

Dr inż. Ireneusz Cymes

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie
Katedra Gospodarki Wodnej, Klimatologii
i Kształtowania Środowiska
ul. Plac Łódzki 2
10-719 Olsztyn
e-mail: irecym@uwm.edu.pl

Autoreferat w języku polskim

SPIS TREŚCI

1. Imię i nazwisko	3
2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe	3
3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych	3
4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.)	4
4.1. Tytuł osiągnięcia naukowego	4
4.2. Autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa.....	4
4.3. Omówienie celu naukowego prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.....	5
4.3.1. Wstęp	5
4.3.2. Metodyka	9
4.3.3. Wyniki badań	13
4.3.4. Wnioski	25
4.3.5. Podsumowanie publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe	28
5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych	33
5.1. Rola melioracji w kształtowaniu wielkości zasobów wodnych w zlewniach rolniczo- leśnych	33
5.2. Uwarunkowania jakości wody w zlewniach zmeliorowanych	34
5.3. Użytkowe wykorzystanie zasobów wodnych	37
5.4. Funkcjonowanie zbiorników wodnych i jezior w Polsce północno-wschodniej	39

AUTOREFERAT
PODSUMOWANIE OSIĄGNIĘĆ NAUKOWYCH I ZAWODOWYCH

1. Imię i nazwisko: IRENEUSZ CYMES

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe:

- magister inżynier Inżynierii środowiska

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska, **1993**

Tytuł pracy:

„Zastosowanie zestawu GUELPH do pomiaru przewodności wodnej gleb przy pełnym i niepełnym nasyceniu”

Opiekun naukowy: prof. dr hab. Tomasz Brandyk

- doktor nauk rolniczych w zakresie kształtowania środowiska

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa, **2003**

Tytuł pracy:

„Znaczenie małych zbiorników wodnych dla retencji wody i biogenów z zlewni zmeliorowanej”

Promotor: prof. dr hab. Józef Koc

Recenzenci: prof. dr hab. Tomasz Brandyk

prof. dr hab. Janusz Gotkiewicz

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych

- 15.04.1995 r. - 30.04.2003 r. - Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa, Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska: **asystent**.
- 1.05.2003 r. - obecnie - Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa, Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska, od 1.01.2015 r. zmiana nazwy na: Katedra Gospodarki Wodnej, Klimatologii i Kształtowania Środowiska: **adiunkt**.

4. Wskazanie osiągnięcia wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.)

Osiągnięciem naukowym wynikającym z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.) jest cykl publikacji naukowych powiązanych tematycznie.

4.1. Tytuł osiągnięcia naukowego

„Wykorzystanie wskaźników jakości wody i osadów dennych w gospodarowaniu zasobami wodnymi w małych zbiornikach zaporowych”

4.2. Autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa

1. **Cymes I.,** Glińska-Lewczuk K. 2016. *The use of Water Quality Indices (WQI and SAR) for multipurpose assessment of water in dam reservoirs.* Journal of Elementology, 21(4): 1211-1224. DOI: 10.5601/jelem.2016.21.2.1200.

[15 pkt. MNiSW, IF₍₂₀₁₆₎=0,641]

Mój wkład w powstanie tej publikacji obejmował opracowanie koncepcji badań, zaplanowanie i wykonanie badań terenowych, opracowanie przeglądu literatury, zestawienie wyników i ich interpretację, opracowanie wniosków oraz przygotowanie manuskryptu do druku. Mój udział szacuję na 70 %.

2. **Cymes I.,** Glińska-Lewczuk K., Szymczyk S., Sidoruk M., Potasznik A. 2017. *Distribution and potential risk assessment of heavy metals and arsenic in sediments of a dam reservoir: a case study of the Łoje Retention Reservoir, NE Poland.* Journal of Elementology, 22(3): 843-856. DOI: 10.5601/jelem.2017.22.1.1253.

[15 pkt. MNiSW, IF₍₂₀₁₆₎=0,641]

Mój wkład w powstanie tej publikacji obejmował opracowanie koncepcji badań, zaplanowanie i wykonanie badań terenowych, opracowanie przeglądu literatury, zestawienie wyników i ich interpretację, opracowanie wniosków. Mój udział szacuję na 50 %.

3. **Cymes I.,** Szymczyk S., Sidoruk M., Cymes I. 2017. *Effect of river supply on the distribution of macroelements in bottom sediments of a retention reservoir – a case study of the Łoje reservoir.* Environmental Engineering and Management Journal, 16(12): 2869-2878.

[15 pkt. MNiSW, IF₍₂₀₁₆₎=1,096]

Mój wkład w powstanie tej publikacji obejmował opracowanie koncepcji badań, zaplanowanie i wykonanie badań terenowych, opracowanie przeglądu literatury, zestawienie wyników i ich interpretację, opracowanie wniosków oraz przygotowanie manuskryptu do druku. Mój udział szacuję na 70 %.

4. **Cymes I.** 2018. *Use of water quality indices as a tool in water resources management.* Fresenius Environmental Bulletin, 5: 2777-2784.

[15 pkt. MNiSW, IF₍₂₀₁₆₎=0,425]

5. **Cymes I.** 2018. *Use of the water quality index (CCME-WQI) in an evaluation of the impact of dam reservoirs on quality of groundwater.* Fresenius Environmental Bulletin, 5: 2791-2799.

[15 pkt. MNiSW, IF₍₂₀₁₆₎=0,425]

Liczba punktów za publikacje wchodzące w skład osiągnięcia naukowego, zgodnie z punktacją MNiSW w latach wydania publikacji wynosi **75**, a ich całkowity IF – **3,228**.

4.3. Omówienie celu naukowego prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania

4.3.1. Wstęp

W ujęciu gospodarczym kluczowym elementem zarządzania zasobami wodnymi jest ocena nie tylko ich ilości, ale także jakości [HOUSE 1989, IONUŞ 2010, KHWAKARAM i in. 2012]. Zarządzanie zasobami wodnymi w sposób wydajny i zrównoważony wymaga opracowania i zastosowania nowych systemów klasyfikacji wody w celu gromadzenia, analizowania i wyświetlania wielosektorowych informacji o zasobach wodnych oraz optymalizacji procesu decyzyjnego. W wielu krajach na świecie stosowane są różne metody określania jakości wody. Od wielu lat podejmowane są próby ujednolicenia i usprawnienia systemów oceny jakości wód.

Jakość wody jest trudna do oszacowania ze względu na dużą liczbę czynników, które mają na nią wpływ i dużą liczbę parametrów opisujących charakterystykę wody. Jednym z wyników badań monitorowania wody jest ogromne bogactwo danych analitycznych, co stanowi kolejną przeszkodę w szybkiej interpretacji wyników [DARAPU i in. 2011]. Analiza pojedynczego parametru jakości wody w stosunku do jego wartości standardowej, ze względu

na dużą liczbę przetwarzanych danych, jest pracochłonna i trudna do interpretacji przez nie-specjalistów. Indeksy jakości wody zostały opracowane jako proste i łatwe narzędzia skierowane do inżynierów, menedżerów i decydentów w dziedzinie jakości wody i jej potencjalnego wykorzystania [HOUSE i ELLIS 1987]. Pierwsze prace z tym związane datowane są na 1848 rok. Wówczas w Niemczech do oceny jakości wody było wykorzystywane kryterium biologiczne. Natomiast indeksy, w których stosowano skalę liczbową po raz pierwszy zostały użyte przez Hortona w 1965 roku [ABBASI i ABBASI 2012]. Indeks jakości wody (WQI) jest pojedynczą formułą numeryczną, która uwzględnia złożone informacje na temat jakości wody reprezentowane przez dużą ilość danych [CANADIAN COUNCIL 2001, RUBIO-ARIAS i in. 2012, TOMAS i in. 2013]. Jest to przydatne narzędzie do upraszczania, informowania i interpretowania złożonej informacji o jakości wody, opisanej przez wiele parametrów, w postaci jednej liczby [SHARMA i KANSAL 2011, KHWAKARAM i in. 2012, DARAPU i in. 2011]. Wiele metod obliczania indeksów WQI odnosi się do wymogów jakości wody do picia ustalonych przez WHO jako norm powszechnie rozpoznawalnych i stosowanych na całym świecie [VASANTHAVIGAR i in. 2010]. W wielu krajach (USA, Kanadzie, Hiszpanii, Francji, Niemczech, Austrii, Włoszech i Turcji) WQI jest traktowany jako nieodłączny element monitoringu środowiska służący do raportowania wyników [IONUŚ 2010]. Indeksy jakości wody używane są do oceny jakości wód cieków wodnych [SHARMA i KANSAL 2011, KHWAKARAM i in. 2012, DARAPU i in. 2011, IONUŚ 2010, HAMID i in. 2013, PESCE i WUNDERLIN 2000, TOMAS i in. 2013, AL-HEETY i in. 2011], naturalnych i sztucznych zbiorników wodnych [YOGENDRA i PUTTAIAH 2008, RUBIO-ARIAS i in. 2012, BREABĂN i in. 2012, CYMES i GLIŃSKA-LEWCZUK 2016], czy wód podziemnych [VASANTHAVIGAR i in. 2010, KETATA-ROKBANI i in. 2011, SILVA i in. 2010, BANOENG-YAKUBO i in. 2009, HATHA i in. 2009, JINTURKAR i in. 2010, PEI-YUE i in. 2010]. Dzięki szybkiej możliwości jego wyznaczania WQI jest używany nie tylko jako ważne narzędzie służące do oceny jakości wody, ale także do zarządzania zasobami wody, w tym do określenia możliwości ich gospodarczego wykorzystania [ABBASI i ABBASI 2012].

Ocena jakości wód zasilających zbiorniki wodne pozwala na wyznaczenie występujących aktualnie źródeł zagrożenia jakości retencjonowanej w nich wody. W przypadku stwierdzenia infiltrującego oddziaływania zbiorników na obszar zlewni bezpośredniej można określić ich wpływ na jakość wód gruntowych. Jest to szczególnie ważne, gdy na terenie położonym w sąsiedztwie zbiornika znajdują się ujęcia wody pitnej.

W ujęciu historycznym, o wpływie jakości wód dopływających do zbiorników wodnych na ich stan, można wnioskować badając osady dennie. Odgrywają one istotną rolę w ocenie ekosystemów wodnych i identyfikacji substancji, które docierają do zbiorników wodnych, dostarczają zapisu wpływu zlewni na zbiorniki wodne [KARLIK i SZPAKOWSKA 2001]. Ze względu na to, że znajdują się one w najniższym miejscu, są odbiornikami zanieczyszczeń z obszaru całej zlewni. Z tego powodu zbiorniki wodne są bardzo wrażliwe na działanie człowieka [KARAER i in. 2015, LOZBA-ŞTIRBULEAC i in. 2011]. Oprócz sedymentacji substancji allochtonicznych dopływających z otaczającej je zlewni (krzemionka, gliny, ił, detrytus), w osadach dennych znajdują się także substancje autochtoniczne tworzące się z wytrąconych z wody substancji mineralnych oraz z nierozłożonej materii organicznej pochodzenia roślinnego i zwierzęcego.

Wprowadzenie nadmiernych ilości składników mineralnych, substancji organicznych i toksycznych z nawozów rolniczych i pestycydów, detergentów, niecałkowicie oczyszczonych ścieków bytowych i przemysłowych, stanowi szczególne zagrożenie dla zbiorników wodnych [NGUYEN i in. 2005, SZYMCZYK 2010].

W przeciwieństwie do obszarów zurbanizowanych i przemysłowych, osady ze zbiorników zlokalizowanych w zlewni rolniczo-leśnej lub nieprzemysłowej zawierają metale ciężkie na poziomie tła geochemicznego lub są tylko nieznacznie zanieczyszczone [BOJAKOWSKA i SOKOŁOWSKA 1998]. Niemniej jednak nawozy zawierające metale ciężkie, w tym As, Cd, Hg, Ni, Pb i Zn, mogą znacząco wpływać na glebę, jakość wody i osady dennie [KARLIK i SZPAKOWSKA 2001].

Materia organiczna, związki mineralne, substancje trudno rozkładające się i toksyczne, takie jak metale ciężkie i hydrofobowe związki organiczne, mogą być unieruchamiane w osadach dennych przez długi czas, ze względu na długi biologiczny okres półtrwania i wysoki potencjał akumulacji, dlatego stanowią poważne zagrożenie dla środowiska [BOSZKE i in. 2003, KLAVINS i in. 2000]. Wiązanie metali ciężkich przez osady zależy od ich składu granulometrycznego (frakcja ilasta), zawartości materii organicznej, a także tlenków Fe, Al i Mn [ÇEVIK i in. 2009, GLIŃSKA-LEWCZUK i in. 2009, MASOUD i in. 2011, YU i in. 2012, VENKATRAMANAN i in. 2015, KURIATA-POTASZNIK i in. 2016]. Frakcje węglanowe mają wysoką zdolność wiązania kadmu [KORFALI i DAVIES 2004], ołowiu [LOSKA i in. 2003, KORFALI i DAVIES 2004] i miedzi [PERTSMELI i VOUTSA 2007]. Trudniej uwalniane są metale związane na drodze współstrącania z uwodnionymi tlenkami żelaza i manganu, jak również metale związane z materią organiczną, które mogą przechodzić do toni wodnej w wyniku

rozkładu tej materii. Według AKHURST i in. [2012] zawartość cząstek stałych wynika z warunków hydrodynamicznych rządzących odkładaniem osadu. Zmiany prędkości przepływu wody są uważane jako kluczowy czynnik przyczyniający się do zróżnicowanej zawartości metali ciężkich w osadach zbiorników zaporowych [GIERSEWSKI 2008]. Jednak niewiele dotychczasowych badań dotyczyło rozmieszczenia przestrzennego i oceny zanieczyszczenia metalami ciężkimi osadów w sztucznych zbiornikach wodnych.

Nadmierna sedymentacja hamuje podstawowe funkcje zbiorników zaporowych, a zdeponowane substancje mogą być recykulowane z powrotem do wody w wyniku procesów chemicznych i biologicznych [IKEM i ADISA 2011]. Uwolnione substancje pogarszają jakość wody i mogą być szkodliwe dla żywych organizmów. Zamulanie zbiorników wodnych ma nie tylko konsekwencje techniczne (funkcjonalne), ale także skutki geochemiczne i środowiskowe. Z tego względu osady dennie są często usuwane ze zbiorników zaporowych. Mogą być one wykorzystywane do celów rolniczych, ale muszą odpowiadać standardom jakościowym.

Obecnie ocena jakości chemicznej osadów dennych wskazuje zarówno na stan środowiska wodnego, jak i służy jako podstawa do opracowania strategii zarządzania osadami w środowisku [DMITRUK i in. 2013]. Potrzeba oceny jakości osadów dennych pod względem zanieczyszczenia metalami ciężkimi doprowadziła do opracowania różnorodnych kryteriów geochemicznych i ekotoksykologicznych.

Oprócz klasyfikacji geochemicznej BOJAKOWSKIEJ i SOKOŁOWSKIEJ [1998], jakość osadu ocenia się za pomocą indeksu geoakumulacji [ÇEVİK i in. 2009]. Wśród kryteriów ekotoksykologicznych stosuje się takie wskaźniki, jak poziom progowy efektów (TEL) i poziom prawdopodobnych efektów (PEL) w oparciu o wpływ konkretnego zanieczyszczenia na organizmy wodne [SMITH i in. 1996].

