienny charakter zależności obowiązuje w przypadku rzek przymorza, gdzie wykazano istotny statystycznie wzrost stężeń i ładunków N-NO<sub>3</sub> i N-NO<sub>2</sub> wraz z opadem, który wiosną obowiązuje już tylko dla ładunków N-NO<sub>3</sub>. Latem żaden z parametrów nie jest skorelowany z opadem, a jesienią obserwuje się zależność wprost proporcjonalną w przypadku stężeń i ładunków N-TOT, N-NO<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub> oraz ładunków P-TOT i P-PO<sub>4</sub>.

Wyniki analiz korelacyjnych wykazały, że temperatura powietrza jest najsilniej powiązana ze stężeniem i ładunkami biogenów w wodach rzecznych. Uwzględnienie uśrednionych danych miesięcznych pozwoliło przede wszystkim na uchwycenie wpływu temperatury w kontekście sezonowym. Stężenia biogenów obserwowane w wodach rzecznych podlegają istotnym zmianom sezonowym, które mają bezpośredni związek z wykorzystaniem dostępnej puli biogenów w procesach wegetacyjnych przebiegających w okresach ciepłych. Uwzględniając dane z Wisły z całego roku, wykazano istotną statystycznie zależność o charakterze odwrotnie proporcjonalnym w przypadku stężeń ładunków wszystkich biogenów z wyjątkiem stężeń P-TOT, które zmieniały się wprost proporcjonalnie do temperatury, ale w przypadku których nie stwierdzono zależności istotnej statystycznie (tablica 2.1). Najsilniejsze korelacje dotyczyły N-TOT, N-NO<sub>3</sub> i N-NH<sub>3</sub>, o czym świadczyły największe współczynniki korelacji (od –0.5 w przypadku N-NH<sub>3</sub> do –0.8 dla N-NO<sub>3</sub>). Podobna charakterystyka korelacyjna oparta na danych w ujęciu rocznym obowiązywała w Odrze (tablica 2.2), natomiast w przypadku rzek przymorza wprost proporcjonalne zależności obowiązywały w przypadku stężeń P-TOT i P-PO<sub>4</sub> oraz stężeń i ładunków N-NO<sub>2</sub> (tablica 2.3). Największe współczynniki korelacji wyznaczono dla N-TOT, N-NO<sub>3</sub> i N-NH<sub>4</sub>. W sezonie zimowym, w Wiśle i Odrze nie stwierdzono zależności istotnych statystycznie dla większości analizowanych parametrów, natomiast w rzekach przymorza stwierdzono istotne statystycznie zależności w przypadku N-TOT, N-NO<sub>3</sub> i N-NO<sub>2</sub>, przy czym zarówno stężenia, jak i ładunki wzrastały ze wzrostem temperatury, na szczególną uwagę zwraca silna zależność dla N-NO<sub>3</sub> ( $r = 0,534$  dla stężeń i  $0,472$  dla ładunków). Biorąc pod uwagę pozostałe sezony, najsilniejsze spadki stężeń N-TOT, N-NO<sub>3</sub> i N-NH<sub>4</sub> ze wzrostem temperatury, we wszystkich obszarach, odnotowano wiosną i jesienią, natomiast latem zależność miała słabszy charakter lub nie występowała, jak miało to miejsce dla stężeń N-NO<sub>3</sub> i N-NO<sub>2</sub> w rzekach przymorza, przy czym stężenia N-NO<sub>2</sub> zarówno latem, jak i jesienią wzrastały wraz z temperaturą.

Tablica 2.3

Korelacje (wyrażone współczynnikami korelacji  $r$ ) między stężeniami i ładunkami biogenów a parametrami meteorologicznymi i hydrologicznymi charakteryzującymi zlewnie rzek przymorza (kolor czerwony wskazuje na istotną statystycznie zależność przy  $p < 0,05$ ; O – opad, T – temperatura)

Table 2.3

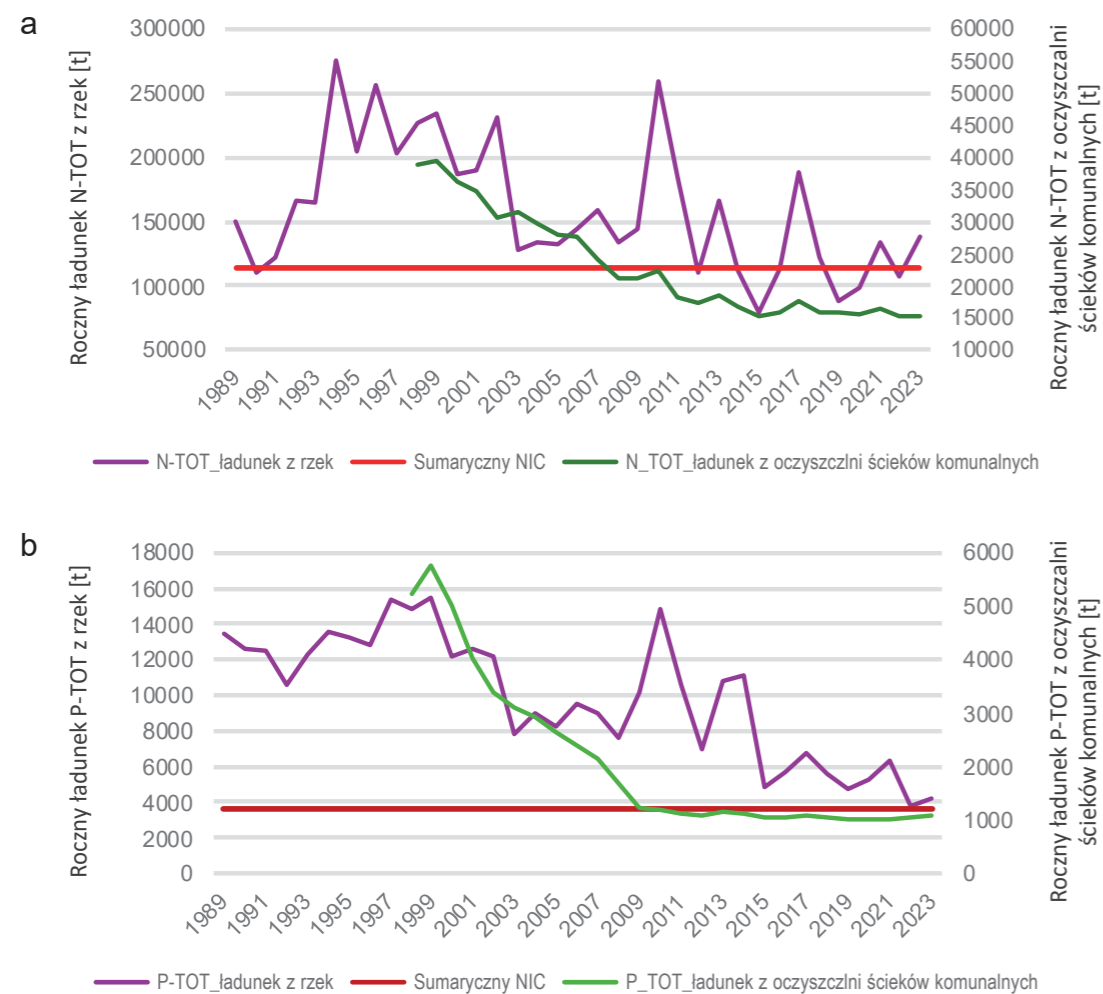
Correlations (expressed by correlation coefficients  $r$ ) between nutrient concentrations and loads and meteorological and hydrological parameters characterising the coastal rivers catchment area (red colour indicates a statistically significant relationship at  $p < 0,05$ ; O – precipitation, T – temperature)

|                   | Wszystkie dane |        | ZIMA   |        | WIOSNA |        | LATO   |        | JESIEŃ |        |
|-------------------|----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
|                   | O              | T      | O      | T      | O      | T      | O      | T      | O      | T      |
| N-TOT             | -0,127         | -0,594 | 0,187  | 0,256  | 0,091  | -0,544 | -0,038 | -0,242 | 0,249  | -0,392 |
| N-NO <sub>3</sub> | -0,232         | -0,846 | 0,312  | 0,288  | 0,048  | -0,803 | -0,034 | -0,145 | 0,306  | -0,679 |
| N-NO <sub>2</sub> | 0,359          | 0,724  | 0,252  | 0,534  | 0,059  | 0,665  | -0,090 | -0,025 | 0,270  | 0,297  |
| N-NH <sub>4</sub> | -0,162         | -0,445 | -0,231 | -0,205 | -0,029 | -0,345 | -0,102 | -0,228 | 0,100  | -0,410 |
| P-TOT             | 0,125          | 0,249  | -0,136 | 0,000  | 0,174  | 0,192  | -0,116 | -0,103 | 0,129  | 0,077  |
| P-PO <sub>4</sub> | 0,226          | 0,445  | -0,077 | 0,141  | 0,132  | 0,207  | -0,002 | 0,111  | 0,007  | 0,288  |
| N-TOT             | -0,106         | -0,595 | 0,274  | 0,273  | 0,232  | -0,446 | 0,051  | -0,360 | 0,338  | -0,453 |
| N-NO <sub>3</sub> | -0,161         | -0,724 | 0,339  | 0,273  | 0,196  | -0,596 | 0,106  | -0,333 | 0,350  | -0,554 |
| N-NO <sub>2</sub> | 0,270          | 0,278  | 0,255  | 0,472  | 0,341  | 0,237  | -0,021 | -0,267 | 0,376  | -0,099 |
| N-NH <sub>4</sub> | -0,151         | -0,514 | -0,080 | -0,032 | 0,066  | -0,382 | -0,061 | -0,306 | 0,185  | -0,428 |
| P-TOT             | 0,032          | -0,108 | 0,040  | 0,175  | 0,199  | -0,008 | -0,052 | -0,253 | 0,261  | -0,211 |
| P-PO <sub>4</sub> | 0,148          | 0,012  | 0,105  | 0,286  | 0,203  | -0,025 | 0,018  | -0,154 | 0,263  | -0,140 |

### 2.3.4. Redukcja ładunków biogenów docierających do Morza Bałtyckiego jako efekt wdrożonych działań

Wielkość zanieczyszczeń uwalnianych do rzek można skutecznie ograniczyć stosując odpowiedzialną politykę środowiskową i zasady zrównoważonego rozwoju. Jednym z takich działań jest właściwa gospodarka ściekowa i związane z tym ograniczenie ilości ładunków zanieczyszczeń wprowadzanych do wód, co w praktyce przekłada się na poprawę stanu czystości rzek. Realizacja przedsięwzięć takich jak Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK) ma realny wpływ na poprawę ochrony środowiska w Polsce. Konsekwencją wdrożenia programu jest m.in. sukcesywne eliminowanie przestarzałych technologicznie oczyszczalni ścieków oraz rozwój i budowa nowoczesnych obiektów wykorzystujących technologię biologicznego usuwania zanieczyszczeń ze ścieków komunalnych. Kluczowym elementem jest rozwój sieci kanalizacyjnej w celu objęcia nią jak największej liczby ludności i gospodarstw domowych.

Podjęmowane od wielu lat w Polsce działania systemowe w kierunku rozwoju oczyszczalni ścieków i struktur kanalizacyjnych znajdują swoje odzwierciedlenie w wielkości ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych rzekami do Morza Bałtyckiego (rys. 2.17). Sumaryczny ładunek N-TOT transportowany z wodami Wisły, Odry i rzek przymorza po początkowym wzroście od 150 tys. ton w 1990 r. do wartości maksymalnej



Rys. 2.17. Roczne ładunki N-TOT i P-TOT z Wisły, Odry i rzek przymorza wpływających do Morza Bałtyckiego, roczne ładunki N-TOT i P-TOT z komunalnych oczyszczalni ścieków (a) i (b), roczne ładunki N-TOT i P-TOT z przemysłu (c), liczba osób korzystających z oczyszczalni ścieków i długość sieci kanalizacyjnej (d), ilość nawozów i powierzchnia rolna (e)

Fig. 2.17. Annual N-TOT and P-TOT loads from Vistula, Odra and coastal rivers entering the Baltic Sea, annual N-TOT and P-TOT loads from municipal sewage treatment plants (a) and (b), annual N-TOT and P-TOT loads from industry (c), people using treatment plants and length of the sewerage network (d), fertilizer quantity and agricultural area (e)

276 tys. ton w 1994 r., sukcesywne, z wyjątkiem roku powodziowego – 2010, spadał do wartości najniższej w 2019 r. (89 tys. ton). W ostatnich czterech latach odnotowano wzrost i w 2023 r. ładunek N-TOT wyniósł 137,5 tys. ton. Spadek ładunków dotyczy również P-TOT, których sumaryczne (ze wszystkich rzek) wielkości zmieniały się od 13,5 tys. ton w 1989 r. do najniższych na poziomie 3,8 tys. ton w 2022 r., przy czym w 2023 wyniósł on 4,2 tys. ton. Maksymalne wartości na poziomie 15 tys. ton odnotowano w latach 1997–1999. Przebiegi krzywych znormalizowanych ładunków N-TOT i P-TOT mają zbliżony charakter. Normalizacja wykorzystywana jest do oceny redukcji ładunków wprowadzanych do Bałtyku przez poszczególne państwa. Redukcja ładunków biogenów w celu przeciwdziałania eutrofizacji Morza Bałtyckiego jest jednym z głównych celów współpracy państw nadbałtyckich, sygnatariuszy Konwencji Helsińskiej. W 2007 r. przyjęto Bałtycki Plan Działania (BSAP), w którym ustalono m.in. krajowe cele redukcji substancji biogenych (ang. *Country-Allocated Reduction Targets – CART*) (HELCOM 2007). W 2013 r. przedstawiono raport, w którym dokonano rewizji maksymalnych dopuszczalnych dopływów biogenów do Morza Bałtyckiego i krajowych celów redukcji (CART) (HELCOM 2013). Plan został uaktualniony w 2021 r. (HELCOM 2021). Określono w nim limity dla azotu całkowitego i fosforu całkowitego biogenów wprowadzanych z różnych źródeł do Bałtyku (ang. *nutrient input ceilings (NIC)*). Limity roczne określone dla Polski w zakresie znormalizowanych ładunków transportowanych z wodami Wisły i Odry wynoszą odpowiednio 70 062 tony i 43 923 ton dla N-TOT oraz 2240 tony i 1365 ton dla P-TOT (HELCOM 2023).

Biorąc po uwagę ładunek N-TOT, zarówno całkowity (86359 ton), jak i znormalizowany (86302 tony) odprowadzony do Bałtyku z wodami Wisły w 2023 r., wartość NIC została przekroczona o ponad 16 tys. ton (rys. 2.7). Podkreślić jednak należy, że latach 2018–2020 i 2022 r. ładunki N-TOT pozostawały poniżej poziomu NIC. W przypadku Odry, całkowity ładunek N-TOT odprowadzony w 2023 r. do Bałtyku (42 509 ton) był poniżej wartości NIC, natomiast ładunek znormalizowany (54047 ton) przekroczył NIC o ponad 10 tys. ton (rys. 2.8)

Wielkości ładunków P-TOT całkowitego (2277 tony) i znormalizowanego (2275 ton) odprowadzonego rzekami Wisły w 2023 r. do Bałtyku w niewielkim stopniu (o ok. 35 ton) przekraczały wartość NIC wyznaczoną dla tego parametru (rys. 2.7). Całkowity ładunek P-TOT (1568 ton) i ładunek znormalizowany (1988 ton) w 2023 r. przekroczył, odpowiednio o 203 tony i 623 tony wartość NIC określoną dla Odry (rys. 2.8).

Biorąc pod uwagę sumaryczne ładunki N-TOT i P-TOT wprowadzone wodami Wisły i Odry do Morza Bałtyckiego w 2023 r., które wyniosły odpowiednio 137 519 ton i 4229 ton, to cele w postaci sumarycznych NIC dla obu biogenów z tych źródeł zostały osiągnięte na poziomie 83% w przypadku N-TOT i 85% w przypadku P-TOT (rys. 2.17a, b).

Uwzględniając wcześniejsze rekomendacje dotyczące uzyskania wymaganej redukcji na poziomie 25% w przypadku N-TOT i 60% w przypadku z P-TOT w stosunku do okresu referencyjnego okresu 1997–2003 (HELCOM 2023), w 2023 r. osiągnięto redukcję na poziomie 31% dla N-TOT i 67% dla P-TOT biorąc pod uwagę sumaryczny ładunek odprowadzony z terenu Polski Wisłą, Odrą i rzekami przymorza.

Zestawienie danych w zakresie całkowitych ładunków N-TOT i P-TOT odprowadzanych z Bałtyku z danymi w zakresie ładunków uwalnianych przez oczyszczalnie ścieków (GUS 2025) jednoznacznie wskazuje, że obserwowana redukcja związana jest z działaniami wdrożonymi w zakresie oczyszczania ścieków. W okresie od 1998 r.

do 2023 r. wielkość ładunku N-TOT uwalnianego z oczyszczalni zmniejszyła się od ok. 39 tys. ton do 15 tys. ton, a P-TOT z 5 tys. do 1 tys. ton. Udokumentowaniem obserwowanych zmian jest wzrost długości sieci kanalizacyjnej od 33,5 tys. km w 1995 r. do 182 tys. km w 2023 r. oraz liczba osób objętych scentralizowaną siecią kanalizacyjną, która wzrastała od 16 mln w 1995 r. do 27,3 mln w 2023 (rys. 2.17d). Jednocześnie w latach 2005–2023 uwolnienia N-TOT z działalności przemysłowej wzrastały do 2015 r., po którym pozostają na praktycznie niezmiennym poziomie, podczas gdy w przypadku P-TOT można mówić o niewielkim spadku, jednak nieporównywalnym do obserwowanej redukcji uwolnień z oczyszczalni ścieków (rys. 2.17c). W ostatnich latach ładunki N-TOT ze źródeł przemysłowych były na poziomie 5–6 tys. ton, a ładunki P-TOT były na poziomie 100 ton rocznie.

Ze względu na znaczenie podstawowego źródła rozproszonego, jakim jest rolnictwo, uzyskane wyniki zestawiono również z danymi statystycznymi w zakresie ilości zużywanych nawozów azotowych i fosforanowych oraz wielkością powierzchni Polski wykorzystywaną rolniczo w latach 2002–2023 (rys. 2.17e) (GUS 2025). Zarówno masa nawozów azotowych, jak i fosforanowych nie uległa istotnym zmianom w latach 2010–2023, których zużycie kształtuje się na poziomie odpowiednio 10–11 tys. i 350–400 tys. ton rocznie. Ze względu na brak ujednoczonych danych statystycznych nie można odnieść się do okresu transformacji i zmian w intensywności upraw i praktyk rolniczych po 1989 r., jednakże przeprowadzone analizy wykazały, że w wyniku przemian spadło istotnie zużycie nawozów, co jednoznacznie wpłynęło na zmniejszenie presji na środowisko wodne z tych źródeł (Jankowiak i in. 2003; Pastuszek i in. 2012). Procent powierzchni użytków rolnych w latach 2002–2024 pozostawał na zbliżonym poziomie (59,8–61,5%).

## 2.4. PODSUMOWANIE

Przeprowadzone analizy jednoznacznie wykazały spadek stężeń biogenów odprowadzanych do Bałtyku wodami rzek Wisły, Odry i przymorza w latach 1989–2023. Znalazło to odzwierciedlenie w znacznej redukcji ładunków docierających do obszarów morskich. Analiza warunków meteorologicznych wykazała, że w okresie objętym badaniami nie odnotowano jednoznacznego trendu zmian w sumie opadów, natomiast w przypadku temperatury obserwuje się istotny statystycznie wzrost we wszystkich obszarach, przy czym najintensywniejsze zmiany dotyczą okresów letniego i zimowego. Badania nie wykazały również jednoznacznej zmiany wielkości przepływu rzek.

Wyniki analiz korelacyjnych nie wykazały jednoznacznego obrazu zależności stężeń i ładunków biogenów od warunków meteorologicznych i hydrologicznych w kontekście zmiany klimatu. Obserwowana w większości przypadków istotna statystycznie zależność stężeń i ładunków biogenów od temperatury wynika przed wszystkim z sezonowości procesów wegetacyjnych, których intensyfikacja przypada na okres ciepły i wiąże się ze spadkiem stężeń głównie N-TOT i N-NO<sub>3</sub>. Trudno jednak na podstawie zebranych danych wykazać związek długofalowego wzrostu temperatury związanego ze zmianą klimatu z długoterminowym spadkiem stężeń i ładunków biogenów. Za te zmiany odpowiada głównie redukcja ładunków związków azotu i fosforu pochodzących z różnych źródeł, w tym z oczyszczalni ścieków i wynika ona przed wszystkim z działań systemowych wymuszonych wdrożeniem europejskiej polityki wodnej, w tym ramowej dyrektywy wodnej czy dyrektyw azotanowej.

Sumaryczne ładunki całkowitego azotu i fosforu wprowadzone wodami Wisły i Odry do Morza Bałtyckiego w 2023 r. wyniosły odpowiednio 137 519 ton i 4229 ton, co oznacza, że cele w postaci sumarycznych NIC dla obu biogenów z tych źródeł zostały osiągnięte na poziomie 83% w przypadku N-TOT i 85% w przypadku P-TOT. Uwzględniając rekomendacje dotyczące uzyskania redukcji dopływu biogenów z wodami rzek o 25% w przypadku N-TOT i 60% w przypadku z P-TOT w stosunku do okresu referencyjnego 1997–2003, w 2023 r. osiągnięto redukcję na poziomie 31% dla N-TOT i 67% dla P-TOT, co oznacza osiągnięcie założonego celu.

W 2021 r. udział Wisły w całkowitym ładunku biogenów odprowadzanych jedenaściami rzekami do Bałtyku wynosił odpowiednio 25% dla azotu całkowitego i 34% dla fosforu ogólnego. Udział Odry, która plasuje się na drugim miejscu wyniósł odpowiednio 17% i 16% (HELCOM 2025). Na podstawie analizy ładunków biogenów ze wszystkich źródeł wprowadzonych do Bałtyku w 2020 r. stwierdzono, że w przypadku Polski wymagana dalsza redukcja ładunków azotu całkowitego wyniosła 20%. Spośród 9 krajów tylko Dania osiągnęła wymagany poziom redukcji, natomiast wyższą wartość pozostałej redukcji ładunków azotu całkowitego stwierdzono w stosunku Estonii, Łotwy, Litwy i Szwecji (HELCOM 2023). W przypadku ładunków fosforu całkowitego żadne z państw nie osiągnęło wymaganej redukcji w 2020 r.

