



INSTYTUT OCHRONY ŚRODOWISKA – PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY  
INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL PROTECTION – NATIONAL RESEARCH INSTITUTE

Zakład Metod Oceny i Monitoringu Wód

**Finalna wersja metody ekstrapolacji ocen jednolitych części wód  
powierzchniowych jeziornych objętych monitoringiem diagnostycznym  
na niebadane jednolite części wód jeziornych  
oraz wykonanie ekstrapolacji ocen na niemonitorowane jednolite części  
wód jeziornych**

*Załącznik 4.5 do opracowania pt. „Przetworzenie i zweryfikowanie danych Państwowego  
Monitoringu Środowiska w zakresie monitoringu jezior z lat 2013-2015  
wraz z opracowaniem oceny stanu oraz nadzorem metodycznym”*

**Etap IV**

**Dyrektor Instytutu Ochrony Środowiska-  
Państwowego Instytutu Badawczego**

.....

**Dr inż. Krystian Szczepański**

**Autorzy:**

**Dr Hanna Soszka.....**

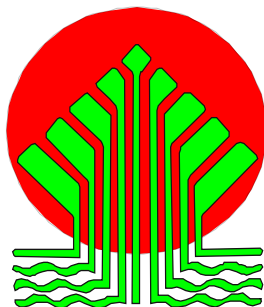
**Dr Agnieszka Kolada .....**

**Dr Agnieszka Pasztaleniec.....**

**Mgr Agnieszka Ochocka.....**

**Mgr Sebastian Kutyla.....**

**Mgr Aleksandra Bielczyńska.....**



Sfinansowano ze środków  
Narodowego Funduszu Ochrony  
Środowiska i Gospodarki Wodnej

**Warszawa, październik 2016**

*Praca wykonana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska w ramach umowy **26/2013/F** z dnia 29.08.2013 r. i sfinansowana ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej na podstawie umowy o dofinansowanie w formie przekazania środków na cele nieinwestycyjne. nr **791/2012/Wn-50/MN-PO/D** z dnia 14.11.2012 r.*

## Spis treści

1. Wstęp .....	2
2. Dostępność ocen jezior polskich na podstawie danych monitoringowych.....	3
3. Założenia metodyczne i dane wyjściowe.....	4
3.1. Presje kształtujące stan/potencjał ekologiczny jezior.....	4
3.2. Presje kształtujące stan chemiczny jezior .....	10
3. Opracowanie metody ekstrapolacji ocen jezior badanych na niebadane.....	11
4.1. Wskaźniki presji.....	11
4.2. Uwarunkowania morfometryczne i zlewniowe (typologia).....	11
4.3. Dane wykorzystane do opracowania metody ekstrapolacji.....	11
4.4. Zależność pomiędzy teoretycznymi ładunkami azotu i fosforu powstającymi w zlewni a jakością wód.....	12
4.5. Opracowanie wartości granicznych dla klas stanu ekologicznego.....	14
4.6. Testowanie wiarygodności oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie opracowanych wartości granicznych.....	17
5. Ocena jednolitych części wód powierzchniowych jezior niebadanych z zastosowaniem wypracowanego podejścia .....	19
Pismiennictwo.....	21

## 1. Wstęp

Podstawowym krokiem przy opracowywaniu metody wyprowadzania ocen stanu dla jezior niebadanych na podstawie wyników oceny jezior badanych, jest zidentyfikowanie powiązań, pomiędzy czynnikiem sprawczym, który jest źródłem presji oddziałującej na ekosystem, a stanem ekosystemu. Podejście takie jest zgodne z rekomendowanym przez EEA modelem DPSIR (*Driving force – Pressure – State – Impact – Response*), który jest rozszerzeniem stosowanego m.in. przez OECD modelu PSR (*Pressure – State – Response*). Przy braku zależności pomiędzy danym czynnikiem a stanem jeziora nie można prognozować jego wpływu na ekosystem.

W przypadku jezior polskich o powierzchni >50 ha, które położone są na obszarach ostatniego zlodowacenia (bałtyckiego) w północnej i centralnej części Polski, poza zasięgiem oddziaływania dużych zakładów przemysłowych, głównym czynnikiem determinującym stan ekologiczny jest sposób użytkowania terenu zlewni, tak bezpośrednio (spływy powierzchniowe), jak i całkowitej (dopływy). Ładunki azotu i fosforu z terenów rolniczych, takich jak grunty orne, pastwiska, obszary intensywnej hodowli i rozproszonej zabudowy wiejskiej, a także zabudowy rekreacyjnej, są główną przyczyną wysokiego stopnia zeutrofizowania wód polskich jezior (Hillbricht-Ilkowska 1997, Soszka i in. 2015b). Drugim bardzo istotnym źródłem presji na wody powierzchniowe są zanieczyszczenia punktowe (zrzuty ścieków), choć od początku lat 90. w Polsce obserwuje się bardzo wyraźne ograniczenie ich oddziaływania na wody jezior (Hillbricht-Ilkowska 1997, Siuda i in. 2013). Zwiększa się tym samym rola źródeł obszarowych w kształtowaniu jakości ich wód.

Stan jezior kształtowany jest zarówno przez rodzaj, jak i nasilenie presji, oddziałujących na ekosystem. Spośród różnych typów presji, wskazywanych w Europie, jako główne determinanty stanu ekologicznego wód stojących, w przypadku jezior polskich podstawową jest eutrofizacja. Przekształcenia hydromorfologiczne, choć nie są jeszcze uwzględniane w ocenie stanu ekologicznego jezior polskich, zdają się dotyczyć niewielkiego odsetka jezior polskich (na co wskazuje też stosunkowo niewielka liczba SZCW jeziornych). Na stan ekologiczny jezior wpływ mają również substancje szczególnie szkodliwe dla środowiska wodnego, specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne.

Celem pracy było opracowanie metodyki ekstrapolacji ocen ze zbadanych jednolitych części wód powierzchniowych jeziornych na części wód niebadane. W pracy przyjęto, że metodyka ta będzie opierała się na zależności pomiędzy presją oddziałującą na ekosystem ze strony zlewni a stanem ekosystemu, stwierdzonym na podstawie wyników badań przeprowadzonych w ramach monitoringu wód. **Podstawą metody było wypracowanie wartości granicznych dla czynników presji, na podstawie których prawdopodobieństwo zaklasyfikowania JCWP jeziornej do danej klasy stanu jest najwyższe.**

Prace nad opracowaniem ostatecznej metody ekstrapolacji ocen JCWP jezior badanych na niebadane części wód prowadzone były w ramach niniejszego zamówienia od roku 2013 (Zadania 1.3, 2.5 i 3.5), a wyniki tych prac zawarte są w sprawozdaniach i opracowaniach z wcześniejszych etapów (Soszka i in. 2013, 2014, 2015a). Kolejne podejścia do opracowania metody ekstrapolacji oraz próby zastosowania różnych rozwiązań zawarte są w sprawozdaniu do IV etapu realizacji zamówienia. Niniejsze opracowanie zawiera **ostateczne podejście i przyjęte rozwiązania metodyczne**, zastosowane do ekstrapolacji ocen jednolitych części wód powierzchniowych jeziornych objętych monitoringiem diagnostycznym na niebadane jednolite części wód jeziornych oraz wykonanie ekstrapolacji ocen na niemonitorowane jednolite części wód jeziornych.

Przedstawiona w niniejszym opracowaniu metoda umożliwia oszacowanie **oceny stanu ekologicznego** niebadanej JCWP jeziornej wraz z określeniem wiarygodności tej oceny, przy czym zawsze tam, gdzie mowa o stanie ekologicznym, odnosi się to również do potencjału ekologicznego. W przypadku stanu chemicznego, ze względu na specyfikę siły sprawczej (patrz sekcja 3.2), jego prognozowanie jest dużo słabiej umocowane metodycznie, o ile w ogóle możliwe do przeprowadzenia.

## 2. Dostępność ocen jezior polskich na podstawie danych monitoringowych

Spośród 1044 JCWP jezior w Polsce można wyróżnić cztery grupy pod względem dostępności danych monitoringowych:

- dla 493 dostępne są dane monitoringowe z lat 2010-2015, na podstawie których oceniony jest ich rzeczywisty stan;
- dla 44 jezior dostępne są wyniki badań monitoringowych z lat 2007-2009, które zawierają ograniczony zestaw wskaźników biologicznych (głównie chlorofil *a*, czasem makrofity), niemniej jednak badane były metodami zgodnymi z Ramową Dyrektywą Wodną, a ocena ich stanu, nawet na podstawie ograniczonej liczby wskaźników, została uznana za bardziej wiarygodną, niż ocena ekstrapolowana;
- dla 349 jezior dostępne są dane monitoringowe z lat wcześniejszych (1989-2006), pozyskane metodami obowiązującymi przed wejściem w życie metod zgodnych z RDW. Dla jezior tych dostępne są archiwalne dane o podstawowych wskaźnikach eutrofizacji, stosowanych obecnie w monitoringu wód, tj. przewodnictwo elektrolityczne, średnie stężenie azotu, fosforu, chlorofilu *a* i widzialność krążka Secchiego;
- pozostałe 158 jezior nigdy nie było badanych w ramach monitoringu wód (jeziora rzeczywiście niemonitorowane), i dla nich konieczne jest wyprowadzenie teoretycznej oceny stanu na podstawie jezior badanych.

Zbiorcze zestawienie dostępności danych monitoringowych dla JCWP jezior polskich przedstawia tabela 1.