Głównym celem osiągnięcia naukowego (cyklu publikacji powiązanych tematycznie) było wykorzystanie wybranych wskaźników jakości wody i osadów dennych w ocenie ich jakości oraz jako elementu wspierania decyzji o wyborze kierunku zagospodarowania wód zretencjonowanych w małych zbiornikach zaporowych zlokalizowanych na ciekach nizinnych. Osiągnięcie celu głównego było możliwe w wyniku realizacji celów szczegółowych:

1. Wykorzystanie wskaźników WQI i SAR do oceny jakości wody oraz możliwości wykorzystania użytkowego małych zbiorników zaporowych.

2. Wykorzystanie wskaźnika jakości wody CCME-WQI do analizy wpływu zbiorników wodnych na jakość wód gruntowych.
3. Określenie zawartości wybranych substancji i metali ciężkich w osadach dennych zakumulowanych w przepływowych zbiornikach retencyjnych oraz wykorzystanie kryterium geochemicznego i ekotoksykologicznego do oceny wpływu osadów dennych zakumulowanych w małych zbiornikach retencyjnych na organizmy wodne.

4.3.2. Metodyka

Obiekty badań

Badania obejmowały cztery zbiorniki zaporowe położone w Polsce północno-wschodniej na Nizinie Północno-Mazowieckiej na terenie Powiatów Ostrołęka i Przasnysz, między współrzędnymi: 52°57'36``N i 53°19'42``N oraz 20°48'32``E i 21°43'57``E. Badane zbiorniki to nizinne obiekty hydrograficzne powstałe wskutek przegrodzenia rzek, które je zasilają, budowlami piętrzącymi wodę. W odróżnieniu od pozostałych zbiorników zasilanych jednym ciekim, do zbiornika Wykrot wpływają dwie rzeki oraz rów melioracyjny. Powierzchniach lustra wody objętych badaniami zbiorników wynosiła: 4,6 ha - Łoje, 5,1 ha - Grodzisk Duży i 10,2 ha - Karwacz. Największy ze zbiorników - Wykrot jest podzielony na dwie części: zbiornik główny o powierzchni 43,7 ha i zbiornik wstępny o powierzchni 8,3 ha. Średnia głębokość zbiorników nie przekracza 1,5 m, a maksymalna 3,4 m.

Zlewnie zbiorników użytkowane są rolniczo lub rolniczo-leśnie. Do rzek zasilających zbiornik Grodzisk Duży i Wykrot (w odległościach odpowiednio 2 km i 8 km powyżej zbiorników) odprowadzane są z pobliskich miejscowości oczyszczone ścieki. W zlewniach rzek Karwacz i Łoje brak jest punktowych źródeł zanieczyszczeń.

W zlewni bezpośredniej zbiornika Grodzisk Duży pod glebą torfiastą występują namuły, piaski drobne i żwiry leżące na glinach piaszczystych twardoplastycznych. Gliny występują od głębokości 1,3-2,8 m. Podobną budowę ma profil geologiczny w zlewni zbiornika Karwacz. Tam wierzchnią warstwę również tworzą piaski i żwiry, a w obniżeniach terenowych torfy i namuły, występujące na glinach zwałowych. W zlewni bezpośredniej zbiornika Łoje występują piaski drobne i średnie w stanie średnio zagęszczonym i zagęszczonym położone od głębokości 5,5-6,0 m na piaskach gliniastych twardoplastycznych lub plastycznych. Zbiornik Wykrot położony jest w obrębie akumulacji osadów sandrowych na glinach morenowych z okresu zlodowacenia północno-polskiego.

W profilu geologicznym do około 2,0 m występują piaski drobne luźne, położone na piaskach drobnych średnio zagęszczonych, a poniżej 9,0 m – gliny pylaste miękkoplastyczne i plastyczne.

Pobór próbek i procedury analityczne

Wody powierzchniowe do analiz laboratoryjnych pobierano z cieków zasilających zbiorniki wodne, ze zbiorników z dwóch głębokości: z warstwy przypowierzchniowej i naddennej oraz z rzek poniżej zbiorników. Pobierano także próby oczyszczonych ścieków dopływających do rzek powyżej zbiorników Grodzisk Duży i Wykrot oraz próby wody z rzek przed ich dopływem.

Próby wód gruntowych pobierano z piezometrów zlokalizowanych w transektach pomiarowych rozmieszczonych prostopadle do osi zbiorników. W przypadku zbiorników Grodzisk Duży, Karwacz, Łoje i zbiornika wstępnego Wykrot wykonano po jednym transekcie składającym się z 3 piezometrów na brzegu prawym i 3 piezometrów na brzegu lewym. Były one położone w podobnych odległościach od linii brzegowej zbiorników: 10-20 m, 40-50 m i 100-110 m. W zlewni zbiornika Łoje, pomimo wykonania piezometrów do głębokości 6,0 m, część piezometrów w okresie prowadzonych badań była sucha. Ze względu na znaczne rozmiary zbiornika głównego Wykrot, do badań wód gruntowych wykonano dwa transekty: jeden składający się z 6 piezometrów (rozmieszczonych w odległościach od linii brzegowej podobnie jak w przypadku pozostałych zbiorników) i drugi, w skład którego wchodziło 8 piezometrów (wykonano dodatkowo po jednym piezometrze na brzegu prawym i lewym w odległości 190-200 m).

Badania były prowadzone w latach 2004-2013. In situ sondą wieloparametryczną YSI 6600 oznaczano następujące parametry: pH, tlen rozpuszczony, przewodnictwo elektrolityczne właściwe, potencjał redox, całkowitą ilość substancji rozpuszczonych w wodzie (TDS), mętność oraz zawartość chlorofilu a.

W warunkach laboratoryjnych oznaczono w pobranych próbkach wody stężenia następujących substancji: azotany(V), azotany(III), amoniak, fosforany, fosfor ogólny, wodorowęglany, siarczany, chlorki, sól, potas, wapń, magnez oraz BZT₅ i CHZT_{Cr} według metodyki zgodnej ze Standard Methods [APHA 1992], a także obliczono twardość ogólną – jako sumę jonów Mg i Ca [CHAPMAN 1996].

Zawartość substancji w osadach dennych określono w zbiorniku Łoje. Osady do badań pobrano w czterech transektach pomiarowych rozmieszczonych prostopadle do osi zbiornika:

jeden w strefie rzecznej zbiornika, dwa w strefie przejściowej i jeden w strefie jeziornej. Miejsca pobierania próbek wzdłuż linii transektów zostały wybrane z uwzględnieniem konfiguracji dna, miąższości osadów dennych i ich zmienności (transekty I i II - po 3 próbki, transekty III i IV - po 2 próbki). Próbki osadów pobrano w trzech powtórzeniach przy zastosowaniu próbnika typu Beeker (Eijkelkamp). W osadach oznaczano pH (w H₂O) oraz zawartość suchej masy, substancji organicznej, węgla organicznego, azotu ogólnego, fosforu ogólnego, potasu, wapnia, sodu, magnezu, żelaza ogólnego, siarki, chlorków, miedzi, manganu, cynku, kadmu, chromu, niklu, ołowiu i arsenu.

Obliczanie wskaźników jakości wody

Do oceny jakości wody wykorzystano:

1. Wskaźnik jakości wody obliczony na podstawie metody Kanadyjskiej Rady Ministrów Środowiska (CCME-WQI). Jego wartość ustalono na podstawie właściwości fizykochemicznych wody (pH, tlen rozpuszczony, przewodnictwo elektrolityczne właściwe, całkowita ilość substancji rozpuszczonych, mętność, azotany(V), azotany(III), amoniak, fosforany, siarczany, chlorki, sól, potas, wapń, magnez, twardość ogólna), w odniesieniu do wymagań jakości wody pitnej ustalonych przez WHO [CANADIAN COUNCIL 2001].
2. Wskaźnik jakości wody (WQI) obliczony na podstawie metody Szkockiego Departamentu Rozwoju [HOUSE 1989]. Wyznaczono go na podstawie 9 parametrów: temperatury wody, pH, tlenu rozpuszczonego, przewodnictwa elektrolitycznego, zawiesiny ogólnej, amoniaku, azotanów(V), BZT₅ i CHZT.

Zaletą WQI określanego metodą Szkockiego Departamentu Rozwoju jest ocena na jego podstawie potencjalnych możliwości gospodarczego wykorzystania wody, co stanowi ważne narzędzie dla potrzeb zarządzania zasobami wodnymi. W tym celu zastosowano skalę umożliwiającą ocenę potencjalnego wykorzystania wody [HOUSE i ELLIS 1987]. Na jej podstawie oceniono przydatność wody do zaopatrzenia w wodę pitną, do chowu ryb i bytowania zwierząt dziko żyjących, na cele przemysłowe i do rekreacji.

Do oceny przydatności wody do nawadniania wykorzystano współczynnik adsorpcji sodu (SAR) obliczony formułą podaną przez STONERA [1978]. SAR jest miarą stopnia, w jakim woda do nawadniania ma tendencję do wchodzenia w reakcje kationowymienne w glebie. Wysokie wartości SAR oznaczają, że sól może zastępować absorbowany w glebie wapń i magnez, co jest szkodliwe dla struktury gleby.

Obliczanie wskaźników dotyczących osadów dennych

Wskaźniki geochemiczne (C:N, Fe:Ca, Fe:Mn, Cu:Zn, Ca:Mg) zaproponowane przez BORÓWKĘ [2007], MIELNIKA [2005] i WOJCIECHOWSKIEGO [2000] wykorzystano do określenia procesów i zmiany zachodzące w zbiorniku w czasie jego funkcjonowania.

Ekotoksykologiczną ocenę wpływu metali ciężkich zdeponowanych w osadach dennych małych zbiorników retencyjnych na organizmy wodne wykonano wyznaczając wskaźniki TEL (Threshold Effects Level), PEL (Probable Effects Level) [SMITH i in. 1996] oraz potencjalnego wskaźnika ryzyka ekologicznego (PER), pierwotnie zaproponowanego przez HÅKANSONA [1980].

Analizy statystyczne

Do statystycznego opracowania wyników pomiarów terenowych i analiz laboratoryjnych wykorzystano następujące narzędzia:

1. Liniowe współczynniki korelacji Pearsona - obliczono za pomocą aplikacji Statistica 10.
2. Jednoczynnikową analizę wariancji (ANOVA), jako kolejny krok analizy wariancji zastosowano test Duncana na poziomie $p < 0,05$ - analizę przeprowadzono w programie Statistica 10.
3. Analizę głównych składowych (PCA) - przy użyciu pakietu oprogramowania CANOCO 4.5.
4. Hierarchiczną analizę skupień (HCA) przy użyciu metody Warda - analizę przeprowadzono w programie Statistica v.10.0 PL i CAP5.
5. Dwukierunkową hierarchiczną analizę skupień (TWHCA) przy użyciu metody Warda - analizę przeprowadzono w programie PC-ORD 6.0.
6. Procedurę permutacji Multiresponse (MRPP). Istotnie różne grupy określone przez MRPP były dalej analizowane za pomocą wielowymiarowych analiz Nonmetric Multidimensional Scaling (NMS) - przy użyciu programu PC-ORD 6.
7. Analizę czynnikową (FA) przy użyciu metody rotacyjnej Varimax - analizę przeprowadzono w programie Statistica v.10.0 PL

4.3.3. Wyniki badań

Osiągnięcie celu szczegółowego 1: Wykorzystanie wskaźników WQI i SAR do oceny jakości wody oraz możliwości wykorzystania użytkowego małych zbiorników zaporowych.

Dopływ substancji allochtonicznych z terenu zlewni zbiorników zaporowych jest ważnym czynnikiem wpływającym na jakość zretencjonowanych wód. Wody płynące rzekami powyżej badanych zbiorników, wg klasyfikacji zaproponowanej przez Kanadyjską Radę Ministrów Środowiska, należały do zadowalającej klasy jakości wody. Były to wody o jakości zwykle spełniającej wymagane normy, ale sporadycznie występowały ich przekroczenia. Porównywalne wyniki w odniesieniu do jakości wody w rzece Rozoga uzyskała GRABIŃSKA i in. [2012], która oceniła jakość wody na podstawie indeksu makrofitowego. W okresie prowadzonych badań wody rzeki Rozogi charakteryzowały się umiarkowanym stanem ekologicznym i jakością wody III klasy (w pięciostopniowej skali), określanej na podstawie parametrów fizykochemicznych (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.4.**).

Do rzeki Rozoga zasilającej zbiornik Wykrot i rzeki Orz zasilającej zbiornik Grodzisk Duży odprowadzane były oczyszczone ścieki. Wartości CCME-WQI dla nich obliczone (od 29,55 do 32,95) pozwoliły je zaliczyć do złej klasy jakości, do której zalicza się wody o jakości prawie zawsze zagrożonej. Dopływ tych wód do rzek powodował pogorszenie ich jakości. Wartość indeksu jakości wody CCME-WQI w rzece Rozoga zmniejszyła się o 12,48, a wody w rzece Orz zmniejszyła się o 4,5. W obu przypadkach spadek wartości indeksu skutkował zmianą klasy jakości wody z zadowalającej na marginalną. Podobną tendencję odnotowano podczas badań jakości wody w rzece Dżajrood w Iranie, w której dopływ wody złej jakości z obszarów zurbanizowanych doprowadził do obniżenia klasy wód rzeki z marginalnej do złej [NIKOO i in. 2011]. Również PANDURANGA i HOSMANI [2009] stwierdzili, że przyczyną złej jakości wód w jeziorze Bherya w Indiach było odprowadzanie ścieków, dla których wartość indeksu CCME-WQI wynosiła 32 (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.4.**). Taką samą przyczynę złej jakości wód ustalono podczas badań prowadzonych w rozlewisku Al Delmaj w Iraku. Wartości CCME-WQI obliczone dla wód rozlewiska kształtowały się w zakresie od 34,3 do 44,0 [MANII i AL-ZUBAIDI 2013]. Tak zła jakość wody jest często przyczyną chorób organizmów wodnych w tym ryb, co stwierdzili RAKESH i AMMINI [2013] badający w Indiach wody jeziora Chakkamkandam (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.5.**). Duży wpływ gospodarki wodno-ściekowej prowadzonej w zlewni rzeki na

jakość płynącej w niej wody zaobserwował również DAVIES [2006] podczas badań prowadzonych na rzece Qu'Appelle w Kanadzie. Po wybudowaniu nowej oczyszczalni ścieków stwierdził on znaczną poprawę jakości wody w rzece, co odpowiadało wzrostowi wartości CCME-WQI o 26. Dopływ ścieków do rzeki Rozoga i Orz powodował pogorszenie jakości wód dopływających tymi rzekami do zbiorników Wykrot i Grodzisk Duży. Spośród wód zasilających badane zbiorniki wodne, były to jedyne wody klasy marginalnej. Pozostałymi rzekami i rowem melioracyjnym zasilającym zbiornik Wykrot, dopływały wody klasy zadowalającej (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.4.**).

