

UNIwersYTET ŁÓDZKI
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska

Kierunek: ochrona środowiska



WYDZIAŁ
BIOLOGII
i OCHRONY
ŚRODOWISKA



Uniwersytet
ŁÓDZKI

Martyna Anna Walczak
Numer albumu: 312743

**Wpływ rekultywacji zbiorników rekreacyjnych w Arturówku
na stan jakości wód rzeki Bzury**

*The influence of recreation reservoirs rehabilitation in Arturowek
on the water quality of the Bzura river*

Praca magisterska
wykonana
w Katedrze Ekologii Stosowanej UŁ
pod kierunkiem
dr. Tomasza Jurczaka

Łódź 2015

Pracę magisterską wykonano w ramach realizacji projektu LIFE+
pt.: „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek”
(Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich”
(EH-REK) LIFE08 ENV/PL/000517.

Projekt finansowany z Unii Europejskiej
Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej
i Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska w Łodzi



WFOŚiGW w Łodzi



Składam podziękowania

*Panu dr. Tomaszowi Jurczakowi za ogromne wsparcie,
dużą wyrozumiałość, a także osobiste zaangażowanie w prowadzeniu pracy.*

*Panu prof. dr. hab. Maciejowi Zalewskiemu za umożliwienie mi zrealizowania
pracy magisterskiej.*

*Panu dr. Zbigniewowi Kaczkowskiemu za cenne wskazówki i pomoc
w przeprowadzeniu badań terenowych.*

*Panu mgr. Kamilowi Dawidowiczowi za pomoc w przeprowadzeniu badań
terenowych.*

Spis treści:

I.	Wstęp	5
I.1.	Zasoby wodne – stan obecny i związane z nimi zagrożenia	5
I.2.	Zakwity sinicowe jako problem zbiorników wodnych	7
I.3.	Ochrona wód, a ich rekultywacja	8
I.4.	Metody ochronne i rekultywacyjne zbiorników wodnych i ich skuteczność ...	9
I.5.	Problemy i znaczenie jakości środowiska w miastach	12
I.6.	Ekohydrologia jako sposób rekultywacji zbiorników wodnych	14
I.7.	Projekt inwestycyjny kompleksu zbiorników „Arturówek” i jego założenia ..	15
I.8.	Cel pracy.	18
II.	Teren badań	19
II.1.	Charakterystyka rzeki Bzury	20
II.2.	Charakterystyka zbiorników „Arturówek” i stawu UŁ	20
II.3.	Charakterystyka zlewni	20
III.	Materiały i metody	23
III.1.	Pobór próbek	23
III.2.	Warunki meteorologiczne	25
III.3.	Analiza parametrów fizycznych wody	25
III.4.	Analiza parametrów chemicznych wody	25
III.5.	Analiza chlorofilu α metodą AOA oraz fitoplanktonu metodą mikroskopową ..	26
III.6.	Analiza mikrocystyn metodą wysokosprawnej chromatografii cieczowej	26
III.7.	Analiza mikroskopowa zooplanktonu	27
IV.	Wyniki	29
IV.1.	Wpływ parametrów chemicznych na jakość wody	29
IV.2.	Wpływ parametrów fizycznych na jakość wody	33
IV.3.	Wpływ parametrów biologicznych na jakość wody	36
V.	Dyskusja.	40
VI.	Wnioski	46
VII.	Streszczenie w jęz. polskim i angielskim.	48
VIII.	Literatura	50
IX.	Załączniki.	54

I. Wstęp

I.1. Zasoby wodne — stan obecny i związane z nimi zagrożenia.