Tabela 1. Rozkład liczby jezior w zależności dostępności wyników badań monitoringowych

Lata badań	Liczba jezior	Status
2010-2015	493	Stan na podstawie aktualnych danych
2007-2009	44	
1989-2006	349	Stan na podstawie oceny archiwalnej, skalibrowanej
Brak badań	158	Stan ekstrapolowany

W związku ze zróżnicowaniem dostępności danych dla JCWP jezior, przy wyprowadzaniu ocen dla jezior z wyróżnionych grup zastosowano inne podejście metodyczne. Dla 537 jezior dostępne są oceny z badań monitoringowych, zgodnych z RDW i dla tych jezior nie ma potrzeby przeprowadzania oceny teoretycznej. Dla 158 jezior niebadanych w monitoringu oraz dla 349 jezior badanych przed rokiem 2007, opracowana została metoda oceny na podstawie ocen jezior badanych (ocena ekstrapolowana).

### 3. Założenia metodyczne i dane wyjściowe

W niniejszej pracy przyjęto założenie, że aby określić stan jeziora niebadanego na podstawie wyników uzyskanych dla jezior badanych należy: i) znaleźć zależność między presją a stanem, na podstawie puli jezior badanych, gdzie obie zmienne (objaśniająca - presja i zależna – stan), są znane; ii) określić/ustalić wartość zmiennej objaśniającej (presji) dla jeziora niebadanego; iii) wyprowadzić na podstawie ustalonej zależności wartość dla zmiennej zależnej (stan). Podstawową kwestią metodyczną przy tak sformułowanej procedurze jest sposób skwantyfikowania presji, oddziałującej na jeziora (zmiennej objaśniającej).

#### 3.1. Presje kształtujące stan/potencjał ekologiczny jezior

W pierwszej kolejności w pracy analizowano eutrofizację wód, jako podstawową presję oddziałującą na jeziora polskie. Stopień zeutrofizowania wód jest wypadkową wielkości ładunków azotu i fosforu, które dostają się do wód jeziora oraz uwarunkowań hydromorfometrycznych tego jeziora. Wyliczenie ładunków azotu i fosforu, rzeczywiście dostających się do wód powierzchniowych, jest procedurą skomplikowaną i wymagającą bardzo szczegółowych danych, również hydrologicznych, dla każdego jeziora. Opracowanie takiej informacji w skali całego kraju jest w zasadzie niewykonalne przy obecnej dostępności danych i stanie wiedzy. Dlatego też w niniejszej pracy wyliczano i analizowano **teoretyczne ładunki azotu i fosforu powstające w zlewni jezior**, które wykazują istotne statystycznie i stosunkowo wysokie związki z parametrami jakości wód, pozyskanymi w monitoringu jezior (por. sekcja 4.4).

Wielkość ładunków azotu i fosforu, generowanych w zlewni, zależy od bardzo wielu czynników, m.in. sposobu zagospodarowania terenu zlewni (zanieczyszczenia obszarowe), występowania punktowych źródeł zanieczyszczeń (rejestrowane i nierejestrowane zrzuty ścieków, obecność ferm, stawów rybnych), presji turystycznej (zabudowa rekreacyjna, kąpieliska, zanieczyszczenia z jachtów), zanieczyszczeń pochodzących z wód opadowych, etc. W dalszej części opracowania przedstawiono sposób podejścia do wyliczania/szacowania ładunków azotu i fosforu, pochodzących z różnych źródeł presji na terenach zlewni całkowitych jezior.

- ***Pokrycie/zagospodarowanie terenu zlewni (źródła obszarowe)***

Do wyliczenia ładunków pochodzących z presji obszarowej w opracowaniu przyjęto powierzchnie zlewni jezior, wyznaczone w ramach projektu dotyczącego aktualizacji typologii i wyznaczenia jednolitych części wód (Hobot (red.) i in. 2015a). Wyznaczenie to zostało wykonane na podkładzie referencyjnym w skali 1:10 000 (MPHP10, Barszczyńska i in., 2013), zatem jest ono dużo bardziej szczegółowe niż wcześniej stosowane wyznaczenie, dokonane na podstawie MPHP50. Spośród 1044 jezior znajdujących się w aktualnym wykazie JCWP, 57 nie ma zaktualizowanych powierzchni zlewni zgodnie z MPHP10 (według MPHP10 ich powierzchnia jest mniejsza niż 50 ha i zostały one usunięte z wykazu JCWP jezior na cykl wodny 2021-2027; Hobot(red.) i in. 2015a). Dla jezior tych, na potrzeby niniejszego opracowania, przyjęto powierzchnie zlewni według MPHP50.

Jako źródło danych o sposobie zagospodarowania terenów zlewni w pracy wykorzystano bazę użytkowania terenu CORINE Land Cover z 2012 roku (CLC 2012). Na jej podstawie dla wszystkich zlewni jezior zostały wyliczone powierzchnia bezwzględna (ha) i udział w powierzchni zlewni całkowitej (%) poszczególnych form pokrycia terenu.

W celu wyliczenia teoretycznych ładunków azotu i fosforu, generowanych przez poszczególne formy użytkowania terenów, w pracy przyjęto wartości jednostkowych spływów dla poszczególnych sposobów użytkowania terenu, opracowane na podstawie obszernych danych literaturowych przez grono ekspertów-limnologów na potrzeby wskazanej wcześniej pracy „*Sformułowanie w warunkach korzystania z wód...*” z 2010 roku (Arciszewski i in. 2010). Wartości te są dobrze umocowane w krajowej literaturze przedmiotu (Szyper i Gołdyn 2002, Smal i in. 2005, Siuda i in. 2013), zostały one zaakceptowane na potrzeby prac planistycznych, były również zaadoptowane w metodyce aktualizacji Programu wodno-środowiskowego kraju (aPWŚK), opracowanej w 2014 r. (Hobot (red.) i in. 2015b), a także zastosowane w pracy Pasztaleniec i Kutuły (2015). Podejście takie, jakkolwiek jest znaczącym uproszczeniem, daje możliwość jednolitego opracowania informacji o presji dla całego kraju, niezależnie od dostępności i jakości danych dla poszczególnych części wód. Ma to bardzo duże znaczenie przy opracowaniu metody, która ma mieć zastosowanie dla wszystkich jezior w Polsce.

Przełożenie klas użytkowania terenu według CLC na klasy użytkowania zlewni, dla których opracowano współczynniki eksportu dla ładunków jednostkowych azotu i fosforu oraz przyjęte wartości współczynników przedstawia tabela 2. Przemnażając powierzchnię terenu zlewni w danej klasie pokrycia terenu przez odpowiedni wskaźnik eksportu z tabeli 1 (z uwzględnieniem odpowiednich jednostek), dla każdego jeziora wyliczony został **teoretyczny ładunek azotu i fosforu, generowany w zlewni przez źródła rozproszone**.

Tabela 2. Współczynniki eksportu dla ładunków azotu i fosforu dla poszczególnych form użytkowania terenów zlewni jezior (na podstawie Arciszewski i in. 2010)

Sposób użytkowania terenu	Klasa użytkowania terenu wg CLC		Ładunek (kg/ha/rok)	
			AZOT	FOSFOR
Lasy	Lasy liściaste	311	1,5	0,1
	Lasy iglaste	312		
	Lasy mieszane	313		
	Lasy i roślinność krzewiasta w stanie zmian	324		
Siedliska podmokłe	Bagna śródlądowe	411	1,5	0,1
	Torfowiska	412		
Łąki i pastwiska	Łąki, pastwiska	231	3,0*/4,5**	0,2*/0,3**
	Złożone systemy upraw i działek	242		
	Murawy i pastwiska naturalne	321		
	Roślinność rozproszona	333		
Grunty orne i tereny o zabudowie rozproszonej	Grunty orne poza zasięgiem urządzeń nawadniających	211	9,0*/12,0**	0,3*/0,4**
	Zabudowa luźna	112		
Ugory	Tereny zajęte głównie przez rolnictwo z dużym udziałem upraw i działek	243	3,0	0,2
Zabudowa zwarta	Zabudowa miejska zwarta	111	6,0	0,9
	Tereny przemysłowe lub handlowe	121		
	Tereny komunikacyjne i związane z komunikacją drogową i kolejową	122		

\* Województwa o niższym poziomie nawożenia: zachodniopomorskie, pomorskie, warmińsko-mazurskie, podlaskie, mazowieckie, kujawsko-pomorskie, lubelskie, świętokrzyskie, śląskie, małopolskie, podkarpackie;

\*\* Województwa o wyższym poziomie nawożenia i większej zasobności gleb: dolnośląskie, lubuskie, łódzkie, opolskie, wielkopolskie;

- **Punktowe źródła zanieczyszczeń**

Obok rozproszonych źródeł zanieczyszczeń, istotnym czynnikiem presji na wody powierzchniowe są punktowe źródła zanieczyszczeń. W przypadku ekosystemów jeziornych, sytuacje odprowadzania ścieków z punktowych źródeł bezpośrednio do wód są obecnie incydentalne, a zrzuty do rzek zasilających jeziora, następują w pewnej odległości od zbiornika. W ostatnich latach na terenach pojeziernych oddawanych jest do użytku bardzo wiele nowych oczyszczalni ścieków, a stare są modernizowane lub następuje poprawa ich eksploatacji. Z roku na rok wzrasta udział ścieków



oczyszczanych biologicznie z chemicznym strącaniem fosforu, co ma ogromne znaczenie dla ochrony jezior.