## BIBLIOGRAFIA

- Ahtiainen H., Artell J., Elmgren R., Hasselström L., Håkansson C., 2014, Baltic Sea nutrient reductions – What should we aim for? *Journal of Environmental Management* 145, 9–23.
- AKPOŚK, 2022, Update of the National Programme for Municipal Wastewater Treatment.
- Behrenfeld, M.J., O'Malley, R.T., Siegel, D.A., McClain, C.R., Sarmiento, J.L., Feldman, G.C., Milligan A.J., Falkowski P.G., Letelier R.M., Boss E.S., 2006, Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature*, 444 (7120), 752–755.
- Carstensen J., Conley D., Bonsdorff E., Gustafsson B., Hietanen S., Janas U., Jilbert T., Maximov A., Norkko A., Norkko J., Reed J. D., Slomp C., Timmermann K., Voss M., 2014, Hypoxia in the Baltic Sea: Biogeochemical cycles, benthic fauna, and management. *Ambio* 43:26–36.
- Conley D., Björck S., Bonsdorff E., Carstensen J., Destouni G., Gustafsson B., Hietanen S., Kortekaas M., Kuosa H., Meier M., Müller-Karulis B., Nordberg K., Norkko A., Nürnberg C., Pitkänen H., Rabalais N., Rosenberg R., Savchuk O., Slomp C., Voss M., Wulff F., Zillén L., 2009, Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea, *Environmental Science & Technology* Vol. 43, Issue 10.
- Capell R., Bartosova A., tonderski K., Arheimer B., Pedersen S.M., Zilans A., 2021, From local measures to regional impacts: Modelling changes in nutrient loads to the Baltic Sea, *Journal of Hydrology: Regional Studies* 36, 100867
- Dybowski D., Dzierzbicka-Głowacka L., 2023, Analysis of the impact of nutrients deposited from the land side on the waters of Puck Lagoon (Gdańsk Basin, Southern Baltic): A model study, *Oceanologia* 65 386–397.
- GUS 2025, GUS Bank Danych Lokalnych; <https://bdl.stat.gov.pl/bdl/pomoc/stanzasilenia?active=0>
- HELCOM 2007, HELCOM Baltic Sea Action Plan, [https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSAP\\_Final.pdf](https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSAP_Final.pdf)
- HELCOM 2013, Summary report on the development of revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan, <https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Summary-report-on-MAI-CART-1.pdf>
- HELCOM, 2018. Sources and pathways of nutrients to the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 153, <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSEP153.pdf>

- HELCOM 2021, HELCOM Baltic Sea Action Plan – 2021 update, <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2021/10/Baltic-Sea-Action-Plan-2021-update.pdf>
- HELCOM 2022a, Assessment of sources of nutrient inputs to the Baltic Sea in 2017.
- HELCOM 2022b, HELCOM Guidelines for the annual and periodical compilation and reporting of waterborne pollution inputs to the Baltic Sea (PLC-Water), <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2022/04/HELCOM-PLC-Water-Guidelines-2022.pdf>
- HELCOM 2023, Nutrient Input Ceiling (NIC) assessment 1995–2020 – Technical report, <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2023/12/Nutrient-Input-Ceilings-assessment-1995-2020-technical-report.pdf>
- HELCOM 2025, Inputs of nutrients by eleven selected rivers in the Baltic Sea region in 1995 to 2021. *Baltic Sea Environment Proceedings* n°204, <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2025/05/Inputs-of-nutrients-by-eleven-selected-rivers-in-the-Baltic-Sea-region-in-1995-to-2021.pdf>
- Hengl T., 2007, *A Practical Guide to Geostatistical Mapping of Environmental Variables*, JRC Scientific and Technical Reports
- IMGW 2016 Biuletyn Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej – Rok 2015, Nr 13 (163), ISSN 1730–6124, [https://danepubliczne.imgw.pl/data/dane\\_pomiarowo\\_obserwacyjne/Biuletyn\\_PSHM/Biuletyn\\_PSHM\\_2015\\_ROCZNY.pdf](https://danepubliczne.imgw.pl/data/dane_pomiarowo_obserwacyjne/Biuletyn_PSHM/Biuletyn_PSHM_2015_ROCZNY.pdf)
- IMGW 2020 Biuletyn Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej – Rok 2019, Nr 13 (215), ISSN 1730–6124, [https://danepubliczne.imgw.pl/data/dane\\_pomiarowo\\_obserwacyjne/Biuletyn\\_PSHM/Biuletyn\\_PSHM\\_2019\\_ROCZNY.pdf](https://danepubliczne.imgw.pl/data/dane_pomiarowo_obserwacyjne/Biuletyn_PSHM/Biuletyn_PSHM_2019_ROCZNY.pdf)
- IMGW 2021 Biuletyn Monitoringu Klimatu Polski, *Klimat Polski 2020*, <https://www.imgw.pl/sites/default/files/2021-04/imgw-pib-klimat-polski-2020-opracowanie-final-rozkladowki-min.pdf>
- IMGW 2024, Biuletyn Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej – Rok 2023, Nr 13 (267), ISSN 1730–6124 [https://danepubliczne.imgw.pl/data/dane\\_pomiarowo\\_obserwacyjne/Biuletyn\\_PSHM/Biuletyn\\_PSHM\\_2023\\_ROCZNY.pdf](https://danepubliczne.imgw.pl/data/dane_pomiarowo_obserwacyjne/Biuletyn_PSHM/Biuletyn_PSHM_2023_ROCZNY.pdf)
- Jankowiak J., Szpakowska B., Bienkowski J., 2003, Ecological aspects of transformation in Poland's agriculture based on the Wielkopolska region, *Ambio* 32 (6), 418–423
- Jarosiewicz A., Obolewski K., Ożgo, 2015, Long-term trends in nutrient concentrations in Polish coastal rivers, *Ocean & Coastal Management*, Volume 118, Part A, 37–46
- Kiedrzyńska E., Kiedrzyński M., Urbaniak M., Magnuszewski A., Skłodowski M., Wyrwicka A., Zalewski M., 2014, Point sources of nutrient pollution in the lowland river catchment in the context of the Baltic Sea eutrophication, *Ecological Engineering* 70, 337–348
- Klimat Polski 2020*, IMGW-PIB, 2021
- Kondracki J., *Geografia Regionalna Polski*, PWN, Warszawa 2000
- Mantiki M., Bentzon-Tilia M., Traving S.J., Knudsen-Leerbeck H., Riemann L., Hansen J.L.S., Markager S., 2024, Plankton community metabolism variations in two temperate coastal waters of contrasting nutrient richness. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 129, 1–20.
- Müller-Karulis B., McCrackin M.L., Dessirier B., Gustafsson B.G., Humborg C., 2024, Legacy nutrients in the Baltic Sea drainage basin: How past practices affect eutrophication management, *Journal of Environmental Management* 370, 122478
- Pastuszek M., Stålnacke P., Pawlikowski K., Witek Z., 2012, Response of Polish rivers (Vistula, Odra) to reduced pressure from point sources and agriculture during the transition period (1988–2008), *Journal of Marine Systems* 94, 157–1732012
- Pastuszek M., Kowalkowski T., Kopiński J., Stalenga J., Panasiuk D., 2014, Impact of forecasted changes in Polish economy (2015 and 2020) on nutrient emission into the river basins, *Science of the Total Environment* 493, 32–43
- L., Svendsen L., The seven biggest rivers in the Baltic Sea region, *Baltic Marine Environment Protection Commission – Helsinki Commission*, 2018
- Rankinen K., Keinänen H., Cano Bernal J.E., 2016, Influence of climate and land use changes on nutrient fluxes from Finnish rivers to the Baltic Sea, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 216, 100–115

- R Core Team, 2022, R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <https://www.R-project.org/>.
- Saaltink R., van der Velde Y., Dekkera S.C., Lyon S.W., Dahlke H.E., 2014, Societal, land cover and climatic controls on river nutrient flows into the Baltic Sea, *Journal of Hydrology: Regional Studies* 1, 44–56
- Starkel L., *Geografia Polski – Środowisko przyrodnicze*, PWN, Warszawa 1999
- Szymanowski M., Kryza M., 2008, GIS application for the spatial interpolation of the urban heat island in Wrocław, Poland, [w:] *Klimat i bioklimat miast*, K. Kłysik, J. Wibig, K. Fortuniak (red.), Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, 21–34.
- Ustrnul Z., Czekerda D., 2005, Analiza zmienności czasowej rozkładu temperatury powietrza w Polsce z zastosowaniem metod GIS, *Roczniki Geomatyki tom III, zeszyt 2*, 153–164.
- Wulff F., Humborg Ch., Rodriguez Medina M., Mörth M., Savchuk O., Sokolov A., 2009, Revision of country allocation of nutrient reductions in the Baltic Sea Action Plan- Section A: Hydrological adjusted riverine loads and atmospheric loads from different countries averaged for 2000–2006. Compilation June 5, 2009

---

**Adres do korespondencji Corresponding autor:** prof. dr hab. inż. Tamara Zalewska, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, ul. Waszyngtona 42, 81–342 Gdynia, e-mail: tamara.zalewska@imgw.p

**Klara RAMM<sup>1</sup>, Julianna SZATKIEWICZ<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Politechnika Warszawska, Wydział Inżynierii Środowiska

<sup>2</sup>Arcadis Polska

### **3. ZAOPATRZENIE POLSKICH MIAST Z WÓD POWIERZCHNIOWYCH**

#### **SUPPLYING POLISH CITIES WITH SURFACE WATER**

**Abstract:** Surface water is the primary source of drinking water for large Polish cities. Although groundwater is widely used, surface waters, due to their greater availability and the possibility of centralized collection, remain crucial for urban supply. However, these resources are highly vulnerable to stressors such as climate change, intensification of economic activity, chemical and biological contamination, and urbanization. This article provides an overview of the main threats to surface water quality, with particular attention to emerging micropollutants, including pharmaceuticals, perfluoroalkylated substances (PFAS) and microplastics, which, despite occurring at trace concentrations, may pose long-term health risks. The paper also discusses the growing challenges of treating raw waters of variable and deteriorating quality. Multi-stage treatment technologies, ranging from mechanical and chemical purification to advanced oxidation processes, have limited effectiveness against some contaminants and generate problematic byproducts and residues. In this context, emphasis is placed on source control measures and the application of EU policy instruments, such as Extended Producer Responsibility, which aim to strengthen the “polluter pays” principle, reduce environmental pressures, and support the sustainability of water supply systems.

**Key words:** drinking water, micropollutants, Extended Producer Responsibility

#### **3.1. WSTĘP**

Zaopatrzenie w wodę do spożycia przez ludzi jest zadaniem własnym samorządu lokalnego, a dostawcy wody organizują tę usługę wodną wykorzystując dostępne zasoby. W Polsce woda przeznaczona do spożycia przez ludzi pochodzi w większości z zasobów wód podziemnych czwartorzędu i trzeciorzęd. Zgodnie z definicją zawartą w ramowej dyrektywie wodnej *wody powierzchniowe oznaczają wody śródlądowe z wyjątkiem wód podziemnych; wody przejściowe i wody przybrzeżne, z wyjątkiem sytuacji, kiedy z uwagi na stan chemiczny zaliczyć można do nich również wody terytorialne. Z kolei wody podziemne oznaczają wszystkie wody znajdujące się pod powierzchnią ziemi w strefie saturacji oraz w bezpośredniej styczności z gruntem lub podglebiem* (Unia Europejska 2000).

W Polsce około 36 mln ludzi korzysta ze zbiorowego systemu zaopatrzenia w wodę do spożycia, natomiast pozostała część zaopatrywana jest w wodę pochodzącą

z indywidualnych, w większości podziemnych, ujęć wody. Ponadto za dostarczenie wody konsumentom odpowiedzialne są inne podmioty jak szkoły, szpitale czy urzędy. W ewidencji organów Państwowej Inspekcji Sanitarnej w 2023 r. znajdowały się 3362 inne podmioty prowadzące działalność w zakresie zbiorowego zaopatrzenia (Główny Inspektorat Sanitarny 2024). W 2024 r. na potrzeby gospodarki ujęto 8500 m<sup>3</sup>mln wody, a do eksploatacji sieci wodociągowej ujęto 578 mln m<sup>3</sup> wody powierzchniowej oraz 1605 mln m<sup>3</sup> wody podziemnej (Główny Urząd Statystyczny 2025). Tablica 3.1 prezentuje porównanie wykorzystania wód powierzchniowych i podziemnych w gospodarce komunalnej.

Tablica 3.1

Porównanie wód powierzchniowych i podziemnych w kontekście ich przeznaczenia do zaopatrzenia ludności w wodę do spożycia

Table 3.1

Comparison of surface water and groundwater in the context of their suitability for supplying drinking water to the population

| Cecha                     | Woda powierzchniowa  | Woda podziemna   |
|---------------------------|--|--|
| Dostępność zasobów        | Duża objętość w przypadku dużych rzek, łatwy dostęp, brak konieczności wydobycia.  | Konieczność wydobycia spod ziemi. Dostęp zależny od budowy geologicznej.   |
| Ograniczenia środowiskowe | Przepływ środowiskowy i nienaruszalny, wezbrania i susze.  | Tempo odnawiania zasobów, dopuszczalny lej depresji.   |
| Źródło zanieczyszczenia   | Spływ powierzchniowy, niekontrolowane zrzuty ścieków, zmienność sezonowa.  | Infiltracja z terenów rolniczych, przemysłowych i zurbanizowanych.   |
| Potrzeby uzdatniania      | Zaawansowane technologie warunkowane jakością wody surowej i wysokim ryzykiem ich zanieczyszczenia.  | Krótsze ciągi technologiczne wynikające z dobrej jakości wody i niskiego ryzyka zanieczyszczenia zasobów.                |
| Koszt infrastruktury      | Wysokie koszty inwestycyjne, wysokie koszty eksploatacji. Jednak systemy scentralizowane umożliwiają ich ograniczenie dzięki efektowi skali. | Umiarkowany koszt inwestycji i eksploatacji, ale zdecentralizowane systemy ograniczają możliwość uzyskania efektu skali. |
| Odporność                 | Zasoby istotnie narażone na susze, powodzie i zanieczyszczenia – konieczne szybkie reagowanie.   | Zasoby bardziej stabilne, jednak z wysoką bezwładnością regeneracji.   |
| Przydatność w miastach    | Idealne do scentralizowanego zaopatrzenia dużego miasta.   | W dużych miastach wymaga wielu studni, często o rozproszonej lokalizacji.  |

Polska zaliczana jest do krajów ubogich w zasoby wodne. Przeciętne zasoby wód w Polsce wynoszą ok. 60 mld m<sup>3</sup>, a w porach suchych ten poziom może spaść nawet poniżej 40 mld m<sup>3</sup> (Główny Urząd Statystyczny 2024). W 2023 r. łączny odpływ polskimi rzekami wyniósł 47,78 km<sup>3</sup> wody, co zalicza ten rok do suchych (Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej 2024).

Jakość zasobów wodnych w Europie wymaga istotnej poprawy (European Environment Agency 2024). Jakość wód podziemnych nie ulega tak istotnym zmianom jak to jest możliwe dla wód powierzchniowych, które narażone są na więcej czynników zanieczyszczających. Ich jakość ocenia się na podstawie ustawy Prawo wodne (Polska 2017) oraz Rozporządzenia Ministra Infrastruktury w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji

priorytetowych (Ministerstwo Infrastruktury 2021). Pod uwagę brane są parametry biologiczne, fizykochemiczne i hydromorfologiczne.

Z powodu oddziaływań antropogenicznych większość jednolitych części wód powierzchniowych w Polsce (JCWP) charakteryzuje się złym stanem lub potencjałem ekologicznym. Potwierdzają to analizy zawarte w Planach Gospodarowania Wodami na Obszarach Dorzeczy (<https://apgw.gov.pl>) oraz dane Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (Główny Inspektorat Ochrony Środowiska 2025). Mimo to duże miasta opierają się w większości na zasobach wód powierzchniowych, gdyż ich ujmowanie może mieć wysoką wydajność, a dzięki spiętrzeniu za pomocą budowli hydrotechnicznych pobór wody następuje z jednego punktu. Natomiast wydobycie wód podziemnych często wymaga wielu rozproszonych studni. Ponadto woda musi być wypompowana z warstwy wodonośnej co wymaga energii. Zasoby wody podziemnej w pobliżu dużych obszarów miejskich są często niewystarczające, a rozwój leja depresji w wyniku eksploatacji ujęcia ogranicza miejsca lokalizacji studni.

### 3.2. POLSKIE MIASTA WYKORZYSTUJĄCE ZASOBY WÓD POWIERZCHNIOWYCH

Tablica 3.2 prezentuje największe ujęcia wód powierzchniowych w Polsce. Dostawcy wody stosują podejście wielobarierowe obejmujące kompleksową kontrolę zanieczyszczeń i wieloetapową technologię. Ujęcie bezpośrednio pobiera wodę powierzchniową albo pośrednio poprzez infiltrację. Alternatywnie stosuje się stawy infiltracyjne zasilane wodą powierzchniową. Dzięki temu wykorzystuje się naturalną filtrację w glebie.

JCWP wykazują się w większości złym lub słabym stanem/potencjałem ekologicznym. Ze względu na zanieczyszczenie lub z powodu tego, że są wodami silnie zmienionymi, mają zły stan ogólny. Poddane są presjom spowodowanym działalnością gospodarczą, zanieczyszczeniem rolniczym i przemysłowym. Najbezpieczniejsze są te ujęcia, które opierają się na zbiorniku szczególnie chronionym, którego głównym przeznaczeniem jest retencja wody surowej, przeznaczonej do spożycia przez ludzi, czyli n.p. Jezioro Dobczyckie (ujęcie powierzchniowe dla Krakowa) i Jezioro Goczałkowickie (ujęcie powierzchniowe dla aglomeracji śląskiej). Na akwenach tych obowiązuje zakaz używania sprzętów wodnych czy rekreacji, co ogranicza ryzyko zanieczyszczenia wody.

### 3.3. WYZWANIA ZWIĄZANE Z WYKORZYSTANIEM WÓD POWIERZCHNIOWYCH JAKO ŹRÓDŁA ZAOPATRZENIA LUDNOŚCI MIAST W WODĘ

Wyzwania dotyczące zaopatrzenia miast z wód powierzchniowych wynikają z różnych czynników antropoesji, w tym dopływu zanieczyszczeń, wpływu przepisów i polityk, praktyk użytkowania gruntów, problemów społeczno-ekonomicznych związanych z nierównościami środowiskowymi oraz wpływu zmiany klimatu. Woda jest wspólnym i ograniczonym zasobem, więc ma charakter polityczny. Zdarza się więc, że decyzje polityczne prowadzą do zgody na nadmierny pobór lub niewłaściwą alokację wody, do fragmentacji zarządzania, konfliktów, które uniemożliwiają skuteczną ochronę zasobów. Wiele przepisów ustala prawa wodne na podstawie danych historycznych, a nie aktualnej dostępności; w dodatku często dotyczą one jedynie

Ujęcia wód powierzchniowych zaopatrujące największe polskie miasta, z charakterystyką jednolitych części wód powierzchniowych (JCWP). Opracowanie własne na podstawie (<https://apgw.gov.pl>), Hydroportal (<https://isok.gov.pl/hydroportal.html>) oraz danych z przedsiębiorstw wodociągowych

Table 3.2

Surface water intakes supplying the largest Polish cities, with characteristics of uniform surface water bodies (JCWP). Own elaboration based on data from River Basin Management Plans (<https://apgw.gov.pl>), Hydroportal (<https://isok.gov.pl/hydroportal.html>), and data from water and sewage companies

| Podmiot                 | Rodzaj ujęcia  | Orientacyjna produkcja dobową ujęcia [m <sup>3</sup> ] | Nazwa JCWP   | Kod JCWP        | Rodzaj JCWP   | Stan/potencjał ekologiczny  | Stan ogólny  | Główne źródła presji   |
|-------------------------|--|--|--|-----------------|---|-----------------------------|--------------|--|
| MPWiK w m.st Warszawie  | Infiltracyjne brzegowe oraz infiltracyjne w nurcie (Gruba Kaśka) | 250 000  | Wisła od Wieprza do Narwi                                  | RW20001225999   | RwN – Wielka rzeka nizinna                                  | Słaby stan ekologiczny      | Zły stan wód | Troficzne: źródła przemysłowe oraz źródła bytowe i komunalne (punktowe i rozproszone); hydromorf.: budowle regulacyjne (opaski brzegowe, ostrogi, tamy podłużne), wały przeciwpowodziowe; chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych; transport, turystyka, odpływ miejski, odcieki ze składowisk, nieznane (substancje zakazane).                               |
|                         | Powierzchniowe -brzegowe   | 80 000   | Narew od Orzyca do jez. Zegrzyńskiego; Jezioro Zegrzyńskie | RW200021267199  | R – Zbiornik reolimiczny                                    | Słaby potencjał ekologiczny | Zły stan wód | Troficzne: odpływ miejski; hydromorf.: odpływ miejski; chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych; transport, turystyka, odpływ miejski; rolnictwo, leśnictwo.   |
| Wodociąg Miasta Krakowa | Powierzchniowe – infiltracyjne                                   | 15 000   | Sanka  | RW200006213589  | RW_wap – Potok lub mała rzeka wyżynna na podłożu węglanowym | Zły stan ekologiczny        | Zły stan wód | Troficzne: odpływ miejski (wody opadowe) oraz nawożenie i deponyja; zasilające: eutrofizacja; hydromorf.: budowle piętrzące, obiekty mostowe, wały przeciwpow., górnictwo  |
|                         | Infiltracyjne – studnie głębinowe                                | 20 000   | Dłubnia  | RW200006213769  | RW_wap – Potok lub mała rzeka wyżynna na podłożu węglanowym | Słaby stan ekologiczny      | Zły stan wód | Troficzne: odpływ miejski (wody opadowe) oraz nawożenie i deponyja; zasilające: eutrofizacja; hydromorf.: obiekty mostowe; chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych; transport, turystyka, odpływ miejski  |
|                         | Powierzchniowe   | 28 000   | Rudawa   | RW200006213699  | RW_wap – Potok lub mała rzeka wyżynna na podłożu węglanowym | Umiarowany stan ekologiczny | Zły stan wód | Troficzne: odpływ miejski (wody opadowe) oraz nawożenie i deponyja oraz źródła przemysłowe oraz źródła bytowe i komunalne (punktowe i rozproszone); zasilające: ścieki przemysłowe i komunalne; hydromorf.: prostowanie koryta, budowle piętrzące, obiekty mostowe, górnictwo; chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych; transport, turystyka, odpływ miejski. |
|                         | Powierzchniowe   | 110 000  | Zbiornik Dobczyce  | RW2000232138599 | L – Zbiornik limniczny                                      | Dobry potencjał ekologiczny | Zły stan wód | Troficzne: eutrofizacja; chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych; transport, turystyka, odpływ miejski  |