Badane zbiorniki posiadały cechy jezior eutroficznych, o pH zbliżonym do obojętnego i umiarkowanej mineralizacji wyrażonej przez EC w zakresie od $286 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ do $546 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Jak większość wód na terenach polodowcowych, w ich składzie jonowym dominowały HCO_3^- i Ca^{2+} z istotnym udziałem jonów SO_4^{2-} . Pomimo, że są to zbiorniki przepływowe o wysokiej średniej zawartości tlenu rozpuszczonego ($9,04\text{--}10,39 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$), cechowała je duża zmienność natlenienia od okresowych deficytów po stan przesylenia wody (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.1.**). W płytkich zbiornikach przepływowych nie zachodzi stratyfikacja termiczno-tlenowa. W zbiorniku zaporowym Łoje w warstwie do głębokości 1,5 m w warunkach dużego nasłonecznienia obserwowano okresowe przesylenie wody tlenem. Jego zawartość dochodziła wówczas do $11,59 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (141,3%). Takie zjawisko jest charakterystyczne dla zbiorników eutroficznych, w których w słoneczne dni dochodzi do intensywnego rozwoju glonów, generujących duże ilości tlenu. Tylko w okresach zimowych, kiedy pokrywa lodowa była pokryta śniegiem, w warstwie naddennej obserwowano okresowe niedobory tlenu. Potencjał redoks wskazywał, że przez większość okresu prowadzonych badań w zbiorniku Łoje panowały warunki przejściowe i lekko redukcyjne. Średnie stężenie fosforu w wodzie zmniejszało się w kierunku odpływu ze zbiornika z $1,26 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ do $0,80 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ w przypadku P_{og} i z $0,52 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ do $0,10 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ w przypadku P-PO_4 . Zmniejszenie stężenia fosforu było związane ze wzrostem pierwotnej produkcji w zbiorniku, co potwierdził wzrost zawartości chlorofilu w wodzie z $7 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ na dopływie do $16,6 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ w pobliżu zapory. Odwrotną tendencję zaobserwowano w przypadku siarczanów(VI), których stężenie w wodzie wzrastało w wyniku przepływu przez zbiornik. Ta sytuacja związana była między innymi z biochemicznym rozkładem martwych organizmów zwierzęcych i roślinnych, prowadząc do powstawania w sprzyjających warunkach nieorganicznych związków siarki ze związków organicznych (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.3.**).

Analiza PCA, jak i hierarchiczna analiza skupień przeprowadzona na źródłowych parametrach fizykochemicznych uzyskanych bezpośrednio w wyniku pomiarów terenowych i analiz laboratoryjnych wykazała, że wody najlepszej jakości były zretencjonowane w zbiornikach Wykrot i Łoje. Tworzyły one odrębny klaster. Drugą grupę stanowiły zbiorniki Grodzisk Duży i Karwacz o wodach bardziej zanieczyszczonych (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.1.**). Potwierdziły to wartości indeksów jakości wody obliczone metodą Kanadyjskiej Rady Ministrów Środowiska (CCME-WQI). Według niej wody badanych zbiorników należały do klasy zadowalającej (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.4. i A.2.5.**), a zbiornika Łoje w warstwie przypowierzchniowej nawet do klasy wyższej, do której należą wody o dobrej jakości (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.4.**). Zbliżone wyniki uzyskali naukowcy badając jakość wody zbiorników położonych w innych częściach świata. Wartości CCME-WQI w zakresie 49-62 stwierdzono w jeziorze Hawassa w Etiopii, co odpowiadało jakości wody w kategorii marginal [WORAKO 2015, MALLAMPATI i OSMAN 2015]. Niewiele wyższe wartości indeksu CCME-WQI (w zakresie od 64 do 67) obliczono dla wód zbiornika zaporowego Tehri w Indiach [BHUTIANI i in. 2014], a także dla wód rozlewiska Al-Hammar w Iraku uzyskując wartości CCME-WQI w zakresie od 64 do 73 [AL-SHAMMARY i in. 2015] (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.5.**).

Woda w warstwie naddennej we wszystkich badanych zbiornikach charakteryzowała się wyraźnie gorszą jakością. Przyczyną mogło być wzbogacenie wody substancjami z osadów dennych uruchamianych ponownie przez resuspensję, która przebiega bardziej intensywnie w płytkich zbiornikach wodnych. Jest to ważna cecha płytkich zbiorników wodnych pod względem wykorzystania ich wody do celów użytkowych. Badania jakości wody w zbiorniku Dobczyce, wykorzystywanego do zaopatrywania w wodę wykazały, że lepsza jakość wody występowała w warstwie powierzchniowej poza sezonem wegetacyjnym, podczas gdy w okresie wegetacji roślin lepsza jakość wody występowała na średnich głębokościach [BOGDAŁ i in. 2015] (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.4.**).

Według wartości indeksu jakości wód obliczonych na podstawie metody zaproponowanej przez Szkocki Departament Rozwoju wody zbiorników objętych badaniami najczęściej zaliczały się do klasy wód zanieczyszczonych: w przypadku zbiornika Karwacz 80,7 % badanych prób wody, Łoje – 66,7 %, Grodzisk Duży – 61,8 %, zbiornik główny Wykrot – 46,2 %, a w przypadku zbiornika wstępnego Wykrot – 39,1 %. Jednocześnie stwierdzono znaczną zmienność wartości WQI w okresie prowadzonych badań i związaną z tym klasyfikacją jakości wód. Największą zmiennością charakteryzowały się

wody zbiornika Wykrot, a najmniejszą zbiornika Karwacz. Wody zbiornika Wykrot okresowo zaliczały się do najniższej, a w innych okresach do najwyższej klasy jakości wody. Wyższe wartości WQI pojawiały się w miesiącach z wyższymi temperaturami wody, kiedy procesy sedymentacji, fotosyntezy i biosorpcji sprzyjały wycofywaniu substancji odżywczych z wody, w przeciwieństwie do miesięcy jesiennych i zimowych, kiedy intensywność procesów biogeochemicznych malała. Podobne zmiany jakości wody w ciągu roku odnotowano w jeziorach zaporowych Miranda, Pocinho i Crestuma na rzece Duoro w Hiszpanii [BORDALO i in. 2006] (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.1.**).

Porównanie wartości wskaźników jakości wody dopływającej i odpływającej ze zbiorników, wykazało niewątpliwie korzystny wpływ zbiorników wodnych na jakość przepływającej przez nie wody. Wartość indeksu CCME-WQI wody, która przepłynęła przez zbiornik wstępny Wykrot wzrosła średnio o 14%. Jakość wody poprawiła się w podobnym stopniu po przepłynięciu wody przez zbiorniki Grodzisk Duży i Łoje. NIKOO i in. [2011] stwierdzili dużo korzystniejszy wpływ zbiorników na jakość wody. W przypadku zapory Lytyan na rzece Jajrood w Iranie zanotowano wzrost wartości indeksu CCME-WQI o około 18, co wpłynęło na zmianę klasy jakości wody, po przepłynięciu przez zaporę, ze złej na marginalną. Woda po przepłynięciu przez zaporę Pucalro wzniesioną na rzece Elqui w Chile, zmieniła klasę jakości z zadowalającej przed zbiornikiem na doskonałą poniżej zapory, co odpowiadało zmianie wartości CCME-WQI z 74 na 95 [ESPEJO i in. 2012] (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.4.**).

W celu racjonalnego gospodarowania zasobami wodnymi niezbędne jest określenie ich jakości i odniesienie tych informacji do potencjalnego gospodarczego wykorzystania wody. W tym celu posłużono się indeksem WQI obliczonym metodą zaproponowaną przez Szkocki Departament Rozwoju. Uzyskane wartości indeksu porównano ze skalą opracowaną przez HOUSE i ELLIS [1987]. Według nich do głównych kierunków wykorzystania wód zretencjonowanych w zbiornikach można zaliczyć: zaopatrzenie w wodę pitną, chów ryb i przydatność do bytowania zwierząt dziko żyjących, na cele przemysłowe i do rekreacji. Zaś wskaźnik SAR umożliwia ocenę przydatności wody do nawodnień.

Aby ułatwić interpretację możliwego wykorzystania wody zgodnie z obliczonymi wartościami WQI i SAR w publikacji A.2.1., zaproponowano autorską czterostopniową metodę klasyfikacji wód. Możliwość wykorzystania wody w rozważnym celu jest określana poprzez zakwalifikowanie do jednej z czterech klas przydatności: bardzo wysokiej, wysokiej, umiarkowanej i grupującej wody bezużyteczne. Zastosowana skala rankingowa uwzględnia

możliwość wystąpienia potencjalnych źródeł zagrożenia jakości wody, a także częstość przekraczania dopuszczalnych norm określonych dla zakładanego celu jej wykorzystania. W przypadku stwierdzenia możliwości wystąpienia okresów o nieodpowiedniej jakości wody, uwzględnia konieczność ograniczenia wykorzystania lub zastosowania dodatkowych zabiegów technicznych w celu jej oczyszczenia (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.1.**). Zgodnie z zastosowaną metodą oceny, wody z analizowanych czterech zbiorników zaporowych nie powinny w okresie prowadzonych badań być wykorzystywane do spożycia przez ludzi, nawet po zastosowaniu zaawansowanych metod uzdatniania. Były one jednak odpowiednie do nawadniania gruntów uprawianych rolniczo. Wody badanych zbiorników cechował wskaźnik $SAR < 0,37$, co świadczy o tym, że nie występowało zagrożenie intensywnego zastępowania wapnia i magnezu zawartego w kompleksie sorpcyjnym gleby przez sód zawarty w wodzie użytej do nawodnień w stopniu szkodliwym dla struktury gleby. Woda ze zbiornika Wykrot wykazywała wysoki stopień przydatności do ekstensywnej hodowli ryb i do zastosowań przemysłowych, które nie wymagają wody wysokiej jakości. Mogła być również stosowana do uprawiania form rekreacji nie wymagających bezpośredniego kontaktu z wodą. Jakość wody zretencjonowanej w pozostałych zbiornikach zaporowych (Grodzisk Duży, Karwacz i Łoje) pozwalała na jej wykorzystanie w wyżej wymienionych celach tylko w stopniu umiarkowanym (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.1.**).

Osiągnięcie celu etapowego 2: Wykorzystanie wskaźnika jakości wody CCME-WQI do analizy wpływu zbiorników wodnych na jakość wód gruntowych.

W porównaniu do wód zretencjonowanych w zbiornikach północno-wschodniej Polski, jakość wód gruntowych w ich zlewniach bezpośrednich była znacznie gorsza. Tego typu zależność stwierdzili także ZHANG i in. [2016]. Podczas badań wody w zlewni rzeki Songhua w Chinach, zanotowali w wodach gruntowych większe stężenia sodu, chlorków i azotanów(V) niż w wodach powierzchniowych.

Wśród wód gruntowych objętych badaniami najniższą wartość indeksu CCME-WQI obliczono dla wody pobranej z piezometru położonego na brzegu prawym w odległości 10-20 m od zbiornika Grodzisk Duży, która wynosiła 17,73, a najwyższą – 83,73 dla wód pobranych w odległości 40-50 m od zbiornika głównego Wykrot. Średnio wody gruntowe na obszarze przylegającym do zbiornika Grodzisk Duży zaliczały się do klasy obejmującej wody o złej jakości, w zlewniach zbiorników Karwacz i Łoje - do klasy wód marginalnej jakości,

a w zlewni zbiornika Wykrot – do klasy zadowalającej. Dużą zmienność wartości CCME-WQI powiązaną z negatywnym oddziaływaniem czynników antropogenicznych uzyskali także naukowcy badający jakość wód gruntowych w Indiach [VIJAYA BHASKAR i NAGENDRAPPA 2008, SARALA THAMBAVANI i UMA MAGESWARI 2013], czy Sri Lance [MAHAGAMAGE i in. 2016]. Podkreślali oni negatywne oddziaływanie działalności rolniczej odpowiadającej za wysokie stężenie azotanów(V) w wodach gruntowych. Potwierdziły to także badania zrealizowane w północno-wschodniej Polsce [SZYMCZYK 2010, SZYMCZYK i in. 2010].

Zastosowanie jednoczynnikowej analizy wariancji (ANOVA) i testu Duncana przy $p < 0,05$ pozwoliło podzielić badane wody gruntowe na dwie grupy jednorodne: do pierwszej obejmującej wody o gorszej jakości (klasy zła i marginalna) zaliczone zostały wody występujące w zlewniach zbiorników Grodzisk Duży, Karwacz i Łoje, a do drugiej obejmującej wody o lepszej jakości (klasa zadowalająca) – występujące w zlewni bezpośredniej zbiornika Wykrot. Jest to zlewnia, w której dominują lasy położone na piaskach sandrowych.

Warunki fizjograficzne i hydrogeologiczne wskazują, że badane zbiorniki wodne w stosunku do ich zlewni bezpośredniej pełniły rolę drenującą. Z wodą odpływającą ze zlewni migrowały substancje powodując pogarszanie jakości wód gruntowych w kierunku zbiorników. Najlepszej jakości wody gruntowe stwierdzono w zlewni zbiornika Wykrot położonego na piaskach sandrowych w piezometrach oddalonych od linii brzegowej o 190-200 m. Były to wody o dobrej jakości, o najwyższej wartości indeksu CCME-WQI, równej 80,34. W dendrogramie grupowania metodą hierarchiczną Warda występują w tym samym klastrze co wody zbiorników, chociaż te ostatnie ze względu na niższą o 6,36 wartość CCME-WQI zaliczone zostały do niższej klasy o zadowalającej jakości wody.

Również do tej kategorii jakości wody, chociaż o niższej średniej wartości CCME-WQI wynoszącej 65,54, zaliczono wody gruntowe oddalone od zbiorników o 100-110 m. Wody podziemne występujące bliżej zbiorników stanowiły odrębny klaster grupujący wody o marginalnej klasie jakości. Wody gruntowe najgorszej jakości występowały w bezpośrednim sąsiedztwie zbiorników, tj. w piezometrach oddalonych od ich linii brzegowej o 10-20 m. Pomimo małej odległości ich jakość była istotnie statystycznie gorsza od wód zretencjonowanych w zbiornikach. Średnie wartości indeksu CCME-WQI dla porównywanych wód różniły się o 22,34. Spośród 16 parametrów użytych do jego obliczenia wartości 13 były wyższe w wodach gruntowych występujących w odległości 10-20 m od linii

brzegowej w porównaniu do wód zbiorników. Przy czym wartości przewodnictwa elektrolitycznego i mętności oraz stężenia TDS, azotanów, amoniaku, fosforanów, sodu i potasu były istotnie statystycznie wyższe, co stwierdzono przy użyciu testu Duncana przy $p < 0,05$. Można więc stwierdzić, że infiltracja wody gorszej jakości z gruntu do zbiorników nie była na tyle intensywna, by istotnie wpływać na obniżenie jakości wody w nich retencjonowanej.