W Polsce nie istnieją jednak stale aktualizowane bazy danych o wszystkich punktowych zrzutach ścieków. Rejestrowane są najczęściej duże punktowe źródła zanieczyszczeń, dla których jednak, zdarza się, że nie wskazano odbiornika ścieków – nie wiadomo więc, czy źródło znajduje się w zlewni jeziora, czy poza nią. Czasem nie jest znany rodzaj ścieków odprowadzanych z poszczególnych źródeł, ani ilość odprowadzanych ścieków, a ładunki lub stężenia zanieczyszczeń, jeśli w ogóle pojawiają się w zestawie danych, często nie obejmują fosforu i azotu. Na ogół brakuje informacji o niewielkich źródłach, odprowadzających ścieki w sposób bezpośredni lub pośredni do jeziora, takich jak ośrodek rekreacyjny, budynek mieszkalny, czy szkoła. Informacja o takich źródłach pojawia się, gdy obiekt poddawany był kontroli przez wojewódzki inspektorat ochrony środowiska, co ma miejsce co kilka lat. Biorąc pod uwagę specyfikę jezior (systemy prawie zamknięte, w których raz wprowadzone zanieczyszczenia wchodzi w obieg materii) systematyczna dostawa nawet niewielkich ilości biogenów ma znaczenie dla jakości wód i powodować może lokalne (w litoralu) niekorzystne zmiany elementów biologicznych, takich jak makrofity, czy makrofauna bezkręgową. Należy również zdawać sobie sprawę z tego, że wiele istniejących w wykazach źródeł zanieczyszczeń zostało zlikwidowanych.

W związku z powyższym, do zwymiarowania punktowych źródeł zanieczyszczeń, w niniejszej pracy przyjęto podejście zastosowane w przytoczonej powyżej pracy „*Sformułowanie w warunkach korzystania z wód...*” (Arciszewski i in. 2010), bazujące na informacji o czynnikach presji środowiskowych, udostępnionych przez regionalne zarządy gospodarki wodnej, inspektoraty ochrony środowiska, a także zawarte w piśmiennictwie, pochodzące z analizy map, zdjęć lotniczych i satelitarnych czy pochodzące z ankietyzacji urzędów gminnych, Internetu oraz niepublikowane dane znajdujące się w posiadaniu wykonawców pracy. W przypadku punktowych źródeł zanieczyszczeń, występujących w zlewni jezior, ładunki substancji biogenych z nich pochodzące szacowano na podstawie dostępnych danych, jakkolwiek dane te były niekompletne, a w wielu przypadkach nie dawały możliwości oszacowania ładunków azotu i fosforu. Gdy dostępna była informacja o ilości odprowadzanych ścieków, ale stężenia biogenów nie były podane, w przytoczonej pracy przyjmowano wartości stężeń azotu i fosforu w ściekach, wyprowadzone na podstawie danych literaturowych oraz analizy dostępnych danych o efektach oczyszczania ścieków w różnej wielkości oczyszczalniach ścieków w Polsce, stosujących różne sposoby oczyszczania ścieków. Wartości stężeń azotu i fosforu, przyjęte do zwymiarowania ładunków z różnych typów punktowych źródeł zanieczyszczeń przedstawia tabela 3. Wpływ nieuporządkowanej gospodarki ściekowej poza obszarami aglomeracji został uwzględniony natomiast w kategorii użytkowania terenu zlewni „grunty orne i tereny o zabudowie rozproszonej”, która obok samych gruntów ornych obejmuje zabudowę wiejską, towarzyszącą rolnictwu (tabela 2).

Przy szacowaniu ładunku związków biogenych ze stawów rybnych, jeśli znana była objętość wód z nich odprowadzanych do jeziora, również przyjmowano przeliczniki wskaźnikowe (tabela 3). Jeśli w dostarczonych danych brak było informacji o wielkości zrzutu ze stawów rybnych, ładunek szacowano przez zmierzenie powierzchni stawów w Geoportalu, pomnożenie przez głębokość (1,5 m) i przez wskaźnikowe stężenia azotu i fosforu z tabeli 3. Jeśli do jeziora odprowadzane były kolektorem ścieki deszczowe o znanej objętości, do wyliczenia ładunku przyjmowano stężenie zgodnie z tabelą 3. W przypadku ścieków deszczowych, które nie są zbierane kolektorami, ładunki azotu i fosforu, powstające w zlewni, ujęte zostały w innych kategoriach sposobu użytkowania zlewni: „tereny o zabudowie rozproszonej” i „zabudowa zwarta”. Wody popłuczne, wody z odwodnień górniczych, solanki nie były uwzględniane.

Tabela 3. Wartości stężeń azotu i fosforu dla różnych źródeł zanieczyszczeń punktowych (na podstawie opracowania Arciszewski i in., 2010)

Punktowe źródło zanieczyszczeń		Stężenie (mg/L)	
		AZOT	FOSFOR
Oczyszczalnie ścieków	<100 000 RLM biologiczna	20,0	2,8
	<100 000 RLM z PUB	15,0	1,5
	<2000 RLM	30,0	5,0
	mechaniczna	45,0	10,0
Stawy rybne	przepływowy*	3,2	0,2
	nieprzepływowy**	6,8	0,8
Ścieki deszczowe		1,0	0,2

\* - równa objętość odprowadzanych wód w kolejnych miesiącach roku

\*\* - woda spuszczana tylko w okresie jesiennym

RLM – równoważna liczba mieszkańców

PUB – podwyższone usuwanie biogenów

W niniejszej pracy przyjęto wartości ładunków azotu i fosforu z punktowych źródeł zanieczyszczeń, wyliczone dla wszystkich JCWP jezior według powyższej procedury w przywołanym opracowaniu. Zweryfikowano natomiast, że wiele informacji, wykorzystanych w ówczesnym projekcie, pochodziła z dokumentów (np. pozwoleń wodno-prawnych, decyzji środowiskowych), których wiele nadal zachowuje aktualność. Świadczy to o pewnej aktualności tych danych i zasadności ich wykorzystania w pracy.

- **Opad atmosferyczny**

Istotnym źródłem azotu i fosforu może być opad atmosferyczny. Źródłem danych o wielkości ładunków azotu i fosforu, wprowadzanych z opadem atmosferycznym rocznie w przeliczeniu na 1 hektar powierzchni jeziora były dane z monitoringu chemizmu opadów atmosferycznych i oceny depozycji

zanieczyszczeń do podłoża, prowadzonego w ramach PMŚ przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - PIB na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska ([http://powietrze.gios.gov.pl/pjp/content/chemistry\\_of\\_atmospheric\\_precipitation](http://powietrze.gios.gov.pl/pjp/content/chemistry_of_atmospheric_precipitation)). Analiza danych dostępnych na stronie wykazała znaczną zmienność wartości ładunków azotu i fosforu z opadów atmosferycznych zarówno w czasie (zróznicowanie średnich rocznych z roku na rok) jak i przestrzeni (duża zmienność nawet w obrębie jednego jeziora). Z tego względu, w niniejszej pracy przyjęto średnie wartości wskaźników dla ładunków azotu i fosforu z opadu atmosferycznego z całego okresu obejmującego analizowane badania monitoringowe jezior. Wartości te wyniosły 12,9 kg azotu na każdy hektar jeziora na rok oraz 0,35 kg fosforu na hektar jeziora na rok.

- ***Specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne***

Na stan ekologiczny jezior wpływ mają również przekroczenia stężeń substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, czyli specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych z załącznika 6 rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Przekroczenia zanieczyszczeń specyficznych w jeziorach polskich mają charakter incydentalny. Na 414 jezior badanych w latach 2010-2015 pod kątem zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych, przekroczenia stwierdzono 18 razy (w odniesieniu do 4,3% jezior), przy czym jedynymi, spośród 24 wymienionych w załączniku 6 rozporządzenia, substancjami o przekroczonych stężeniach były węglowodory ropopochodne (dziewięć jezior), fenole lotne (sześć jezior) i aldehyd mrówkowy (trzy jeziora). Należy tu jednak pamiętać, że zakres badań tych substancji, szczególnie w pierwszych latach obowiązywania ich monitorowania, był bardzo niejednorodny (nie wszystkie jeziora w danym roku objęte badaniami substancji szkodliwych, różna liczba substancji badana w poszczególnych jeziorach), stąd wnioskowanie o rzeczywistych przekroczeniach jest obarczone dużym błędem. Dodatkowo, trudno jest określić jakościowo i ilościowo źródła zanieczyszczeń węglowodorami ropopochodnymi w zlewni jeziora, gdyż mogą one pochodzić zarówno z przemysłu, jak i z transportu wodnego i lądowego. W związku z tym trudno jest zgromadzić dane, na podstawie których można by wnioskować o związku obecności potencjalnych źródeł zanieczyszczeń w zlewni ze stanem ekologicznym jeziora, zwłaszcza że w przypadku jezior, w których stwierdzono przekroczenia trudno wskazać źródło tych przekroczeń. Wchodzi tu również w grę naturalne pochodzenie tych zanieczyszczeń (fenole). Z tego względu, na obecnym etapie pracy, w rozważaniach pominięto zagadnienie ekstrapolacji na niebadane części wód zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych.

### 3.2. Presje kształtujące stan chemiczny jezior

Stan chemiczny jezior determinowany jest przez substancje priorytetowe z załącznika 9, cytowanego powyżej rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r.. Podobnie jak w przypadku specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych, również przekroczenia substancji priorytetowych w jeziorach polskich mają charakter incydentalny.

Spośród 388 jezior, badanych w latach 2010-2015 pod kątem substancji priorytetowych, niecałe 7% (27 jezior) charakteryzuje stan chemiczny poniżej dobrego. Najczęstszą przyczyną złego stanu chemicznego są przekroczenia środowiskowych norm jakości związków z grupy WWA. Zdarzają się też przekroczenia rtęci, kadmu i ich związków, ale należą one do rzadkości. Tak więc, materiał do analiz jest niewielki. Źródła emisji WWA mają charakter rozproszony (ogrzewanie gospodarstw domowych, ruch samochodowy). Dodatkowo, WWA dostające się do wód z atmosfery są bardzo mobilne. Migrują na duże dystanse i zlokalizowanie ich źródła pochodzenia jest trudne, o ile w ogóle możliwe. Depozycja WWA z powietrza jest uzależniona od warunków atmosferycznych. Po ulewnych deszczach zawartość WWA może wzrosnąć wielokrotnie, niezależnie od wielkości emisji (Bielczyńska i Ochocka 2016). Nie jest więc możliwe ustalenie racjonalnych zasad ekstrapolowania zanieczyszczenia związkami z grupy WWA na niebadane części wód.