| Podmiot            | Rodzaj ujęcia  | Orientacyjna produkcja dobową ujęcia [m <sup>3</sup> ] | Nazwa JCWP   | Kod JCWP                           | Rodzaj JCWP                                    | Stan/potencjał ekologiczny  | Stan ogólny                      | Główne źródła presji  |
|--------------------|--|--|--|------------------------------------|--|---|----------------------------------|---|
| MPWiK we Wrocławiu | Powierzchniowe – infiltracyjne<br>Wody z Olawy i Nysy Kłodzkiej dzięki systemowi przetrzutowemu łączą się zasilając dwie SUW | 135 000 (razem)  | Olawa od Podgórnka do ujęcia<br><br>Nysa Kłodzka od zb. Nysa do ujęcia | RW600011133499<br><br>RW6000111299 | RzN – Rzeka nizinna<br><br>RzN – Rzeka nizinna | Słaby potencjał ekologiczny<br><br>Umiarowany potencjał ekologiczny | Zły stan wód<br><br>Zły stan wód | Troficzne: odpływ miejski (wody opadowe), źródła przemysłowe, źródła bytowe i komunalne (punktowe i rozproszone); hydromorf.: prostowanie koryta, budowle piętrzące, wały przeciwpow.; chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych; transport, turystyka, odpływ miejski; nieznane (substancje zakazane).  |
| Aquanet (Poznań)   | Powierzchniowe – zatokowe<br>Infiltracyjne   | 75 000   | Warta od Kopli do Wehny  | RW600012185999                     | RwN – Wielka rzeka nizinna                     | Słaby potencjał ekologiczny   | Zły stan wód                     | Troficzne: odpływ miejski (wody opadowe) oraz źródła przemysłowe oraz źródła bytowe i komunalne (punktowe i rozproszone); hydromorf.: prostowanie koryta, budowle regulacyjne (opaski brzegowe, ostrogi, tamy podłużne); zapora powyżej; chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych; transport, turystyka, odpływ miejski, odcieki ze składowisk, nieznane (substancje zakazane). |
| Gdańskie Wodociąg  | Powierzchniowe (czerpnia w toni)   | 36 000   | Radunia od Strzelanki do Kanalu Raduńskiego; Zb. Goszyński (Straszyn)  | RW200011486879                     | RzN – Rzeka nizinna                            | Dobry stan ekologiczny  | Zły stan wód                     | Chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych; transport, turystyka, odpływ miejski.   |
| MWiK Bydgoszcz     | Powierzchniowe – brzegowe  | 75 000   | Brdka od zapory zb. Smukała do ujęcia                                  | RW200011292999                     | RzN – Rzeka nizinna                            | Dobry potencjał ekologiczny   | b.d.                             | Chemiczne: rozproszone, rolnictwo, leśnictwo; eutrofizacja.   |
| ZWiK Szczecin      | Powierzchniowe (czerpnia w toni)   | 100 000  | Miedwie  | LW11034                            | WSm_a – Jezioro na podłożu wapiennym           | Zły potencjał ekologiczny   | Zły stan wód                     | Chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych; transport, turystyka, odpływ miejski.   |
| Toruńskie Wodociąg | Powierzchniowe – zatokowe  | 18 000   | Drwęca od Struga Rycelowska do ujęcia                                  | RW20001128999                      | RzN – Rzeka nizinna                            | Umiarowany stan ekologiczny   | Zły stan wód                     | Troficzne: nawożenie i deponyja; hydromorf.: budowle piętrzące; chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych; transport, turystyka, odpływ miejski; nieznane (substancje zakazane).   |
| MPWiK Rzeszów      | Powierzchniowe   | 84 000 (SUW)   | Wisłok od Stobnicy do stopnia Rzeszów                                  | RW200008226579                     | RSW_wap – Średnia rzeka na podłożu węglanowym  | Umiarowany potencjał ekologiczny                                    | Zły stan wód                     | Hydromorf.: prostowanie koryta – rzeki główne; chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych; transport, turystyka, odpływ miejski.  |

| Podmiot                                   | Rodzaj ujęcia                             | Orientacyjna produkcja dobowego ujęcia [m <sup>3</sup> ] | Nazwa JCWP  | Kod JCWP        | Rodzaj JCWP  | Stan/potencjał ekologiczny       | Stan ogólny  | Główne źródła presji  |
|---|---|--|---|-----------------|--|----------------------------------|--------------|---|
| Górnośląskie Przedsiębiorstwo Wodociągowe | Powierzchniowe                            | 180 000 (SUV)  | Zbiornik Goczalkowice                                     | RW200023211179  | L – Zbiornik limniczny   | Umiarowany potencjał ekologiczny | Zły stan wód | Chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych: transport, turystyka, odpływ miejski; nieznanne (substancje zakazane).<br>Hydromorf.: prostowanie, budowie, obiekty, górnictwo; chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych: transport, turystyka, odpływ miejski; nieznanne (substancje zakazane).  |
|   | Powierzchniowe                            |  | Sola od zb. Porąbka do ujścia                             | RW2000082132999 | RSW_wap – Średnia rzeka na podłożu węglanowym                      | Umiarowany potencjał ekologiczny | Zły stan wód | Troficzne: odpływ miejski (wody opadowe) oraz źródła przemysłowe oraz źródła bytowe i komunalne (punktowe i rozproszone); hydromorf.: prostowanie koryta, budowie piętrzące, obiekty gospodarki wodnej (zbiorniki, stawy rybne), budowie regulacyjne (opaski brzegowe, ostrogi, tamy podłużne), obiekty mostowe – rzeki pozostałe, wały przeciwpowodziowe, górnictwo, zapora powyżej; chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych: transport, turystyka, odpływ miejski; punktowe – przemysłowe, komunalne, odcieki ze składowisk; nieznanne (substancje zakazane); ścieki przemysłowe i komunalne oraz depozycja atmosferyczna. |
|   | Powierzchniowe (z jazu spustowego zapory) | 50 000   | Brynica od zb. Kozłowa Góra do ujścia<br>Zb. Kozłowa Góra | RW20000621269   | RW_wap – Potok lub mała rzeka wyżynna na podłożu węglanowym        | Słaby potencjał ekologiczny      | Zły stan wód | Hydromorf.: prostowanie, budowie, obiekty, górnictwo; chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych: transport, turystyka, odpływ miejski; nieznanne (substancje zakazane).  |
| AQUA Bielsko Biała                        | Powierzchniowe                            | 45 800   | Sola od zb. Porąbka do ujścia – Zb. Czaniec               | RW2000082132999 | RSW_wap – Średnia rzeka na podłożu węglanowym                      | Umiarowany potencjał ekologiczny | Zły stan wód | Troficzne: źródła przemysłowe oraz źródła bytowe i komunalne (punktowe i rozproszone); ścieki przemysłowe i komunalne; hydromorf.: prostowanie koryta, budowie piętrzące, budowie regulacyjne (opaski brzegowe, ostrogi, tamy podłużne); chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych: transport, turystyka, odpływ miejski; nieznanne (substancje zakazane).   |
|   | dwa powierzchniowe, jedno drenażowe       | 37 000   | Wapienica (Jez. Wapienickie)                              | RW2000042112891 | RWF_krz – Potok lub mała rzeka fliszowa o charakterze krzemianowym | Słaby potencjał ekologiczny      | Zły stan wód | Troficzne: źródła przemysłowe oraz źródła bytowe i komunalne (punktowe i rozproszone); eutrofizacja; ścieki przemysłowe i komunalne oraz depozycja atmosferyczna; hydromorf.: prostowanie koryta, budowie piętrzące, budowie regulacyjne (opaski brzegowe, ostrogi, tamy podłużne); chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych: transport, turystyka, odpływ miejski; nieznanne (substancje zakazane).  |
|   | Powierzchniowe                            | 2 000  | Biała (dopływ Straconka)                                  | RW20000421149   | RWF_krz – Potok lub mała rzeka fliszowa o charakterze krzemianowym | Słaby potencjał ekologiczny      | Zły stan wód | Troficzne: źródła przemysłowe oraz źródła bytowe i komunalne (punktowe i rozproszone); eutrofizacja; ścieki przemysłowe i komunalne oraz depozycja atmosferyczna; hydromorf.: prostowanie koryta, budowie piętrzące, budowie regulacyjne (opaski brzegowe, ostrogi, tamy podłużne); chemiczne: rozproszone – rozwój obszarów zurbanizowanych: transport, turystyka, odpływ miejski; nieznanne (substancje zakazane).  |

konkretnych sektorów, co wzmacnia konkurencję o wodę. Ponadto, nawet jeśli istnieją przepisy ochronne, mają niewielką skuteczność, np. ramowa dyrektywa wodna. Rzeki stanowiące źródła wody do spożycia często podlegają wieloczynnikowym presjom, co stwarza szczególne obawy dotyczące jakości zaopatrzenia w wodę (Delpla i Rodriguez 2018). Stany wody są zmienne w zakresie od głębokich niżówek do wysokich wezbrań (Kundzewicz 2011, Kundzewicz i in. 2017). Zjawiska te mają negatywny wpływ na jakość wody, która pogarsza się pod wpływem susz i fal upałów, ulew i powodzi oraz zmiany klimatu. Susze i fale upałów powodują obniżenie zawartości tlenu rozpuszczonego i wzrost temperatury rzeki, rozrost glonów, wzrost zasolenia i stężenia zanieczyszczeń ze źródeł punktowych ze względu na niższe rozcieńczenie. Z kolei niski przepływ prowadzi do zmniejszenia transportu zanieczyszczeń z powierzchniowych spływów rolniczych i miejskich. Ulewy i powodzie mobilizują osady, zawiesinę i inne zanieczyszczenia z powierzchniowych spływów rolniczych i miejskich (van Vliet i in. 2023, Malinowski i Skoczko 2018). Zmiana klimatu nasila więc powodzie, susze, wywołuje ekstremalne temperatury i ma wpływ na wydajność systemów oczyszczania i uzdatniania wody (Europejska Agencja Środowiska 2024).

Kluczowe wyzwania dotyczące zapewnienia bezpieczeństwa zaopatrzenia dotyczą więc jakości wód powierzchniowych. Zanieczyszczenia mają różne pochodzenie i różną uciążliwość. Negatywne zmiany jakości wody powierzchniowych wykorzystywanych jako źródła wody do spożycia są widoczne nie tylko w Unii Europejskiej (Pulicharla i in. 2021), ale na całym świecie (Walker i in. 2019, Chowdhury 2018, Huang i in. 2023). Zanieczyszczenia mają bezpośredni wpływ na procesy uzdatniania wody oraz bezpieczeństwo systemu zaopatrzenia w wodę. Można je podzielić na podstawowe grupy:

### Zanieczyszczenia chemiczne

To wciąż dynamicznie rosnąca grupa substancji organicznych i nieorganicznych przedostających się do wód przez zrzuty ścieków nieoczyszczonych i oczyszczonych, spływy z terenów rolniczych i z terenów zurbanizowanych, depozycje z powietrza. Są w niej metale ciężkie, pestycydy i biocydy oraz rosnąca liczba mikrozanieczyszczeń, szczególnie farmaceutyków i substancji per i polifluoroalkilowych – PFAS (ang. *perfluoroalkylated substances*). Nie powinny być obecne w zasobach wodnych, znacząca część z nich nie występuje w przyrodzie, ale jest dziełem człowieka. Do zanieczyszczeń chemicznych należą także substancje biogenne wówczas, gdy występują w nadmiarze i powodują eutrofizację.

Zanieczyszczenia chemiczne mają różne pochodzenie i wpływ na jakość wody, a więc i technologie uzdatniania. Ścieki z rolnictwa wprowadzają do rzek azotany, pestycydy, antybiotyki, a zrzuty przemysłowe mogą uwalniać metale ciężkie (np. ołów, rtęć, arsen) oraz bardzo szerokie spektrum zanieczyszczeń organicznych.

Substancje chemiczne odgrywają kluczową rolę we współczesnym społeczeństwie, a działalność gospodarcza jest źródłem wciąż pojawiających się nowych zanieczyszczeń. Gospodarstwa domowe oraz przemysł i rolnictwo w istotnym stopniu przyczyniają się do degradacji środowiska, uwalniając do niego substancje chemiczne obecne w produktach codziennego użytku, szczególnie kosmetykach, środkach czystości, lekach. Liczba substancji chemicznych rośnie zwiększając prawdopodobieństwo wystąpienia negatywnych skutków. Związki chemiczne, które początkowo uważano za bezpieczne i obojętne (np. PFAS), okazały się istotnymi zanieczyszczeniami. Zdarza się także, że znane i popularne od dekad substancje chemiczne zaczynają występować w takich ilościach, że nie można ich już ignorować w środowisku. W związku z tym konieczne staje się zastosowanie zasady

ostrożności, mimo że dla niektórych z nich nie opracowano jeszcze metod analitycznych. Jednak, kiedy wycofuje się zakazaną substancję chemiczną, natychmiast zastępowana jest inną, co potencjalnie powoduje nowe lub odmienne rodzaje wpływu na środowisko lub zdrowie ludzi. Do środowiska przedostają się więc coraz to nowe substancje o nieznanym wpływie na ekosystemy.

Szczególnie istotne w rozwoju technologii uzdatniania wody są nowe zanieczyszczenia zwane też zanieczyszczeniami wzbudzającymi szczególne duże obawy. Obejmują produkty farmaceutyczne, produkty higieny osobistej, pestycydy, chemikalia przemysłowe, substancje zaburzające gospodarkę hormonalną, mikroplastiki, nanomateriały i inne. Są one coraz częściej wykrywane w wodach powierzchniowych na całym świecie w wyniku zrzutów ścieków, spływu wód z terenów rolniczych oraz urbanizacji. W przeciwieństwie do tradycyjnych zanieczyszczeń (np. metali ciężkich, substancji odżywczych), często nie podlegają regulacjom, występują w ilościach śladowych (ng/l lub µg/l) i stanowią nieznaną, długotrwałe zagrożenie dla zdrowia z potencjalnymi skutkami kumulacyjnym (Houtman 2010, Santhi i in. 2012). Farmaceutyki i produkty higieniczne są już wykrywane w wodzie surowej i uzdatnionej (Valbonesi i in. 2021, Houtman 2010). Niektóre z nich utrzymują się w wodzie pomimo jej uzdatniania (Pulicharla i in. 2021).

Chociaż ich poziom stężeń jest często niski, długoterminowe zagrożenia dla zdrowia pozostają niepewne, co wymaga bardziej rygorystycznego monitorowania i stosowania środków ostrożności (Santhi i in. 2012). Zaburzenia endokrynologiczne, genotoksyczność i potencjał rakotwórczy mikrozanieczyszczeń zostały już potwierdzone (Schriks i in. 2010, Valbonesi i in. 2021).

#### **Zanieczyszczenia biologiczne**

To patogeny, szczególnie bakterie, wirusy, pasożyty przedostające się do wód powierzchniowych z terenów rolniczych oraz ze ścieków.

Zanieczyszczenia mikrobiologiczne pochodzą z nieoczyszczonych ścieków, spływów rolniczych i miejskich, fekalii pochodzących od ludzi, zwierząt gospodarskich i dzikich. Patogeny mogą powodować choroby przenoszone drogą wodną. Są szczególnie dotkliwe po powodziach lub w okresach wzmoczonego odpływu (Anderson i in. 2023).

Wzrost temperatury wody powoduje częstsze zakwity glonów i spadek stężenia tlenu w wodzie. Zjawiska te mogą wywołać problemy eksploatacyjne a także zwiększenie ryzyka pojawienia się ubocznych produktów dezynfekcji. Ponadto wysoki poziom mętności utrudnia oczyszczanie i może chronić mikroorganizmy przed dezynfekcją.

#### **Zanieczyszczenie termiczne**

To zrzuty podgrzanej wody z zakładów przemysłowych, szczególnie elektrowni.

#### **Zanieczyszczenia osadami**

To zanieczyszczenia generowane erozją gleb, działalnością górniczą, spływem materii organicznej.

#### **Zanieczyszczenia odpadami stałymi**

Szczególnie niebezpieczne są w tej grupie tworzywa sztuczne, które stają się źródłem mikroplastiku (Wang i in. 2024).

#### **Zanieczyszczenie radioaktywne**

To radioaktywność mogąca pochodzić z niewłaściwie eksploatowanej elektrowni jądrowej, z odpadów medycznych lub z górnictwa (wody kopalniane).

Istotnym czynnikiem osłabiającym skuteczną gospodarkę wodną jest nieskuteczne egzekwowanie przepisów i kontroli zanieczyszczeń, a także brak monitorowania jakości wody w czasie rzeczywistym i regulacji adaptacyjnych. Problem nasila się w przypadku rzek transgranicznych. Chociaż wprowadzono przepisy mające na celu zwalczanie zanieczyszczeń pochodzących z przeszłości, wiele nieuregulowanych substancji nadal jest uwalnianych do środowiska. Egzekwowanie i wdrażanie przepisów dotyczących istniejących zanieczyszczeń jest niespójne i nieskuteczne, co stwarza poważne zagrożenie dla zdrowia publicznego, różnorodności biologicznej i usług ekosystemowych. Rosnąca obecność zanieczyszczeń bakteryjnych w środowisku budzi obawy dotyczące ich trwałego i nieprzewidzianego wpływu na ekosystemy, jakość wody i dobrostan człowieka.

### **3.4. TECHNOLOGIE STOSOWANE W UZDATNIANIU WODY POWIERZCHNIOWEJ**

Zanieczyszczenie wód powierzchniowych ma bezpośredni wpływ na projektowanie, dobór i złożoność technologii uzdatniania wody do spożycia przez ludzi. W miarę jak zanieczyszczenia stają się coraz bardziej zróżnicowane i trwałe (np. farmaceutyki), przedsiębiorstwa wodociągowe muszą unowocześniać lub dostosowywać technologie, aby zapewnić bezpieczną wodę do picia.

Mikrozanieczyszczenia mogą przedostawać się do obiegu wody bezpośrednio lub pośrednio poprzez oczyszczalnie ścieków, które nie zostały zaprojektowane do usuwania wszelkiego rodzaju zanieczyszczeń. Ponieważ mikrozanieczyszczenia nie ulegają całkowitej biodegradacji, po dostaniu się do obiegu wody mogą stopniowo się kumulować i stanowić zagrożenie dla zasobów wody pitnej i ekosystemów wodnych (EurEau 2019, Schriks i in. 2010). Dlatego powstaje konieczność przygotowania stacji uzdatniania wody (SUW) na taką ewentualność.

Wody powierzchniowe wymagają wielobarierowych systemów uzdatniania (Delpla i Rodriguez 2018). Podobnie jak w oczyszczaniu ścieków, w uzdatnianiu wody można wyróżnić stopnie uzdatniania, w zależności od stanu zanieczyszczenia wody surowej. Woda uzdatniona musi spełnić wymagania jakościowe określone w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia (Minister Zdrowia 2017).

Należy podkreślić, że zaprezentowany w tabelicy 3.3 podział na stopnie uzdatniania jest ogólny i w rzeczywistości występuje wiele jego modyfikacji. Bardzo często jako pierwszy stopień uzdatniania wody pojawia się infiltracja, która nie jest jedynie procesem mechanicznego oczyszczania. Woda powierzchniowa jest kierowana do naturalnego lub sztucznego podłoża gruntowego, gdzie powoli przesiąka przez warstwy piasku, żwiru i gleby. W trakcie tego procesu zachodzą naturalne procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne, które poprawiają jakość wody. Proces ten łączy cechy naturalnej filtracji powolnej i procesów samooczyszczania wód. Prowadzi do spadku mętności, barwy, zapachu, liczby bakterii, a także obniżenia stężeń substancji organicznych i biogenych.

Z kolei zaawansowane procesy utleniania (AOP) stosuje się często na wstępie procesu uzdatniania. Utlenianie wstępne to proces wprowadzenia utleniacza do wody na początku

Tablica 3.3.

Ogólny podział technologii uzdatniania wody

Table 3.3

General division of water treatment technologies

| Stopień | Opis  |
|---------|---|
| 1       | Oczyszczanie mechaniczne<br>Cedzenie wynikające z konieczności usunięcia zanieczyszczeń mechanicznych (liście, gałęzie, skorupiaki itd.).<br>Dodatkowo możliwa jest sedymentacja zawiesiny w zbiornikach.   |
| 2       | Oczyszczanie chemiczne w celu usunięcia zawiesin, koloidów, mikroorganizmów, materii organicznej, niektórych pierwiastków (np. fosforu, metali). Oparte jest na dozowaniu chemikaliów oraz stanowi łańcuch zależnych od siebie procesów: koagulacji, flokulacji i sedymentacji lub flotacji. Dzięki tym procesom następuje redukcja barwy, mętności, zawiesiny ogólnej.<br>Sedymentacja działa najlepiej przy cząstkach cięższych od wody (i zagregowanych w kłaczkach). Flotacja sprawdza się, gdy w wodzie dominują lekkie zanieczyszczenia (np. glony w okresie zakwitów). |
| 3       | Filtracja, głównie filtracja pospieszna, np. na złożu piaskowym. Zatrzymuje zawiesiny resztkowe, materię organiczną, mikroorganizmy, niektóre związki chemiczne, redukuje mętność.  |
| 4       | Oczyszczanie zaawansowane – czwartego stopnia. Obejmuje szeroki zakres różnych technologii służących do usuwania mikrozanieczyszczeń i stabilizacji wody. Najczęściej stosowane to mikro, ultra i nano-filtracja, sorpcja, filtracja powolna, wymiana jonowa. Są to technologie o różnym mechanizmie działania, służące do usuwania mikroorganizmów, związków rozpuszczonych w wodzie, cząsteczek i jonów.  |
| 5       | Dezynfekcja i zaawansowane procesy utleniania (AOP) służą do zniszczenia mikroorganizmów, usuwania trudno biodegradowalnych związków organicznych, toksyn sinicowych, neutralizacji zapachu. AOP polegają na generowaniu bardzo reaktywnych rodników hydroksylowych ( $\cdot\text{OH}$ ). Dzięki temu mogą niszczyć mikroorganizmy i rozkładać trudno usuwalne związki organiczne. Wykorzystuje się tu różne kombinacje chloru, ozonu, promieniowania UV, reakcję Fentona, utlenianie plazmowe i inne.  |

ciągu technologicznego uzdatniania, jeszcze przed koagulacją, sedymentacją, filtracją czy infiltracją. Celem jest poprawa jakości wody surowej i przygotowanie jej do dalszych etapów. Dzięki temu następuje dezynfekcja wstępna, rozkład dużych cząsteczek organicznych do łatwiej koagulujących, utlenienie  $\text{Fe}^{2+}$  i  $\text{Mn}^{2+}$  do form nierozpuszczalnych i łatwo usuwalnych, rozbicie koloidów i poprawa skuteczności koagulacji i flokulacji.

Im bardziej zanieczyszczona woda surowa, tym dłuższe procesy technologiczne. Ramowa dyrektywa wodna zobowiązuje państwa członkowskie do umożliwienia redukcji procesów technologicznych poprzez poprawę jakości wód (Unia Europejska, 2000): *Państwa Członkowskie zapewniają konieczną ochronę części wód wyznaczonych w celu uniknięcia pogorszenia ich jakości, dla zredukowania poziomu uzdatniania wymaganego przy produkcji wody do spożycia* (Art.7). Rzeczywistość pokazuje nieustające wydłużanie ciągów technologicznych, spowodowane pogarszającą się jakością wody surowej.

Większość stosowanych w uzdatnianiu wody technologii usuwania mikrozanieczyszczeń niesie za sobą ryzyko powstawania nieznanymi substancjami lub generowania niebezpiecznych odpadów. Choć tradycyjne procesy dezynfekcji wody są skuteczne w usuwaniu mikrozanieczyszczeń, mogą one nieumyślnie generować szkodliwe produkty uboczne

stanowiąc zagrożenie dla zdrowia, np. neurotoksyczność (Wang i in. 2025). Dzięki badaniom naukowym powstają obiecujące metody zwiększające bezpieczeństwo wody, np. filtry zeolitowe (Pan i in. 2025), nanokompozyty magnetyczne (Abolghasemi i in. 2025), metaloorganiczne struktury nośne (Abbas i in. 2025) i wiele innych.

### 3.5. METODY USPRAWNIANIA ZAOPATRZENIA MIAST W BEZPIECZNĄ WODĘ DO SPOŻYCIA

#### Kontrola u źródła

Im większe stężenie zanieczyszczeń, tym wyższe koszty uzdatniania wody, a więc wyższe taryfy za usługi wodne. Rozwiązanie problemu powinno zacząć się od polityki i faktycznego wdrożenia zasady kontroli zanieczyszczeń u źródła oraz zasady ostrożności w ochronie środowiska. Art. 191 ust. 2 Traktatu o funkcjonowaniu Unii Europejskiej stanowi, że *polityka Unii w dziedzinie środowiska zmierza do osiągnięcia wysokiego poziomu ochrony (...). Opiera się ona na zasadzie ostrożności oraz zasadach działania zapobiegawczego, naprawiania szkód w pierwszym rzędzie u źródła i na zasadzie „zanieczyszczający płaci”*. Mniej szkodliwych substancji w środowisku przełoży się na czystsze wody powierzchniowe. Mniejsza ilość szkodliwych substancji w społeczeństwie zmniejszy również ogólne jego narażenie na zanieczyszczenia budzące szczególne obawy i będzie silnym motorem innowacji produktowych.