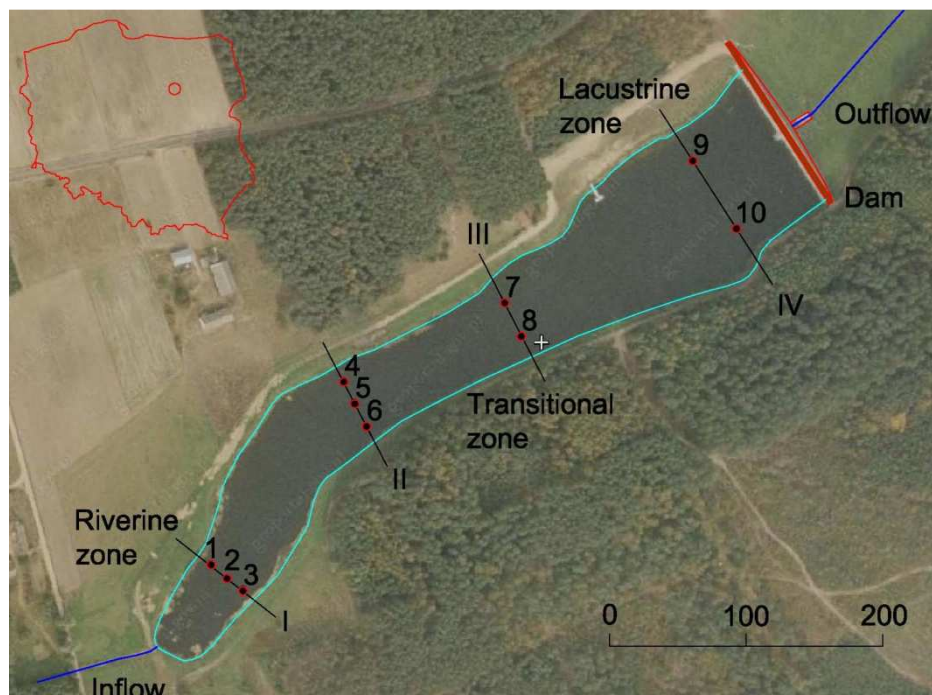
W celu określenia zależności między wyżej wymienionymi parametrami wód zretencjonowanych w zbiornikach i wód gruntowych występujących w różnej od nich odległości przeprowadzono analizę głównych składowych (PCA). W jej wyniku parametry podzielono na trzy grupy. Pierwsza grupa parametrów jakości wody silnie ze sobą dodatnio skorelowanych pokazała ścisłą zależność między przewodnictwem elektrolitycznym a TDS i zawartością w wodzie metali. Druga grupa wskazała na zależność (korelacja dodatnia) między mętnością a zawartością w wodzie substancji biogennych reprezentowanych w analizie przez azotany(V) i fosforany. Do trzeciej grupy zaliczono amoniak, który nie był skorelowany z żadnym z analizowanych parametrów (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.5.**).

Osiągnięcie celu etapowego 3: Określenie zawartości wybranych substancji i metali ciężkich w osadach dennych zakumulowanych w przepływowych zbiornikach retencyjnych oraz wykorzystanie kryterium geochemicznego i ekotoksykologicznego do oceny wpływu osadów dennych zakumulowanych w małych zbiornikach retencyjnych na organizmy wodne.

W okresie trzydziestoletniej eksploatacji na dnie zbiornika retencyjnego Łoje deponowane były osady. Ich alokacja, miąższość i skład chemiczny były uzależnione od właściwości fizycznych i chemicznych dopływających zawieszin oraz rozkładu prędkości wody przepływającej przez zbiornik. Najgrubsze ziarna rumowiska osadzały się przy ujściu rzeki do zbiornika. Rumowisko drobniejsze osadzało się w centralnej i dalszej jego części. Wzrost powierzchni przekroju poprzecznego w miarę zbliżania się do zapory czołowej i związane z tym zmniejszanie się prędkości strumienia wody powodowało zróżnicowanie składu granulometrycznego wnoszonego rumowiska w obrębie zbiornika [GIERSZEWSKI 2007, MADEYSKI i in. 2008]. Również w strefie rzecznej zbiornika Łoje występowało bardziej intensywne osadzanie się substancji mineralnych i organicznych niesionych przez wodę w porównaniu ze strefą jeziorną położoną bliżej zapory. Co więcej, spadek energii wody w górnej, płytszej części zbiornika spowodowany był gęsto rosnącą roślinnością szuwarową,

a w strefie przejściowej - roślinnością zanurzoną. Niewielka ilość osadów w strefie jeziornej wynikała z ich wymywania w wyniku odprowadzenia wody ze zbiornika przez upust dolny.

Najgrubszą warstwę osadów stwierdzono w strefie rzecznej zbiornika (w przekroju I) oraz na początku strefy przejściowej (w przekroju II). Blżej zapory (przekroje III i IV) warstwa osadów malała (rys. 1).



Oznaczenia: I-IV - transekty (I - strefa rzeczna, II i III - strefa przejściowa, IV - strefa jeziorna);

1-10 - miejsca pobierania próbek osadów.

Rys. 1. Układ stref w zbiorniku wodnym Łoje i lokalizacja punktów poboru osadów.

Mięszkość badanych próbek osadów wahała się od 0,02 m w punkcie nr 9, położonym na lewym brzegu w pobliżu zapory do 0,20 m na środku strefy rzecznej. Osady dennie pobrane z przekrojów I-III charakteryzowały się podobnymi cechami: mało widoczną warstwowością, barwą, elastycznością i stopniem humifikacji resztek roślinnych. Osady położone bliżej zapory wyróżniały się mniejszą mięszkością i zawartością substancji organicznej, brakiem widocznego uwarstwienia, barwą żółtą lub brązową, małą elastycznością i brakiem widocznych resztek roślinności. Odczyn osadów zmieniał się w szerokim zakresie od lekko kwaśnego (pH 5,69) do zasadowego (pH 7,70). W przekroju I i III osady miały odczyn obojętny, w II lekko kwaśny, zaś w IV - położonym w strefie jeziornej - zasadowy. Również zawartość substancji organicznej w osadach dennych zbiornika wodnego Łoje była znacznie zróżnicowana. Największą zawartość substancji organicznej stwierdzono w osadach pobranych na trasie głównego strumienia wody przepływającej przez zbiornik. Takie

rozmieszczenie można wiązać z wprowadzaniem do zbiornika przez ciek Łojówka wody o podwyższonej zawartości materii organicznej. Podobną tendencję stwierdzili również TROJANOWSKI i ANTONOWICZ [2005] badający osady dennie w Jeziorze Dołgie Wielkie, zasilanym wodami z kanału Gardno-Łebsko. Wykazali oni, że największe nagromadzenie analizowanych składników występowało w warstwie powierzchniowej osadów o miąższości do 5 cm. W zbiorniku Łoje osady najbardziej zasobne w substancję organiczną i inne składniki występowały w miejscach, gdzie ich warstwa nie przekraczała grubości 8 cm. Najmniejszą ilość substancji organicznej zanotowano w strefie jeziornej. Jej zawartość w analizowanych osadach mieściła się w zakresie od 10,24% do 74,94%, a węgla organicznego od 6,79% do 43,45%. Średnio stosunek substancji organicznej do węgla organicznego w badanych osadach wynosił 1,72. W publikacjach często przyjmuje się jego wartość równą 1,74 [CIEŚLEWICZ 2011, MIELNIK 2005].

Przestrzenne zróżnicowanie zawartości substancji organicznej w osadach dennych zbiornika Łoje znalazło odzwierciedlenie w ilości substancji wchodzących w jej skład. W związku z czym największe zawartości N_{og} , P_{og} , Ca, Na, i Mg występowały na trasie głównego strumienia wody przepływającej przez zbiornik.

Skład chemiczny osadów dennych w strefie rzecznej i przejściowej był podobny pod względem zawartości i procentowego udziału analizowanych pierwiastków w 1 kg suchej masy. Zawartość badanych substancji w osadach dennych strefy rzecznej zbiornika wodnego Łoje kształtowała się według następującego szeregu malejącego: $Ca > N_{og} > S > Fe > Mg > K > P_{og} > Na$. Podobny szereg malejący można ułożyć dla strefy przejściowej: $Ca > S > N_{og} > Fe > Mg > K > P_{og} > Na$. Osady ze strefy rzecznej i przejściowej różniły się pod względem zawartości N_{og} i S. W osadach strefy rzecznej dominującymi pierwiastkami po Ca były N_{og} , następnie S, natomiast w strefie przejściowej odnotowano kolejność odwrotną ($Ca > S > N_{og}$). Wzrost zawartości siarki w osadach dennych strefy przejściowej w stosunku do strefy rzecznej spowodowany był m.in. jej akumulacją w wyniku biochemicznego rozkładu białka zwierzęcego i roślinnego obecnego w wodzie zbiornika. Jest to również potwierdzone przez fakt, że w tej strefie wykryto okresowe przesycenie wody tlenem (szczególnie w dniach, w których występowało duże nasłonecznienie). Dowodzi to, że wzbogacenie wody w tlen wynika z fotosyntezy przeprowadzonej przez zatopione makrofity i glony, które po śmierci i rozpadzie wzbogaciły osady dennie w siarkę.

Osady dennie pobrane w strefie jeziornej charakteryzowały się znacznie mniejszą grubością, odmiennymi właściwościami fizycznymi i znacznie mniejszą zawartością

analizowanych pierwiastków w porównaniu z osadami ze strefy rzecznej i przejściowej. Odnotowano również różnice w zawartości analizowanych pierwiastków, które pod względem ilości w osadach tworzyły następujący szereg malejący: $\text{Fe} > \text{Ca} > \text{S} > \text{K} > \text{Mg} > \text{N}_{\text{og.}} > \text{P}_{\text{og.}} > \text{Na}$. Dominującym pierwiastkiem było Fe, natomiast zawartość Ca i $\text{N}_{\text{og.}}$ była mniejsza w porównaniu z próbkami pobranymi ze strefy rzecznej i przejściowej.

Jest to zgodne z badaniami RECZYŃSKIEGO i in. [2006], którzy prowadząc badania osadów dennych zbiornika Dobczyckiego wykazali, że Ca związany był z frakcją gruboziarnistą wnoszoną przez wody rzeki wpływające do zbiornika, która była osadzana głównie w części zbiornika bliżej ujścia do niego ciek, natomiast Fe związane było z frakcją drobnoziarnistą, w związku z czym transportowane było do dalszych części zbiornika.

Analiza statystyczna wykazała, że zawartość $\text{N}_{\text{og.}}$, $\text{P}_{\text{og.}}$, Na, Ca, Mg i S w osadach dennych była wysoce dodatnio skorelowana z zawartością materii organicznej. Stwierdzono również wysoce istotne korelacje między zawartością Fe i S ($r = 0,84$ przy $p = 0,01$). Zależność ta wynika z faktu, że w osadach dennych zbiorników eutroficznych przeważają warunki beztlenowe (czasami obecność tlenu obserwuje się tylko w ich górnej warstwie). W środowisku beztlenowym dochodzi do redukcji SO_4^{2-} , co prowadzi do uwolnienia siarkowodoru. Według niektórych autorów [BORÓWKA 2007, HOLMER i STORKHOLM 2001, ISTVÁNOVICS 2008, MURPHY i in. 2002], zwiększone obciążenie siarką środowiska wodnego może prowadzić do powstania nierozpuszczalnego pirytu (FeS_2) przy niskim potencjale redoks i pH przekraczającym 6 (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.3.**).

Podobnie jak zawartość omówionych wyżej substancji również akumulację metali ciężkich w badanych osadach dennych charakteryzowała duża zmienność przestrzenna. W zależności od miąższości i rodzaju osadów dennych w 1 kg ich s.m. zakumulowało się 0,11-0,79 mg Cd, 3,4-33,0 mg Cr, 1,2-19,0 mg Cu, 2,1-22,7 mg Ni, 17,6-127,2 mg Mn, 6,3-41,0 mg Pb, 17,6-127,2 mg Zn oraz 0,82-3,04 mg As.

Analiza statystyczna wykazała, że zawartość metali ciężkich w osadach dennych strefy jeziornej była mniejsza niż w osadach strefy rzecznej i przejściowej. Były to strefy zbiornika, które charakteryzowały się większą ilością osadów organicznych. Najwyższą zawartość Cu, Ni i Zn zaobserwowano w osadach strefy rzecznej. Najwyższe poziomy Cd, Cr, Pb i As stwierdzono w strefie przejściowej obficie porośniętej przez roślinność podwodną (transekty II i III). Próby osadów pobrane w strefie jeziornej (transekt IV) charakteryzowały się przewagą substancji mineralnych oraz istotnie mniejszą zawartością związków organicznych i metali ciężkich. Powyższe wyniki sugerują, że rosnące rośliny i szczątki

organiczne zgromadzone w górnej części zbiornika znacząco przyczyniły się do eliminacji toksycznych metali dostarczanych do zbiornika ze zlewni.

Mimo, że zbiornik Łoje otoczony jest zlewnią rolniczą i leśną, to zanieczyszczenie jego osadów metalami ciężkimi wydaje się stosunkowo niewielkie. Stężenia analizowanych metali ciężkich zwykle mieściły się w zakresie od niskich do średnich ilości wykrywanych w innych zbiornikach zlokalizowanych w Polsce [WIATKOWSKI i in. 2008, SMAL i in. 2015, KOSTECKI i in. 1998, JASIEWICZ i BARAN 2006, GAŁKA i WIATKOWSKI 2010a, GAŁKA i WIATKOWSKI 2010b, DOJLIDO i TABORYSKA 1991, WOJTKOWSKA 2014] i poza nią: na Węgrzech [NGUYEN i in. 2005], USA [GEWURTZ i in. 2007] lub Chinach [JIANG i in. 2012] (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.2.**).

Pochodzenie materii organicznej zgromadzonej w osadach dennych określono, porównując zawartość węgla organicznego z zawartością azotu całkowitego, co wyraża stosunek C:N [BORÓWKA 2007]. Bogata w białko materia organiczna, głównie z fitoplanktonu, charakteryzuje się niskimi stosunkami C:N od 4 do 10, natomiast materia organiczna pochodząca od makrofitów i bogatych w celulozę roślin wyższych charakteryzuje się stosunkami C:N wyższymi niż 20. Wymienione różnice wynikają ze składu chemicznego roślin lądowych, które są ubogie w białka, natomiast bogate w celulozę [CIEŚLEWICZ 2011, MIELNIK 2005]. Optymalny dla mikroorganizmów stosunek C:N wynosi 17, a gdy stosunek C:N jest poniżej 17, azot jest uwalniany do wody podczas mikrobiologicznego rozkładu materii organicznej w osadach dennych [JASIEWICZ i BARAN 2006]. W analizowanych próbkach osadów stosunek C:N wahał się od 8 do 34. Najniższe wartości zanotowano w strefie jeziornej zbiornika (średnio 9), ponad dwukrotnie wyższe były w strefie rzecznej (21) i przejściowej (22).

Powyższe wyniki sugerują, że procesy mikrobiologiczne w strefie jeziornej zbiornika Łoje wzbogacały wodę w mineralne związki azotu. Stosunek C:N był istotnie dodatnio skorelowany z zawartością P_{og} i był znacząco ujemnie skorelowany z pH osadów dennych. Dodatnia korelacja między stosunkiem C:N a zawartością P_{og} może sugerować, że woda w strefie jeziornej zbiornika Łoje była wzbogacana zarówno w azot jak i fosfor, co zwiększa ryzyko eutrofizacji.