Jeśli chodzi o inne substancje priorytetowe, które są podstawą ustalania stanu chemicznego jezior, to sprawdzono, czy ich potencjalna emisja w zlewni jeziora pozostaje w związku z występowaniem tych substancji w wodach jeziora. W latach 2014-2015, w trakcie prac nad aktualizacją Planów gospodarowania wodami w dorzeczu oraz Programu wodno-środowiskowego kraju, zapoznano się z wynikami inwentaryzacji źródeł zanieczyszczeń, które mogą zawierać substancje priorytetowe, przeprowadzonej przez regionalne zarządy gospodarki wodnej. W RZGW w Szczecinie zinwentaryzowano bardzo wiele takich źródeł w zlewniach jezior, jednak tylko w jednym jeziorze badanym pod kątem stanu chemicznego zanotowano przekroczenie norm dla kadmu i jego związków. Podobnie w RZGW w Poznaniu w zlewniach jezior stwierdzono obecność bardzo wielu źródeł, odprowadzających do wód zanieczyszczenia, mogące zawierać substancje priorytetowe i inne szkodliwe substancje, jednak w kilkunastu jeziorach stwierdzono przekroczenia wyłącznie związków z grupy WWA. Na pozostałym obszarze kraju zinwentaryzowane punktowe źródła znajdują się w zlewni siedmiu jezior, z których trzy oceniono pod kątem stanu chemicznego i był on dobry. Zatem również próba ekstrapolacji oceny stanu chemicznego na niebadane części wód na podstawie obecności w zlewni źródeł zanieczyszczeń, potencjalnie zawierających substancje priorytetowe zawiodła. **Z powyższych względów uznano, że nie ma merytorycznych podstaw do ekstrapolowania oceny stanu chemicznego na niebadane części wód.**

## **4. Opracowanie metody ekstrapolacji ocen jezior badanych na niebadane**

### **4.1. Wskaźniki presji**

Dla wszystkich JCWP jezior w Polsce (n=1044) zostały wyliczone powierzchnie bezwzględne (ha) poszczególnych form pokrycia terenu, występujące na obszarze zlewni, zgodnie z klasyfikacją terenów przyjętą w CORINE Land Cover (2012). Na tej podstawie, dla każdego jeziora wyliczony został teoretyczny ładunek azotu i fosforu, generowany w zlewni przez źródła rozproszone (z wykorzystaniem odpowiednich wskaźników eksportu z tabeli 2), jak również zestawione zostały ładunki azotu i fosforu, pochodzące ze źródeł punktowych (na podstawie opracowania Arciszewski i in. 2010 oraz zgodnie z przelicznikami w tabeli 3). Sumaryczne teoretyczne ładunki azotu i fosforu, powstające w zlewniach jezior zostały następnie przeliczone na objętość wód jeziora, w celu wyznaczenia porównywalnego, wskaźnikowego ładunku azotu i fosforu, przypadającego na jednostkę objętości wód jeziora, zwanego tu **jednostkowym obciążeniem teoretycznym wód jezior ładunkami azotu (N\_zlewnia; gN m<sup>-3</sup>) i fosforu (P\_zlewnia; gP m<sup>-3</sup>), powstającymi w zlewni.**

### **4.2. Uwarunkowania morfometryczne i zlewniowe (typologia)**

Istotnym zagadnieniem, które należy wziąć pod uwagę analizując wpływ presji na wody powierzchniowe, są uwarunkowania morfometryczne ekosystemów. W przypadku jezior najistotniejszymi cechami, determinującymi podatność na eutrofizację są: i) objętość wód, w której rozcieńczane są zanieczyszczenia, ii) wielkość zlewni, powiązana z intensywnością wymiany wód, iii) typ mieszania, determinujący obieg pierwiastków w masie wód. Wszystkie te parametry bezpośrednio lub pośrednio uwzględnione są w typologii abiotycznej jezior polskich, tak obowiązującej (Kolada i in., 2005a, 2005b), jak i zaktualizowanej w 2015 roku (Hobot (red.) i in. 2015a). Obowiązujące w Polsce metodyki oceny stanu jezior na podstawie poszczególnych elementów biologicznych i fizykochemicznych uwzględniają zróżnicowanie uwarunkowań abiotycznych (typologię) jezior, a systemy klasyfikacji ich stanu są specyficzne dla typów. Ponieważ w pracy podstawą analiz były oceny i klasyfikacja stanu jezior, wyprowadzone na podstawie metodyk, specyficznych dla typów (uwzględniających zróżnicowanie wielkości zlewni oraz typu miktycznego wód), a obciążenia wód ładunkami azotu i fosforu ze zlewni zostały przeliczone na objętość wód, dodatkowe stosowanie podziału na typy abiotyczne zostało uznane za niewłaściwe metodycznie.

### **4.3. Dane wykorzystane do opracowania metody ekstrapolacji**

W latach 2010-2015 w ramach PMŚ przebadanych zostało 499 jezior. Spośród nich siedem, o powierzchni mniejszej od 50 ha, nie jest JCWP w rozumieniu polskiego prawodawstwa (m.in. nie mają

one ustalonych celów środowiskowych, oprócz Jeziora Ostrowickiego, które jest włączone do wykazu JCWP jezior; Hobot i in. 2013). Jeziora te zostały wyłączone z dalszych analiz (tab. 4).

Rozpoznanie zależności pomiędzy presją oddziałującą na jeziora ze strony zlewni a stanem ekologicznym dokonano na podstawie danych z 493 JCWP jezior objętych monitoringiem w latach 2010-2015, przy czym w przypadku jezior badanych wielokrotnie w tym okresie, w analizach uwzględniono badania najnowsze z uwzględnieniem wyników badań z lat wcześniejszych dla elementów niebadanych w ostatnim roku badań, zgodnie z zasadami dziedziczenia.

Tabela 4. Jeziora zbadane w ramach PMŚ w latach 2010-2015, które zostały wykluczone z analiz ze względu na powierzchnię poniżej 50 ha

ID	Nazwa jeziora	Rok badań	Powierzchnia jeziora [ha]
10280	Radziszewskie	2010	40,0
20208	Ostrowickie	2015	46,3
20457	Czyste	2011	36,1
20554	Kornatowskie	2011	48,6
30028	Busznica	2012	49,4
30645	Miałkie	2011	26,5
30684	Wiłkokuk	2011	39,1

Zgodnie z założeniami metodycznymi, przyjętymi z poprzednich etapach niniejszego zadania, całą pulę dostępnych danych (492 jeziora) podzielono na dwie części: bazę analityczną (n=246) i bazę testową (n=246). W celu zapewnienia odpowiedniej reprezentacji przestrzennej jezior w obu pulach danych, 492 rekordy zostały uszeregowane według kodów ID i z tak uszeregowanych danych wybrano co drugi rekord. Rozkład danych dla poszczególnych elementów oceny w całej puli oraz w obu podbazach przedstawia tabela 5.

Tabela 5. Liczba jezior w bazie danych, dla których dostępne były dane o poszczególnych elementach oceny stanu ekologicznego; TN – azot całkowity, TP – fosfor całkowity, Chl $\alpha$  - chlorofil  $\alpha$ , PMPL - wskaźnik fitoplanktonowy, ESMI - wskaźnik makrofitowy, IOJ - wskaźnik fitobentosowy

Typ jezior	Elementy oceny stanu ekologicznego jezior					
	TN	TP	Chl $\alpha$	PMPL	ESMI	IOJ
Wszystkie jeziora	492	492	483	480	433	429
Baza analityczna	246	246	241	239	216	216
Baza testowa	246	246	242	241	217	213

#### 4.4. Zależność pomiędzy teoretycznymi ładunkami azotu i fosforu powstającymi w zlewni a jakością wód

W pierwszej kolejności w pracy sprawdzono użyteczność opracowanych wskaźników presji zlewniowej (teoretyczne obciążenie wód jezior ładunkami azotu i fosforu, powstającymi w zlewni) badając ich

związki z parametrami jakości wód w jeziorach badanych w monitoringu (246 jezior w bazie analitycznej) przy pomocy analizy korelacji. Jako parametry jakości wód przyjęto stężenie azotu, fosforu i chlorofilu *a* w wodach oraz indeksy biotyczne: wskaźnik fitoplanktonowy PMPL, wskaźnik makrofitowy ESMI oraz wskaźnik fitobentosowy IOJ (liczba jezior z dostępnymi danymi o poszczególnych elementach jak w tabeli 4). Ze względu na niespełnienie przez wszystkie zmienne warunku normalności rozkładu (pomimo ich transformowania) oraz nie zawsze liniowy przebieg zależności pomiędzy badanymi parametrami, zastosowano nieparametryczny test korelacji rang Spearmana.

Zależności pomiędzy obciążeniem wód analizowanych jezior ładunkami azotu i fosforu, powstającymi w zlewni (przeliczonymi na 1 m<sup>3</sup> wód jeziora) a stężeniem azotu, fosforu i chlorofilu *a* w ich wodach oraz wartościami podstawowych biologicznych parametrów oceny stanu ekologicznego (PMPL, ESMI, IOJ) w całej puli jezior w bazie analitycznej (n=246) były wysoce istotne statystycznie ( $p > 0,0001$  dla wszystkich zależności) oraz stosunkowo wysokie (tabela 6), szczególnie biorąc pod uwagę zgrubność przyjętego wskaźnika presji oraz typowe wartości zależności parametrów biologicznych ze wskaźnikami presji, spotykane w literaturze przedmiotu (e.g. Cheruvelil i Soranno 2008, Kolada 2010, Alahuhta i in. 2013, Peterlin i Urbanic 2013, Miler i in. 2015).