Istotnym elementem skutecznej polityki środowiskowej jest więc nakładanie ograniczeń nie tylko na niewątpliwie szkodliwe substancje chemiczne, ale także w przypadku niepewności naukowej dotyczącej ich szkodliwości. Na przykład zanieczyszczenie PFAS kosztuje w Europie miliardy euro rocznie. Koszty te ponoszą operatorzy wodociągów, gminy, ubezpieczyciele, fundusze zdrowotne, rządy i inne podmioty. Decydenci i zainteresowane strony powinny poprzeć powszechne ograniczenie stosowania PFAS, które zostało zaproponowane przez Europejską Agencję Chemiczną (Europejska Agencja Chemiczna 2025). Przedłużenie stosowania PFAS powinno być możliwe tylko w niektórych niezbędnych zastosowaniach przez ograniczony czas (np. w medycynie). Konieczne jest dążenie do wycofania stosowania tych substancji w środkach ochrony roślin, szczególnie tam, gdzie powstaje kwas trifluoroctowy (TFA) (EurEau 2025). Regulacje napędzają innowacje. Tylko jasno określona data wycofania, ewentualnie uzupełniona krótkim okresem przejściowym, zapewnia ramy regulacyjne, które stymulują inwestycje w alternatywne rozwiązania.

#### Rozszerzona Odpowiedzialność Producenta

Wzmocnieniem zasady „zanieczyszczający płaci” jest Rozszerzona Odpowiedzialność Producenta (ROP). Zasada „zanieczyszczający płaci” oznacza, że podmiot, który powoduje zanieczyszczenie środowiska (np. produkuje szkodliwą dla środowiska substancję), powinien ponieść wszelkie koszty związane z zapobieganiem temu zanieczyszczeniu, naprawą szkód środowiskowych (usuwaniem skutków zanieczyszczenia), kontrolą tych działań i wdrożeniem środków zaradczych.

Zmieniona dyrektywa UE w sprawie oczyszczania ścieków komunalnych (Unia Europejska 2024) wdraża zasadę „zanieczyszczający płaci” poprzez system ROP. Ponieważ produkty farmaceutyczne i kosmetyki są głównymi źródłami mikrozanieczyszczeń w ściekach komunalnych, nakłada na ich producentów obowiązek pokrycia co najmniej 80% kosztów usuwania mikrozanieczyszczeń ze ścieków (Komisja Europejska 2022). Oczyszczanie ścieków z mikrozanieczyszczeń zabezpieczy zasoby wodne przed

zanieczyszczeniem. Ponadto ROP mobilizuje do bardziej ekologicznego rozwoju produktów i obniżenia kosztów oraz dążenia do tego, aby instalacja systemów usuwania mikro-zanieczyszczeń nie była konieczna. To rozwiązanie jest nie tylko zgodne z podstawowymi przepisami UE, ale także uwzględnia potrzebę utrzymania przystępnych cen wody dla wszystkich i stymulowania innowacji w sektorze wodnym.

### Monitoring w czasie rzeczywistym

Monitoring kontrolny jakości wody opiera się głównie na badaniu prób wody w laboratoriach. Jest reaktywnym podejściem, gdy wszelkie problemy z czystością wody już wystąpiły. Zmienność jakości wód powierzchniowych wymusza potrzebę monitorowania w czasie rzeczywistym (Carvalho i in. 2019). Stąd rozwój sensorów i stacji monitorujących. (Yaroshenko i in. 2020). Wykorzystanie nowoczesnych technik analitycznych, wspieranych narzędziami sztucznej inteligencji, staje się kluczowe dla monitorowania nowych zanieczyszczeń środowiskowych.

### Zarządzanie ryzykiem

Efektywne zarządzanie bezpieczeństwem wody do spożycia opartej na źródłach wody powierzchniowej wymaga holistycznego, zintegrowanego podejścia, uwzględniającego wiele czynników środowiskowych, społecznych i klimatycznych, od źródła aż po kran. Stąd konieczność wdrażania systemów zarządzania ryzykiem, w tym jakością wody pitnej, z podejściem wielobarierowym obejmującym zarządzanie ryzykiem od obszaru zasilania ujęcia aż do punktu poboru. Dyrektywa 2020/2184 wprowadza obowiązek prowadzenia systemów zarządzania ryzykiem w całym systemie zaopatrzenia.

Równocześnie konieczna jest dogłębna analiza potencjalnych zagrożeń w różnych obszarach związanych z rozwojem i wdrażaniem innowacyjnych materiałów, w tym w biotechnologii i nanotechnologii, gdyż mogą one generować nowe, trudne do przewidzenia ryzyka dla środowiska i zdrowia publicznego.

## 3.6. WNIOSKI

Nie ma możliwości zaopatrzenia w wodę największych polskich miast bez wykorzystania zasobów wód powierzchniowych. Są one jednak bardzo zanieczyszczone, rośnie w nich stężenie mikro-zanieczyszczeń wzbudzających szczególne obawy. Większość z nich jest bez wątpienia szkodliwa dla zdrowia ludzkiego i ekosystemów. Technologie uzdatniania wody są skuteczne jednak nie wobec wszystkich mikro-zanieczyszczeń. Ponadto w wyniku oczyszczania wody powstają niebezpieczne odpady i produkty uboczne. Konieczne jest więc rzetelne wdrożenie zasady kontroli u źródła, aby zapobiegać przedostawaniu się zanieczyszczeń do środowiska. Konieczne jest wprowadzanie zakazów stosowania substancji szczególnie niebezpiecznych, np. PFAS. Należy podjąć odpowiednie kroki na różnych etapach, zanim mogą one przedostać się do obiegu wody. Ich uwalnianie powinno być rozpatrywane priorytetowo u źródła, czyli na różnych etapach poprzedzających emisję, zrzut lub przedostanie się do środowiska wodnego. Stworzenie niezbędnych warunków wspierających takie podejście do kontroli u źródła stanowi wyzwanie dla całej UE. Wdrożenie Rozszerzonej Odpowiedzialności Producenta umożliwi finansowanie usuwania ze ścieków toksycznych, trwałych i mobilnych substancji zgodnie z zasadą „zanieczyszczający płaci”.

## BIBLIOGRAFIA

- Abbas, S., Ahmad, K., Naseem, K., Kashif, M., Majeed, H., Qureshi, K., Rehman Shah, H.U., Ahmad, I., Khalid, A., Awais, S., & Ashfaq, M. (2025). Cutting-edge metal-organic frameworks: revolutionizing the adsorptive removal of pharmaceutical contaminants from water. *Reviews in Inorganic Chemistry*. <https://doi.org/10.1515/REVIC-2024-0119>
- Abolghasemi, S., Nasiri, A., Hashemi, M., Rajabi, S., & Rahimi, F. (2025). Magnetic nanocomposites: innovative adsorbents for antibiotics removal from aqueous environments—a narrative review. *Applied Water Science*, 15 (2), 1–54. <https://doi.org/10.1007/S13201-025-02360-1/FIGURES/17>
- Anderson, L.E., DeMont, I., Dunnington, D.D., Bjorndahl, P., Redden, D.J., Brophy, M.J., & Gagnon, G.A. (2023). A review of long-term change in surface water natural organic matter concentration in the northern hemisphere and the implications for drinking water treatment. *Science of The Total Environment*, 858, 159699. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.159699>
- Carvalho, L., Mackay, E.B., Cardoso, A.C., Baatrup-Pedersen, A., Birk, S., Blackstock, K.L., Borics, G., Borja, A., Feld, C.K., Ferreira, M.T., Globevnik, L., Grizzetti, B., Hendry, S., Hering, D., Kelly, M., Langaas, S., Meissner, K., Panagopoulos, Y., Penning, E., ... Solheim, A.L. (2019). Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of The Total Environment*, 658, 1228–1238. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.12.255>
- Chowdhury, S. (2018). Water quality degradation in the sources of drinking water: an assessment based on 18 years of data from 441 water supply systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190 (7), 379. <https://doi.org/10.1007/S10661-018-6772-6>
- Delpla, I., & Rodriguez, M.J. (2018). Multi-stressor effects on riverine drinking water production and management. *Multiple Stressors in River Ecosystems: Status, Impacts and Prospects for the Future*, 315–333. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811713-2.00018-2>
- EurEau. (2019). Addressing micropollutants: a holistic approach Summary. [www.eureau.org](http://www.eureau.org)
- EurEau. (2025). PFAS Phase Out: A Prerequisite for a Water Resilient Europe PFAS-some facts and too many unknowns. [www.mdpi.com/2071-1050/16/6/2382](http://www.mdpi.com/2071-1050/16/6/2382)
- European Environment Agency. (2024). Europe's state of water 2024: the need for improved water resilience. 108.
- Europejska Agencja Chemiczna. (2025). PFAS Restriction. <https://echa.europa.eu/pl/-/echa-announces-timeline-for-pfas-restriction-evaluation>
- Europejska Agencja Środowiska. (2024). Europe's state of water 2024 : the need for improved water resilience. 108.
- Główny Inspektorat Ochrony Środowiska. (2025). Monitoring i ocena jednolitych części wód powierzchniowych rzecznych – Rzeki – System monitoringu i klasyfikacji wód – Portal jakości wód powierzchniowych. <https://wody.gios.gov.pl/pjwp/publication/RIVERS/88>
- Główny Inspektorat Sanitarny. (2024). Raport – Stan Sanitarny Kraju.
- Główny Urząd Statystyczny. (2024). Ochrona Środowiska.
- Główny Urząd Statystyczny. (2025). Bank Danych Lokalnych. <https://bdl.stat.gov.pl/bdl/dane/podgrup/tablica>
- Houtman, C.J. (2010). Emerging contaminants in surface waters and their relevance for the production of drinking water in Europe. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 7 (4), 271–295. <https://doi.org/10.1080/1943815X.2010.511648>
- Huang, S.J., Zhou, G.Q., Tang, Y.D., & Wei, J. (2023). Investigation on Water Pollution Control of Drinking Water Source in China. *IOP Conference Series*, 1204 (1), 012004–012004. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1204/1/012004>
- Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej. (2024). Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy.
- Komisja Europejska. (2022). Impact Assessment Accompanying the document Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast). <https://circabc.europa.eu/ui/group/65764c73-4a57-45dc-8199-473014cf65bf/library/889da570-1fb0-479c-bc7c-3104ad7c8feb/details>
- Kundzewicz, Z. W. (2011). Zmiany klimatu, ich przyczyny i skutki-observacje i projekcje Climate changes, their reasons and effects-observations and projections. *Landform Analysis*, 15, 39–49. [www.klima-potsdam.de](http://www.klima-potsdam.de)

- Kundzewicz, Z. W., Hov, Ø., & Okruszko, T. (2017). Zmiany klimatu i ich wpływ na wybrane sektory w Polsce. *Malinowski, Ł., & Skoczko, I. (2018). Impacts of Climate Change on Hydrological Regime and Water Resources Management of the Narew River in Poland. Journal of Ecological Engineering, 19 (4), 167–175. https://doi.org/10.12911/22998993/91672*
- Minister Zdrowia. (2017). Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 7 grudnia 2017 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. In Dz.U. 2017 poz. 2294.
- Ministerstwo Infrastruktury. (2021). Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. In Dz.U. 2021 poz. 1475.
- Pan, J., Wang, B., Liu, S., Liu, S., & Yan, W. (2025). Synthesis and Application of LTA Zeolite for the Removal of Inorganic and Organic Hazardous Substances from Water: A Review. *Molecules 2025, Vol. 30, Page 554, 30 (3), 554. https://doi.org/10.3390/MOLECULES30030554*
- Polska. (2017). Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne. In Dz.U. 2017 poz. 1566.
- Pulicharla, R., Proulx, F., Behmel, S., Sérodes, J. B., & Rodriguez, M. J. (2021). Occurrence and seasonality of raw and drinking water contaminants of emerging interest in five water facilities. *Science of The Total Environment, 751, 141748. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.141748*
- Santhi, V. A., Sakai, N., Ahmad, E. D., & Mustafa, A. M. (2012). Occurrence of bisphenol A in surface water, drinking water and plasma from Malaysia with exposure assessment from consumption of drinking water. *Science of The Total Environment, 427–428, 332–338. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2012.04.041*
- Schriks, M., Heringa, M. B., van der Kooi, M. M. E., de Voogt, P., & van Wezel, A. P. (2010). Toxicological relevance of emerging contaminants for drinking water quality. *Water Research, 44 (2), 461–476. https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.08.023*
- Unia Europejska. (2000). Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. In OJ L 327, 22.12.2000.
- Unia Europejska. (2024). Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2024/3019 z dnia 27 listopada 2024 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (wersja przekształcona). In Dz.U. L, 2024/3019, 12.12.2024,.
- Valbonesi, P., Profita, M., Vasumini, I., & Fabbri, E. (2021). Contaminants of emerging concern in drinking water: Quality assessment by combining chemical and biological analysis. *Science of the Total Environment, 758, 143624–143624. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143624*
- van Vliet, M. T. H., Thorslund, J., Stokal, M., Hofstra, N., Flörke, M., Ehalt Macedo, H., Nkwasa, A., Tang, T., Kaushal, S. S., Kumar, R., van Griensven, A., Bouwman, L., & Mosley, L. M. (2023). Global river water quality under climate change and hydroclimatic extremes. *Nature Reviews Earth & Environment 2023 4:10, 4 (10), 687–702. https://doi.org/10.1038/s43017–023–00472–3*
- Walker, D. B., Baumgartner, D. J., Gerba, C. P., & Fitzsimmons, K. (2019). Surface Water Pollution. *Environmental and Pollution Science, 261–292. https://doi.org/10.1016/B978–0–12–814719–1.00016–1*
- Wang, F., Xiang, L., Sze-Yin Leung, K., Elsner, M., Zhang, Y., Guo, Y., Pan, B., Sun, H., An, T., Ying, G., Brooks, B. W., Hou, D., Helbling, D. E., Sun, J., Qiu, H., Vogel, T. M., Zhang, W., Gao, Y., Simpson, M. J., ... Tiedje, J. M. (2024). Emerging contaminants: A One Health perspective. *The Innovation, 5 (4), 100612. https://doi.org/10.1016/J.XINN.2024.100612*
- Wang, X., Rong, C., Niu, P., Leng, W., Wang, G., He, Z., Qi, X., Zhao, D., & Li, J. (2025). The neurotoxicity of iodoacetic acid, a byproduct of drinking water disinfection. *Frontiers in Toxicology, 7, 1543374. https://doi.org/10.3389/FTOX.2025.1543374/BIBTEX*
- Yaroshenko, I., Kirsanov, D., Marjanovic, M., Lieberzeit, P. A., Korostynska, O., Mason, A., Frau, I., & Legin, A. (2020). Real-time water quality monitoring with chemical sensors. *Sensors (Switzerland), 20 (12), 1–22. https://doi.org/10.3390/S20123432*

**Ilona BIEDROŃ**

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy

## **4. RENATURYZACJA RZEK W POLSCE – SZANSA NA SKUTECZNE ŁAGODZENIE KRYZYSÓW Z WODĄ I RÓWNOCZESNE POLEPSZENIE STANU EKOLOGICZNEGO WÓD POWIERZCHNIOWYCH**

### **RIVER RENATURALIZATION IN POLAND – AN OPPORTUNITY FOR EFFECTIVE MITIGATION OF WATER CRISES AND SIMULTANEOUS IMPROVEMENT OF THE ECOLOGICAL STATUS OF SURFACE WATERS**

**Abstract:** In an era of increasingly noticeable effects of climate change, the restoration of rivers and other wetlands is becoming increasingly important. There is considerable scope for restoring wetland ecosystems in Poland. Strategic national documents indicate that 91% of rivers and 67% of lakes require restoration, and 85% of peatlands are in a drained state. Aquatic and wetland ecosystems functioning in a degraded state are not only characterised by reduced natural value. The hydromorphological transformation of wetlands directly affects their ability to regulate the water cycle in nature, which contributes to the loss of water self-purification functions and increases the problems of flooding and drought. The article focuses on the issue of river restoration, referring to national experiences and challenges facing Poland.

**Key words:** rivers' restoration, climate adaptation, natural retention, reducing flood and drought, good ecological status.

#### **4.1. ROLA MOKRADEŁ W KRAJOBRAZIE**

Rzeka to mokradło – to woda płynąca, która obok wód stojących, terenów bagien, torfowisk, zbiorników wodnych, tak naturalnych jak i sztucznych, stałych i okresowych zaliczamy do „obszarów wodno-błotnych” (Ramsar Convention 1971). Rolą mokradeł w krajobrazie jest regulowanie odpływu wody i poprawa jej jakości. Mokradła mogą modyfikować przepływy wezbraniowe poprzez magazynowanie wody i powolne uwalnianie jej w czasie, co ma pozytywny wpływ na wilgotność gleby stanowiąc kluczowy element naturalnej retencji wody w krajobrazie. Mogą również zmieniać ogólny bilans wodny, wpływając na ewapotranspirację, infiltrację i zasilanie wód gruntowych (Ferreira i in., 2023).

Zmiany zagospodarowania zlewni zmniejszające możliwości naturalnej retencji, skutkujące przyspieszonym odpływem wody, połączone z degradacją mokradeł (ekosystemów

wodnych i od wód zależnych (RDW 2000) przekładają się na obniżoną odporność krajobrazu na susze, powodzie i drastycznie zmniejszona potencjał samooczyszczania wody (Biedroń i in. 2021). Poprzez przyspieszony odpływ wody rzędne dna koryt wielu rzek w Polsce uległy obniżeniu (erozji wgłębnej), powodując drenaż dolin i redukcję retencji wody w krajobrazie. Regulacja rzek i utrzymywanie ich przekształconego stanu poprzez realizację działań utrzymaniowych (tj. udrażnianie, odmulanie, usuwanie roślinności z dna i brzegów koryt) stało się jedną z przyczyn zaniku małych powodzi, istotnych do odbudowy zasobów wód i osiągnięcia dobrego stanu ekologicznego rzek. Małe powodzie (wezbrania) rzeczne czyli takie, których prawdopodobieństwo wystąpienia jest wysokie i wynosi 10% (Prawo wodne 2017), można traktować jako ponadkorytowe przepływy śródowiskowe (Biedroń 2023) i przepływy charakterystyczne dla rzek swobodnie płynących, które zapewniają ciągłość poprzeczną rzek poprzez ich łączność z równinami zalewowymi (Komisja Europejska 2022).

Ograniczenie naturalnego rozlewania się rzek w ich dolinach przyczyniło się do zwiększenia ryzyka powodziowego (energia przepływu skoncentrowanego w uproszczonym – uregulowanym korycie – ma większą siłę niszczącą) i często skoncentrowało je w obszarach zurbanizowanych, zabudowanych inwestycyjnie i przemysłowo. Na najbardziej narażonym na powódzie południu Polski regulacja koryt rzek i potoków oraz pobór rumowiska rzeczno-ego w XX w. doprowadziły do praktycznie całkowitego przekształcenia roztokowych koryt rzek karpaccich w koryta jednonurtowe (Hajdukiewicz i Wyżga 2013). Skutkiem są mocno wcięte dna koryt cieków i znaczące zmiany materiału tworzącego ich dno (dna koryt stanowi często lita skała). Na zmianę funkcjonowania rzek karpaccich wpłynęły również skutki wywołane przez przegrodzenie ich zabudową poprzeczną – progami, stopniami wodnymi, jazami czy zaporami, które tworzą zbiorniki retencyjne. W nizinnej części kraju istotne zmiany naturalnego ustroju hydrologicznego odgrywają uregulowane i utrzymywane w uproszczonej formie koryta rzek, które z reguły szybciej odprowadzają nadmiar wody m.in. z gruntów rolnych zarówno w trakcie wysokich jak i niskich przepływów.

Przekształcanie rzek, które służy celom rolniczym jest powiązane z intensyfikacją rolnictwa – melioracją dolin rzecznych, a w szczególności torfowisk niskich celem zwiększenia produktywności łąk czy też przekształcania torfowisk w grunty orne (Kozub 2018, Tanneberger i in. 2017). Utrzymywanie uregulowanych koryt rzek może przynosić korzyści rolnikom po opadach – aby uniknąć podtopień, ale długofalowo ich stan wpływa na ubożenie zasobów wodnych, które najwyraźniej są odczuwalne w okresach bezopadowych w okresie wegetacyjnym. Jak podkreślają Nawrocki i Nieznański (2020) rolnictwo odwodnieniowe może poważnie zwiększyć intensywność suszy rolniczej i wielkość strat gospodarczych powodowanych przez suszę, a jednocześnie zwiększyć dotkliwość zjawisk powodziowych, czyli zredukować odporność rolnictwa na skutki zmiany klimatu. Autorzy oszacowali, że skala przeprowadzonych prac utrzymaniowych polegających na odmulaniu cieków w latach 2000–2017 wynosiła aż 37 450 km bieżących cieków, co mogło przyczynić się do spadkowego trendu zmian uwilgotnienia gleb (European Environment Agency 2019), na co zwraca uwagę Biedroń (2023).

Poziom wody gruntowej obok czynników takich jak ilość i rozkład opadów czy temperatura powietrza jest zasadniczym czynnikiem hydro-meteorologicznym mającym wpływ na plonowanie łąk i pastwisk (Łabędzki i Bąk 2015). Poziom wody gruntowej to jedyny czynnik, na który ma wpływ gospodarowanie wodą w skali zlewni. Łabędzki i Bąk (2015) oceniając skutki suszy z 2015 r. wskazują, że gleby torfowe i gleby

torfowo-murszowe o dużej retencji wodnej zdecydowanie lepiej radziły sobie z niekorzystnymi warunkami klimatycznymi. To dlatego z uwagi na występujące w ostatnich dekadach zjawiska ekstremalne tj. rekordowe temperatury przekładające się m.in. na dotkliwie upalne okresy bezopadowe latem, nagle, intensywne deszcze czy spadkowy trend wysokości pokrywy śnieżnej zimą (Marsz i Styszyńska 2019, IMGW-PIB 2024, Kędzia et al. 2023), rola mokradeł nabiera kluczowego znaczenia w świetle bezpieczeństwa wodnego i minimalizowania skutków powodzi i suszy (Erwin 2009).

#### 4.2. PRZEKSZTAŁCENIA RZEK W POLSCE I KIERUNKI ICH RENATURYZACJI

Renaturyzacja rzek to działanie sprzyjające nie tylko osiągnięciu dobrego stanu ekologicznego wód płynących, ale również jeden z celów określonych w Projekcie Strategii ochrony mokradeł w Polsce na lata 2022–2032 (Jabłońska i in. 2021), który wykorzystano do opracowania projektowanej Strategii ochrony obszarów wodno-błotnych w Polsce na lata 2025–2035. Renaturyzacja rzek wpisuje się również we wzmocnienie działań na rzecz bioróżnorodności, w tym realizacji celów Rozporządzenia w sprawie odbudowy zasobów przyrodniczych tj. Nature Restoration Law (NRL 2024), które wymaga opracowania Krajowego Planu Odbudowy Zasobów Przyrodniczych do lipca 2026 r.

Kluczowym dokumentem wskazującym kierunek odtwarzania rzek w Polsce jest „Krajowy program renaturyzacji wód powierzchniowych” opracowany na zlecenie Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie (KPRWP; PGW WP 2020). Wyznaczono w nim Obszary Wymagające Renaturyzacji (OWR), które obejmują 91% jednolitych części wód powierzchniowych rzecznych (JCWP rzecznych) i 57% jednolitych części wód powierzchniowych jeziornych (JCWP jeziornych) – rys. 4.1.