Woda stanowi 70% powierzchni Ziemi, co stwarza wrażenie powszechnej jej obfitości. Istotna dla oceny zależności bytu człowieka od zasobów wodnych jest dostępność do ilości świeżej (słodkiej wody). Wszystkich zasobów wód na Ziemi jest 97,5%, stanowią je słone wody oceanów, części jezior, wód podziemnych oraz morza. Natomiast zasoby wody świeżej stanowią jedynie 2,5% zasobów na świecie, z których 70% występuje w zlodowaceniach Antarktydy i Grenlandii, a także obszarze bieguna północnego oraz wyższych partiach gór. Ilość dostępnej dla ludności świeżej wody, która nadaje się bezpośrednio do spożycia wynosi mniej niż 1% światowych zasobów (Kuczyński i Żuchowicki, 2010). W Polsce zasoby wodne wykazują bardzo dużą zmienność w czasie i przestrzeni. Biorąc pod uwagę 95% poziomu gwarancji i odejmując zasoby nienaruszalne wartość ta stanowi faktyczny zasób wód Polski w trakcie okresu suchego, wynoszący ok. 250 m³/rok/osobę. Stopień tego wskaźnika potwierdza istotę właściwego zarządzania i gospodarowania zasobami wodnymi. Na terenie $\frac{3}{4}$ Polski występują periodyczne niedobory wody, które dotyczą w dużym stopniu i bardzo często obszarów Wielkopolski oraz Mazowsza. Obecnie największe zagrożenie związane z brakiem dostępu do wody w odpowiedniej ilości i jakości, obserwuje się na terenie Nizy Polskiego oraz Środkowej Polski. Globalne ocieplenie wywołuje wzrosty temperatur w Polsce, szczególnie w półroczu chłodnym. To w konsekwencji powoduje wzrost parowania zimą oraz wiosną, ponadto obniżenie infiltracji i alimentacji wód podziemnych tego półrocza. Zjawiska te wpływają na zmniejszenie dostępności zasobów wodnych w półroczu ciepłym, co stwarza problemy w zaopatrzenie ludności w wodę. Zróżnicowanie zasobów wody w poszczególnych rejonach Ziemi jest zdecydowane, a przede wszystkim uzależnione od intensywności występowania opadów. Co istotne nie korespondują one z występującym zaludnieniem. Na świecie deficyt w dostępie do świeżej wody jest realnym problemem dla Bliskiego Wschodu, Azji, Afryki i Europy (Kuczyński i Żuchowicki, 2010).

Deficyt wody znany jest ludzkości od zarania dziejów. Bliskość akwenów i cieków wodnych dawała możliwości rozwoju starożytnym cywilizacjom. Rozwój ten był możliwy dzięki rozbudowie systemów nawadniania oraz dostarczania znacznej ilości wody, a także systemowi jej przesyłania. Dziś niedobory wody dotyczą 80 krajów, obejmując tym samym 40% ogółu ludności (Kuczyński i Żuchowicki, 2010). W wielu rejonach świata występuje

ogromny problem z dostępem do wody pitnej. Prognozowane zmiany klimatyczne mogą spowodować wzrost częstotliwości i zasięgu susz. Przewiduje się, że do 2020 r. częstotliwość występowania suszy może wzrosnąć dwukrotnie (KZGW, 2010). Susze, obok powodzi, mogą stać się jednym z ważniejszych problemów naszego kraju i dlatego już teraz należy rozpocząć prace nad łagodzeniem ich skutków w przyszłości. Susza jest zjawiskiem naturalnym zdefiniowanym jako trwałe i rozległe występowanie poniżej średniej dostępności wody. To dotyczy wszystkich elementów obiegu wody, przejawiającym się niską wilgotnością gleby i obniżeniem poziomu wód gruntowych. Susza różni się od niedoboru wody, która stanowi brak równowagi między dostępnością wody a jej popytem (Collins i in., 2009).

Kolejnym zagrożeniem dla zasobów wodnych są ich zanieczyszczenia. To one właśnie mają wpływ na wody stojące i płynące. W wodach stojących ulegają one nagromadzeniu w osadach dennych, gdzie następnie są przyłączane do obiegu w masie wód. Sposobem na to, by przez zanieczyszczenia wody zdegradowane ekosystemy zbiorników wodnych wróciły do pierwotnego stanu (momentu sprzed zanieczyszczenia) konieczna staje się ich rekultywacja. Natomiast wody płynące w trakcie przerwania dopływu zanieczyszczeń ulegają autorekultywacji, przede wszystkim dotyczy to cieków, w których nie mogła zajść trwała kumulacja zanieczyszczeń (Kajak, 1998). Rolnictwo generuje zanieczyszczenia dla wód powierzchniowych i podziemnych. Spływy powierzchniowe z terenów rolniczych powodują napływ związków azotu, zaś wprowadzenie ścieków potęguje wielkość ładunku fosforu w wodach powierzchniowych. W zbiornikach wodnych azotany i fosforany ulegają akumulacji w osadach, bądź akumulacji w organizmach roślinnych przyczyniając się do ich wzrostu (Allan, 1998). Ponadto źródłem zanieczyszczeń są również niekontrolowane zrzuty ścieków bytowych z małych oraz pojedynczych zabudowań (np. nieuszczelne szamba, nieczynne studnie kopane, wykorzystywane jako odbiorniki ścieków i odpadów) (Kajak, 1998).