Tabela 6. Wyniki korelacji rang Spearmana pomiędzy obciążeniem wód jezior ładunkami azotu (gN m<sup>-3</sup>) i fosforu (gP m<sup>-3</sup>), powstającymi w zlewni a parametrami jakości wód w wodach jezior w analitycznej puli danych

Parametr jakości wód	n	Obciążenie wód AZOTEM		Obciążenie wód FOSFOREM	
		R	p	R	p
TN mg L <sup>-1</sup>	246	0,57	<0,0001	-	-
TP mg L <sup>-1</sup>	246	-	-	0,53	<0,0001
Chl <i>a</i> µg L <sup>-1</sup>	241	0,59	<0,0001	0,59	<0,0001
PMPL	239	0,52	<0,0001	0,51	<0,0001
ESMI	216	-0,46	<0,0001	-0,47	<0,0001
IOJ	216	-0,25	0,0002	-0,25	0,0003

Stosunkowo słabe zależności wskaźników presji zlewniowej z indeksem makrofitowym ESMI mogły wynikać z faktu, że w analizach wykorzystano wszystkie wartości ESMI, podczas gdy w rzeczywistości w 12% przypadków ocena jezior na podstawie makrofitów była weryfikowana założeniami dodatkowymi metody (sama wartość wskaźnika nie korespondowała ze stanem ekologicznym jeziora). Niskie wartości współczynników w przypadku okrzemkowego wskaźnika IOJ wynikają z ogólnie małej wartości diagnostycznej tego elementu biologicznego (Kelly i in. 2016; Kolada i in. 2016).

Wykazanie wysoce istotnych statystycznie związków pomiędzy przyjętymi wskaźnikami presji a stanem ekologicznym wód potwierdziło użyteczność tych pierwszych do wyprowadzenia oceny dla jezior niebadanych, jednakże umiarkowana siła tych związków, ich często nieliniowy przebieg oraz

znaczące rozproszenie obserwacji wokół prostych regresji (współczynnik determinacji wskazujący na ponad 70% wariacji niewyjaśnionej) ograniczyło możliwość wykorzystania regresji do wyprowadzenia granic klas stanu ekologicznego jezior na podstawie równań regresji dla zależności presji ze stanem ekologicznym.

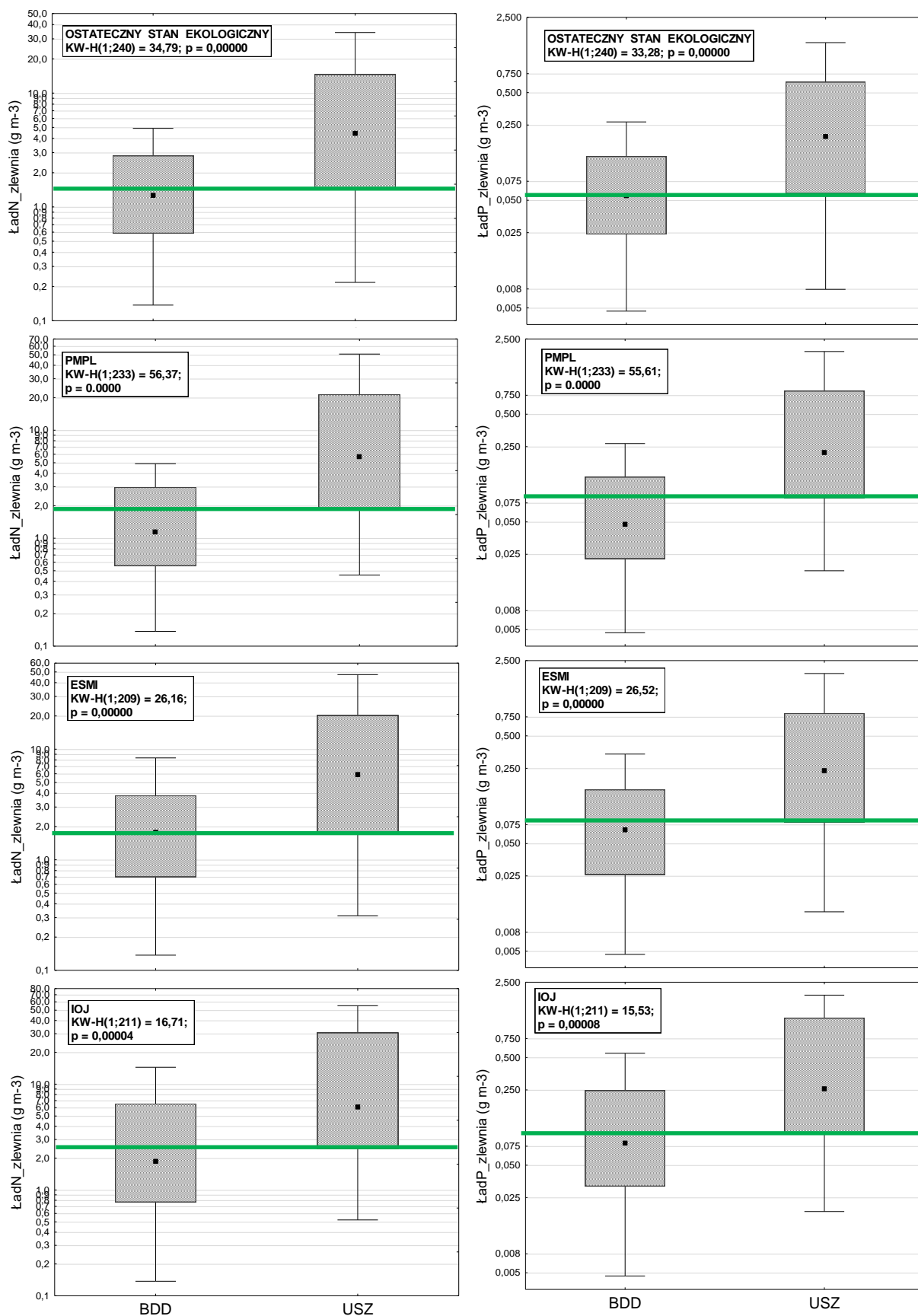
#### **4.5. Opracowanie wartości granicznych dla klas stanu ekologicznego**

Ze względu na umiarkowanie silne korelacje oraz nieliniowy charakter zależności między czynnikiem sprawczym a stanem wód, **w opracowaniu zdecydowano przyjąć metodę kwartylową, opartą na analizie rozkładu wartości wskaźników presji w grupach jezior w różnym stanie ekologicznym (ANOVA i analiza wartości kwartylowych).**

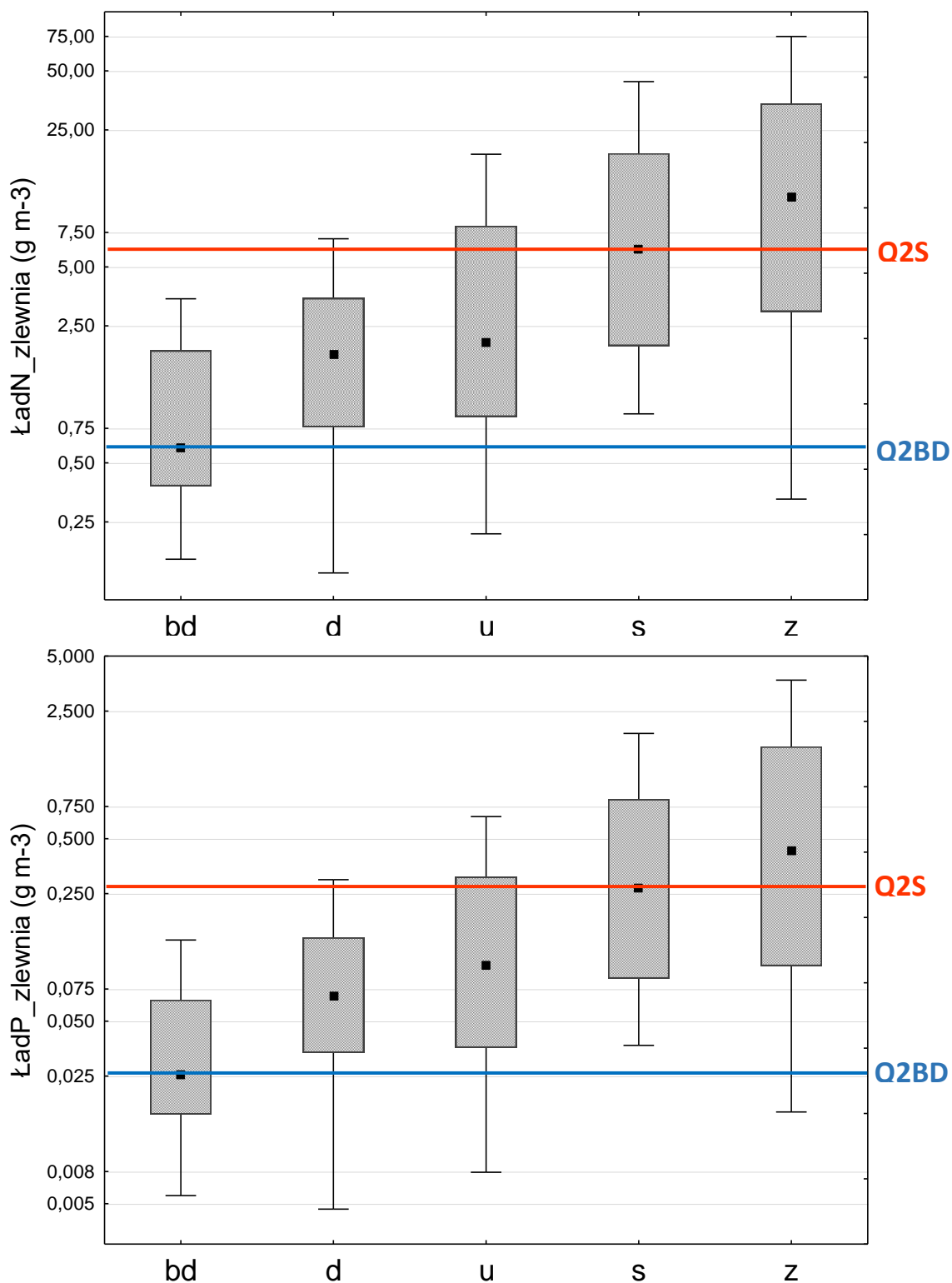
W pierwszej kolejności porównano rozkład wartości teoretycznego obciążenia wód ładunkami azotu i fosforu powstającymi w zlewni w dwóch grupach jezior: i) jeziora reprezentujące bardzo dobry i dobry stan ekologiczny (BDD) czyli tzw. niezagrażone ryzykiem nieosiągnięcia celów środowiskowych oraz ii) jeziora w stanie poniżej dobrego (USZ), czyli niespełniające celów środowiskowych, na podstawie ostatecznego stanu ekologicznego, a także poszczególnych parametrów oceny, tj. chlorofilu  $a$ , PMPL, ESMI oraz IOJ. Porównanie tych wartości przy zastosowaniu nieparametrycznego testu Manna-Whitneya wykazało wysoce istotne statystycznie różnice wartości ładunków azotu i fosforu dla jezior ocenionych na podstawie wszystkich analizowanych elementów oraz na podstawie ostatecznego stanu ekologicznego ( $p < 0,0001$ ). Na podstawie analizy graficznej interpretacji rozkładu wartości analizowanych wskaźników presji (rys. 1) przyjęto **wartość dolnego kwartyla dla obciążenia wód ładunkami azotu i fosforu w grupie jezior w stanie poniżej dobrego (Q1USZ), jako wartość graniczną dla stanów dobrego i umiarkowanego.**