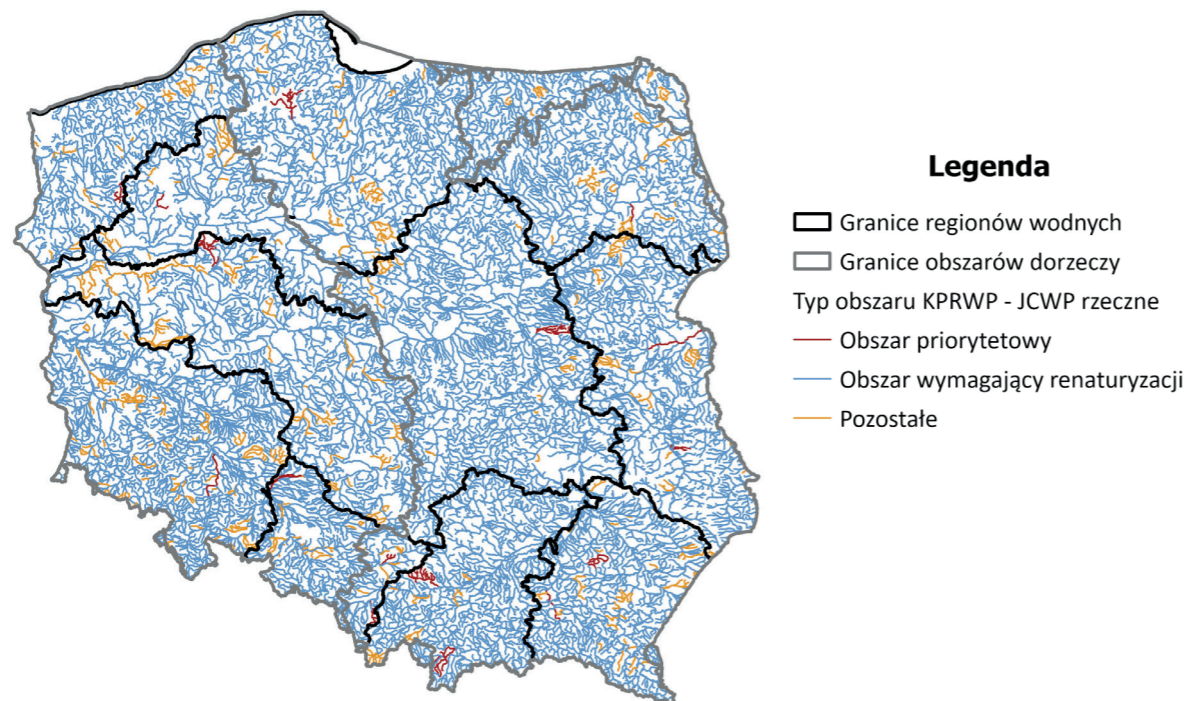
OWR wyodrębniono na podstawie diagnozy przekształceń hydromorfologicznych, która w przypadku rzek objęła wszystkie 3116 JCWP rzecznych. Każdej JCWP, która została zaliczona do OWR przypisano zestawy działań, których realizacja będzie wpływać na poprawę warunków hydromorfologicznych ocenianych za pomocą Hydromorfologicznego Indeksu Rzeczno-ego liczonego metodą kameralną – HIR<sub>k</sub> (Jusik i in. 2023). Z uwagi na małą szczegółowość wynikającą z przyjętej metodyki prowadzenia prac, jakość dostępnych danych, zmieniający się stopień przekształcenia i zdolności ekosystemów wodnych do samostnej regeneracji, proponowane działania zdefiniowane w KPRWP wymagają doprecyzowania i dalszych szczegółowych analiz w skali lokalnej (PGW WP 2020).

Rzeki wyznaczone jako OWR (tj. 2821 JCWP rzecznych) charakteryzują się różnym stopniem przekształcenia, co przekłada się na różnorodność niezbędnych działań odtworzeniowych (por. rozdz. 4.4.). W tej grupie tylko dla 93 JCWP rzecznych rekomendowane jest wyłącznie ograniczenie prac utrzymaniowych, a dla kolejnych 503 JCWP rzecznych zastosowanie pakietu podstawowych działań renaturyzacyjnych – PPSR. Oznacza to, że przekształcenie zdecydowanej większości polskich rzek jest na tyle duże, że wymaga realizacji złożonego zestawu środków renaturyzacyjnych (PGW WP 2020).

Potwierdzają to analizy wykonane na etapie opracowania drugiej aktualizacji planów gospodarowania wodami na obszarach dorzeczy (II aPGW) (Dz.U. 2023 poz. 300; Dz.U. 2023 poz. 335; Dz.U. 2022 poz. 2740; Dz.U. 2023 poz. 210., Dz.U. 2023 poz. 86., Dz.U. 2023 poz. 189; Dz.U. 2023 poz. 114; Dz.U. 2023 poz. 207; Dz.U. 2023 poz. 206), w której dla 79% JCWP rzecznych wśród znaczących oddziaływań wskazuje się znaczącą

presję na elementy biologiczne zależne od hydromorfologii (w skrócie można ją nazwać znaczącą presją hydromorfologiczną). To dla JCWP rzecznych z taką znaczącą presją zaplanowano w programach działań II aPGW działania naprawcze.

Przeprowadzona ocena (Biedroń 2024) wskazuje, że dla 16% JCWP rzecznych (505 JCWP rzecznych) zaplanowano działania wpisujące się w potrzeby renaturyzacyjne określone w KPRWP, a dla 182 JCWP rzecznych, tj. 37% JCWP rzecznych z tej grupy zaplanowano równoległe nowe przedsięwzięcia hydrotechniczne. Dla pozostałych OWR (1174 JCWP rzecznych) zaplanowane w II aPGW działania renaturyzacyjne nie będą wystarczające do osiągnięcia poprawy stanu ekologicznego, a dla 38% JCWP rzecznych (1169 JCWP rzecznych) nie zaplanowano żadnych działań renaturyzacyjnych.



Rys. 4.1. Potrzeba realizacji działań renaturyzacyjnych w jednolitych częściach wód powierzchniowych rzecznych

Źródło: opracowanie własne na podstawie PGW WP, 2020

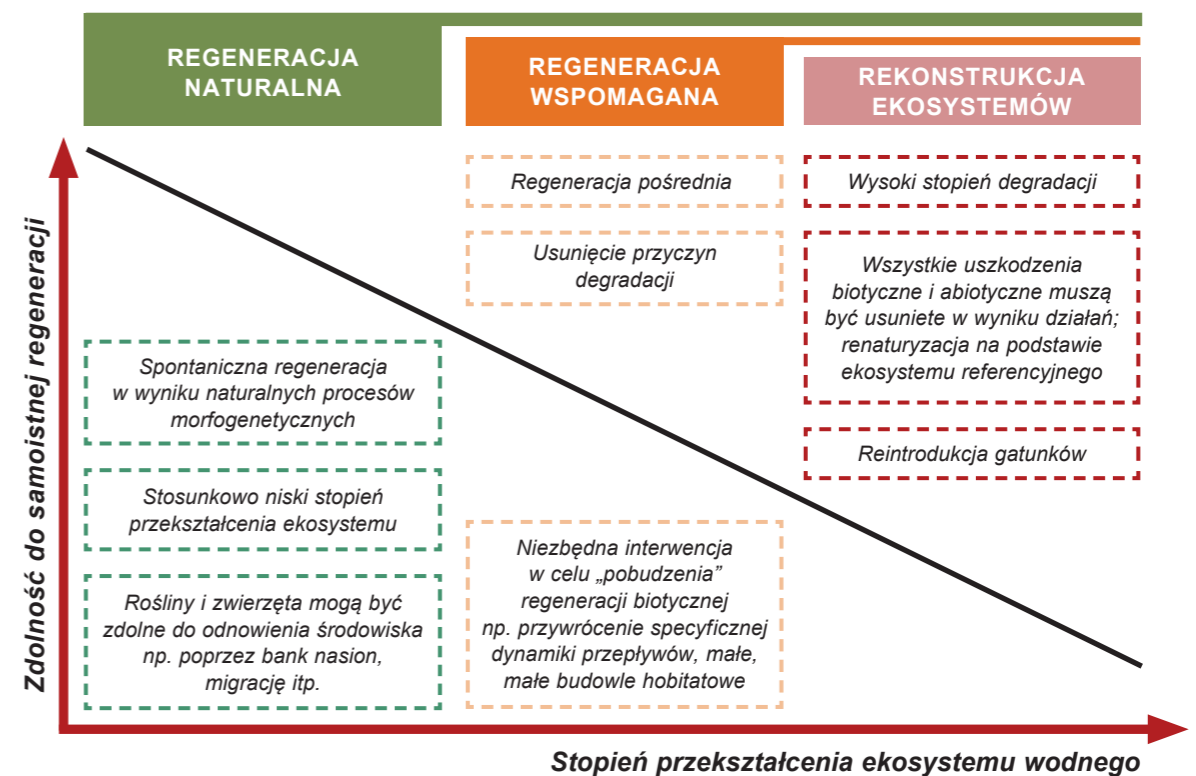
Fig. 4.1. The need to implement restoration activities in river water body

Source: own study based on PGW WP, 2020

### 4.3. KLUCZOWE ZASADY RENATURYZACJI RZEK

Renaturyzacja jest działaniem wspomagającym odtworzenie stanu ekosystemu lub procesów przyrodniczych zachodzących w ekosystemie, który został zdegradowany, uszkodzony lub zniszczony (Gann i in. 2019, Pawlaczyk 2020). Stąd, poprzez renaturyzację rzek rozumiane są działania, które mają na celu przywrócenie ich do stanu bardziej zbliżonego do naturalnego lub takie, które są w stanie wspomóc ekosystem rzeczny w odbudowie procesów utraconych w wyniku przekształceń hydromorfologicznych spowodowanych przez człowieka.

Zakres i dobór możliwych do zastosowania metod renaturyzacji zależy od przekształcenia ekosystemu rzecznoego oraz jego zdolności do samoistnej regeneracji (Pawlaczyk 2020). Podstawą renaturyzacji rzek będą zatem działania sprzyjające procesom samoistnej regeneracji (regeneracja naturalna), którą mają dobrze zachowane ekosystemy. Oznacza to, że nieznacznie przekształcone rzeki, cechujące się dużą naturalnością, będą wymagały podjęcia głównie działań ograniczających ingerencję w koryto i ewentualnie działań wspomagających (regeneracja wspomagana) procesy korytotwórcze i naturalne zalewy dolin rzecznych. W przypadku silnego przekształcenia ekosystemy te będą wymagać podjęcia przez działania techniczne rekonstrukcji ekosystemów (rys. 4.2).



Rys. 4.2. Schemat podejścia do renaturyzacji ekosystemów wodnych

Źródło: PGW WP, 2020, Pawlaczyk 2020

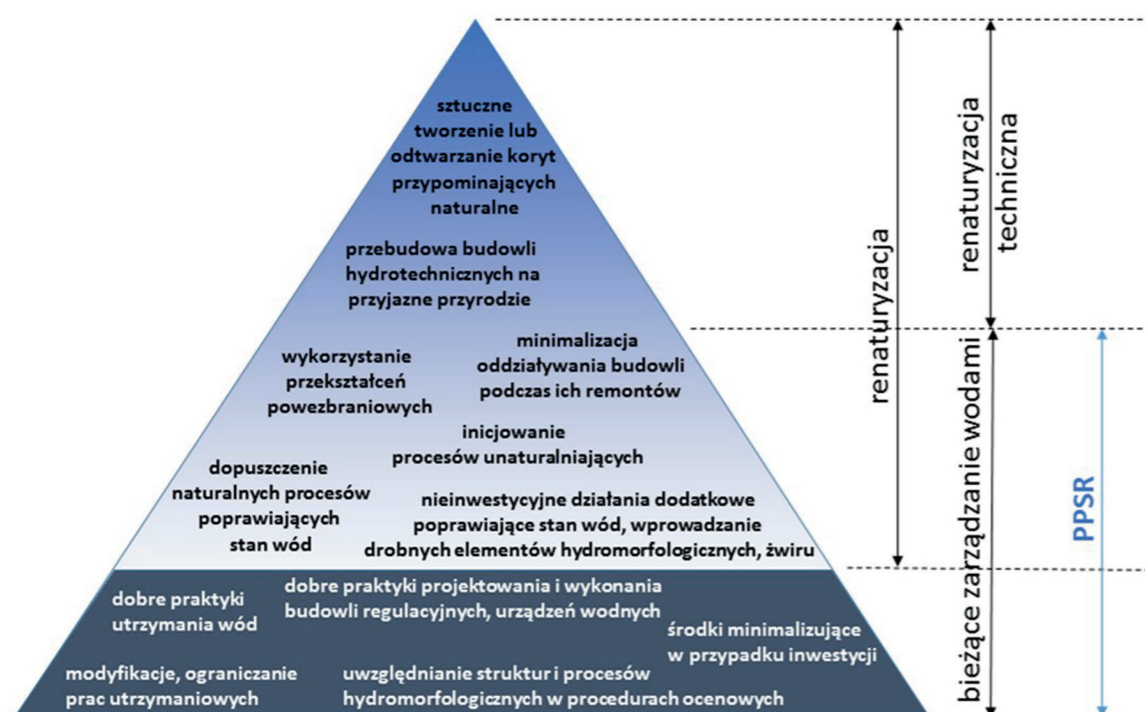
Fig. 4.2. Schematic of the approach to aquatic ecosystem restoration

Source: PGW WP, 2020, Pawlaczyk 2020

Opisaną wyżej zasadę przedstawia piramida sposobów renaturyzacji cieków (rys. 4.3), która wskazuje na istotę działań sprzyjających regeneracji naturalnej i regeneracji wspomaganej, które w KPRWP uznano za Podstawowy Pakiet Środków Renaturyzacyjnych (PPSR). Oznacza to, że polepszenie stanu hydromorfologicznego rzek zaczyna się od działań planistycznych, w tym od ograniczania nadmiernych ingerencji w ekosystem rzeczny. Do PPSR zaliczają się działania renaturyzacyjne polegające na modyfikacji prac utrzymaniowych (U) i działania dodatkowe w ramach zwykłego zarządzania wodami (D), które opisano w rozdziale 4.4.

Badania literaturowe (Bączyk i in. 2018) przeprowadzone w różnych krajach świata wskazują, że większość prac utrzymaniowych przyczynia się do pogorszenia stanu

ekologicznego rzek a tym samym do upośledzenia świadczonych przez rzeki i związane z nimi mokradła usług ekosystemowych. Wyniki tych badań wykorzystano w „Katalogu dobrych praktyk w zakresie robot hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z ustaleniem zasad ich wdrażania” (Biedroń i in. 2018), w którym w sposób graficzny wyjaśniono, że czas samoistnej regeneracji rzek przy cyklicznym powtarzaniu prac utrzymaniowych będzie się wydłużał (rys. 4.4.). Dlatego też stając przez wyzwaniem związanym z renaturyzacją polskich rzek należy z dużą ostrożnością planować prace utrzymaniowe i kolejne przekształcenia inżynierskie tj. regulację rzek czy budowę zbiorników zaporowych, które oddalają ekosystemy rzeczne od osiągnięcia dobrego stanu ekologicznego wód.



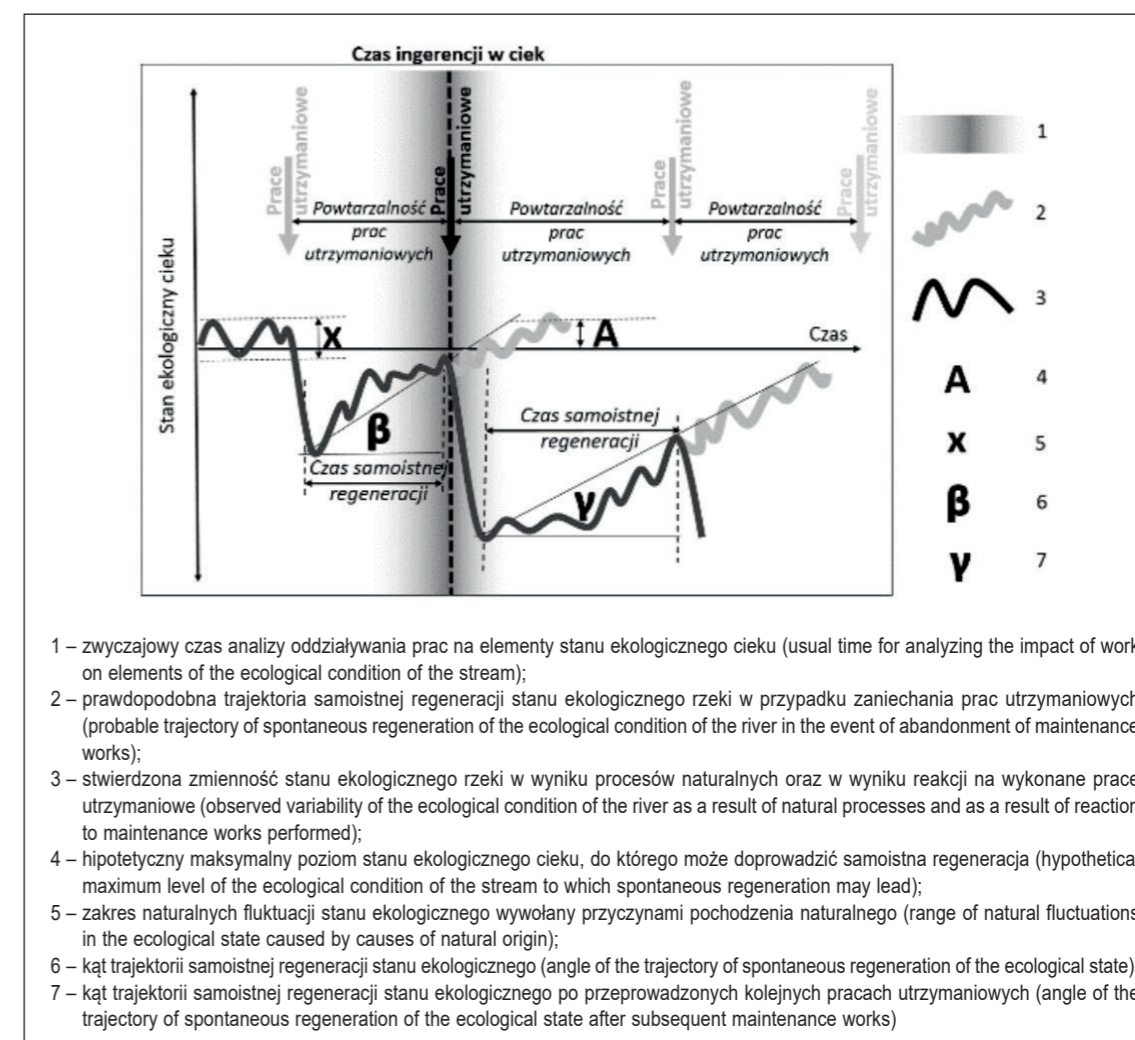
Rys. 4.3. Miejsce renaturyzacji wód w zintegrowanym zarządzaniu wodami z punktu widzenia środowiska. PPSR = podstawowy program środków renaturyzacyjnych

Źródło PGW WP, 2020, Pawlaczyk 2020

Fig. 4.3. Place of renaturation in integrated water management system focused on environment: PPSR – basic program of renaturation

Source: PGW WP, 2020, Pawlaczyk 2020

Jednym z zasadniczych wniosków z raportu Biedroń (2024) jest wskazanie, że realizacja prac utrzymaniowych w JCWP rzecznych nie może prowadzić do utrwalenia lub podtrzymania złego stanu hydromorfologicznego, tylko powinna wspomagać ekosystem rzeki w dążeniu do samoczynnej równowagi. Autorka raportu podkreśla również, że planowanie i przygotowanie zakresu prac utrzymaniowych musi wynikać wprost z oceny potrzeby ich wykonania, zaś kryteriami warunkującymi realizację zadań jest cel środowiskowy zawarty w karcie charakterystyki JCWP. Swoją wniosek kwituje tym, że powszechne zrozumienie i stosowanie dobrych praktyk utrzymania rzek to warunek powodzenia długofalowego procesu poprawy ich stanu i zapewnienia bezpieczeństwa na poziomie środowiskowym, społecznym i gospodarczym.



- 1 – zwyczajowy czas analizy oddziaływania prac na elementy stanu ekologicznego ciek (usual time for analyzing the impact of work on elements of the ecological condition of the stream);
- 2 – prawdopodobna trajektoria samoistnej regeneracji stanu ekologicznego rzeki w przypadku zaniechania prac utrzymaniowych (probable trajectory of spontaneous regeneration of the ecological condition of the river in the event of abandonment of maintenance works);
- 3 – stwierdzona zmienność stanu ekologicznego rzeki w wyniku procesów naturalnych oraz w wyniku reakcji na wykonane prace utrzymaniowe (observed variability of the ecological condition of the river as a result of natural processes and as a result of reaction to maintenance works performed);
- 4 – hipotetyczny maksymalny poziom stanu ekologicznego ciek, do którego może doprowadzić samoistna regeneracja (hypothetical maximum level of the ecological condition of the stream to which spontaneous regeneration may lead);
- 5 – zakres naturalnych fluktuacji stanu ekologicznego wywołany przyczynami pochodzenia naturalnego (range of natural fluctuations in the ecological state caused by causes of natural origin);
- 6 – kąt trajektorii samoistnej regeneracji stanu ekologicznego (angle of the trajectory of spontaneous regeneration of the ecological state);
- 7 – kąt trajektorii samoistnej regeneracji stanu ekologicznego po przeprowadzonych kolejnych pracach utrzymaniowych (angle of the trajectory of spontaneous regeneration of the ecological state after subsequent maintenance works)

Rys. 4.4. Dynamika zmian stanu ekologicznego ciek poddanego pracom utrzymaniowym

Opracowano na podstawie: Bączyk i in. (2018). Źródło: Biedroń i in. 2018

Fig. 4.4. Dynamics of changes in the ecological condition of a stream subjected to maintenance work

Prepared based on: Bączyk et al. (2018). Source: Biedroń et al., 2018

Planując renaturyzację rzek, podobnie jak w medycynie, należy kierować się zasadą „przede wszystkim nie szkodzić” (łac. *primum non nocere*), która sprowadza się do następujących zasad (Pawlaczyk 2020):

- działania renaturyzacyjne, zastosowane w niewłaściwym miejscu lub w niewłaściwy sposób, mogą być szkodliwe (także z czysto ekologicznego punktu widzenia – nie mogą szkodzić środowisku; w tym przyrodzie, siedliskom ani gatunkom chronionym);
- dobrze zaplanowana renaturyzacja weźmie pod uwagę i wykorzysta wszystkie spontaniczne tendencje do unaturalniania się rzeki i nie powinna niszczyć przejawów renaturyzacji spontanicznej;
- działania renaturyzacyjne powinny w możliwie jak najmniejszym stopniu szkodzić społecznym związkom między społecznościami ludzkimi a wodami, np. znacząco zmieniać tradycyjnych sposobów korzystania z wód takich jak miejsca rekreacji, kąpieli czy niszczyć istotne elementy dziedzictwa kulturowego.

#### 4.4. RODZAJE DZIAŁAŃ RENATURYZACYJNYCH

W KPRWP działania renaturyzacyjne (Pawlaczyk 2020) uporządkowano od metod najprostszych (modyfikacje prac utrzymaniowych – U) i wspierających je działań dodatkowych (D), do najintensywniejszych środków technicznych (T). Katalog przedstawia też skrótowo grupę działań w zlewni (Z) oraz niezbędne niekiedy działania pomocnicze (P) ułatwiające realizację działań z grupy (T).