Dokument „Polityki wodnej państwa do roku 2013 (z uwzględnieniem etapu 2016)” sporządzony przez Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, stanowi zestawienie niezbędnych działań zmierzających do rozwiązań bieżących i przyszłych problemów, a także spełnienia warunków Ramowej Dyrektywy Wodnej do 2015 roku, która zobowiązuje kraje członkowskie do osiągnięcia dobrego stanu wód, który charakteryzuje się odpowiednią strukturą, a także działaniem ekosystemów wodnych. Niespełnienie powyższych wymagań dyrektywy w przyszłości może obciążyć Polskę wysokimi karami (Jurczak i in., 2012).

W obecnej sytuacji niezwykle istotnym staje się kwestia podejmowania działań mających na celu poprawę jakości wód i redukcji zanieczyszczeń je zasilających. Działania te powinny być również ściśle skoordynowane z systemem edukacji społeczeństwa wobec zrównoważonego gospodarowania zasobami wodnymi i ich ochrony.

I.2. Zakwity sinicowe jako problem zbiorników wodnych.

Jednym z podstawowych problemów związanych z eksploatacją nizinnych jezior i zbiorników zaporowych, położonych najczęściej na obszarach rolniczych, a w ostatnich latach również niewielkich zbiorników miejskich jest postępująca eutrofizacja. Zanieczyszczenia obszarowe będące efektem niewłaściwego użytkowania obszarów zlewniowych to tylko jedna z przyczyn nadmiernego wzrostu trofii ekosystemów wodnych (Hillbricht-Ilkowska, 2002). Niezwykle istotną rolę spełniają tu także punktowe źródła związków biogenicznych dopływające rurami, kanałami, potokami i rzekami z fabryk, zakładów przemysłowych, osiedli (kanalizacja), ferm itd. (Kajak, 1998). Najczęściej spotykanym skutkiem złego stanu tych wód są toksyczne zakwity sinicowe.

W wyniku docierania do zbiorników nadmiernej ilości substancji biogenicznych następuje znaczny wzrost żyzności wód, a w rezultacie stają się one eutroficzne. Najpoważniejszym zagrożeniem dla jakości wód jest eutrofizacja. Definicja ustawy Prawo wodne, mówi iż eutrofizacja to zjawisko wzbogacania wody substancjami biogennymi, głównie azotu i fosforu, których negatywne działanie przyczynia się do wzrostu glonów oraz innych organizmów roślin. Ponadto istnieje zagrożenie zanieczyszczeniem wód toksycznymi substancjami dla organizmów wyższych, które powstają w trakcie beztlenowego rozkładu fitoplanktonu (Smoroń, 2012). Problem zakwitów sinic jest najbardziej widoczny w zbiornikach wodnych z uwagi na ich specyfikę uwarunkowaną przede wszystkim powolnym przepływem, stosunkowo wysoką temperaturą oraz wysokim nasłonecznieniem (Zalewski i Wagner-Lotkowska, 2004). W wielu krajach, ogromnym zagrożeniem dla zdrowia ludzi stanowi wtórne zanieczyszczenie wód jakim jest masowe występowanie toksycznych sinic (Codd, 2000). Poważnym zagrożeniem stają się mikrocystyny, toksyny produkowane przez sinice z rodzaju *Microcystis* jak i innych rodzajów (m.in.: *Planktothrix*, *Aphanizomenon*), które należą do najczęściej występujących toksyn sinicowych w wodach słodkich. Toksyny te, jako substancje potencjalnie rakotwórcze, są związane z pierwotnym rakiem wątroby (Carmichael, 1992). Zatem występowanie zakwitów sinicowych nie tylko uniemożliwia

użytkowanie rekreacyjne wód, ale przede wszystkim ogranicza dostępność do wody pitnej i podnosi koszty ich uzdatniania (Merel i in. 2010). Ponadto zakwity sinicowe pojawiające się w wodzie ze względu na swoją toksyczność ograniczają działalność gospodarczą ludzi, co wiąże się z koniecznością okresowego zamykania zbiorników wodnych (Jurczak i in., 2012).