Zależność pomiędzy udziałem żelaza i wapnia świadczy o warunkach troficznych panujących w zbiorniku. W osadach dennych strefy rzecznej wartość Fe:Ca nie przekraczała 0,31 a strefy przejściowej – 1,01. Korelacje między zawartością Ca i Fe w osadach dennych wskazują na eutroficzny charakter zbiornika [BORÓWKA 2007]. W przypadku zbiornika Łoje

najwyższe stosunki Fe:Ca (1,02-1,27) stwierdzono w próbkach osadów pobranych w strefie jeziornej. Należy podkreślić, że na stosunek Fe:Ca duży wpływ miała intensywność fotosyntezy organizmów występujących w zbiorniku, co prowadziło do szybkiego zaniku CO₂ rozpuszczonego w wodzie i do wzrostu jej natlenienia. W takich warunkach następowało wytrącanie trudno rozpuszczalnych związków Fe³⁺ i równoczesne wytrącanie trudno rozpuszczalnego węglanu wapnia, który stopniowo opadał na dno. W związku z tym stosunek Fe:Ca, oprócz stanu troficznego, odzwierciedla również zmiany związane ze stopniem nasłonecznienia wód dennych [GRIETHUYSEN 2005, SØNDERGAARD i in. 2003]. Ujemna wartość wskaźnika korelacji między stosunkiem Fe:Ca a zawartością azotu i fosforu w osadach odzwierciedla stan troficzny zbiornika, na co wskazuje również znaczna zależność stosunku Fe:Ca i zawartości suchej masy.

W jeziorach lobeliowych o charakterze dystroficznym i mezotroficznym położonych na Pomorzu Zachodnim wartości stosunku Fe:Ca mieściły się w przedziale od 3,78 do 32,97 [MIELNIK i CZEKAŁA 2012]. Bardziej zbliżone wyniki, w porównaniu do wartości charakterystycznych dla zbiornika Łoje, uzyskał WOJCIECHOWSKI [2000] badając osady jezior eutroficznych i silnie eutroficznych rynny kórnicko-zaniemyskiej.

Dobrym wskaźnikiem warunków troficznych w zbiorniku może być także stosunek Ca:Mg. W osadach dennych zbiornika Łoje uzyskano wysoce istotną jego korelację ($p < 0,01$) z zawartością N_{og.} i istotną ($p < 0,05$) z P_{og.}, a także wysoce istotną korelację ($p < 0,01$) z zawartością materii organicznej i węgla organicznego.

Stosunki Fe:Mn i Cu:Zn obrazują zmiany warunków oksydacyjno-redukcyjnych. Wartości stosunku Fe:Mn określone dla osadów dennych zbiornika Łoje zawierały się w przedziale od 61 do 729, a Cu:Zn – od 0,14 do 0,33 przy wysoce istotnej korelacji między nimi. Takie wartości wskaźników są charakterystyczne dla osadów deponowanych w wodach o małych głębokościach [WOJCIECHOWSKI 2000].

Analiza osadów dennych zbiornika Łoje wykazała istnienie zależności stosunku Fe:Mn od warunków redoks. GLOCK i in. [2012] stwierdzili, że w warunkach beztlenowych na dnie, te metale są uruchamiane i przechodzą z osadów do wody, przy czym mangan ulega łatwiejszej redukcji i jest bardziej intensywnie mobilizowany niż żelazo (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.3.**).

Zawartość metali ciężkich w osadach dennych zbiorników jest wiarygodnym wskaźnikiem zdrowia ekosystemów [SINGH i in. 2005]. Wyznaczanie toksycznych zanieczyszczeń w osadach ma zasadnicze znaczenie dla rozwiązania wielu problemów

środowiskowych i może mieć ogromne znaczenie dla zdrowia lokalnych mieszkańców [GRANEY i ERIKSEN 2004] i funkcjonowania ekosystemu [LI i in. 2013]. Ekotoksykologiczna ocena osadów dennych polega na analizie zawartości metali ciężkich, przy której [SMITH i in. 1996]:

- a) nie ma niekorzystnego wpływu na organizmy wodne, gdy zawartość analizowanego metalu jest mniejsza niż wartość TEL,
- b) występuje sporadycznie niepożądany wpływ na organizmy wodne, gdy zawartość pierwiastka jest wyższa niż TEL, ale mniejsza niż PEL,
- c) często występuje szkodliwy wpływ na organizmy wodne, gdy zawartość pierwiastka jest wyższa niż PEL.

Zgodnie z powyższymi kryteriami w punktach poboru próbek zlokalizowanych na trasie głównego strumienia wody przepływającej przez strefę rzeczną i przejściową zbiornika, zawartość Cd, Ni i Pb w osadach była wyższa niż poziom TEL i niższa niż PEL (b). Świadczy to o sporadycznie występującym szkodliwym wpływie tych metali zdeponowanych w osadach dennych na organizmy wodne zbiornika Łoje. Jednak ryzyko ekologiczne spowodowane zanieczyszczeniem osadów dennych zbiornika metalami ciężkimi jest niskie o czym świadczy wykonana potencjalna ocena ryzyka ekologicznego (PER).

HUANG i in. [2009] badając wodę w jeziorze Baihua w Chinach stwierdzili, że niskie wartości wskaźników ekotoksykologicznych osadów dennych są szczególnie ważne, jeśli woda ma być przeznaczona do spożycia lub ma znaczenie ekologiczne. Występowanie ryzyka ekologicznego spowodowanego przez metale ciężkie w osadach dennych stwierdzono również w przypadku hipertroficznego jeziora Taihu [YIN i in. 2011, JIANG i in. 2012] i Dongting Lake, drugiego co do wielkości jeziora w Chinach [LI i in. 2013] (**Wykaz osiągnięć – poz. A.2.2.**).

4.3.4. Wnioski

Głównym aspektem badań realizowanych na przykładzie czterech zbiorników zaporowych w Polsce północno-wschodniej na Nizinie Północno-Mazowieckiej było poznanie czynników warunkujących jakość wody w nich retencjonowanej, jako ważnego elementu w gospodarowaniu zasobami wodnymi, ze szczególnym uwzględnieniem ich użytkowego wykorzystania. W 5 pracach składających się na osiągnięcie naukowe pt. **„Wykorzystanie wskaźników jakości wody i osadów dennych w gospodarowaniu zasobami wodnymi w małych zbiornikach zaporowych”** zaprezentowano wyniki badań

stanowiące istotny wkład w zarządzanie jakością wody, a także we wspieranie decyzji o wyborze kierunku zagospodarowania wód zbiorników.

Na podstawie wyników badań opisanych w publikacjach stanowiących osiągnięcie naukowe sformułowano następujące wnioski:

1. Zastosowanie wskaźnika CCME-WQI pozwoliło na uzyskanie kluczowych informacji istotnych w zarządzaniu wodami w zlewniach czterech zbiorników zaporowych: (1) Większość analizowanych wód charakteryzowała się zadowalającą jakością (klasa III w pięciostopniowej skali). (2) Do najgorszej klasy jakości wody zaliczały się oczyszczone ścieki odprowadzane do rzek zasilających zbiorniki zaporowe Wykrot i Grodzisk Duży. Ich dopływ do rzek powodował pogorszenie się jakości wód dopływających do zbiorników, skutkując obniżeniem ich klasy. (3) Woda naddenna wszystkich zbiorników wodnych charakteryzowała się wyraźnie gorszą jakością, w porównaniu do wody pobieranej z warstwy przypowierzchniowej. Jest to ważna cecha płytkich zbiorników wodnych z punktu widzenia ujmowania z nich wody do gospodarczego wykorzystywania. (4) Zbiorniki zaporowe wpływają korzystnie na jakość przepływającej przez nie wody. Nawet w przypadku dopływu oczyszczonych ścieków do rzek je zasilających, poniżej zbiorników następował powrót do jakości wody płynącej rzekami powyżej zrzutu oczyszczonych ścieków.
2. Wskaźnik WQI obliczony metodą zaproponowaną przez Szkocki Departament Rozwoju i SAR pozwala na ocenę możliwości wykorzystania użytkowego wód zretencjonowanych w zbiornikach. Stwierdzono, że wody z analizowanych czterech zbiorników zaporowych nie powinny być wykorzystywane do spożycia przez ludzi nawet po zastosowaniu zaawansowanych metod uzdatniania. Są one jednak odpowiednie do nawadniania gruntów uprawianych rolniczo bez zagrożenia szkodliwego oddziaływania na strukturę gleby. Woda ze zbiornika Wykrot może być wykorzystywana do ekstensywnej hodowli ryb i do zastosowań przemysłowych, które nie wymagają wody wysokiej jakości. Może być również stosowana do uprawiania form rekreacji nie wymagających bezpośredniego kontaktu z wodą. Woda z pozostałych zbiorników, ze względu na gorszą jakość, może być w wyżej wymienionych celach wykorzystywana tylko okresowo. Uzyskane wyniki jednoznacznie wskazały, że należy podjąć działania zmierzające do poprawy jakości retencjonowanej wody.
3. Stwierdzono wyraźną strefowość jakości wód gruntowych pod względem ich odległości od zbiorników. Analiza statystyczna wykazała, że wody podziemne najlepszej jakości

występowały w piezometrach najbardziej oddalonych od zbiorników. Ich drenujący charakter powodował filtrację wody ze zlewni w kierunku zbiorników, a z nią substancji biogennych. Było to przyczyną, że wody gruntowe istotnie gorszej jakości ($p < 0,05$) występowały w bezpośrednim sąsiedztwie zbiorników. Jednak nie stwierdzono negatywnego wpływu tych wód gruntowych na jakość wód zretencjonowanych w zbiornikach, nawet w przypadku zbiorników Wykrot i Łoje, położonych na bardzo przepuszczalnym podłożu (piaski sandrowe, piaski drobne i średnie).

4. Osady dennie zgromadzone w nizinnych zbiornikach zaporowych charakteryzowały się zmiennością przestrzenną typową dla zbiorników przepływowych. Największą zawartość substancji organicznej i pierwiastków wchodzących w jej skład (azotu ogólnego, fosforu ogólnego, wapnia, sodu, i magnezu), a także związanych z nią metali ciężkich, stwierdzono w osadach pobranych na trasie głównego strumienia wody przepływającej przez zbiornik.
5. Dominującym makroelementem w osadach strefy rzecznej i przejściowej zbiorników zaporowych był wapń, gdyż związany jest z frakcją gruboziarnistą wnoszoną przez wody rzeki wpływające do zbiornika, natomiast w osadach strefy jeziornej dominowało żelazo, ponieważ związane jest z frakcją drobnoziarnistą, wnoszoną do dalszych części zbiornika. Średnia zawartość makroskładników w osadach dennych zbiorników zaporowych kształtowała się w następującej kolejności malejącej: $\text{Ca} > \text{S} > \text{N}_{\text{og.}} > \text{Fe} > \text{Mg} > \text{K} > \text{P}_{\text{og.}} > \text{Na}$.
6. Analiza wskaźników geochemicznych charakteryzujących osady dennie (C:N, Fe:Ca, Fe:Mn, Cu:Zn i Ca:Mg) jest źródłem cennych informacji o warunkach w jakich one powstawały. Ich wartości wskazują, że w osadach dennych zbiorników zaporowych występowała materia organiczna, której źródłem były makrofity i rośliny wyższe bogate w celulozę. Analizowane osady były charakterystyczne dla zbiorników eutroficznych powstających w warunkach płytkowodnych.
7. Porównanie zawartości metali ciężkich z wartościami wskaźników Threshold Effects Level (TEL) i Probable Effects Level (PEL) wskazuje, że w osadach dennych pobranych na trasie głównego strumienia wody przepływającej przez strefę rzeczna i przejściową zbiornika stwierdzono podwyższoną zawartość Cd, Ni i Pb, która może powodować występowanie szkodliwego wpływu tych metali na organizmy wodne. Jednak ryzyko ekologiczne spowodowane zanieczyszczeniem osadów dennych zbiornika metalami

ciężkimi jest niskie o czym świadczy wykonana potencjalna ocena ryzyka ekologicznego (PER).

4.3.5. Podsumowanie publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe

Problematyka badawcza przedstawiona w 5 pracach składających się na osiągnięcie naukowe kładzie duży nacisk na ocenę jakości wód zbiorników zaporowych wykonywanych na terenach nizinnych od lat siedemdziesiątych ubiegłego wieku w ramach programu małej retencji. Narastający stopień antropopresji na środowisko naturalne w ich zlewniach oraz parametry morfometryczne sprzyjające intensywnemu mieszaniu się wód i brak stratyfikacji termiczno-tlenowej powoduje, że są obiektami hydrograficznymi szczególnie wrażliwymi na dopływ substancji allochtonicznych i autochtonicznych.

Jakość wód w zbiornikach zaporowych stanowi często ograniczenie możliwości ich wykorzystania. Podstawą gospodarowania wodą staje się zatem monitorowanie jej jakości w kluczowych punktach sieci hydrograficznej, a także przewidywanie jej zmian. Wykorzystane w cyklu publikacji wskaźniki do oceny jakości wody (CCME-WQI, WQI, SAR) są dostępnymi narzędziami, przydatnymi w praktycznym zastosowaniu do zarządzania zasobami wodnymi. Pozwalają one szybko i łatwo interpretować dużą ilość danych. Natomiast wykorzystanie wskaźników geochemicznych i ekotoksykologicznych pozwala na określenie kierunku i przebieg procesów zachodzących w zbiornikach zaporowych oraz ustalenie wpływu substancji zdeponowanych w osadach dennych na organizmy wodne. Uzyskane na tej podstawie informacje zweryfikowano za pomocą zaawansowanych metod statystycznych zastosowanych do danych źródłowych oraz skonfrontowano z wynikami badań innych autorów. Rezultaty prac mogą być wykorzystane jako element systemu wspierania decyzji w kwestii gospodarowania zasobami wodnymi małych zbiorników zaporowych, a w szczególności w ochronie tych zasobów.