##### U – Modyfikacje renaturyzujące w ramach prac utrzymaniowych

W Polsce utrzymanie wód jest realizowane na podstawie art. 226 ustawy Prawo wodne, a cele utrzymania wód określa art. 227 ust. 2. Ustawa nie stawia renaturyzacji wód wśród tych celów, wskazuje niemniej (art. 227), że utrzymanie nie powinno uniemożliwić osiągnięcia celów środowiskowych. Aby ograniczyć negatywne oddziaływanie na ekosystem wodny niewłaściwie wykonywanych prac utrzymaniowych powstały dobre praktyki, które pozwalają uniknąć takiego ryzyka (Biedroń i in. 2018). Prace utrzymaniowe, wykonywane zgodnie z tymi dobrymi praktykami, nie stanowią jednak jeszcze renaturyzacji wód (Pawlaczyk 2020).

##### D – Działania dodatkowe w ramach zwykłego zarządzania wodami

Zarządzanie rzekami realizujące obowiązki z art. 231 pkt. 1–4 ustawy – Prawo wodne, w tym osiągnięcie celów utrzymania wód wymienionych w art. 227 ust. 2 cyt. ustawy, może wymagać od właściciela wód także innych działań o charakterze podobnym do działań utrzymaniowych, tj. nie będących robotami budowlanymi, które nie prowadzą do powstania, przebudowy i rozbiórki urządzeń wodnych, ani nie zaliczają się do korzystania z wód (Pawlaczyk 2020). Działania te ujęto w „Katalog dobrych praktyk w zakresie robot hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z ustaleniem zasad ich wdrażania” (Biedroń i in. 2018). Dotyczą one głównie:

- zarządzania roślinnością dna, brzegów i obszarów przepływu ponadkorytowego wód powierzchniowych, do których zalicza się m.in. nasadzenie drzew i krzewów w strefie brzegowej (D1) i kształtowanie roślinności w strefie zalewowej i na brzegach wód (D2) czy odbudowy strefy buforowej (D3);
- wprowadzania elementów naturalnych o znaczeniu hydromorfologicznym lub biologicznym kluczowych dla zróżnicowania siedliskowego w korycie tj. kamienie, głazy, rumosz drzewny (D4), wprowadzanie pryzm żwirowo-kamiennych naśladowujących układy bystrzy i plos lub kierujących przepływ (D5), czy wprowadzanie naturalnych deflektorów (D6).

##### T – Działania techniczne

To największa grupa 18 działań, w większości dotyczących robot budowlanych, wykraczających poza bieżące zarządzanie ciekami w ramach obowiązków jego właściciela, a wkraczających w sferę celowego kształtowania przekroju podłużnego i poprzecznego oraz układu poziomego koryta cieków. Zalicza się do nich m.in.:

- inicjacja erozji bocznej koryta (T1), kształtowanie nowego lub odtwarzanie dawnego koryta o postaci optymalnej ekologicznie (T2), obniżanie fragmentów terenu przyrzecznego (T3);
- odnawianie starorzeczy (T4) lub tworzenie quasi-starorzeczy (T5);

- likwidacja umocnień brzegów (T7), przebudowa umocnień brzegów na bardziej naturalne (T9) lub zastępowanie umocnień brzegów przez „umocnienia śpiące” na granicach wyznaczonego korytarza swobodnej migracji rzeki (T8);
- likwidacja lub odsuwanie wałów przeciwpowodziowych i przywracanie terenów zalewowych (T13);
- likwidacja lub udrażnianie przegród poprzecznych (T16);
- przebudowa przepustów (T17).

##### Z – Działania w zlewni

Działania w zlewni potraktowano skrótowo, ograniczając je do 3 grup z zakresu rozwiązań opartych na naturze (ang. *Nature based Solutions* – NBS), których oddziaływanie są bezpośrednio powiązane z poprawą bilansu wodnego tj.:

- renaturyzacja mokradeł w zlewni (Z1) – dotycząca głównie ponownego uwodnienia torfowisk poprzez zatamowanie odpływu wody;
- ograniczanie spływu powierzchniowego (Z2) – poprzez dobre praktyki rolne zwiększające retencję glebową, zastosowanie wodopustów na drogach polnych i leśnych, tworzenie drobnych oczek wodnych i „kałuż ekologicznych”
- inne działania poprawiające retencję zlewni (Z3) stosowane głównie w zlewniach miejskich tj. wymiana powierzchni uszczelnionych na przepuszczalne, rowy i doły chłonne, ogrody deszczowe czy zielone dachy.

##### P – Działania pomocnicze

To działania, które nie stanowią renaturyzacji same w sobie, ale mogą być konieczne, aby móc zrealizować właściwe działania renaturyzacyjne, albo ich realizacja pozwoli na trwałość skutków renaturyzacji. Do takich działań zaliczono m.in.:

- weryfikację terenową przekształceń hydromorfologii i potrzeb renaturyzacji (P1);
- weryfikację drożności barier np. funkcjonalności przepławki (P2);
- pozyskanie gruntów poza granicami koryt cieków (P4).

#### 4.5. POLSKIE DOŚWIADCZENIA W RENATURYZACJI RZEK

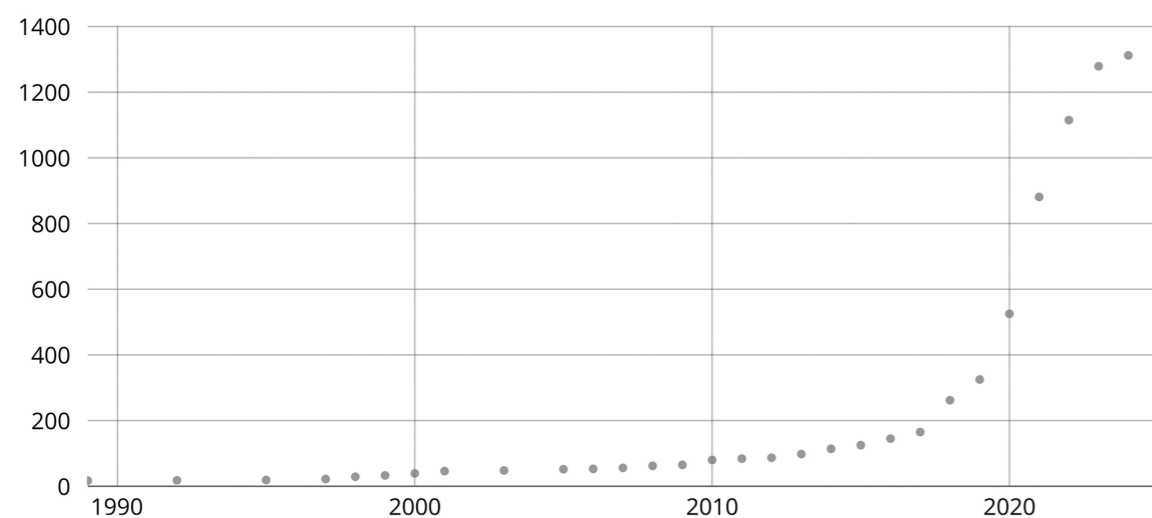
Pierwsze przedsięwzięcia z zakresu renaturyzacji polskich rzek zrealizowano po koniec lat 80. XX w. i choć były to ilościowo skromne projekty to pod względem merytorycznym wykonane zostały na światowym poziomie (Pawlaczyk 2020). Wiedza na temat podejmowanych projektów renaturyzacyjnych w Polsce jest częściowo opublikowana, ale z uwagi na brak systemowego gromadzenia danych w tym zakresie wymagała uporządkowania i doprecyzowania.

W latach 2024–2025 w ramach prac rozwojowych Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego (IMGW–PIB) podjęto się budowy pierwszej w Polsce bazy danych o przedsięwzięciach renaturyzacyjnych, obejmującej obszar całego kraju.

Informacje zasilające bazę danych pochodziły z oficjalnych, dostępnych dokumentacji oraz od przedstawicieli instytucji i organizacji zaangażowanych w realizację przedsięwzięć renaturyzacyjnych tj. Państwowego Gospodarstwa Wodnego Wody Polskie, Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych – Lasy Państwowe, Biebrzańskiego Parku Narodowego, Poleskiego Parku Narodowego czy Związku Miast i Gmin Dorzecza

Parsęty. Narzędziem wspomagającym budowę bazy był serwis *Google maps – Społeczna mapa zrenaturyzowanych rzek*, który został udostępniony osobom posiadającym wiedzę terenową i które mogły zlokalizować przestrzennie miejsca renaturyzacji. Zgromadzone dane przestrzenne, uporządkowano według klucza przyjętego w katalogu działań renaturyzacji dla rzek z KPRWP (PGW WP, 2020). Koncepcję i metodykę opracowania bazy poddano dyskusji podczas obrad europejskiego środowiska naukowego zajmującego się zagadnieniami odtwarzania mokradeł (Biedroń i Czerniawski 2024).

Do marca 2025 r. w bazie danych zgromadzono lokalizacje niemal 1,5 tys. miejsc gdzie zrealizowano lub planowane są do realizacji działania renaturyzacyjne, z czego 1313 zrealizowanych działań wskazano na osi czasu, z której wyraźnie wynika zwiększenie intensywności podejmowania przedsięwzięć renaturyzacyjnych od 2020 r. (rys. 4.5).



Rys. 4.5. Liczba zrealizowanych działań renaturyzacyjnych w Polsce na osi czasu w układzie przyrastającym. Opracowanie własne na podstawie bazy danych o przedsięwzięciach renaturyzacyjnych budowanej w IMGW-PIB

Fig. 4.5. Number of restoration activities carried out in Poland on the increasing timeline. Own study based on the database on restoration projects built at IMGW-PIB

Największą liczbą działań renaturyzacyjnych zgromadzonych w bazie IMGW-PIB zrealizowały Lasy Państwowe (tablica 4.1). Spośród 851 zrealizowanych działań 755 dotyczy grupy działań w zlewni (Z), w tym działań na rzecz renaturyzacji mokradeł (Z1 – 423 działania). Znaczną grupą przedsięwzięć renaturyzacyjnych zrealizowanych w Lasach Państwowych (83 działań) stanowiły udroźnienia przepustów (T17). Lasy Państwowe realizowały również pojedyncze działania polegające na likwidacji lub udrażnianiu przegród poprzecznych (T16 – 8 działań) czy wprowadzaniu pryzm żwirowo-kamiennych naśladowujących układy bystrzy i plos lub kierujących przepływ (D5 – 3 działania).

Administratorzy cieków tj. Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie, regionalne zarządy gospodarki wodnej i wojewódzkie zarządy melioracji i urzędów wodnych (do roku 2018) zrealizowały w sumie 94 działania. Były to głównie udroźnienia przegród poprzecznych (84 działania).

Tablica 4.1

Zestawienie zrealizowanych działań przypisanych do kategorii działań z katalogu KPRWP (PGW WP 2020)

Table 4.1

Summary of completed activities assigned to the category of activities from the KPRWP catalog (PGW WP 2020)

| Nazwa działania  | Nr działania | Liczba |     | Grupa działań  |
|--|--------------|--------|-----|--|
|  |              |        |     |  |
| Punktowe zasypania wyrw w dnie śródlądowych wód powierzchniowych spowodowanych przez obiekty antropogeniczne | U7           | 2      | 2   | Modyfikacje renaturyzujące w ramach prac utrzymaniowych  |
| Nasadzanie drzew i krzewów w strefie brzegowej   | D1           | 21     | 276 | Działania dodatkowe w ramach zwykłego zarządzania wodami |
| Wprowadzanie elementów kluczowych dla zróżnicowania siedliskowego w korycie                                  | D4           | 87     |     |  |
| Wprowadzanie pryzm żwirowokamiennych naśladowujących układy bystrzy i plos lub kierujących przepływ          | D5           | 112    |     |  |
| Wprowadzanie naturalnych deflektorów   | D6           | 1      |     |  |
| Kształtowanie nowego lub odtwarzanie dawnego koryta o postaci optymalnej ekologicznie                        | T2           | 7      | 332 | Działania techniczne                                     |
| Odnawianie starorzeczy   | T4           | 4      |     |  |
| Odtwarzanie rzędnej dna wraz z przywróceniem równowagi bilansu rumowiska                                     | T6           | 2      |     |  |
| Przebudowa umocnień brzegów na bardziej naturalne  | T9           | 1      |     |  |
| Udroźnienie nieczynnych roztok rzeki   | T10          | 1      |     |  |
| Likwidacja lub odsuwanie wałów przeciwpowodziowych i przywracanie terenów zalewowych                         | T13          | 2      |     |  |
| Likwidacja lub udrażnianie przegród poprzecznych   | T16          | 131    |     |  |
| Przebudowa przepustów  | T17          | 90     |     |  |
| Usuwanie umocnień i odtwarzanie naturalnych procesów w ujściach rzek   | T18          | 1      |     |  |
| Renaturyzacja mokradeł w zlewni  | Z1           | 511    |     |  |
| Ograniczanie spływu powierzchniowego   | Z2           | 85     |     |  |
| Inne działania poprawiające retencję zlewni  | Z3           | 249    |     |  |

Źródło: Opracowanie własne

Działania w parkach narodowych skupiały się renaturyzacji mokradel (Z1 – 85 działań), a działania regionalnych dyrekcji ochrony środowiska, organizacji pozarządowych (w tym Polskiego Związku Wędkarskiego czy WWF Polska), uczelni wyższych i samorządów skupiały się na realizacji działań z grupy działań dodatkowych w ramach zwykłego zarządzania wodami: nasadzenia drzew i krzewów w strefie brzegowej (D1– 21 działań), wprowadzania elementów naturalnych kluczowych dla zróżnicowania siedliskowego w korycie (D4 – 81 działań) czy wprowadzanie pryzm żwirowo-kamiennych naśladowujących układy bystrzy i plos (D5 – 103 działania).

#### 4.6. SERWIS IMGW – RENATURYZACJA

Zgromadzone w IMGW-PIB dane dot. przedsięwzięć renaturyzacyjnych zostały opublikowane na początku 2025 r. w serwisie Renaturyzacja IMGW. Serwis dostępny na stronie: [www.renaturyzacja.imgw.pl](http://www.renaturyzacja.imgw.pl) z założenia stanowi kompendium wiedzy o renaturyzacji rzek i ich roli w ochronie zasobów wodnych, adaptacji do zmiany klimatu a przez to poprawy bezpieczeństwa ludności przed skutkami suszy i powodzi.

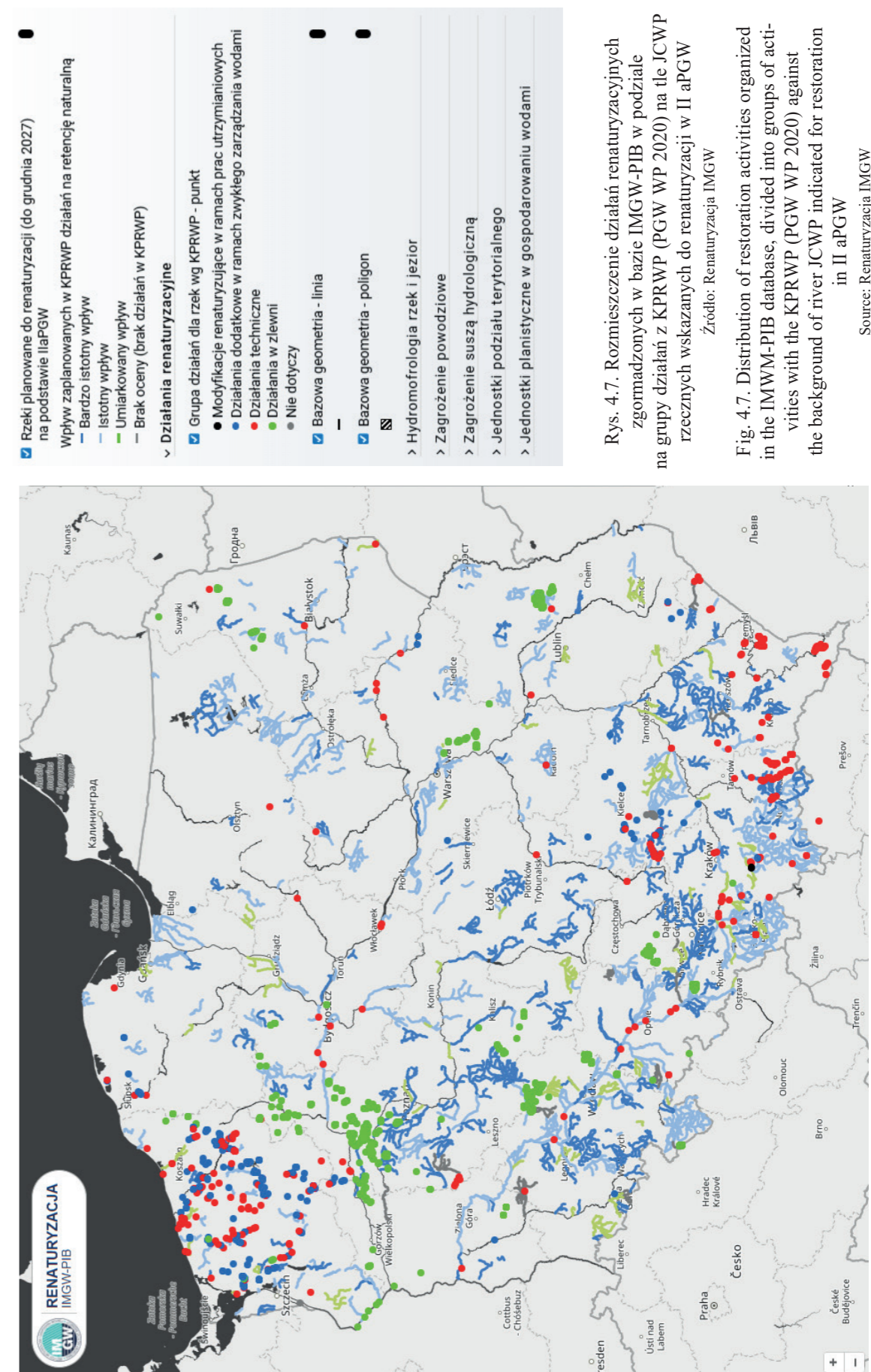
Został on opracowany z myślą o potrzebie wzmocnienia wiedzy samorządów lokalnych, które odgrywają kluczową rolę w planowaniu przestrzennym oraz wdrażaniu rozwiązań opartych na naturze (ang. *Nature based Solutions* – NBS). Celowość wykorzystania tej wiedzy przez samorządy podkreślono w materiałach prasowych IMGW-PIB (2025a): „*To ważne, aby od etapu opracowania strategii poprzez plany ogólne, kończąc na miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego uwzględniać »przestrzeń dla rzek« – tereny, w których rzeka może swobodnie funkcjonować i pełnić swoją naturalną rolę oraz »obszary zielone« w krajobrazie*”.

Komunikowanie potrzeby renaturyzacji rzek wyłącznie poprzez konieczność osiągnięcia celów środowiskowych może być niewystarczającym i niezrozumiałym argumentem dla społeczeństwa do realizowania tego typu przedsięwzięć w skali potrzeb. Dlatego autorzy serwisu tłumaczą, że działania renaturyzacyjne łagodzą skutki powodzi i suszy oraz polepszają stan jakościowy wód powierzchniowych. Wskazują, że działania renaturyzacyjne to działania adaptacyjne do zmiany klimatu, które równocześnie wpływają na poprawę bioróżnorodności odwołując się do kluczowych dokumentów powiązanych z celami Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW 2000) – Dyrektywy powodziowej (DP 2007), Nature Restoration Law (NRL 2024), strategii klimatycznych i nade wszystko polskiego prawa planistycznego.

Serwis Renaturyzacja IMGW oferuje dwa główne komponenty:

- interaktywną mapę z rzekami wskazanymi do renaturyzacji do końca 2027 r. (II aPGW) oraz miejscami z podjętymi i planowanymi działaniami tego rodzaju wraz z danymi podkładowymi;
- bazę wiedzy, która wprowadza użytkownika serwisu w tematykę podstawowych zagadnień związanych z procesem renaturyzacji rzek tłumacząc jak zaplanować renaturyzację rzek w odwołaniu do najnowszych podręczników i wytycznych w tym zakresie.

Na mapie (rys. 4.7) poprzez wskazanie miejsca realizacji działania renaturyzacyjnego i informacji o inwestorze, czy linku do projektu, w ramach którego działanie zostało wykonane – użytkownik uzyskuje dostęp do nazwy instytucji, które je zrealizowały. Zakres informacji dla rzek wskazanych do renaturyzacji do końca 2027 r. obejmuje zarówno



podstawowe informacje z II aPGW jak i informacje nt. zaproponowanego zestawu działań renaturyzacyjnych z KPRWP (PGW WP 2020). Informacje z raportu Biedroń (2024) uzupełniają te dane w zakresie oceny wpływu realizacji zestawu działań na poprawę retencji naturalnej jak oraz stopnia trudności realizacji zestawu działań. Funkcjonalność mapy pozwala na wyświetlenia szeregu tematycznych warstw, co pozwala użytkownikowi na wykonanie w łatwy sposób analizy wizualnej, która wskaże kluczowe uzasadnienia do podjęcia renaturyzacji rzek pod kątem głównych zagrożeń – powodzi i suszy hydrologicznej.

Serwis Renaturyzacja IMGW to podstawa działań rozwojowych IMGW-PIB w obszarze renaturyzacji rzek. Pierwsza wersja serwisu będzie podlegać weryfikacji i rozbudowie m.in. w zakresie danych o przedsięwzięciach renaturyzacyjnych. Serwis stał się podstawowym, referencyjnym źródłem wiedzy, która wzmacniana jest szeregiem działań informacyjno-komunikacyjnych ekspert ds. renaturyzacji wód powierzchniowych, które mają na celu dotarcie z wiedzą o potrzebie renaturyzacji rzek do coraz szerszej grupy odbiorców.

#### 4.7. EDUKACJA I INFORMACJA – PODSTAWOWE NARZĘDZIA SYSTEMOWE WZMACNIAJĄCE RENATURYZACJĘ RZEK W POLSCE

W Polsce zasadniczym wyzwaniem stosowania rozwiązań renaturyzacyjnych, które zalicza się do działań opartych na naturze (NbS), jest ich mała popularność w świadomości społecznej. Kluczowym zatem staje się budowanie zaufania społecznego do tego typu rozwiązań poprzez dostęp do powszechnej i zrozumiałej wiedzy na ten temat z równoczesnym zapewnieniem odpowiednich instrumentów prawnych i finansowych, które ułatwią ich szerokie stosowanie. Sukcesem trwałych, skutecznych rozwiązań będzie procesowe podejście do realizacji przedsięwzięć renaturyzacyjnych oparte na współtworzeniu (*ang. co-creation approach*) (Langemeyer i Baró 2021, Santaoja i in. 2025).

Uruchomiony marcu 2025 r. serwis informacyjny Renaturyzacja IMGW staje się pierwszym w Polsce rządowym narzędziem wspierającym społeczeństwo w realizacji działań renaturyzacyjnych.

Edukacja i informacja o potrzebach odtwarzania mokradeł (w tym rzek) powinny mieć wymiar skoordynowanej międzyresortowo kampanii ogólnokrajowej. W realizacji tego typu przedsięwzięć należy wzmacniać instrumenty skłaniające do partycypacyjnego budowania partnerstw skutkujących nie tylko realizacją projektów renaturyzacyjnych ale przede wszystkim długoterminowym procesowym działaniem i monitoringiem, który pozwoliłby na trwałe osiągnięcie założonych celów renaturyzacji.

Wiedza na temat roli ekosystemów mokradłowych w wielu gminach może być znikoma. Należy zatem wzmacniać działania na rzecz potrzeby ujęcia w dokumentach administracyjnych gmin tj. strategię, plany ogólne czy miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego „przeźreni dla mokradeł” – zarówno tych, które są w dobrym stanie ale też tych, które wymagają działań renaturyzacyjnych.