Masowy rozwój glonów zachodzi przy spełnieniu kilku kryteriów: dostępności składników pokarmowych, odpowiednich warunków pogodowych i fizyczno-chemicznych wody (odpowiednie nasłonecznienie, pH, temperatura wody) oraz obecności gatunków glonów zdolnych do aktywnego ruchu i tworzenia kolonii. Ponadto są one problemem natury estetycznej, ale co istotniejsze mogą być przyczyną wielu chorób produkując groźne hepato- i neurotoksyny (Tarczyńska i in. 1997). Toksyny sinicowe stanowią realne zagrożenie dla człowieka. Kontakt z toksynami może nastąpić na drodze dermalnej: w czasie rekreacyjnej kąpieli w zbiornikach o wysokim udziale toksycznych sinic (w okresie zakwitu). Warto dodać, iż od ponad stulecia odnotowuje się na całym świecie masowe śnięcia ryb czy obumieranie ptaków w wyniku ekspozycji na wysokie stężenia toksyn produkowanych przez sinice (Apeldoorn i in., 2007). Dodatkowo sinice mają wiele przystosowań, umożliwiającym im przemieszczanie się w toni wodnej, w celu uzyskania dogodnych warunków do wzrostu, stąd łatwo o bezpośredni kontakt z nimi (Tarczyńska i in., 1997).

Bardzo istotnym czynnikiem decydującym o stopniu zeutrofizowania wód jest zawartość fosforu (P) i azotu (N), stanowiące fundament wzrostu glonów oraz makrofytów w wodach powierzchniowych, uwzględniając, że fosfor jest czynnikiem limitującym produkcję pierwotną. Miary obciążenia powierzchni zlewni dopływem ładunków azotu oraz fosforu zależą od struktury jej użytkowania (Solovey, 2008).

I.3. Ochrona wód, a ich rekultywacja.

Zgodnie z ustawą z dnia 18 lipca 2001r. – Prawo wodne: „Ochrona wód polega na zapewnieniu ich jak najlepszej jakości, w tym utrzymaniu ich ilości na poziomie, który zapewni ochronę równowagi biologicznej przez utrzymanie takiego poziomu jakości wód zgodnego z wymaganymi przepisami lub co najmniej do zgodnego z przepisami, w sytuacji gdy niemożliwe staje się jego osiągnięcie”. Z ochroną wód wiąże się szereg działań mających na celu poprawę jej jakości, a zarazem utrzymanie jej na stałym, określonym poziomie, którego obniżenie łączyłoby się ze znacznymi negatywnymi konsekwencjami. Ponadto działania zmierzają w kierunku ograniczenia negatywnego wpływu antropopresji na zasoby

wodne i tym samym pozwalają przeciwdziałać postępującemu zanieczyszczeniu środowiska (Lampert i Sommer, 1996).

Rekultywację wód utożsamia się z wszelkimi rodzajami zabiegami, które mają na celu przywrócenie danemu zbiornikowi utraconych cech i wartości, zarówno ekonomicznych, jak i przyrodniczych (Zalewski, 2002). Niewątpliwie wiąże się to z koniecznością wykorzystania różnego rodzaju zabiegów i rozwiązań technicznych, które w sztuczny sposób wpływają na poprawę parametrów wody. Kluczowym aspektem staje się zatem ochrona zbiornika wodnego, która zapobiega konieczności przeprowadzania zabiegów rekultywacyjnych. Powszechnie wiadomo, że procesy rekultywacyjne poprzez wysokie koszty i złożoność w realizacji, często nie przynoszą zamierzonych efektów, a także nie są w pełni skuteczne. Powodzeniem działań rekultywacyjnych jest właściwe zdiagnozowanie istniejącego stanu środowiska wodnego i dostosowanie metody rekultywacji do wielkości zagrożenia. Dodatkowo należy przewidzieć w jaki sposób podjęte działania wpłyną na jakość wód w przyszłości, co jest niezwykle trudne (Kajak, 1998). Spośród metod ochrony i rekultywacji zbiorników, biorąc pod uwagę stosowane technologie wyróżnia się: metody biologiczne i metody hydrotechniczne (Zalewski i Wagner-Lotkowska, 2004).

I.4. Metody ochronne i rekultywacyjne zbiorników wodnych i ich skuteczność.

Monitoring i aktywna ochrona wód nabrały szczególnie istotnego znaczenia, ponieważ coraz mniej jest naturalnych, nie zanieczyszczonych ekosystemów wodnych o wysokich walorach przyrodniczych. Jednak spośród wielu opracowanych do tej pory metod rekultywacji jezior i zbiorników wodnych żadna nie jest uniwersalna.