Bibliografia

- Abbasi T., Abbasi S.A. 2012. *Water Quality Indices*. Elsevier: 1-362.
- AKHURST D.J., CLARK M.W., REICHEL-T-BRUSHETT J., JONES G.B. 2012. *Elemental speciation and distribution in sediments of a eutrophied subtropical freshwater reservoir using postextraction normalization*. *Water Air and Soil Pollution*, 223: 4589-4604.
- AL-HEETY, E.A.M. TURKI, A.M., AL-OTHMAN E.M.A. 2011. *Assessment of the water quality Index of Euphrates River between Heet and Ramadi Cities, Iraq*. *International Journal of Basic & Applied Sciences IJBAS-IJENS*, 11(6): 38-47.
- AL-SHAMMARY A.C., AL-ALI M.F., YONUIS K.H. 2015. *Assessment of Al-Hammar marsh water by uses Canadian water quality index (WQI)*. *Mesopotamia Environmental Journal*. 1(2), 26-34.
- APHA. 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 15th ed. Water Pollution Control Federation, New York: 1-1008.
- BANOENG-YAKUBO B., YIDANA S.M., EMMANUEL N., AKABZAA T., ASIEDU D. 2009. *Analysis of groundwater quality using water quality index and conventional graphical methods: the Volta region, Ghana*. *Environmental Earth Sciences*, 59(4): 867-879.
- BHUTIANI R., KHANNA D.R. TYAGI P.K., TYAGI B. 2014. *Application of CCME WQI to evaluate feasibility of potable water availability: A case study of Tehri dam reservoir*. *Environment Conservation Journal*, 15(1&2): 13-19.
- BOGDAŁ A., POLICHT-LATAWIEC A., KOŁDRAS S. 2015. *Changes of Water Quality Indices with Depth at Drinking Water Intake from Dobczyce Reservoir*. *Annual Set The Environment Protection*, 17(2): 1239-1258.
- BOJAKOWSKA I., SOKOŁOWSKA G. 1998. *Geochemical classes of bottom sediments quality*. *Polish Geological Review*, 46(1): 49-54 (in Polish).
- BORDALO A.A., TEIXEIRA R., WIEBE W.J. 2006. *A water quality index applied to an international shared river basin: the case of the Douro River*. *Environ. Manage.*, 38(6): 910-920.
- Borówka R.K. 2007. *Geochemical studies on bottom sediments in lakes in temperate climatic zone*. *Studia Limnologica et Telmatologica*, 1: 33-42 (in Polish).
- BOSZKE L., KOWALSKI A., GŁOSIŃSKA G., SZAREK R., SIEPAK J. 2003. *Environmental factors affecting speciation of mercury in the bottom sediments; an overview*. *Polish Journal of Environmental Studies*, 12: 5-13.
- BREABĂN I.G., GHEȚEU D., MĂDĂLINA P.A.I.U. 2012. *Determination of Water Quality Index of Jijia and Miletin Ponds*. *Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca. Agriculture*, 69(2): 160-167.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. 2001. *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, Technical Report*. In: Canadian environmental quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- ÇEVİK F., GÖKSU M.Z.L., DERICI O.B., FINDIK Ö. 2009. *An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses*. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152: 309-317.
- CHAPMAN D. (ed.). 1996. *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring (2nd ed)*. Chapman & Hall, London.
- CIEŚLEWICZ J. 2011. *The differentiation of the physicochemical properties of bottom sediments from five lakes of the Hawa lake district (part I)*. *Environmental Protection and Natural Resources*, 50: 156-169 (in Polish).
- CYMES I., GŁIŃSKA-LEWCZUK K. 2016. *The use of Water Quality Indices (WQI and SAR) for multipurpose assessment of water in dam reservoirs*. *Journal of Elementology*, 21(4): 1211-1224.
- DARAPU S.S.K., SUDHAKAR B., KRISHNA K.S.R., RAO P.V., SEKHAR M.C. 2011. *Determining water quality index for the evaluation of water quality of river Godavari*. *International Journal of Environmental Research and Application (IJERA)*. 1(2), 174-182.
- DAVIES J.M. 2006. *Application and tests of the Canadian water quality index for assessing changes in water quality in lakes and rivers of central North America*. *Lake and Reservoir Management*, 22(4): 308-320.
- DMITRUK U., JANCEWICZ A., TOMCZUK U. 2013. *Hazardous organic and trace element occurrence in bottom sediments of dam reservoirs*. *Environmental Protection*, 3: 63-68.
- DOJLIDO J.R., TABORYSKA B. 1991. *Exchange of heavy metals between sediment and water in the Włocławek Reservoir on the Vistula River*. In: *Sediment and Stream Water Quality in a Changing Environment: Trends and Explanation*, 203: 315-321.
- ESPEJO L., KRETSCHMER N., OYARZÚN J., MEZA F., NÚÑEZ J., MATURANA H., SOTO G., OYARZO P., GARRIDO M., SUCKEL F., AMEZAGA J. AND OYARZÚN R. 2012. *Application of water quality indices and analysis of*

- the surface water quality monitoring network in semiarid North-Central Chile*. Environmental Monitoring and Assessment, 184(9): 5571-5588.
- GAŁKA B., WIATKOWSKI M. 2010a. *Characteristics of bottom sediments of retention reservoir Młyny and a possibility of their agricultural use*. Water-Environment-Rural Areas, 10: 53-63 (in Polish).
- GAŁKA B., WIATKOWSKI M. 2010b. *Heavy metals in water and bottom sediments of small water reservoir Psurów*. Environmental Protection and Natural Resources, (42): 225-232 (in Polish).
- GEWURTZ S.B., HELM P.A., WALTHO J., STERN G.A., REINER E.J., PAINTER S., MARVIN C.H. 2007. *Spatial distributions and temporal trends in sediment contamination in Lake St. Clair*. Journal of Great Lakes Research, 33: 668-685.
- GIERZIEWSKI P. 2008. *Concentration of heavy metals in sediments of Włocławski reservoir as an index for hydrodynamic conditions of deposition*. Landform Analyses, 9: 79-82.
- GLIŃSKA-LEWCZUK K., SKWIERAWSKI A., KOBUS S. 2009. *Spatial distribution of heavy metals (Cr, Cu, Zn and Pb) in bottom sediments of Oxbow Lakes in Northern Poland differed by hydrological connectivity*. Fresenius Environmental Bulletin, 18: 1138-1145.
- Glock N., Eisenhauer A., Liebetrau V., Wiedenbeck M., Hensen C., Nehrke G. 2012. *EMP and SIMS studies on Mn/Ca and Fe/Ca systematics in benthic foraminifera from the Peruvian OMZ: a contribution to the identification of potential redox proxies and the impact of cleaning protocols*. Biogeosciences, 9: 341-359.
- Grabińska A., Szymczyk S., Grabińska B. 2012. *The assessment of water quality of the River Omulew and Rozoga based on the macrophytes*. Inżynieria ekologiczna, 38: 129-135 (in Polish).
- GRANEY J.R., ERIKSEN T.M. 2004. *Metals in pond sediment as archives of anthropogenic activities: a study in response to health concerns*. Appl. Geochem., 19: 1177-1188.
- GRIETHUYSEN C., LUITWIELER M., JOZIASSE J., KOELMANS A.A. 2005. *Temporal variation of trace metal geochemistry in floodplain lake sediment subject to dynamic hydrological conditions*. Environmental Pollution, 137: 281-294.
- HÅKANSON L. 1980. *An ecology risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach*. Water Research, 14: 975-1001.
- Hamid, A., Dar, N.A., Bhat, S.U. and Pandit, A.K. (2013) *Water Quality Index: A Case Study of Vishav Stream, Kulgam, Kashmir*. International Journal of Environment and Bioenergy. 5(2), 108-122.
- HATHA A.A.M., REJITH P.G., JEEVA S.P., VIJITH H., SOWMYA M. 2009. *Determination of groundwater quality index of a highland village of Kerala (India) using geographical information system*. Journal of Environmental Health, 71(10): 51-58.
- HOLMER M., STORKHOLM P. 2001. *Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review*. Freshwater Biology, 46: 431-451.
- HOUSE M. A. 1989. *A water quality index for river management*. J. Inst. Water Eng. Sci., 3: 336-344.
- HOUSE M.A., ELLIS J.B. 1987. *The development of water quality indices for operational management*. Water Sci. Technol., 19: 145-154.
- HUANG X., HU J., LI C., DENG J., LONG J., QIN F. 2009. *Heavy-metal pollution and potential ecological risk assessment of sediments from Baihua Lake, Guizhou, PR China*. International Journal of Environmental Health Research, 19(6): 405-419.
- IKEM A., ADISA S. 2011. *Runoff effect on eutrophic lake water quality and heavy metal distribution in recent littoral sediment*. Chemosphere, 82: 259-267.
- IONUŞ, O. 2010. *Water quality index - assessment method of the Motru river water quality (Oltenia, Romania)*. Annals of the University of Craiova, Series: Geography 13: 74-83.
- ISTVÁNOVICS V. 2008. *The role of biota in shaping the phosphorus cycle in lakes*. Freshwater Biological Association, 1: 143-174.
- JASIEWICZ C., BARAN A. 2006. *Characterization of bottom sediments of two small water retention reservoirs*. Journal of Elementology, 11(3): 307-317 (in Polish).
- JIANG X., WANG W.W., WANG S.H., ZHANG B., HU J.C. 2012. *Initial identification of heavy metals contamination in Taihu Lake, a eutrophic lake in China*. Journal of Environmental Sciences, 24: 1539-1548.
- JINTURKAR A.M., DESHMUKH S.S., AGARKAR S.V., CHAVHAN G.R. 2010. *Determination of water quality index by fuzzy logic approach: A case of ground water in an Indian town*. Water Science and Technology. 61(8): 1987-1994.
- KARAER F., KATIP A., ILERI S., SARMAK S., AKSOY E., OZTURK C. 2015. *Spatial and temporal changes in water quality parameters of a shallow lake*. Environmental Engineering and Management Journal, 14: 2263-2274.
- KARLIK B., SZPAKOWSKA B. 2001. *Labile organic matter and heavy metals in waters of agricultural landscape*. Polish Journal of Environmental Studies, 10(2): 85-88.
- KETATA-ROKBANI M., GUEDDARI M., BOUHLILA R. 2011. *Use of Geographical Information System and Water*

- Quality Index to Assess Groundwater Quality in El Khairat Deep Aquifer (Enfidha, Tunisian Sahel).* Iranica Journal of Energy & Environment, 2(2): 133-144.
- KHWAKARAM A.I., MAJID S.N., HAMA N.Y. 2012. *Determination of water quality index (WQI) for Qalyasan stream in Sulaimani city Kurdistan region of Iraq.* International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences, 2: 148-157.
- KLAVINS M., BRIEDE A., RODINOV V., KOKORITE I., PARELE E., KLAVINA I. 2000. *Heavy metals in rivers of Latvia.* Sci. Total Environ., 262: 175-183.
- KORFALI S.I., DAVIES B.E. 2004. *Speciation of heavy metals in sediment and water in a river underlain by limestone: Role of carbonate species for purification capacity of rivers.* Advances in Environmental Research, 8: 599-612.
- KOSTECKI M., DOMURAD A., KOWALSKI E., KOZŁOWSKI J. 1998. *Research limnological dam reservoir Dzierżno Małe. Part 3 Heavy metals in bottom sediments the reservoir.* Archives of Environmental Protection, 24(2): 73-81 (in Polish).
- KURIATA-POTASZNIK A., SZYMCZYK S., SKWIERAWSKI A., GLIŃSKA-LEWCZUK K., CYMES I. 2016. *Heavy Metal Contamination in the Surface Layer of Bottom Sediments in a Flow-Through Lake: A Case Study of Lake Symsar in Northern Poland.* Water 8(8): 358, DOI:10.3390/w8080358.
- LI F., HUANG J., ZENG G., YUAN X., LI X., LIANG J., WANG X., TANG X., BAI B. 2013. *Spatial risk assessment and sources identification of heavy metals in surface sediments from the Dongting Lake, Middle China.* Journal of Geochemical Exploration, 132: 75-83.
- LOSKA K., WIECHUŁA D., PEĆIAK G. 2003. *Speciation in the investigation of metals bioavailability in bottom sediments in the Rybnik Reservoir.* Problems of Ecology, 7(2): 69-74 (in Polish).
- LOZBA-ŞTIRBULEAC R. S., GIURMA-HANDLEY C. R., GIURMA I. 2011. *Water quality characterization of the Prut River.* Environmental Engineering and Management Journal, 10: 411-419.
- MAHAGAMAGE M.G.Y.L., CHINTHAKA S.D.M., MANAGE P.M. 2016. *Assessment of Water Quality Index for Groundwater in the Kelani River Basin, Sri Lanka.* International Journal of Agriculture and Environmental Research, 2(5): 1158-1171.
- MALLAMPATI P., OSMAN M.K. 2015. *CCME water quality index and assessment of physico-chemical parameters of Lake Hawassa, Ethiopia.* International Journal of Recent Scientific Research, 6(6): 7891-7894.
- MANII J.K., AL-ZUBAIDI A.A. 2013. *Assessment of Hydrochemical Water Quality on Al Delmaj Marsh Application of the CCME WQI.* Journal of Babylon University/Pure and Applied Sciences, 21(1): 270-280.
- MASOUD M. S., FAHMY M. A., ALI A. E., MOHAMED E. A. 2011. *Heavy metal speciation and their accumulation in sediments of Lake Burullus, Egypt.* African Journal of Environmental Science and Technology, 5(4): 280-298.
- MIELNIK L. 2005. *Influence of the use of a drainage basin on physical and chemical properties of bottom sediments of lakes.* Agricultural Engineering, 4: 31-36 (in Polish).
- MIELNIK L., CZEKAŁA J. 2012. *Occurrence of calcium, magnesium and iron in bottom sediments of lobelia lakes.* Science Nature Technologies, 6: 1-9.
- MURPHY T., KUMAGAI M., IRVINE K. 2002. *The seasonal change in phosphorus dissolution in Lake Biwa sediments.* Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 28: 370-372.
- NGUYEN H.L., LEERMAKERSA M., ELSKENS M., DE RIDDERB F., DOANC T.H., BAEYENS W. 2005. *Correlations, partitioning and bioaccumulation of heavy metals between different compartments of Lake Balaton.* Science of the Total Environment, 341: 211-226.
- NIKOO M.R., KERACHIAN R., MALAKPOUR-ESTALAKI S., BASHI-AZGHADI S.N., AZIMI-GHADIKOLAEI M.M. 2011. *A probabilistic water quality index for river water quality assessment: a case study.* Environmental monitoring and assessment, 181(1-4): 465-478.
- PANDURANGA M.G., HOSMANI S.P. 2009. *Water Quality Index (WQI) to Evaluate Surface Water Quality for Protection of Aquatic Life: A Case Study: Bherya Lake, Mysore, Karnataka State, India.* In 13th World Lake Conference, Wuhan, China, papers s5-4.
- PEI-YUE L., HUI Q., JIAN-HUA W. 2010. *Groundwater quality assessment based on improved water quality index in Pengyang County, Ningxia, Northwest China.* E-Journal of Chemistry, 7(S1), S209-S216.
- PERTSEMLI E., VOUTSA D. 2007. *Distribution of heavy metals in Lakes Doirani and Kerkini, Northern Greece.* Journal Hazardous Materials, 148: 529-537.
- PESCE S.F., WUNDERLIN D.A. 2000. *Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia river.* Water Research, 34: 2915-2926.
- RAKESH V.B., AMMINI J. 2013. *Evaluation of pollution status of Chakkamkandam Lake, India using water quality index.* Journal of Environmental Research and Development, 7(3): 1311-1315.
- RECZYŃSKI W., KWIATEK W. M., KUBICA B., GOŁAŚ J., JAKUBOWSKA M., NIEWIARA E., DUTKIEWICZ E., STOBIŃSKI M., SKIBA M. 2006. *Distribution of heavy metals in sediments of Dobczyce reservoir.* Journal Elementology, 11: 347-356 (in Polish).
- RUBIO-ARIAS H., CONTRERAS-CARAVEO M., QUINTANA R.M., SAUCEDO-TERAN R.A., PINALES-MUNGUÍA A.