Z uwagi na zauważalny konflikt w kontekście wyzwań dot. renaturyzacji mokradeł z potrzebami rolnictwa istotą powinno być wzmocnienie przekazu, który będzie tłumaczył rolę ekosystemów mokradłowych w krajobrazie rolniczym i ich pozytywny wpływ na poprawę produkcji upraw. Przedstawiona przez Biedroń (2023) diagnoza problemu

w postaci „braku kontaktu rzek z ich dolinami” w trakcie powodzi, którą można uznać za brak zapewnienia przepływów środowiskowych i pogłębienie skutków suszy, może wynikać z przegłębionych koryt rzecznych i utrzymującej się presji społecznej na wykonywanie prac regulacyjnych i utrzymaniowych celem szybkiego odprowadzenia wody. Oczekiwanie społeczne w zakresie prowadzenia takich przedsięwzięć może stać w konflikcie z potrzebą odbudowy przyrzecznych stref buforowych i ich szczególną rolą w ograniczeniu eutrofizacji wód na skutek dopływu do nich biogenów z pól uprawnych.

Badania europejskie (Cortina-Segarra i in. 2021) potwierdzają, że główne bariery w odtwarzaniu mokradeł dotyczą domeny społeczno-ekonomicznej, a nie środowiskowej. Zalicza się do nich: (1) niewystarczające finansowanie, (2) sprzeczne interesy różnych interesariuszy oraz (3) niski priorytet polityczny nadany renaturyzacji mokradeł. Najnowsze wytyczne w zakresie renaturyzacji mokradeł (Santaoja i in. 2025) podkreślają potrzebę wzmocnienia społeczno-ekologicznego podejście do renaturyzacji, do czego niezbędna jest wielodyscyplinarna wiedza specjalistyczna i współpraca. Podkreślają również, że oprócz akceptacji społecznej, zaangażowanie społeczne jest coraz częściej postrzegane jako niezbędny element ogólnego sukcesu renaturyzacji terenów podmokłych na większą skalę.

#### BIBLIOGRAFIA

- Bączyk A., Wagner M., Okruszko T., Grygoruk M. 2018. Influence of technical maintenance measures on ecological status of agricultural lowland rivers – Systematic review and implications for river management. *The Science of The Total Environment* 627:189–199 <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969718302778>
- Biedroń I., Czerniawski R. 2024. *Restoration of rivers in Poland. Experiences and challenges*. 19th conference of the European chapter of the Society of Wetland Scientists Wetlands across timescales Book of Abstract. Goniadz, 129–130 [https://swseurope2024.bagna.pl/files/SWS\\_book\\_of\\_abstracts.pdf](https://swseurope2024.bagna.pl/files/SWS_book_of_abstracts.pdf)
- Biedroń I., Dubel A., Grygoruk M., Pawlaczyk P., Prus P., Wybraniec K. 2018. *Katalog dobrych praktyk w zakresie robot hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z ustaleniem zasad ich wdrażania*. Materiały Ministerstwa Gospodarki Morskiej i Żeglugi Środlądowej, Warszawa. 152 s.
- Biedroń I., Grygoruk M., Pawlaczyk P. 2020. *Renaturyzacja wód – inwestycja i wyzwanie dla hydrotechników*. *Energetyka Wodna* 3, 62–68
- Biedroń I. 2023. Hierarchizacja obszarów narażonych na skutki suszy i działania łagodzące w regionach wodnych Górnej Odry i Małej Wisły. Rozprawa doktorska. Maszynopis. ITP-PIB Falenty, Kraków.
- Cortina-Segarra J, García-Sánchez I, Grace M, Andrés P, Baker S, Bullock C, Declerck K, Dicks LV, Fisher JL, Frouz J, Klimkowska A, Kyriazopoulos AP, Moreno-Mateos D, Rodríguez-González PM, Sarkki S, Ventocilla JL (2021) *Barriers to ecological restoration in Europe: expert perspectives*. *Restor Ecol* 29:e13346. <https://doi.org/10.1111/rec.13346>
- DP 2007. Dyrektywa 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim (Dz.U.UE.L.2007.288.27)
- Dz.U. 2023 poz. 300. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 4 listopada 2022 r. w sprawie Planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Wisły
- Dz.U.2023 poz. 335. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 16 listopada 2022 r. w sprawie Planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Odry
- Dz.U. 2022 poz. 2740. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 18 listopada 2022 r. w sprawie Planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Dniestru
- Dz.U. 2023 poz. 210. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 29 listopada 2022 r. w sprawie Planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Dunaju
- Dz.U. 2023 poz. 86. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 10 listopada 2022 r. w sprawie Planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Banówki

- Dz.U. 2023 poz. 189. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 29 listopada 2022 r. w sprawie Planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Łaby
- Dz.U. 2023 poz. 114. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 2 grudnia 2022 r. w sprawie Planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Niemna
- Dz.U. 2023 poz. 207. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 29 listopada 2022 r. w sprawie Planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Pregoly
- Dz.U. 2023 poz. 206. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 1 grudnia 2022 r. w sprawie Planu gospodarowania wodami na obszarze dorzecza Świeżej
- Erwin, K.L., 2009. *Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world*. *Wetlands Ecology and Management* 17, 71–84. <https://doi.org/10.1007/s11273-008-9119-1>.
- European Environment Agency, 2019. *Soil moisture deficit*. Pobrano z: <https://www.eea.europa.eu/ims/soil-moisture-deficit>
- Ferreira, C.S.S., Kasanin-Grubin, M., Solomun, M.K., Sushkova, S., Minkina, T., Zhao, W., Kalantari, Z. 2023. *Wetlands as nature-based solutions for water management in different environments*. *Curr. Opin. Environ. Sci. Health*, 33, 100476.
- Gann G.D., McDonald T., Walder B., Aronson J., Nelson C.R., Jonson J., Hallett J.G., Eisenberg C., Guariguata M.R., Liu J., Hua F., Echeverria C., Gonzales E., Shaw N., Decler K., Dixon K.W. 2019. *International Principles & Standards for the Practice of Ecological Restoration, 2nd edition*. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C., USA. s. 101
- Hajdukiewicz H., Wyżga A. 2013. Degradacja rzek wielonurtowych polskich Karpat w XX wieku. Wyżga B Stan środowiska rzek południowej Polski – znaczenie środowiskowe, degradacja i możliwości rewitalizacji rzek wielonurtowych. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków. s. 33–58.
- IMGW – PIB 2025. *Biuletyn Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej. ROK 2024*. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa. 67 s.
- IMGW – PIB 2025a. <https://imgw.pl/renaturyzacja-imgw-sprawdz-w-nowym-serwisie-czy-twoja-rzeka-splnia-dobrze-swoja-role-lagodzac-skutki-suszy-i-powodzi/>
- Jabłońska E., Kotowski W., Giergiczny M. 2021. *Projekt Strategii ochrony mokradel w Polsce na lata 2022–2032*. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. ss. 212.
- Jusik S., Achtenberg K., Chelstowska W., Gajc B., Gąsior M., Krawczyk D., Nawrocki P., Pędziwiatr K. 2023. *Wstępna ocena stanu hydromorfologii Jednolitych Części Wód Powierzchniowych rzecznych na podstawie kameralnej wersji Hydromorfologicznego Indeksu Rzecznego (HIR). Rekomendacje do kalibracji lub modyfikacji obliczeń parametrów stanu hydromorfologicznego wykonanych zgodnie z metodologią HIR w ramach państwowego monitoringu środowiska. Raport w ramach Inicjatywy „Najcenniejsze rzeki i potoki w Polsce”*. Fundacja WWF Polska i Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Warszawa – Poznań – Kraków. ss. 116.
- Kędzia S., Chrustek P., Kubacka D., Pyrc R. 2023. *Variability and changes of the height and duration of snow cover on the Gąsienicowa Glade (Tatras)*. *International Journal of Climatology*. 43, 7018–7031, <https://doi.org/10.1002/joc.8249>, 2023.
- Komisja Europejska 2022. Unijna strategia na rzecz bioróżnorodności 2030. Usuwanie barier dla odtwarzania rzek. Komisja Europejska. Bruksela. ss. 50.
- Kozub Ł. 2018. Wpływ restytucji torfowiska niskiego metodą usuwania warstwy murszu na warunki siedliskowe, produktywność i bilans gazów cieplarnianych. Rozprawa doktorska w zakresie nauk biologicznych dyscyplinie ekologii. Numer albumu: 218 391. Uniwersytet Warszawski. Warszawa. ss. 133 + załączniki.
- Langemeyer J, Baró F (2021) *Nature-based solutions as nodes of green-blue infrastructure networks: a cross-scale, co-creation approach*. *Nature-Based Solutions* 1:100006. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2021.100006>
- Łabędzki L., Bąk B. 2015. *Susza w Polsce w 2015 r. i ocena skutków na trwałych użytkach zielonych*. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie 3/2015. s. 102–106.
- Marsz A. A., Styszyńska A. 2019. *Skala i przyczyny zmian temperatury najcieplejszych miesięcy roku nad obszarem Polski po roku 1988*. Chojnacka-Ożga L., Lorenc H. Współczesne problemy klimatu Polski. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy. Warszawa. s. 9 – 28.

- Nawrocki P., Nieznański P. 2020. Utrzymanie rzek a środowisko i susza. Potrzeba radykalnej zmiany dotychczasowych praktyk w gospodarowaniu wodami na terenach rolniczych. Koalicja Żywa Ziemia. Ekspertyza. Woda w rolnictwie. Polski Klub Ekologiczny Koło Miejskie w Gliwicach. Warszawa. s. 26–42.
- NRL 2024. Rozporządzenie (UE) 2024/1991 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 24 czerwca 2024 r. w sprawie odbudowy zasobów przyrodniczych i zmiany rozporządzenia (UE) 2022/869. 2024/1991
- Pawlaczyk P., Biedroń I., Brzoska P., Dondajewska-Pielka R., Furdyna A., Gołdyn R., Grygoruk M., Grześkowiak A., Horská-Schwarz S., Jusik Sz., Kłosek K., Krzysiński W., Ligieża J., Łapuszek M., Okrański K., Przesmycki M., Popek Z., Szałkiewicz E., Suska K., Żak J. 2020. *Podręcznik dobrych praktyk renaturyzacji wód powierzchniowych*. Oprac. w ramach przedsięwzięcia „Opracowanie krajowego programu renaturyzacji wód powierzchniowych”. Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie, Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa.
- PGW WP, 2020. *Opracowanie krajowego programu renaturyzacji wód powierzchniowych*. Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie. Kraków.
- Prawo wodne, 2017. *Ustawa z dnia 20 lipca 2017r. Prawo wodne* (Dz. U. z 2018 r. poz. 2268, z późn. zm.).
- Ramsar Convention 1971. *The Convention on Wetlands text, as originally adopted in 1971*. Dostęp: [https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/original\\_1971\\_convention\\_e.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/original_1971_convention_e.pdf)
- RDW 2000. Dyrektywa 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim (Dz.U.UE.L.2007.288.27).
- Santaoja, M., Squires, T., Klimkowska, A. Mc Guinness S., Granath G., Törmänen T., Biedroń I., Terrisse A. 2025. *Best practices in European wetland restoration: a review of manuals and guidelines*. *Wetlands Ecol Manage* 33, 54 <https://doi.org/10.1007/s11273-025-10061-4>
- Tanneberger F., Tegetmeyer C., Busse S., Barthelmes A., Shumka S., Mariné A. M., Jenderedjian K., Steiner G.M., Essl F., Eitzold J., Mendes C., Kozulin A., Frankard P., Milanović A., Ganeva A., Apostolova I., Alegro A., Delipetrou P., Navrátilová J., Risager M. 2017. *The peatland map of Europe*. *Mires and Peat*. 19 (2017). s. 1–17



**Katarzyna IZYDORCZYK, Wojciech FRĄTCZAK,  
Maciej ZALEWSKI**

Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii Polskiej Akademii Nauk

## **5. EKOHYDROLOGIA W GOSPODARCE WODNEJ: ZLEWNIOWY WYMIAR ROZWIĄZAŃ BLISKICH NATURZE**

### **ECOHYDROLOGY IN WATER MANAGEMENT: A CATCHMENT DIMENSION OF NATURE-BASED SOLUTIONS**

**Abstract:** Ecohydrology defines water ecosystem properties as an innovative management tool. This approach was an important step in developing nature-based solutions (NBS): cost-effective, nature-inspired solutions that provide environmental, social, and economic benefits and help to build resilience. Although NBS usually only affect a small area, combining multiple measures can have a significant impact on a larger scale. The comprehensive application of NBS at the catchment scale enables sustainable water resource management, but this requires an understanding of the processes and interactions that occur at this scale. The multifunctionality of NBS makes them a valuable tool for implementing the WBSR-CE water management concept, which considers the quantity and quality of water resources (W), as well as integrating them with elements such as biodiversity (B), ecosystem services (S), climate resilience (R), and culture and education (CE).

**Key words:** nature-based solution, ecohydrology, catchment, water management.

#### **5.1. ROZWIĄZANIA BLISKIE NATURZE JAKO NARZĘDZIA W WIELOWYMIAROWYM ZARZĄDZENIU ZLEWNIOWYM**

Wyzwania klimatyczne w postaci rosnącej temperatury powietrza, zmian w rozkładzie i ilości opadów oraz wzrostu częstotliwości i intensywności ekstremalnych zjawisk pogodowych prowadzą do niedoborów wody w okresie wegetacyjnym i nadwyżek wody w okresie zimowym. Odpowiedzią na zmianę klimatu w gospodarce wodnej jest konieczność zwiększenia retencji wody w krajobrazie. Retencja krajobrazowa stanowi ochronę przed ekstremalnymi zjawiskami, takimi jak powodzie, poprzez spowolnienie spływu wody deszczowej do rzek. Równolegle przyczynia się do łagodzenia skutków suszy, m.in. poprzez magazynowanie wody w wybranych elementach krajobrazu, co redukuje jej niedobory.

Wraz z koniecznością zapewnienia odpowiedniej ilości wody na potrzeby ludności, przemysłu i rolnictwa, gospodarka wodna staje przed zadaniem dążenia do osiągnięcia dobrego stanu wód. Wymagane jest zmniejszenie emisji zanieczyszczeń ze źródeł punktowych poprzez wdrażanie innowacyjnych technologii oczyszczania wód, ale przede wszystkim poprzez cyrkularne podejście do wykorzystania wody w procesach produkcyjnych. Z kolei dla ograniczenia transferu zanieczyszczeń z rolnictwa do wód powierzchniowych i podziemnych konieczna jest adaptacja praktyk rolniczych do zmieniających się warunków klimatycznych oraz wodnych poprzez zrozumienie i szersze wykorzystanie procesów ekologicznych zachodzących na styku ośrodka wodnego i glebowego w obszarach rolniczej przestrzeni produkcyjnej. Przykładowo zagęszczanie gleby przez ciężki sprzęt ogranicza dostępność powietrza i infiltrację wody, a tym samym utrudnia odnawianie zasobów wód gruntowych.

Rosnące zapotrzebowanie na wodę przy zachodzących zmianach klimatu pokazuje, że gospodarka wodna wymaga holistycznego podejścia do zarządzania zasobami wodnymi. Holistyczne podejście dobrze ukierunkowuje koncepcja WBSR-CE – wielowymiarowego zarządzania dorzeczami rzek, opracowana przez Zalewskiego (2020). Wskazuje ona, że gospodarka wodna powinna nie tylko uwzględniać zasoby wodne: ich ilość i jakość (W), ale także integrować je z elementami takimi jak różnorodność biologiczna (B), korzyści społeczne (S), odporność na zmiany klimatu (R) oraz kultura i edukacja (CE). Tylko takie interdyscyplinarne podejście umożliwi zrównoważone wykorzystanie zasobów naturalnych i rozwój społeczno-gospodarczy.

Koncepcja WBSR-CE opiera się na zrozumieniu zachodzących procesów i ich interakcji w skali zlewni. Wprowadzone w latach 90. XX w. pojęcie biotechnologii ekosystemowych definiuje ekosystemy jako narzędzia w zarządzaniu zasobami wodnymi (Zalewski 1997). Bazuje na ekohydrologicznej koncepcji „podwójnej regulacji” – regulację obiegu wody poprzez kształtowanie fauny i flory oraz wzmocnienie fauny i flory poprzez sterowanie warunkami hydrologicznymi. Podstawą wykorzystania tego mechanizmu jest zrozumienie związków przyczynowo-skutkowych regulujących funkcjonowanie ekosystemów. Świadome wykorzystanie tych zależności pozwala na zwiększenie pojemności, odporności oraz zdolności elastycznego reagowania ekosystemów wodnych na postępującą antropopresję oraz zmianę klimatu.

Podejście to stanowiło istotny element inicjalny i rozwojowy dla obecnego w polityce europejskiej i międzynarodowej nurtu promującego rozwiązanie bliskie naturze NBS (ang. *nature-based solutions*). Komisja Europejska definiuje NBS jako:

*„rozwiązania inspirowane i wspierane przez naturę, które są opłacalne, zapewniają jednocześnie korzyści środowiskowe, społeczne i gospodarcze oraz pomagają budować odporność. Takie rozwiązania wprowadzają więcej i bardziej zróżnicowanych elementów natury oraz naturalnych cech i procesów do miast, krajobrazów lądowych i morskich poprzez dostosowanie do lokalnych warunków, są to zasobooszczędne i systemowe interwencje”* (KE 2015).

Przytoczona definicja jest jedną z szeroko stosowanych. Wprowadzenie terminu NBS wywołało dyskusję podkreślającą wielofunkcyjność NBS oraz ich źródło wywodzące się z holistycznego podejścia do ekosystemów (m.in. Eggermont i in. 2015, Nosshover i in. 2017, Krauze i Wagner 2019, Debele i in. 2019). Istotnym elementem w rozwoju NBS

było opracowanie ram monitoringu i oceny ich wielowymiarowego wpływu (Raymond i in. 2017, Kumar i in. 2021). W celu wsparcia planowania i oceny efektywności NBS powstały liczne platformy, na których dostępne są kompleksowe wytyczne dotyczące projektowania, budowy i utrzymania rozwiązań NBS, zawierające praktyczne spostrzeżenia zaczerpnięte z wdrożeń (m.in. <https://oppla.eu/>).

## 5.2. WIELOFUNKCYJNOŚĆ ROZWIĄZAŃ BLISKICH NATURZE

Do NBS zalicza się aktywną ochronę lub odtwarzanie dobrze znanych elementów krajobrazu takich jak m.in. nadbrzeżne strefy ekotonowe (strefy buforowe), miedze, zadrzewienia i zakrzaczenia śródpolne, oczka i stawy śródpolne, starorzecza. Do najistotniejszych działań należy odtwarzanie podmokłości, m.in. poprzez doprowadzanie wody do mokradel wcześniej osuszonych, jak i przeciwdziałanie dalszemu osuszaniu terenów m.in. w rolniczej przestrzeni produkcyjnej. To także działania mające na celu przywracanie ciągłości rzek, jak i ich renaturyzację, m.in. poprzez właściwie wykonane prace utrzymaniowe wspierające procesy samorenaturyzacji.

Stosowanie NBS to działania służące właściwemu kształtowaniu struktury przestrzennej krajobrazu dzięki czemu możliwy jest wpływ na lokalne warunki klimatyczne, a tym samym zwiększenie lokalnych zdolności do magazynowania wody opadowej i roztopowej – retencja krajobrazowa (Mioduszeński i Okruszko 2016). Równowaga w układzie pól uprawnych, użytków zielonych i lasów może spowalniać odpływ wód oraz zwiększać ilość retencjonowanej wody. Występowanie zadrzewień i zakrzaceń śródpolnych (w postaci szpalerów drzew) wpływa lokalnie na mikroklimat utrzymując wyższą wilgotność poprzez ograniczenie siły wiatru i wielkość parowania (Ryszkowski i Kedziora 2008). Śródpolne oczka wodne podnoszą wilgotność powietrza terenu otaczającego, działają ochładzająco w dzień i ocieplają powietrze nocą. Tereny podmokłe, m.in. torfowiska, starorzecza, mokradła, oczka śródpolne, wpływają pozytywnie na ilość dostępnych zasobów wodnych poprzez zmiany poziomu wód gruntowych na obszarach przyległych, zwiększenie wilgotności gleb, czy zahamowanie procesu obniżania się poziomu wód gruntowych w latach normalnych i suchych (Wawer i Kołasińska 2021).

Właściwe kształtowanie krajobrazu, w tym na obszarach rolniczych, przyczynia się także do ograniczania transferu zanieczyszczeń do ekosystemów wodnych. Śródpolne oczka i stawy wspomagają proces samooczyszczania wód powierzchniowych poprawiając ich jakość. Tworzą unikalne siedliska dla roślin i zwierząt, a jednocześnie stanowią przestrzeń rekreacyjną dla ludzi (Walton i in. 2021, Cuenca-Cambronero i in. 2023, Bartrons i in. 2024).

Ochrona bądź przywrócenie kluczowych elementów krajobrazu prowadzi do zachowania złożoności siedlisk jako niezbędnych dla zapewnienia integralności ekosystemu oraz utrzymania lokalnej i regionalnej różnorodności biologicznej. Przykładowo różnorodność roślin stref buforowych w monokulturowym krajobrazie rolniczym stymuluje bogactwo zbiorowisk mikroorganizmów glebowych i kontroluje tempo obiegu pierwiastków, a obfitość gatunków powoduje inicjowanie procesów samooczyszczania w ekosystemie.

Niestety w obliczu intensyfikacji rolnictwa, przekładającej się na zwiększone nawożenie, a przede wszystkim ekspansję gruntów ornych, wielofunkcyjne, wysokowartościowe elementy krajobrazu są przekształcane w tereny wykorzystywane do produkcji

rolnej. Przekłada się to na degradację gleby, pogorszenie jakości wody, zmniejszenie dostępności do zasobów wodnych, a także utratę różnorodności biologicznej. Konieczna jest zatem zmiana w podejściu do krajobrazu. Z tego powodu Komisja Europejska postuluje pilną potrzebę przywrócenia co najmniej 10% użytków rolnych zawierających elementy krajobrazu o wysokiej różnorodności biologicznej dla zapewnienia przestrzeni dla dzikich zwierząt, roślin, owadów zapylających i naturalnych regulatorów agrofagów. Potrzebę tę argumentuje podkreślając kluczowe znaczenie różnorodności biologicznej dla zagwarantowania bezpieczeństwa żywnościowego w UE i na świecie (Strategia na rzecz bioróżnorodności 2030, KE 2020). Również Europejska strategia odporności gospodarki wodnej (*Water resilience strategy*, KE 2025) wskazuje na potrzebę przywrócenia naturalnej funkcji terenów polegającej na zatrzymywaniu wody, aby uzupełnić rezerwę wód gruntowych i chronić różnorodność biologiczną.

### 5.3. Ekohydrologiczne rozwiązania bliskie naturze

Przekroczenie kolejnych ram granic planetarnych (ang. *planetary boundaries*), wskazuje na konieczność nie tylko ograniczenia antropopresji, ale także zwiększenia odporności zdegradowanych ekosystemów i ich regeneracji (PBScience 2025). Jednak w obliczu narastającej antropopresji, stosowanie wielkoskalowych wysokowartościowych NBS jest ograniczane. Intensyfikacja w przypadku rolnictwa, przekładającą się na silną ekspansję w powiększenie areału gruntów ornych przy jednoczesnym zwiększeniu nawożenia, skutkuje wzrostem poziomu zanieczyszczeń wód, co ogranicza efektywności zastosowanych NBS. W obszarach miejskich dostępność przestrzeni jest istotnym czynnikiem ograniczającym stosowanie NBS. W takich warunkach konieczne jest opracowywanie i wdrażanie zaawansowanych, ekohydrologicznych rozwiązań bliskich przyrodzie (EH-NBS, Zalewski 2020).