Dodatkowo, w celu ustalenia wartości granicznych dla pozostałych klas stanu ekologicznego, przeprowadzono analizę rozkładu wartości wskaźników presji w grupach jezior w pięciu klasach stanu ekologicznego. Analiza ta wykazała bardzo wyraźne rozdzielanie, pod względem obciążenia wód ładunkami biogenów ze strony zlewni, grup jezior w skrajnych stanach, czyli bardzo dobrym i dobrym versus słabym i złym. Grupa jezior w stanie umiarkowanym słabo wyróżniała się zarówno od grupy jezior w stanie dobrym jak i w stanie słabym, i miała charakter pośredni, co jest typowe dla tego stanu. Na podstawie tej analizy przyjęto: **i) wartość mediany w grupie jezior zaklasyfikowanych do bardzo dobrego stanu ekologicznego (Q2BD), jako wartość graniczną dla stanów bardzo dobrego i dobrego; ii) wartość mediany w grupie jezior zaklasyfikowanych do słabego stanu ekologicznego (Q2S), jako wartość graniczną dla stanów umiarkowanego oraz słabego (rys. 2).** Ze względu na bardzo słabą dyskryminację ładunków obciążających wody jezior w stanie słabym i złym, w pracy odstąpiono od wydzielenia tych dwóch klas.





Rys. 1. Rozkład wartości (dane nieodstające) obciążenia wód ładunkami azotu (lewy panel) i fosforu (prawy panel) powstającymi w zlewniach jezior zaklasyfikowanych do stanu ekologicznego bardzo dobrego i dobrego (BDD) lub poniżej dobrego (USZ) na podstawie ostatecznej oceny oraz na podstawie poszczególnych parametrów oceny stanu jezior (PMPL ESMI, IOJ) w analitycznej bazie; zieloną linią zaznaczono wartość 25. percentyla wartości w grupie jezior USZ (Q1USZ); wartości osi rzędnych OY przedstawione w skali logarytmicznej



Rys. 2. Rozkład wartości (dane nieodstające) obciążenia wód ładunkami azotu (górny panel) i fosforu (dolny panel) powstającymi w zlewniach jezior zaklasyfikowanych do poszczególnych klas stanu ekologicznego w analitycznej bazie danych (n=245) oraz proponowane wartości graniczne obciążenia wód jeziora ładunkami azotu i fosforu ze zlewni dla klas stanu ekologicznego bardzo (Q2BD) oraz słabego i złego (Q2S) dla jezior niebadanych; wartości osi rzędnych OY przedstawione w skali logarytmicznej

Wartości statystyk kwartylowych, przyjętych jako graniczne, były najniższe dla ogólnego stanu ekologicznego (zgodnie z zasadą „one-out-all-out”) oraz wskaźnika PMPL (najczęściej decydującego o ostatecznym stanie ekologicznym jezior polskich), a najwyższe dla wskaźnika IOJ (element o najniższej wrażliwości na eutrofizację). Należy jednak podkreślić, że pomimo zróżnicowanej wrażliwości elementów biologicznych na presję (Kolada i in. 2016), wartości te były bardzo zbliżone dla wszystkich analizowanych parametrów oceny jezior (tabela 7).

Tabela 7. Wartości statystyk kwartylowych: 25. percentyl wartości w grupie jezior w stanie poniżej dobrego (Q1USZ) oraz mediana w grupie jezior w stanie bardzo dobrym (Q2BD) i słabym (Q2S) dla obciążenia wód jezior ładunkami azotu i fosforu powstającymi w zlewni w grupie jezior w analitycznej bazie danych

Podstawa oceny	Obciążenie wód AZOTEM (gN m <sup>-3</sup> )			Obciążenie wód FOSFOREM (gP m <sup>-3</sup> )		
	Q1USZ	Q2BD	Q2S	Q1USZ	Q2BD	Q2S
Stan ekologiczny	1,4	0,6	6,1	0,06	0,03	0,27
PMPL	1,8	1,0	6,2	0,08	0,04	0,27
ESMI	1,7	1,0	11,0	0,08	0,03	0,41
IOJ	2,7	1,6	-	0,11	0,06	-

Jako wartości graniczne klas stanu ekologicznego dla jezior niebadanych ostatecznie przyjęto wartości odpowiadające statystykom dla ogólnego stanu ekologicznego (tabela 8).

Tabela 8. Przyjęte wartości obciążenia wód jezior ładunkami azotu i fosforu powstającymi w zlewni do oceny stanu ekologicznego jezior niebadanych

Granice klas stanu ekologicznego	Obciążenie wód AZOTEM (gN m <sup>-3</sup> )	Obciążenie wód FOSFOREM (gP m <sup>-3</sup> )
BD/D	0,6	0,03
D/U	1,4	0,06
U/SZ	6,1	0,27

#### 4.6. Testowanie wiarygodności oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie opracowanych wartości granicznych

Wypracowane zgodnie z przedstawionym powyżej podejściem wartości graniczne wykorzystano do przeprowadzenia teoretycznej oceny stanu jezior, znajdujących się w testowej bazie danych. W pierwszej kolejności, jeziora zostały zaklasyfikowane do jednej z dwóch grup (poniżej lub powyżej stanu dobrego) na podstawie wartości Q1USZ, osobno dla obciążenia ładunkami azotu i fosforu. Następnie, w grupie jezior zaklasyfikowanych do dobrego lub bardzo dobrego stanu, jako bardzo dobre oceniono te, których obciążenie ładunkami azotu i fosforu było mniejsze niż wartość Q2BDD, pozostałe klasyfikując, jako dobre. W grupie jezior zaklasyfikowanych poniżej stanu dobrego, te, których wartości obciążenia ładunkami azotu i fosforu były wyższe niż Q2S, zostały ocenione, jako słabe/złe, a pozostałe,

jako umiarkowane. Następnie, klasy stanu ekologicznego wyprowadzone na podstawie obciążenia azotem i fosforem zostały porównane i w przypadku niezgodności ocen, jako ostateczną przyjmowano niższą z klas stanu ekologicznego, zgodnie z zasadą przezorności, wykorzystaną również w zalecanym przez Ramową Dyrektywę Wodną podejściu „one-out-all-out”.

Wiarygodność oceny stanu ekologicznego jezior na podstawie przyjętych wartości granicznych klas stanu ekologicznego testowano poprzez sprawdzenie zgodności oceny teoretycznej na podstawie obciążenia wód ładunkami ze zlewni z oceną rzeczywistą na podstawie badań monitoringowych. Zgodność teoretycznej i rzeczywistej oceny stanu jezior w przypadku klasyfikacji jezior do dwóch grup stanu: bardzo dobrego i dobrego (BDD) oraz poniżej dobrego (USZ) była wysoka i wyniosła prawie 75% (tab. 9). Rozpatrując wiarygodność ocen dla dwóch klas osobno, w przypadku jezior ocenionych, jako niespełniające celów środowiskowych, zgodność ta była wyższa (USZ prawie 78%) niż w przypadku jezior je spełniających (BDD 67%).