2012. *An overall water quality index (WQI) for a man-made aquatic reservoir in Mexico*. International Journal of Environmental Research and Public Health, 9(5): 1687-1698.
- SARALA THAMBAVANI D., UMA MAGESWARI T.S.R. 2013. *Consumers Water Quality Indices*. Journal of Applicable Chemistry, 2(2): 317-327.
- SHARMA D., KANSAL A. 2011. *Water quality analysis of River Yamuna using water quality index in the national capital territory, India (2000-2009)*. Applied Water Science, 1(3-4): 147-157.
- SILVA M.C.R., ALBUQUERQUE M.T.D., RIBEIRO L. 2010. *Use of water quality index to evaluate the influence of anthropogenic contamination on groundwater chemistry of a shallow aquifer, Loures valley, Lisbon, Portugal*. Global Groundwater Resources and Management: 347-362.
- SINGH K.P., MOHAN D., SINGH V.K., MALIK A. 2005. *Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments - a tributary of the Ganges, India*. J. Hydrol. (Amst) 312: 14-27.
- SMAL H., LIGĘZA S., WÓJCICKOWSKA-KAPUSTA A., BARAN S., URBAN D., OBROŚLAK R., PAWŁOWSKI A. 2015. *Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in bottom sediments of two small dam reservoirs (south-east Poland)*. Archives of Environmental Protection, 41(4): 67-80, DOI:10.1515/aep-2015-0041.
- SMITH S.L., MACDONALD D.D., KEENLEYSIDE K.A., INGERSOLL C.G., FIELD L.J. 1996. *A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems*. Journal of Great Lakes Research, 22(3): 624-638.
- SØNDERGAARD M., JENSEN J.P., JEPPESEN E. 2003. *Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes*. Hydrobiologia, 506-509: 135-145.
- STONER J. D. 1978. *Water Quality Index for Specific Water Uses Pollution*. U.S. Geological Survey. Circular No. 770. Reston, VA.
- SZYMCZYK S. 2010. *Influence of the type of soil dewatering and land use on the dynamics of concentrations and volume of nitrogen discharged from agricultural areas*. Journal of Elementology, 15(1): 189-211.
- SZYMCZYK S., PAWLUCZUK J., STĘPIEŃ A. 2010. *Seasonal variability of mineral nitrogen in groundwater of hydrogenic soils*. Journal of Elementology, 15(4): 713-723.
- TOMAS D., CUK R., MARIE A.S., MIJATOVIC I. 2013. *Assessment of the Drava river (Croatia) by water quality index method*. Fresen. Environ. Bull., 22: 904-913.
- TROJANOWSKI J., ANTONOWICZ J. 2005. *Chemical characteristics of bottom sediments in Dołgie Wielkie Lake*. Słupskie Prace Biologiczne, 2: 123-133 (in Polish).
- VASANTHAVIGAR M., SRINIVASAMOORTHY K., VIJAYARAGAVAN K., RAJIV GANTHI R., CHIDAMBARAM S., ANANDHAN P., MANIVANNAN R., VASUDEVAN S. 2010. *Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India*. Environmental Monitoring and Assessment, 171(1-4): 595-609.
- VENKATRAMANAN S., CHUNG S. Y., RAMKUMAR T., SELVAM S. 2015. *Environmental monitoring and assessment of heavy metals in surface sediments at Coleroon River Estuary in Tamil Nadu, India*. Environmental Monitoring and Assessment, 187(8): 1-16, DOI:10.1007/s10661-015-4709-x.
- VIJAYA BHASKAR C., NAGENDRAPPA G. 2008. *A comparative study of ground water quality and water quality index of certain selected areas situated around Tumkur city, Karnataka*. Current World Environment, 3(1): 75-82.
- WANG Y., HU J., XIONG K., HUANG X., DUAN S. 2012. *Distribution of heavy metals in core sediments from Baihua Lake*. Procedia Environmental Sciences, 16: 51-58.
- WIATKOWSKI M., CIESIELCZUK T., KUSZA G. 2008. *Occurrence of some heavy metals in waters and bottom sediments in two small dam reservoirs*. Ecological Chemistry and Engineering A, 15(12): 1369-1376.
- WOJCIECHOWSKI A. 2000. *Paleohydrological changes in the central Wielkopolska lowland during the last 12 000 years on the basis of deposits of the Kórnik-Zaniemyśl Lakes*. Adam Mickiewicz University Press, Geography Series, 63: 1-236 (in Polish).
- WOJTKOWSKA M. 2014. *Heavy metals in water, sediments and plants of the Zegrzyński Lake*. Progress in Plant Protection, 54(1): 95-101 (in Polish).
- WORAKO A.W. 2015. *Evaluation of the water quality status of Lake Hawassa by using water quality index, Southern Ethiopia*. International Journal of Water Resources and Environmental Engineering, 7(4): 58-65.
- YIN H., GAO Y., FAN C. 2011. *Distribution, sources and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from Lake Taihu, China*. Environmental Research Letters, 6(4): 044012.
- YOGENDRA K., PUTTAIAH E.T. 2008. *Determination of Water Quality Index and suitability of an urban waterbody in Shimoga Town, Karnataka*. Proceedings of Taal 2007, The 12th World Lake Conference: 342-346.
- YU T., ZHANG Y., ZHANG Y. 2012. *Distribution and bioavailability of heavy metals in different particle-size fractions of sediments in Taihu Lake, China*. Chemical Speciation & Bioavailability, 24(4): 205-215.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych

Działalność naukowo-badawcza, jak i prace, których pełen wykaz został zamieszczony w załączniku 4 niniejszego wniosku, mieszczą się w szerokim aspekcie zagadnień związanych z gospodarowaniem wodą i oceną zasobów wodnych. Zagadnienia te obejmują cztery główne nurty badawcze:

1. Rola melioracji w kształtowaniu zasobów wodnych w zlewniach rolniczo-leśnych.
2. Uwarunkowania jakości wody w zlewniach zmeliorowanych.
3. Użytkowe wykorzystanie zasobów wodnych.
4. Funkcjonowanie zbiorników wodnych i jezior w Polsce północno-wschodniej.

5.1. Rola melioracji w kształtowaniu zasobów wodnych w zlewniach rolniczo-leśnych

Pierwszy okres mojej pracy naukowo-badawczej związany był z oceną stosunków wodnych w zlewniach rolniczo-leśnych Pojezierza Mazurskiego i Międzyrzecza Łomżyńskiego, problematyką ich funkcjonowania i wpływem na walory krajobrazu. W ramach przeprowadzonych badań określono stan melioracji na Pojezierzu Mazurskim, zagrożenia wynikające z prowadzonej gospodarki wodnej dla środowiska, a także kierunki działań zmierzających do renaturyzacji zlewni (**B.4.3.3**). Należą do nich: odbudowa zbiorników jeziorowo-dolinowych, budowa i modernizacja hydroelektrowni, reaktywacja rolnictwa ekologicznego, odbudowa zdewastowanych zadrzewień śródpolnych, powiększanie retencji użytecznej gleb, ograniczenie melioracji technicznych na terenach o szczególnych walorach krajobrazowych na rzecz melioracji ekologicznych. Melioracje te zaliczane są także do podstawowych metod ochrony gleb przed erozją wodną. W hamowaniu procesów erozji powierzchniowej i liniowej szczególną rolę odgrywa przestrzenne rozmieszczenie zadrzewień. Stosowanie zasad rozmieszczenia zadrzewień kępiastych, pasmowych, rzędowych i liniowych (**B.4.1.2**) pozwoli nie tylko zabezpieczyć teren przed erozją wodną, ale także poprawić walory estetyczne krajobrazu. W wyniku prac badawczych opracowano ramowe zasady waloryzacji zlewni hydrograficznych na Pojezierzu Mazurskim (**B.4.1.2**, **B.4.3.2**), które zastosowano także do oceny wpływu stosunków wodnych Międzyrzecza Łomżyńskiego na jego walory krajobrazowe (**B.4.3.1**).

W 1996 roku uczestniczyłem w wykonaniu projektu technicznego „Melioracji użytków rolnych ZSR Lidzbark Warmiński”. W projekcie zastosowano dwa innowacyjne rozwiązania: (1) istniejące oczka wodne i zagłębienia bezodpływowe pogłębiono i włączono

w sieć melioracyjną, (2) zastosowano korektę stosowanej powszechnie metody kwalifikacji terenu do drenowania, dzięki czemu możliwe było obniżenie kosztów inwestycji melioracyjnej przez wyłączenie niektórych obszarów z odwodnienia bez szkody dla stosunków powietrzno-wodnych gleby (**B.4.1.5**). Udział w tym projekcie był wstępem do podjęcia badań nad funkcjonowaniem śródpolnych zbiorników wodnych na zdrenowanych gruntach rolnych. Prowadzone od 1997 roku badania na tym obiekcie zaowocowały (w 2003 roku) pracą doktorską nt. „Znaczenie małych zbiorników wodnych dla retencji wody i biogenów w zlewni zmeliorowanej” oraz licznymi publikacjami. Wykazano w nich, że zasilenie oczek wodnych odpływami drenarskimi wpłynęło na zapewnienie w nich trwałego lustra wody, nawet w roku bardzo suchym (**B.4.1.9**). Natomiast oczka nie włączone w sieć melioracyjną i nie pogłębione charakteryzowały się większymi wahaniami poziomu lustra wody, łącznie z ich wysychaniem w latach suchych. Na ilość wody retencjonowanej w śródpolnych zbiornikach największy wpływ miały ich parametry morfometryczne oraz aktualne warunki meteorologiczne (**B.1.3**). Wywierały one znaczny wpływ również na poziomy wód gruntowych i wilgotność gleby. Oprócz ilości i rozkładu opadów atmosferycznych, istotny wpływ miała zmienność temperatury powietrza, która zimą decydowała o ilości wody retencjonowanej w postaci śniegu, a wiosną o tempie topnienia pokrywy śnieżnej i rozmarzania gleby. Wykazano również, że zapasy wody w glebie w warstwie 0-50 cm w okresie wegetacyjnym roku suchego kształtowały się na poziomie wody trudno dostępnej, a w części badanej zlewni w maju i czerwcu, nawet niedostępnej dla roślin. W roku suchym wyraźniej niż w latach wilgotnych zaznaczał się wpływ rzeźby terenu na poziom zwierciadła wody gruntowej (**B.1.1**, **B.4.1.17**, **B.4.1.18**). Stwierdzono także znaczne zróżnicowanie możliwości zasilania strefy korzeniowej roślin przez wody gruntowe. Jest to zjawisko bardzo złożone i zależy od wielu czynników. Można do nich zaliczyć skład granulometryczny gleby, współczynnik filtracji, zawartość substancji organicznej oraz szereg parametrów mających wpływ na właściwości hydrauliczne i retencyjne gleby (**B.4.1.27**).

5.2. Uwarunkowania jakości wody w zlewniach zmeliorowanych

Opady atmosferyczne stanowią pierwotne źródło biogenów w wodach zlewni (**B.4.1.8**). Przeprowadzone badania wykazały, że w porównaniu z wodami retencjonowanymi w śródpolnych oczkach, wodami gruntowymi i odpływającymi siecią drenarską, cechowała je znacznie mniejsza zawartość substancji, poza stężeniami związków azotu i fosforu, które były porównywalne z pozostałymi rodzajami wód (**B.4.1.11**, **B.4.1.13**, **B.4.1.16**, **B.4.1.21**).

Najbardziej zanieczyszczonymi były wody gruntowe, na których skład chemiczny znaczny wpływ miało ich wzbogacanie w skutek przemywania gleby przez wsiąkanie wody pochodzącej z opadów atmosferycznych oraz przez podlegające wahaniom zwierciadło wody podziemnej. Dzięki temu substancje pochodzące z nawożenia, procesów biologicznych (rozkład substancji organicznej) i chemicznych (wietrzenie gleby) przedostawały się do wód gruntowych, a następnie odpływów drenarskich. W wodach gruntowych zanotowano znacznie większe wartości przewodności elektrolitycznej, a także większe stężenia suchej pozostałości, składników popielnych, związków azotu, kationów potasu, wapnia, sodu, żelaza ogólnego, wodorowęglanów oraz anionów chloru i siarczanów. Jednocześnie uwagę zwracały znacznie mniejsze wartości ChZT, utlenialności i tlenu rozpuszczonego. Świadczyło to, w powiązaniu z niższymi temperaturami wody, o mniej intensywnych procesach biologicznych i chemicznych, które zachodziły w tych wodach. Przepływ wody rurociągami drenarskimi powodował lepsze jej natlenienie w porównaniu do wód gruntowych. Najniższe wartości większości analizowanych wskaźników (poza wodami opadowymi) były charakterystyczne dla wód powierzchniowych. Wyjątkiem był odczyn wody, ChZT, tlen rozpuszczony oraz fosforany (**B.4.1.8, B.4.1.16, B.4.1.30**).

Spośród czynników wpływających na jakość wód śródpolnych zbiorników wodnych, największy wpływ miał typ gleby, sposób użytkowania gleb oraz położenie w zlewni (**B.4.1.13, B.4.1.16, B.4.1.19**). Akumulacja biogenów w wodach małych zbiorników była niewielka w stosunku do ich dopływu z terenu zlewni. Istotne znaczenie może mieć ich wiązanie w procesach biologicznych i akumulacja w osadach (**B.4.1.6**). W okresie prowadzonych badań w wodach zretencjonowanych w oczkach maksymalne stężenia substancji wynosiły: $0,025 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ N-NO}_2$, $1,37 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ N-NO}_3$, $0,81 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ N-NH}_4$, $0,56 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ P}_{\text{og}}$, $0,14 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ P-PO}_4$, $6,0 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ K}$, $11,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ Na}$, $63,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ Ca}$ i $12,6 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3} \text{ Mg}$ (**B.4.1.13, B.4.1.19**). Większa akumulacja składników biogenych (w przypadku sodu, wapnia i magnezu około 3-krotnie) występowała w wodach zbiorników śródpolnych zlokalizowanych na gruntach ornych położonych głównie na czarnych ziemiach w porównaniu do zbiorników na użytkach zielonych występujących przeważnie na glebach brunatnych (**B.4.1.13, B.4.1.16, B.4.1.19**). Jednak, w odniesieniu do oczek położonych na terenach użytkowanych rolniczo, najbardziej zanieczyszczone były zbiorniki zlokalizowane wśród zabudowy mieszkaniowej. Woda w nich zretencjonowana zawierała najwięcej fosforu, potasu, wapnia i chlorków. Cechowała się także najwyższą przewodnością elektrolityczną. Natomiast oczka na terenach leśnych były najmniej obciążone substancjami. W ich wodzie

stwierdzono najmniejsze stężenia azotu azotynowego i azotanowego, fosforanów, potasu, wapnia, magnezu, chlorków (**B.4.17, B.4.1.3, B.4.1.4**) i siarczanów (**B.4.1.10**).

Przeprowadzone badania wykazały także zależność stężenia substancji w wodach oczek od ich lokalizacji w zlewni. Stwierdzono zwiększanie stężeń suchej pozostałości, części popielnych i N-NH_4 oraz wartości przewodnictwa elektrolitycznego w wodach oczek włączonych do systemu drenarskiego, zgodnie z kierunkiem odpływu wody z działu drenarskiego (**B.4.1.6**).