Biotechnologie ekohydrologiczne (Zalewski 2014), klasyfikowane obecnie jako EH-NBS, są to układy regulujące kluczowe procesy ekologiczne dla równoczesnej poprawy jakości zasobów wodnych (W), bioróżnorodności/bioproduktywności (B), usług ekosystemowych dla społeczeństwa (S), oraz odporności (R). Instalacje te bazują na wykorzystaniu procesów biogeochemicznych zachodzących w naturalnie wykształconych zbiorowiskach roślinnych występujących na styku lądu i wody. Przykładem są instalacje takie jak wysokoefektywne strefy ekotonowe (Izydorczyk i in. 2015), czy sekwencyjne systemy sedymentacyjno-biofiltracyjne (Zalewski i in. 2012; Szklarek i in. 2018; Jarosiewicz i in. 2022).

Punktem wyjścia dla wysokoefektywnych stref ekotonowych (WSE) były nadbrzeżne strefy buforowe, które są wielofunkcyjnymi barierami biogeochemicznymi położonymi na szlaku obiegu składników pokarmowych pomiędzy ekosystemami lądowymi a wodnymi. W warunkach intensywnej antropopresji konieczne jest wzmocnienie roślinnych stref buforowych poprzez dodatkowe struktury w postaci bariery denitryfikacyjnej lub bariery geochemicznej na bazie wapienia (Izydorczyk i in. 2015). Funkcjonowanie wysokoefektywnych stref ekotonowych oparte jest na wykorzystaniu potencjału makrofitów do oczyszczania wód poprzez biofiltrację a także na wzmocnieniu procesów naturalnie zachodzących w glebie takich jak denitryfikacja lub adsorpcja fosforu (Frączak i in. 2019).

Zrealizowane w linii brzegowej Jeziora Sulejowskiego w ramach projektu LIFE + EKOROB prototypowe WSE to narzędzia dla wdrażania podejścia WBSR-CE. Wzmocnienie w WSE naturalnie zachodzących procesów takich jak sedymentacja, biofiltracja, denitryfikacja czy adsorpcja przyczynia się do redukcji stężenia azotu i fosforu w wodzie przepływającej przez ekoton zarówno w formie spływu powierzchniowego, jak i podpowierzchniowego (uwzględniony komponent W). Roślinność stref buforowych tworzy nowe siedliska dla fauny i mikroorganizmów czym przyczynia się do tworzenia nowych habitatów a tym samym zwiększenia różnorodności biologicznej (komponent B). WSE zapewniając korzyści środowiskowe, pomagają w zwiększaniu odporności na stres antropogeniczny i adaptacji do zmian klimatu (komponent R), a jednocześnie wspierają realizację usług ekosystemowych, przynosząc korzyści społeczne i ekonomiczne. Zintegrowanie w ramach WSE stref roślinnych z infrastrukturą turystyczną uwzględnia potrzeby społeczności lokalnej (rekreacja, wędkarstwo; komponent S), zaś ich obszar może być wykorzystany do prowadzenia zajęć edukacyjnych i warsztatów (komponent CE).

Sekwencyjne systemy sedymentacyjno-biofiltracyjne (SSSB), będące przykładem sztucznych mokradeł, wykorzystują również procesy samooczyszczenia występujące w naturalnych ekosystemach wodnych. W pierwszej z trzech stref SSSB zachodzi wzmocnienie procesu sedymentacji w celu usunięcia cząstek stałych zanieczyszczeń obecnych w wodzie. Aby zwiększyć skuteczność tej strefy, stosuje się m.in. deflektory, które rozpraszają energię napływającej wody. Druga strefa stanowi przepuszczalną dla wody barierę biogeochemiczną, której funkcją jest filtrowanie i adsorpcja zanieczyszczeń. Najczęściej stosowane są złoża wypełnione sorbentami zdolnymi do usuwania fosforanów, umieszczone w koszach siatkowych. Ostatnią strefą jest obszar biofiltracji, który w swojej konstrukcji odpowiada hydrofitowym oczyszczalniom (Jarosiewicz i in. 2023).

Budowa sztucznych mokradeł np. w formie sekwencyjnych systemów sedymentacyjno-biofiltracyjnych jest alternatywą dla budowy zbiorników małej retencji. W warunkach ograniczonej dostępności wody wskazuje się coraz mocniej na straty wody związane z parowaniem z powierzchni wody w zbiornikach. Ponadto w przypadku budowy płytkich, pozbawionych stref buforowych rozległych zbiorników położonych na terenach rolniczych, w wyniku szybkiego nagrzewania się wód bogatych w związki biogeniczne, może występować zjawisko zakwitów wody.

Innym zalecanym podejściem jest budowa zbiorników lateralnych (Zalewski 2000; Kiedrzyńska i in. 2021) jako alternatywa dla typowego grodzienia rzeki. Zbiorniki te zachowują naturalny charakter rzek i są umiejscowione na terasie obok rzeki, nie w samym korycie. Na dopływie wody do zbiornika montowany jest system monitorujący, który monitorując jakość wody oraz natężenie przepływu, umożliwia napełnianie zbiornika tylko w momentach średnich przepływów wody o dobrej jakości, zamykając dopływ, kiedy jakość wody, lub natężenie przepływu spada. Zbiornik o takiej konstrukcji poprawia zasoby wodne (W) i zwiększa retencję wodną w dolinie rzecznej. Ponadto kaskada takich zbiorników położonych na terenach zalewowych powinna znacząco zwiększyć retencję zlewni i różnorodność siedlisk wodnych i podmokłych, a tym samym biokompleksowość, bioproduktywność i bioróżnorodność (B). Zbiornik sprzyja również podniesieniu poziomu wód gruntowych i zwiększeniu odporności zlewni (R). Wszystkie powyższe

procesy wzmacniają zaś liczne usługi dla społeczeństwa (S), takie jak rolnictwo, rekreacja, walory kulturalne i estetyczne (CE).

#### 5.4. NBS W SKALI ZLEWNI PRZY ZASTOSOWANIU EKOHYDROLOGICZNEGO PODEJŚCIA DO GOSPODAROWANIA WODAMI

Stosowanie NBS jest stosunkowo dobrze rozumiane w przypadku zastosowania niewielkich instalacji w obszarach miejskich. Inaczej jest, gdy analizujemy skuteczność NBS w skali zlewni. Chociaż pojedyncze urządzenie NBS może zazwyczaj wpływać tylko na niewielki obszar zlewni, to poprzez połączenie wielu lokalnie działających systemów możliwy jest wpływ na znaczny obszar zlewni. Warto wrócić uwagę, że w skali zlewni zachodzą interakcje między poszczególnymi NBS, w tym EH-NBS.

Dopiero kompleksowe zastosowanie NBS w skali zlewni pozwoli na zrównoważone zarządzanie zasobami wodnymi. Ponadto konieczne jest ich synergiczne połączenie z rozwiązaniami technicznymi, np. z wykorzystaniem urządzeń melioracyjnych czy budowli hydrotechnicznych (tzw. hybrydowe rozwiązania), jak również z zastosowaniem dobrych praktyk rolniczych. Takie komplementarne wykorzystanie NBS może przyczynić się do zwiększenia retencji wody, jak również ograniczenia zasilania ekosystemów wodnych w związki biogeniczne i inne zanieczyszczenia poprzez zwiększenie ich retencji w zlewni lub wytworzenie puli niedostępnej wewnątrz ekosystemów wodnych.

W tym celu potrzebne jest wypracowanie metodologii i/lub systemowego podejścia do planowania, projektowania i wdrażania w zlewniach działań NBS. Metodologia może być oparta na ekohydrologicznym podejściu do zarządzania zasobami wodnymi (Zalewski i in. 1997, Zalewski 2020) zakładającym trzy etapy.

##### **Kwantyfikacja procesów i identyfikacja presji.**

Punktem wyjścia dla gospodarki wodnej w zlewni powinna być kwantyfikacja procesów hydrologicznych, czyli ilościowy opis procesów i warunków abiotycznych w zlewni oraz mapowanie źródeł presji w skali zlewni obejmujące identyfikację zanieczyszczeń wód podziemnych i powierzchniowych oraz źródła tych zanieczyszczeń. Wynikiem tego etapu powinno być oszacowanie emisji ładunków zanieczyszczeń wprowadzanych do wód w skali zlewni, który może wykazywać bardzo silne zróżnicowanie przestrzenne. Identyfikacja przestrzennego zróżnicowania presji w zlewni, szczegółowe wskazanie zogniskowanych źródeł emisji zanieczyszczeń w zlewni, daje możliwość wyboru efektywnych narzędzi, a następnie ich precyzyjną i kosztowo efektywną aplikację.

##### **Analiza związków przyczynowo-skutkowych.**

Krok drugi w ekohydrologicznym podejściu w gospodarowaniu wodami to odpowiedź na pytanie: jak zwiększyć potencjał ekosystemu do elastycznego reagowania na presję? Na tym etapie, aby zrozumieć ewolucyjny związek między biocenozą a cyklem hydrologicznym konieczne jest skwantyfikowanie procesów ekologicznych i połączenie ich z cyklem hydrologicznym. To etap zrozumienia związków przyczynowo-skutkowych regulujących funkcjonowanie ekosystemów oraz ustalenia hierarchii czynników wpływających na dynamikę zagrożenia.

W poszukiwaniu odpowiedzi dotyczących możliwości wykorzystania ekosystemów jako narzędzi konieczne jest przeanalizowanie przestrzennego rozmieszczenia ekosystemów w skali zlewni oraz sposobu ich użytkowania przez człowieka. Szczególną uwagę należy zwrócić na obszary wymagające ochrony, a także ekosystemy zdegradowane, których potencjał można zwiększyć stosując NBS i EH-NBS. Również istotna jest analiza rozmieszczenia i udziału obszarów objętych prawną ochroną, które z kolei stanowią bufor przed presją wynikającą z działalności człowieka.

##### **Opracowanie narzędzi i zastosowanie ich w skali zlewni.**

Kolejny krok to znalezienie odpowiedzi na pytanie jak rozpoznane wcześniej procesy zachodzące w ekosystemach można wykorzystać w zarządzaniu zasobami wodnymi? To etap opracowywania i wyboru narzędzi, które powinny być dobrane do zidentyfikowanych problemów/zagrożeń i optymalnie umiejscowione w zlewni.

W tym celu niezbędne jest wykorzystanie, poza wiedzą ekspercką, wiedzy miejscowej ludności znającej lokalne warunki i problemy. Zalecane jest włączanie interesariuszy poprzez zastosowanie procesu współtworzenia (ang. *co-creation*), który zakłada, że przedstawiciele instytucji i podmiotów związanych z gospodarowaniem wodami wraz ze społecznością lokalną oraz interdyscyplinarnym zespołem ekspertów są jak najwcześniej zaangażowani w proces planistyczno-inwestycyjny: począwszy od wypracowania wspólnej oceny stanu, identyfikacji problemu poprzez wspólne projektowanie rozwiązań aż po współpracę przy ich wdrażaniu (SEI 2021).

#### 5.5. PRZEŁAMYWANIE BARIER DLA SZEROKIEGO WDRAŻANIA NBS

Pomimo wielofunkcyjności NBS i EH-NBS, ich stosowanie w szerokiej skali napotyka na bariery związane ze społeczną i kulturową ich akceptacją, zaufaniem, jak również niewystarczającą regulacją legislacyjną (Han i in. 2025). W trakcie badania zrealizowane w ramach projektu H2020 RECONNECT Interesariusze wskazali dwie główne bariery. Pierwsza z nich to *brak środków finansowych na instalacje NBS*. Wskazywano, że brakuje środków finansowych na wdrożenie i utrzymanie NBS lub są one niewystarczające. Interesariusze wskazali na konieczność uruchomienia programu zapewniającego dotacje na opracowanie studiów wykonalności, projektów i analiz kosztów i korzyści, aby pomóc społecznościom w odpowiednim planowaniu i finansowaniu opłacalnych inicjatyw NBS, a tym samym umożliwiając aplikowanie do krajowych i europejskich funduszy na realizację inwestycji. Istotne jest również zapewnienie środków na prace utrzymaniowe, które w przypadku NBS są niezbędne dla zapewnienia ich efektywnego, wieloletniego funkcjonowania. Wskazywano również na trudności w uruchamianiu nowych form finansowania, włączając w to połączenie funduszy publicznych i prywatnych, zielone obligacje, płatności za usługi ekosystemowe czy opracowanie produktów ubezpieczeniowych.

Kolejna wskazana bariera to *brak woli politycznej i długoterminowego zaangażowania*. Z punktu widzenia interesariuszy brakuje trwałej determinacji i gotowości przywódców politycznych do podejmowania decyzji i przydzielania zasobów finansowych niezbędnych do skutecznego wdrażania NBS, a tym samym do realizacji określonych celów polityk sprzyjających NBS. Jako istotnego aktywatora zmian wskazywano na Komisję

Europejską, która jest źródłem dyrektyw wskazujących na priorytetowe traktowanie NBS w zarządzaniu powodzią/suszą oraz adaptacją do zmiany klimatu.

Pogłębiona analiza wykazała jednak, że to *brak społecznego zrozumienia dla planowania, wdrażania, funkcjonowania i potencjalnych korzyści płynących z NBS* jest barierą o najwyższym potencjale do transformacji. Z punktu widzenia interesariuszy zaangażowanych w analizę barier, społeczne zrozumienie działania NBS miałyby szeroki pozytywny wpływ na wiele różnych aspektów, które obecnie utrudniają realizację NBS. Dobrze poinformowane społeczeństwo mogłoby aktywnie przyczynić się do sukcesu inicjatyw NBS, wspierając odpowiednie polityki lub uczestnicząc w projektach społecznych. Na kolejnych etapach badania interesariusze wskazali również na czynniki i mechanizmy pozwalające przeciwdziałać występującym barierom. Wśród nich podkreślano rolę realizacji pokazowych projektów pilotażowych, które ilustrują namacalne korzyści płynące z NBS dla społeczności. Tablice informacyjne i wydarzenia społecznościowe zorganizowane w dobrze widocznych lokalizacjach, np. w centrach miast lub wzdłuż popularnych nabrzeży rzek, mogą pokazać, że NBS zapewniają ochronę przed powodzią, rekreację i kształtowanie przestrzeni publicznej. Również utworzenie dostępnych platform internetowych czy aplikacji mobilnych do dzielenia się informacjami na temat NBS i przykładami sukcesów z opinią publiczną podnosiłoby świadomość społeczeństwa. Proponowano opracowanie aplikacji, w których opinia publiczna może dowiedzieć się o NBS, znaleźć interaktywne mapy projektów w swojej okolicy, przesłać opinie, podzielić się swoimi doświadczeniami/zdjęciami z życia w pobliżu udanych instalacji NBS. Z drugiej strony podkreślano konieczność aktywnego angażowania społeczeństwa w planowanie i projektowanie NBS w celu budowania zrozumienia i poczucia odpowiedzialności. W przypadku każdego proponowanego projektu NBS należy organizować warsztaty społecznościowe i działania on-line, aby uzyskać opinie lokalnych mieszkańców na temat pożądaných udogodnień, preferencji dotyczących zagospodarowania terenu itp. Wspólne tworzenie projektów pozwala bowiem budować zrozumienie i poczucie odpowiedzialności.

**Finansowanie:** Prace powstała przy wsparciu z projektu LIFE PILICA (Wdrożenie planu gospodarowania wodami w dorzeczu Wisły na przykładzie zlewni Pilicy, akronim: IP LIFE PL Pilica Basin CTRL, nr LIFE19 IPE/PL/000005), współfinansowanego przez Wspólnotę Europejską w ramach instrumentu LIFE oraz Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

## BIBLIOGRAFIA

- Bartrons M., Trochine C., Blicharska M., Oertli B., Lago M., Brucet S., 2024, Unlocking the potential of ponds and pondscapes as nature-based solutions for climate resilience and beyond: Hundred evidences. *Journal of Environmental Management*, 359: 120992
- Cuenca-Cambronero M., Blicharska M., Perrin J.A., Davidson T.A., Oertli B., Lago M., Beklioglu M., Meerhoff M., Arim M., Teixeira J., De Meester L., Biggs J., Robin J., Martin B., Greaves H.M., Sayer C.D., Lemmens P., Boix D., Mehner T., Bartrons M., Brucet S., 2023, Challenges and opportunities in the use of ponds and pondscapes as Nature-based Solutions. *Hydrobiologia*, 850:3257–3271
- Debele S.E., Kumar P., Sahani J., Marti-Cardona B., Mickovski S.B., Leo L.S., Porcù F., Bertini F., Montesi D., Vojinovic Z., Sabatino S.D., 2019, Nature-based solutions for hydro-meteorological hazards: Revised concepts, classification schemes and databases. *Environmental Research* 179: 108799

- Eggermont H., Balian E., Azevedo J.M.N., Beumer V., Brodin T., Claudet J., Fady B., Grube M., Keune H., Lamarque P., Reuter K., Smith M., Ham C. Van, Weisser W.W., Roux X. Le, 2015, Nature-based Solutions: New Influence for Environmental Management and Research in Europe. *GAIA- Ecological Perspectives for Science and Society*, 24: 243–248.
- European Commission, 2015, D.-G.F.R.A. Innovation (Ed.), Towards an EU Research and Innovation Policy Agenda for Nature-based Solutions & Re-naturing Cities – Final Report of the Horizon 2020 Expert Group, European Commission, Directorate-General for Research and Innovation, Brussels (2015), p. 74
- Frączak W., Michalska-Hejduk D., Zalewski M., Izydorczyk K., 2019, Effective phosphorous reduction by a riparian plant buffer zone enhanced with a limestone-based barrier. *Ecological Engineering*, 130: 94–100.
- Han S., Plavsic J., Dushkova D., Gebhardt O., Izydorczyk K., Kovačević-Majkić J., Krauze K., Kuzior M., Włodarczyk-Marciniak M., Kuhlicke Ch., 2025, Beyond individual barriers: a systems approach to understanding and addressing nature-based solutions implementation challenges. *Climate Risk Management*, 50: 100739
- Izydorczyk K., Michalska-Hejduk D., Frączak W., Bednarek A., Łapińska M., Jarosiewicz P., Kosińska A., Zalewski M., 2015, Strefy buforowe i biotechnologie ekohydrologiczne w ograniczaniu zanieczyszczeń obszarowych. ERCE PAN, ISBN 978–83–928245–1–0.
- Jarosiewicz P., Fazi S., Zalewski M., 2022, How to boost Ecohydrological Nature-Based Solutions in water quality management. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 22: 226–233.
- Jarosiewicz P., Izydorczyk K., Chamerska A., Frączak W., Jurczak T., Zalewski M., 2023, Sekwencyjne systemy sedymentacyjno-biofiltracyjne dla poprawy jakości wód powierzchniowych. *Gospodarka Wodna*, 10: 20–23
- Kiedrzyńska E., Belka K., Jarosiewicz P., Kiedrzyński M., Zalewski M., 2021, The enhancement of valley water retentiveness in climate change conditions. *Science of The Total Environment*, 799: 149427
- Komisja Europejska, 2020, Unijna strategia na rzecz bioróżnorodności 2030. Przywracanie przyrody do naszego życia. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Bruksela, dnia 20.5.2020 r. COM (2020) 380 final.
- Komisja Europejska, 2025, Europejska strategia odporności gospodarki wodnej. Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-społecznego i Komitetu Regionów. Bruksela, dnia 4.6.2025 r. COM (2025) 280 final
- Krauze K., Wagner I., 2019, From classical water-ecosystem theories to nature-based solutions — Contextualizing nature-based solutions for sustainable city. 2019. *Science of The Total Environment*, 655: 697–706
- Kumar P., Debele S.E., Sahani J., Rawat N., Marti-Cardona B., Alfieri S.M., Basu B., Basu A.S., Bowyer P., Charizopoulos N., Jaakko J., Loupis M., Menenti M., Mickovski S.B., Pfeiffer J., Pilla F., Proll J., Pulvirenti B., Rutzinger M., Sannigrahi S., Spyrou Ch., Tuomenvirta H., Vojinovic Z., Zieher T. 2021. An overview of monitoring methods for assessing the performance of nature-based solutions against natural hazards. *Earth-Science Reviews*, 217: 103603
- Mioduszeński W., Okruszko T. (red) 2016, Naturalna, mała retencja wodna – Metoda łagodzenia skutków suszy, ograniczania ryzyka powodziowego i ochrona różnorodności biologicznej. *Podstawy Metodyczne. Globalne Partnerstwo dla Wody, Polska*
- Nesshöver C., Assmuth T., Irvine K.N., Rusch G.M., Waylen K.A., Delbaere B., Haase D., Jones-Walters L., Keune H., Kovacs E., Krauze K., Kylvik M., Rey F., van Dijk J., Vistad, O.I., Wilkinson M.E., Wittmer H., 2017, The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Science of The Total Environment*, 579: 1215–1227
- Planetary Boundaries Science (PBSscience). 2025. Planetary Health Check 2025. Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK), Potsdam, Germany
- Raymond Ch.M., Frantzeskaki N., Kabisch N., Berry P., Breil M., Nita M.R., Geneletti D., Calfapietra C., 2017, A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas. *Environmental Science & Policy*, 77: 15–24
- Ryszkowski L., Kędziora A., 2008, The influence of plant cover structures on water fluxes in agricultural landscapes. [w:] Bossio D., Geheb K. [Eds] *Conserving land, protecting water. Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture Series 6*, Centre for Agricultural Bioscience International, Wallingford, UK, pp. 163–177.

- SEI. 2021. RECONNECT – Social innovation approach.
- Szklarek, S., Wagner, I., Jurczak, T., Zalewski, M., 2018, Sequential Sedimentation-Biofiltration System for the purification of a small urban river (the Sokolowka, Lodz) supplied by stormwater. *Journal of environmental management*, 205, 201–208
- Walton R.E., Sayer C.D., Bennion H. & Axmacher J.C., 2021, Improving the pollinator pantry: Restoration and management of farmland ponds enhances the complexity of plant-pollinator networks, *Agriculture, Ecosystems & Environment* vol 320, 107611
- Wawer R., Kolasińska K. (red) 2021, *Kodeks dobrych praktyk wodnych w rolnictwie*. Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi
- Zalewski M. (red.) 2020, *Ekohydrologia*. PWN
- Zalewski M., 1997, Biotechnologie ekosystemowe – wykorzystanie procesów hydrologicznych, biogeochemicznych i biologicznych do poprawy jakości zasobów wodnych. [w] Zalewski M., Wiśniewski R.J. (red.) *Zastosowanie biotechnologii ekosystemowych do poprawy jakości wód*. *Zeszyty Naukowe Komitetu Naukowego przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”* 18, Instytut Ekologii PAN Oficyna Wydawnicza, 5–23
- Zalewski, M., 2002, “Ecohydrology—The use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources.” *J. Hydrol. Sci.*, 47 (5), 823–832.
- Zalewski, M., Janauer, G.A., Jolankai, G., 1997, Conceptual background. [w:] Zalewski, M., Janauer, G.A., Jolankai, G. (Eds.). *Ecohydrology: A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources*. International Hydrobiological Programme UNESCO, Paris, Technical Document in Hydrology 7

---

**Adres do korespondencji Corresponding autor:** dr hab. Katarzyna Izydorczyk, Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii Polskiej Akademii Nauk, ul. Tylna 3, Łódź, e-mail: k.izydorczyk@erce.unesco.lodz.pl