Tabela 9. Porównanie zgodności ocen stanu ekologicznego jezior rzeczywistych (na podstawie danych pomiarowych z monitoringu jezior) oraz teoretycznych (wyprowadzonych na podstawie teoretycznego obciążenia wód jezior ładunkami azotu ni fosforu w zlewni) w testowej bazie danych

Klasy stanu ekologicznego		Liczba jezior w klasie na podstawie oceny teoretycznej	Liczba jezior ocenionych zgodnie z ocena rzeczywistą	% zgodności
2 klasy	BDD	76	51	67,1%
	USZ	170	132	77,6%
	<b>łącznie</b>	<b>246</b>	<b>183</b>	<b>74,4%</b>
4 klasy	BD	28	3	10,7%
	D	48	21	43,8%
	U	81	35	43,2%
	S/Z	89	55	61,8%
	<b>łącznie</b>	<b>246</b>	<b>113</b>	<b>46,3%</b>

W przypadku klasyfikacji jezior do pięciu klas stanu ekologicznego, zgodność oceny teoretycznej i rzeczywistej była niższa i średnio wynosiła nieco ponad 45%, a dla poszczególnych klas stanu rozpatrywanych osobno od 11% do ponad 60%. Warto nadmienić, że losowa zgodność w przypadku pięciu klas wynosiłaby 20%, zatem osiągnięty wynik można uznać za stosunkowo satysfakcjonujący dla wszystkich klas za wyjątkiem klasy stanu bardzo dobrego. Spośród 28 jezior ocenionych jako bardzo dobre, tylko trzy były rzeczywiście w takim stanie, pozostałe były w stanie dobrym (17 jezior) lub umiarkowanym (pozostałe) i we wszystkich przypadkach stan gorszy niż bardzo dobry determinowany był wskaźnikiem PMPL. Świadczy to o pewnej liberalności opracowanej metody, która może zawyżać ocenę jezior w dobrym lub umiarkowanym stanie w stosunku do rzeczywistej, ale wynika to z charakterystyki fitoplanktonu, który może osiągać znaczną biomasę i wskazywać na pogorszenie stanu przy pozostałych elementach biologicznych, pozostających niezakłóconymi.

Podobnie jak w przypadku szacowania poziomu ufnosci oceny stanu/potencjału ekologicznego i stanu chemicznego na podstawie wyników badań monitoringowych (procedura opisana w załączniku 4.3.1 do sprawozdania), również dla wypracowanej metody przyjęto klasy poziomu ufnosci przyjmując:

- dla jezior ocenionych ze zgodnością <20% - poziom niski;
- dla jezior ocenionych ze zgodnością 20-40% - poziom średnio niski
- dla jezior ocenionych ze zgodnością >40% - poziom średni;

Przy czym należy pamiętać, że w przypadku jezior zaklasyfikowanych do stanu słabego/złego zgodność ocen dotyczyła dwóch klas, a więc poziom ufnosci ocen jest średnio niski.

## 5. Ocena jednolitych części wód powierzchniowych jeziornych niebadanych z zastosowaniem wypracowanego podejścia

Opracowania oceny jezior niebadanych z zastosowaniem metody wypracowanej w oparciu o wyniki badań i ocen jezior badanych w monitoringu wód dokonano dla 497 JCWP jezior, w tym dla 346 badanych przed rokiem 2007 oraz 151 niebadanych. Dla 10 jezior wyliczenie wskaźników presji nie było możliwe ze względu na brak danych składowych (niemożliwe określenie wiarygodnych powierzchni lub objętości wód albo powierzchni zlewni całkowitej; tab. 10).

Tabela 10. Jeziora niezbadane w ramach PMŚ, dla których nie wyliczono wskaźników presji

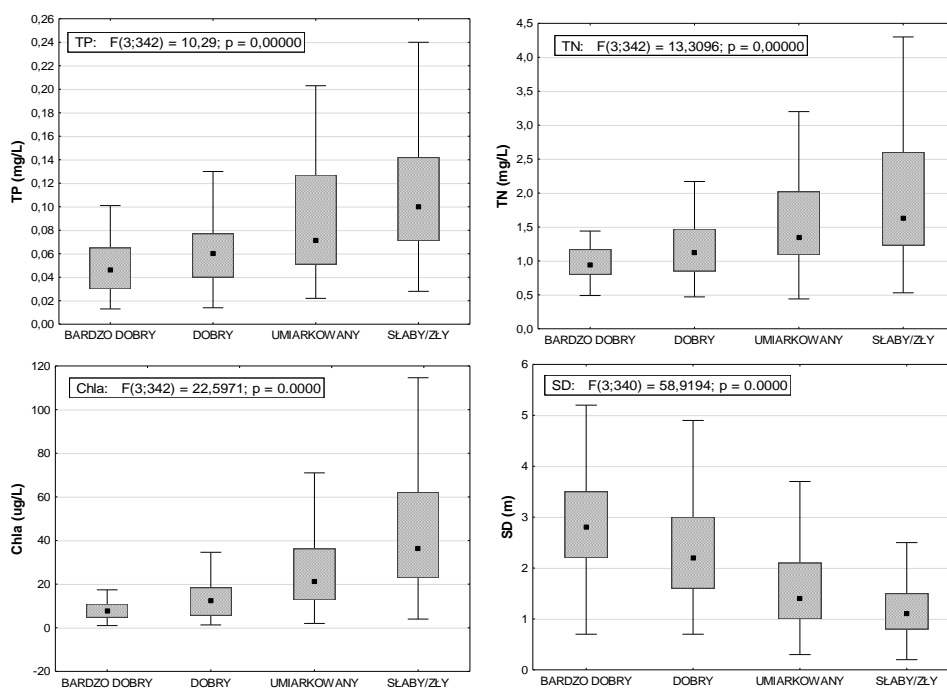
ID	Nazwa jeziora
10257	Lubosińskie Północne
10267	Chojno
10570	Przetęg
10571	Kniewo
20785	Myśliborskie Wielkie
30603	Pobondzie
31234	Seksty i Kaczerajno
90142	Wielochowskie
90209	Udzierz
90329	Dąbie

Pod względem stanu ekologicznego, na 497 jezior niebadanych lub badanych przed rokiem 2007, ocenionych wypracowaną metodą, 64 (13%) zostało ocenionych, jako pozostające w bardzo dobrym stanie/maksymalnym potencjale ekologicznym, 83 (17%) w dobrym, 172 (35%) w umiarkowanym i 178 (36%) w słabym/złym stanie/potencjale ekologicznym, co daje proporcje 30:70% jezior, odpowiednio, spełniających i niespełniających cele środowiskowe. Proporcje te są zbliżone do wyników oceny 499 jezior badanych w latach 2010-2015 w ramach PMŚ, które wynosiły: 10% jezior w bardzo dobrym stanie /maksymalnym potencjale ekologicznym, 26% w dobrym, 30% w umiarkowanym i 34% w słabym/złym

stanie/potencjale ekologicznym, co daje proporcje 36:64% jezior, odpowiednio, spełniających i niespełniających cele środowiskowe (wyniki ocen z jezior badanych w latach 2010-2015 zostały przedstawione w osobnym opracowaniu, stanowiącym załącznik 4.8 do sprawozdania). Dla 350 jezior (71%), zaklasyfikowanych poniżej stanu dobrego na podstawie teoretycznych ładunków biogenów powstających w zlewnicach, możliwe było określenie stanu i był on zły. Dla pozostałych 147, zaklasyfikowanych, jako bardzo dobre lub dobre, brak oceny stanu chemicznego uniemożliwił przeprowadzenie oceny stanu.

Dla 346 jezior, dla których dostępne były wyniki badań monitoringowych sprzed roku 2007, za zasadne uznano skonfrontowanie ocen na podstawie ładunków biogenów ze zlewni ze wskaźnikami oraz klasami jakości wód, zgodnymi z Systemem Oceny Jakości Jezior (Kudelska i in. 1983), z całą świadomością potencjalnej nieaktualności analizowanych danych (wyniki badań z lat 1989-2006).

Pomimo archiwalnego charakteru danych o jakości wód oraz zgrubności zastosowanej metody ekstrapolacji dyskryminacja klas stanu ekologicznego pod względem parametrów jakości wód była bardzo dobra (ANOVA  $p < 0,0001$  dla wszystkich analizowanych parametrów; rys. 3), jak również zgodność klas jakości wód według systemu SOJJ oraz klas stanu ekologicznego była wysoka (tab. 11). Wyniki tej analizy mogą służyć, do pewnego stopnia, jako pozytywna weryfikacja ocen stanu ekologicznego, wyprowadzonych na podstawie wskaźników presji zlewniowej.



Rys. 3. Rozkład archiwalnych wartości (dane nieodstające) parametrów jakości wód: fosforu całkowitego (TP), azotu całkowitego (TN), chlorofilu *a* (Chla) oraz widzialności krążka Secchiego (SD) w jeziorach badanych w latach 1989-2006 (n=346) w klasach stanu ekologicznego, wyprowadzonych metodą ekstrapolacji (na podstawie obciążenia wód jezior teoretycznymi ładunkami azotu i fosforu powstającymi w zlewnicach)

Tabela 11. Rozkład liczby i udziału jezior, zaklasyfikowanych do klas stanu ekologicznego na podstawie metody ekstrapolacji w klasach jakości wód zgodnych z SOJJ w puli jezior badanych w monitoringu wód w latach 1986-2007 (n=346)

Klasy stanu/potencjału ekologicznego	n	Klasy jakości wód wg SOJJ			
		I	II	III	Poza klasą
BD/MAX	46	10 (22%)	31 (67%)	5 (11%)	0
D	61	2 (3%)	39 (64%)	19 (31%)	1 (2%)
U	124	0	55 (44%)	54 (44%)	15 (12%)
S/Z	115	0	23 (20%)	66 (57%)	26 (23%)

Zbiorcza ocena stanu JCWP jezior na podstawie wyników badań monitoringowych oraz wyników ekstrapolacji została przedstawiona w osobnym opracowaniu, w załączniku 4.8 do sprawozdania ([Załącznik 4.8. Opracowanie zbiorczej oceny stanu jezior](#)).