Zasobność naturalna gleb oraz stosowane nawożenie mineralne sprzyjały intensywniejszemu rozwojowi upraw polowych, które zużywały znacznie większe ilości wody i składników mineralnych niż trawy na użytkach zielonych. Potwierdzał to zarówno niższy poziom wód gruntowych, jak również znacznie mniejsze stężenia mineralnych związków azotu i fosforu oraz potasu, wapnia i magnezu w wodach gruntowych terenów użytkowanych ornie. Stwierdzono w nich prawie 3-krotnie niższe stężenie N-NO_3 oraz prawie 2-krotnie N-NO_2 i P-PO_4 , a także o 33% Ca, 19% Na i 10% Mg (**B.4.1.12, B.4.1.16**). Jeszcze lepszą jakość wód gruntowych, w porównaniu do występujących na terenie użytkowanym ornie stwierdzono na obszarze, na którym prowadzono uprawę wierzby energetycznej (**B.4.1.29, B.4.3.7**). Świadczy to o tym, że im większe przyrosty biomasy osiągają uprawiane rośliny, a w związku z tym pobierają większe ilości substancji biogennych z gleby, tym występuje mniejsze obciążenie wód gruntowych substancjami, szczególnie bardzo ruchliwymi związkami azotu i rozpuszczalnymi związkami fosforu. O mobilności oznaczanych form azotu i fosforu świadczyły także ich wyższe stężenia u podnóża stoku, co było spowodowane odpływem podpowierzchniowym. Płytko zalegające wody gruntowe w obniżeniu terenu, w warunkach słabego natlenienia, wpływały na spowolnienie przemian związków azotu, czego efektem było statystycznie istotne wyższe stężenie N, w porównaniu do wierzchowiny i stoku (**B.4.1.12**). Natomiast w głębiej występujących wodach gruntowych na wierzchowinie i na stoku, stwierdzono ponad 3-krotnie wyższe stężenie K, Na i Ca (**B.4.1.12, B.4.1.16**). Wykazano także zależność między głębokością występowania wód gruntowych a ich utlenialnością, ChZT oraz stężeniem tlenu rozpuszczonego w wodzie, fosforu ogólnego, potasu i węglanów (**B.4.1.22**).

Wpływ użytkowania terenu na jakość wód odpływających siecią drenarską oceniano poprzez porównanie ilości substancji odpływających z dwóch działów drenarskich, z których jeden był zagospodarowany jako grunty orne, a drugi jako użytki zielone. W trakcie prowadzonych badań stężenia podstawowych biogenów odpływających siecią drenarską

kształtowały się w granicach: $0,28-0,88 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ N-NH₄, $0,20-0,93 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ N-NO₃, $0,004-0,013 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ N-NO₂, $0,14-0,29 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ P ogólnego, $0,05-0,12 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ P-PO₄ i $2,4-4,6 \text{ K mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (B.4.1.11). Przy czym większe ilości badanych substancji, poza N-NH₄, N-NO₃ i Ca, odpływały z użytków zielonych niż z gruntów ornych (B.4.1.6, B.4.1.11, B.4.1.21). Wykazano wpływ ilości opadów atmosferycznych na wymywanie podstawowych składników nawozowych ze zdrenowanych gleb związłych (B.4.1.11, B.4.1.16, B.4.1.21).

Po 10 latach prowadzonych badań na części obiektu badawczego zmieniono sposób użytkowania ziemi z użytków zielonych na grunty orne. Po zmianie użytkowania w wodzie odpływającej siecią melioracyjną stwierdzono wzrost stężeń większości badanych składników oprócz azotu amonowego i chlorków (B.4.1.30). Wysokie stężenie N-NO₃ w wodach odpływających z sieci odwadniającej do wód powierzchniowych może być przyczyną ich eutrofizacji (B.1.5). Natomiast w wodach gruntowych stwierdzono wzrost stężeń mineralnych form azotu, fosforu fosforanowego, potasu, magnezu oraz żelaza ogólnego i wodorowęglanów, zaś zmniejszenie stężeń wapnia, sodu, siarczanów i chlorków (B.4.1.30).

5.3. Użytkowe wykorzystanie zasobów wodnych

Badania użytkowego wykorzystania wód podziemnych dotyczyły problematyki ich jakości pod kątem przydatności do picia. Jakość wody do spożycia jest priorytetem w Narodowym Monitoringu Wody, który został utworzony w strukturach Unii Europejskiej. Wykonane badania obejmowały wody podziemne surowe i uzdatnione z ujęć położonych w północnej Polsce. Ich jakość uwarunkowana była cechami hydrogeologicznymi złoża, przy czym największe stężenia manganu odnotowano w wodach ujmowanych ze wspólnego piętra QT (czwartorzęd-trzeciorzęd) w rejonie Centralnego Wodociągu Żuławskiego. Przeciętny wskaźnik efektywności uzdatniania wody wynosił 22%. Pomimo zastosowanych metod uzdatniania, zupełna eliminacja manganu była niemożliwa z powodów technologicznych systemu dystrybucji wody do konsumenta. Badania wykazały wtórne zanieczyszczenie wód w sieci dystrybucyjnej wynikające z kondycji materiału ją budującego (B.4.1.28). Badania wód surowych wykazały przekroczenie w 86% pobranych próbek standardów jakościowych ze względu na zbyt wysoką zawartość fluoru. Jego nadmiar w wodzie pitnej musi zostać wyeliminowany, ponieważ duże ilości tego mikroelementu mają niekorzystny wpływ na zdrowie ludzi. Najwyższe poziomy fluoru odnotowano w wodzie pobieranej z kredowych warstw wodonośnych znajdujących się na głębokości 150-180 m. Skutecznym rozwiązaniem

okazało się mieszanie wody z różnych poziomów wodonośnych i rozcieńczenie wody o zbyt dużych stężeniach fluoru (**B.1.2**).

Łatwo dostępne w zlewni rolniczej wody do celów użytkowych to płytkie wody gruntowe, wody drenarskie i wody małych zbiorników różniące się stężeniem zawartych w nich substancji. Przydatność wody małych zbiorników wodnych do picia i pojenia zwierząt dyskwalifikował stały nadmiar azotu amonowego oraz okresowe nadmiary siarczanów, żelaza ogólnego i fosforu. Nie jest on szkodliwy dla zdrowia, może jednak powodować intensywny rozwój glonów i mikroorganizmów. Wykazano, że wody drenarskie i płytkie wody gruntowe charakteryzowały się podwyższonymi stężeniami substancji, więc również nie nadawały się do picia i pojenia zwierząt. Wody te mogą być natomiast wykorzystywane do nawodnień (**B.4.1.14, B.4.1.20, B.4.1.23, B.4.3.4**).

Jedną z funkcji powierzchniowych wód płynących jest traktowanie ich jako odbiornik wód pochodzących z odwodnienia terenów, oczyszczonych ścieków, czy odprowadzanych ze stawów hodowlanych. Najczęściej są to wody zawierające znaczne ilości substancji biogenych co powoduje, że mogą stanowić poważne zagrożenie dla środowiska wodnego. Na zawartość biogenów w wodach odprowadzanych ze stawów duży wpływ ma technologia gospodarki wodnej zastosowana w produkcji ryb. Badania przeprowadzone w sześciu gospodarstwach rybnych wykazały większe stężenia fosforu i azotu ogólnego w wodach odpływających z gospodarstw z systemem przepływowym, w porównaniu do wód odpływających z gospodarstw, w których zastosowano systemem recyrkulacji wody (**B.4.1.32**).

Pogorszenie jakości wody obserwowano również w wyniku odprowadzenia do rzeki Rozoga oczyszczonych ścieków z obszaru miasta Myszyniec. Poniżej odpływu z oczyszczalni stwierdzono w wodach rzeki wzrost stężenia azotu azotynowego o $0,016 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, azotu azotanowego o $0,28 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, azotu amonowego o $0,11 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, fosforu ogólnego o $0,29 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, fosforu fosforanowego o $0,36 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, chlorków o $3,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ i potasu o $2,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, a także spadek stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie średnio o $0,85 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ i wartości pH. Mimo tak znacznego dopływu do Rozogi substancji biogenych, po przepłynięciu przez wodę odcinka rzeki o długości 2,5 km, stwierdzono znaczne zmniejszenie stężenia fosforu fosforanowego w wodzie i poprawę jej jakości do stanu zbliżonego, jaki występował przed odprowadzeniem oczyszczonych ścieków (**B.4.1.26**). Potwierdza to duże zdolności samooczyszczania wody w ciekach.

Jedną z podstawowych zasad ochrony środowiska jest oszczędna gospodarka zasobami naturalnymi. Na Pojezierzu Mazurskim istnieją szczególnie korzystne naturalne warunki geologiczne i geomorfologiczne sprzyjające wykorzystywaniu rzek do budowy małych elektrowni wodnych. Głęboko wcięte w podłoże doliny rzeczne, bogate urzeźbienie terenu z dużą ilością lasów, jezior i terenów bagiennych tworzy na Pojezierzu Mazurskim niepowtarzalny w swojej wymowie układ przestrzeni trójwymiarowej posiadający szczególne walory krajobrazowe (**B.4.1.1**). Posiada je również Koryto Środkowej Narwi, które zachowuje stan zbliżony do naturalnego. Do przyrodniczych uwarunkowań rozwoju jej koryta należą przede wszystkim: budowa geologiczna podłoża doliny, działalność kolejnych zlodowaceń oraz wód roztopowych. Aktywność Narwi wiąże się ze wzmożoną erozją prawostronnych łuków zakoli i przemieszczaniu w kierunku bocznym po płaskodennej dolinie. Powoduje to zauważalne zmiany w rozwoju starorzeczy – powstawanie nowych oraz zmniejszanie powierzchni istniejących. W celu stabilizacji koryta rzeki w minionych dwóch wiekach wprowadzano zabudowę hydrotechniczną, która jednak nie wpłynęła na istotne zmiany jego poziomego położenia (**B.4.1.31**).

5.4. Funkcjonowanie zbiorników wodnych i jezior w Polsce północno-wschodniej

Budowa sztucznych zbiorników retencyjnych, jak i gospodarka wodna prowadzona w jeziorach, a szczególnie nadpiętrzanie jezior, wymaga szczegółowych analiz oddziaływania na środowisko. Zasadniczym celem wymienionych działań jest zwiększenie dyspozycyjnych zasobów wód powierzchniowych. Jednak zmiany dokonujące się wskutek prowadzonych prac mogą mieć wieloraki charakter, zarówno pozytywny jak i negatywny. Zbiorniki wodne oraz budowle piętrzące wodę powodują zmiany warunków hydrologicznych rzek, ukształtowania koryt, warunków hydrogeologicznych terenów przyległych do zbiorników, właściwości fizykochemicznych wody, a także zakłócenia w życiu hydrobiologicznym oraz zmiany krajobrazu i użytkowania terenów (**B.4.3.5**).

Zmiany warunków hydrologicznych rzeki w wyniku budowy zbiorników zaporowych polegają na ustaleniu w niej nowych stanów i przepływów wody, powodując zmianę naturalnego reżimu wodnego rzeki poprzez zmniejszenie wezbrań powodziowych i zwiększenie przepływów niskich. Oddziaływanie pojedynczego małego zbiornika na przepływ w cieku i zasoby wodne w zlewni jest stosunkowo niewielkie, jednak przy dużej ich liczbie oddziaływanie to może być znaczące i w dużym stopniu przyczynić się do poprawy bilansu wodnego. W przypadku większych zbiorników odnotowuje się zwykle dodatni wpływ

na mikroklimat, szczególnie na przełomie lata i jesieni oraz jesienią. Oddziaływanie na klimat jest odczuwalne w stosunkowo niedużej odległości (2-3 km), ale można przypuszczać, że większa liczba zbiorników w zlewni będzie w większym stopniu oddziaływać na lokalne warunki klimatyczne. Podpiętrzenie i spowolnienie przepływu wody w cieku powoduje akumulację niesionego rumowiska. Jego akumulacja występuje głównie w części cofkowej zbiorników i z czasem powoduje zmniejszanie się ich pojemności (**B.4.3.5**). Charakterystyczny dla zbiorników zaporowych rozkład przestrzenny osadów zaobserwowano w zbiorniku Łoje. W jego przekroju poprzecznym następował wzrost miąższości osadów od brzegów do środka zbiornika, natomiast w kierunku podłużnym mniejszą miąższość osadów stwierdzono w pobliżu zapory (w strefie jeziornej), ale były to osady o drobniejszych frakcjach. Ilość zdeponowanych osadów wzrastała w kierunku dopływu cieku do zbiornika (strefa rzeczna). Były to osady bardziej gruboziarniste, zawierające więcej substancji organicznej (**B.4.1.24**). Przestrzenne zróżnicowanie uziarnienia osadów dennych i akumulowanej w nich materii organicznej determinowało ich skład chemiczny (składniki biogenne i metale ciężkie). Zawartość metali ciężkich w osadach dennych może świadczyć o naturalnych procesach w zlewni, w tym o wietrzeniu, a także o roli, jaką rzeki odgrywają w transporcie i gromadzeniu się substancji w osadach. Stężenia metali ciężkich świadczą również o naturalnej reakcji ekosystemów na stresory środowiskowe, w tym o czasowej eliminacji toksycznych metali z obiegu i ich depozycji. Sedymentacja może ograniczyć dyspersję metali ciężkich poza ekosystem wodny. Na zawartość metali ciężkich mają również wpływ czynniki antropogeniczne, w tym zrzuty ścieków, rolnicza eksploatacja zlewni i lokalizacja dróg regionalnych (**B.1.4**). Jeziora i zbiorniki wodne mogą pełnić rolę filtra i przyczyniać się do samooczyszczenia przepływającej przez nie wody, ale jednocześnie same ulegają zanieczyszczeniu i eutrofizacji, czego skutkiem jest ograniczenie przydatności zmagazynowanej w nich wody. Szczególnie niepożądanym następstwem procesu eutrofizacji jest zauważalny rozwój sinic tworzących w powierzchniowej warstwie wody masowe zakwity. Najskuteczniejszą metodą ochrony wód przed procesem eutrofizacji jest ograniczenie dopływu pierwiastków biogennych ze źródeł antropogenicznych do zbiornika (**B.4.3.5**). Również rolnicze użytkowanie terenu może nieść duże zagrożenie jakości wód. Badania nad wpływem zlewni rolniczej na jakość wód polimiktycznego jeziora Nowe Włóki wykazały, że wartości ładunków dopuszczalnych, czyli bezpiecznych z punktu widzenia postępu procesu eutrofizacji, dla fosforu przekroczone zostały 36-krotnie, a azotu aż 49-krotnie. Ładunek niebezpieczny fosforu został przekroczony 18-krotnie, a azotu

24-krotnie. Poprawa stanu tak silnie zeutrofizowanego jeziora wymaga podjęcia kompleksowych działań zmierzających nie tylko do ograniczenia dopływu substancji z terenu zlewni, ale także mogących wyeliminować z obiegu nadmiar azotu i fosforu (**B.4.1.15**).

Budowa zbiornika zaporowego na rzece powoduje wyraźne ujawnienie się związku hydraulicznego spiętrzonych wód rzecznych i przybrzeżnych wód podziemnych. Gdy w otoczeniu zbiornika zalegają słabo przepuszczalne grunty, zasięg jego oddziaływania jest niewielki. Natomiast w zlewniach z przewagą utworów piaszczystych, zasięg ten jest o wiele większy, sięgający nawet do kilkuset metrów. Spiętrzenie wody w rzece Rozoga w celu utworzenia zbiornika Wykrot oraz przesiąki wody przez groble boczne spowodowało trwałe zalanie terenów bezpośrednio przylegających do zbiornika o łącznej powierzchni 4 ha, a okresowo na powierzchni około 9 ha (**B.4.1.25**).

Ireneusz Cymes