## Piśmiennictwo

- Alahuhta, J., Kanninen, A., Hellsten, S., Vuori, K.-M., Kuoppala, M., Hämäläinen, H., 2013. Environmental and spatial correlates of community composition, richness and status of boreal lake macrophytes. *Ecol. Indic.* 32, 172–181
- Barszczyńska M., Borzuchowski J., Kubacka D., Piórkowski P., Rataj C., Walczykiwicz T., Woźniak Ł., 2013. Mapa Podziału Hydrograficznego Polski w skali 1:10 000 – nowe hydrograficzne dane referencyjne. *Polskie Towarzystwo Informacji Przestrzennej. Roczniki Geomatyki XI*, 3(60): 15-28
- Bielczyńska A., Ochocka A., 2016. Stan chemiczny jezior w Polsce. *Przemysł chemiczny*, 95/3: 340-344
- Cheruvellil K.S., Soranno P.A., 2008. Relationships between lake macrophyte cover and lake and landscape features. *Aquat. Bot.* 88: 219-227
- CLC, 2012. Bazy danych o pokryciu terenu w Polsce - CORINE Land Cover 2012. IGIK, Warszawa
- Hillbricht-Ilkowska A., 1997. Ekologiczne problemy gospodarowania jakością wód powierzchniowych oraz ich siedliskiem i przyrodą. W: Starkel L. (red.) *Użytkowanie a ochrona zasobów wód powierzchniowych w Polsce. Zeszyty Naukowe Komitetu „Człowiek i Środowisko” PAN* 17: 126, p. 63-88
- Arciszewski M., Banaszak K., Dondajewska R., Gąbka M., Gołdyn R., Gołub M., Heese T., Hobot A., Hutorowicz A., Joniak T., Kolada A., Kołodziejczyk A., Koperski P., Kornijow R., Korzec E., Kostrzevska-Szlakowska I., Kowalczevska-Madura K., Kufel L., Ławniczak A., Messyasz B., Owsiany P., Pasztaleniec A., Pełechata A., Pełechaty M., Pęczyła W., Pikuła K., Piotrowicz R., Płaska W., Pukacz A., Rzepecki M., Skuza M., Soszka H., Sowińska K., Stachura A., Staniszewski R., Stańczyk J., Szatten D., Wojcieszonek A., 2010. Sformułowanie w warunkach korzystania z wód regionu wodnego ograniczeń w korzystaniu z wód jezior lub zbiorników oraz w użytkowaniu ich zlewni. Praca wykonana w ramach Konsorcjum MGGP S.A. oraz Instytut Ochrony Środowiska na zlecenie KZGW, reprezentowanego przez Dyrektora Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Krakowie. MGGP S.A. – IOŚ, Warszawa (maszynopis)
- Hobot A. (red.), Banaszak K., Ciupak E., Kraśniewski W., Kolada A., Komosa M., Kunert M., Kutyla S., Krzymiński W., Mutryn J., Stachura-Węgierek A., Pasak D., Pasztaleniec A., Soszka H., 2015a. Aktualizacja wykazu JCWP i SCWP dla potrzeb kolejnej aktualizacji planów w latach 2015-2021 wraz z weryfikacją typów wód

części wód. Etapy I-II. Praca wykonana w ramach konsorcjum Pectore-Eco Sp. z o.o. oraz Instytutu Ochrony Środowiska – Państwowego Instytutu Badawczego na zlecenie KZGW. Pectore-Eco – IOŚ-PIB, Gliwice-Warszawa (maszynopis)

- Hobot A. (red.), Skuza K., Banaszak K., Gajda M., Stachura-Węgierek A., Soszka H., Kufel L., Kolada A., Kutyla S., Pasztaleniec A., Knyszyński F., Stępień M., Saracyn M., Sokołowska J., Chojnacki D., Białek M., Janigacz E., Kamińska M., Burakowska H., Krzemiński W., Kraśniewski W., 2015b. Opracowanie aktualizacji Programu wodno-środowiskowego kraju i planów gospodarowania wodami w dorzeczu. Etapy I-III. Praca wykonana na zlecenie Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej i sfinansowana ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Warszawa (maszynopis)
- Hobot A. (red.), Banaszak K., Gajda M., Gniewczyńska A., Hubert K., Kolada A., Komosa M., Koprowska K., Kotulak M., Kutyla S., Ochocka A., Skuza M.K., Pasztaleniec A., Pawlaczyk P., Soszka H., Stachura-Węgierek A., 2013. Ustalenie celów środowiskowych dla jednolitych części wód powierzchniowych (JCWP), podziemnych (JCWPd) i obszarów chronionych. Pectore-Eco – IOŚ-PIB, Gliwice-Warszawa (maszynopis)
- Kelly, M.G., Birk, S., Willby, N.J., Denys, L., Drakare, S., Kahlert, M., Karjalainen, S.M., Marchetto, A., Pitt, J.-A., Urbanič, G., Poikane, S., 2016. Redundancy in the ecological assessment of lakes: Are phytoplankton, macrophytes and phytobenthos all necessary? *Sci. Total Environ*, doi:10.1016/j.scitotenv.2016.02.024
- Kolada A., 2010. The use of aquatic vegetation in the lake assessment: testing the sensitivity of macrophyte metrics to anthropogenic pressures and water quality. *Hydrobiologia*, 656: 133-147
- Kolada A., Pasztaleniec A., Bielczyńska A., Soszka H., 2016. Phytoplankton, macrophytes and benthic diatoms in lake classification: consistent, congruent, redundant? Lessons learnt from WFD-compliant monitoring in Poland. *Limnologica* 59: 44-52
- Kolada A., Soszka H., Cydzik D., Gołub M., 2005a. Abiotic typology of Polish lakes. *Limnologica* 35/3: 145-150
- Kolada A., Soszka H., Cydzik D., Gołub M., 2005b. Kryteria typologii abiotycznej jezior polskich. Materiały z Konferencji Naukowo-Technicznej: Typologia i Warunki Referencyjne Wód Powierzchniowych. Bukowina Tatrzańska, 1-3 czerwca 2005, IMGW, Warszawa, 31-36
- Kudelska D., Cydzik D., Soszka H., 1983. System Oceny Jakości Jezior. Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa
- Miler O., Porst G., McGoff E., Pilotto F., Donohue L., Jurca T., Solimini A., Sandin L., Irvine K., Aroviita J., Clarke R., Pusch M.T., 2015. An index of human alteration of lake shore morphology. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 15: 353-364
- Pasztaleniec A., Kutyla S., 2015. The ecological status of lakes in National and Landscape Parks: does the location of a lake and its catchment within a protected area matter? *Pol. J. Environ. Stud.*, 24(1): 227-240
- Peterlin M., Urbanic G., 2013. A Lakeshore Modification Index and its association with benthic invertebrates in alpine lakes. *Ecohydrol.* 6: 297-311
- Siuda W., Kaliński T., Kauppinen E., Chróst R.J., 2013. Eutrofizacja południowej części Kompleksu Wielkich Jezior Mazurskich w latach 1977-2011. Przyczyny, mechanizmy i skutki. Zakład Ekologii Mikroorganizmów UW; dostęp internetowy: [http://www.zemuw.pl/pl/files/docs/JM\\_Eutrofizacja\\_jezior\\_mazurskich.pdf](http://www.zemuw.pl/pl/files/docs/JM_Eutrofizacja_jezior_mazurskich.pdf)
- Smal H., Kornijów R., Ligęza S., 2005. The effect of catchment on water quality and eutrophication risk of five shallow lakes (Polesie region, Eastern Poland). *Pol. J. Ecol.* 53(3): 313-327
- Soszka H., Kolada A., Pasztaleniec A., Ochocka A., Kutyla S., Koprowska K., 2013. Przetworzenie i zweryfikowanie danych Państwowego Monitoringu Środowiska w zakresie monitoringu jezior z lat 2013-2015 wraz z opracowaniem oceny stanu oraz nadzorem metodycznym. **Etap I.** Praca wykonana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska i sfinansowana ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska



i Gospodarki Wodnej. Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa (maszynopis)

Soszka H., Kolada A., Pasztaleniec A., Kutyla S., 2014. Przetworzenie i zweryfikowanie danych Państwowego Monitoringu Środowiska w zakresie monitoringu jezior z lat 2013-2015 wraz z opracowaniem oceny stanu oraz nadzorem metodycznym. **Etap II.** Zadanie 2.5. Kontynuacja prac nad metodą ekstrapolacji ocen jednolitych części wód powierzchniowych jeziornych objętych monitoringiem diagnostycznym na niebadane jednolite części wód jeziornych. Praca wykonana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska i sfinansowana ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa (maszynopis)

Soszka H., Kolada A., Pasztaleniec A., Ochocka A., Kutyla S., Bielczyńska A., 2015a. Wstępna wersja metody ekstrapolacji ocen jednolitych części wód powierzchniowych jeziornych objętych monitoringiem diagnostycznym na niebadane jednolite części wód jeziornych. **Etap III.** Załącznik 3.5 do opracowania pt. Przetworzenie i zweryfikowanie danych Państwowego Monitoringu Środowiska w zakresie monitoringu jezior z lat 2010-2015 wraz z opracowaniem oceny stanu oraz nadzorem metodycznym. Praca wykonana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska i sfinansowana ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa (maszynopis)

Soszka H., Kolada A., Pasztaleniec A., Kutyla S., 2015b. Wybrane działania ukierunkowane na ochronę jezior w aktualizacji Planów Gospodarowania Wodami w Polsce. *Technologia Wody*, 3(41): 14-17

Szyper H., Gołdyn R., 2002. Role of catchment area in the transport of nutrients to lakes in the Wielkopolska National Park in Poland. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 7: 25-33