Podjęcie działań rekultywacyjnych rozpatruje się ekosystem i zachodzące w nim zależności w kontekście zmian w czasie (dobowych, sezonowych, rocznych), w przestrzeni (zmiany w siedlisku, zależności między jeziorem i jego zlewnią) oraz zmian na poziomie organizmów (strukturę wielkości, ontogenezę). Ponadto brane są również pod uwagę cechy geomorfologiczne jeziora (np. wielkość, głębokość, stratyfikację i mieszanie), jego status troficzny, charakter zlewni, warunki klimatyczne, czy sposób użytkowania ekosystemu i jego zlewni (Mehner i in., 2002). Istotne jest, aby ustalić (najlepiej w wyniku badań monitoringowych lub/i eksperymentalnych) jakie czynniki mają najistotniejszy wpływ na pogorszenie jakości wody w danym ekosystemie. Dla przykładu, jeżeli takim czynnikiem jest resuspensja osadów, ważne jest określenie czy jest ona skutkiem aktywności ryb

bentosozernych czy falowania i wiatru (wówczas usunięcie ryb nie poprawi jakości wody) (Perrow i in., 1997). Natomiast w przypadku ekosystemów o wysokiej trofii konieczne jest zastosowanie kompleksowych strategii ochrony i rekultywacji. W pierwszej kolejności działania ochronne mają na celu ograniczenie dopływu nadmiernej ilości związków biogenicznych ze źródeł zewnętrznych. Niezbędna w tym przypadku staje się kontrola sposobu użytkowania zlewni oraz jej gospodarki ściekowej, a także kontrola stężenia ładunków substancji biogenicznych w wodach zasilających ekosystem.

Sposobem ochrony przed punktowymi zanieczyszczeniami wód staje się niedopuszczenie do zrzutów ścieków. Rzadziej oczyszcza się całe silnie zanieczyszczone cieki potoków, niewielkich rzek przed ujściem do zbiorników. Woda cieków jest oczyszczana przez wytrącanie sestonu oraz fosforu lub przez przesączanie się wód cieków przez rozległe, płytki teren z obfitą roślinnością. Pierwszy z wyżej wymienionych sposobów zastosowano na rzece Wahnbach, która zasilala zbiornik zaporowy w Niemczech, co spowodowało eliminację niemalże 100% sestonu i 90% fosforu całkowitego (Kajak, 1998). Drugi ze sposobów zastosowano na jeziorze Balaton na rzece Zaala, w głównym jego dopływie (Kajak, 1998). Warto podkreślić, iż trudniejszą do osiągnięcia jest ochrona przed zanieczyszczeniami obszarowymi niż przed zanieczyszczeniami punktowymi. Do najważniejszych źródeł zanieczyszczeń obszarowych zalicza się rolnictwo. Istnieją sposoby, aby w znacznym stopniu zmniejszyć straty substancji nawozowych z pól uprawnych, a zarazem zmniejszyć ładunek tych substancji transportowanych do wód m.in. poprzez zaprzestanie osuszania bagien i nieużytków, zaś w miejscach możliwych przywrócić stan sprzed osuszenia (Kajak, 1998).

Jednocześnie, podejmuje się metody retencjonowania związków azotu i fosforu na obszarach teras zalewowych, mokradeł i w strefach ekotonowych. Niekiedy wiąże się to z koniecznością odtwarzania tych struktur, korzystając z metod biologicznych związanych z tworzeniem ścian denitryfikacyjnych, stawów hydrofitowych z przepływem powierzchniowym i podpowierzchniowym oraz podjęciem działań dotyczących poprawy struktury krajobrazu poprzez wykorzystanie fitotechnologii (Santiago-Fandino i Neate, 2002). Rolą roślin w procesie remediacji jest odnowa ekosystemów wodnych, polegająca na przywróceniu danemu obszarowi właściwości i cech obszaru niezdegradowanego. Skuteczność i celowość tworzenia nasadzeń roślinności przybrzeżnej, udowadniają liczne badania naukowe przeprowadzone przez Tannera (1996), które ukazują, że dzięki makrofitom poziom azotu całkowitego może zostać zredukowany w danym zbiorniku o 92%, fosforu o

93%, natomiast ilość zawiesiny może ulec redukcji o około 88%. Skuteczność przeprowadzonych zabiegów jest silnie skorelowana z rodzajem zastosowanych do nasadzeń roślin. Tak więc wykorzystując naturalną zdolności ekosystemów do samooczyszczania, manipulując procesami naturalnie występującymi w przyrodzie, możliwe staje się osiągnięcie poprawy jakości wody w danym zbiorniku (Zalewski, 2002).

Podstawą metod biologicznych stosowanych w zbiornikach wodnych w celu poprawy jakości wody jest biomanipulacja, prezentująca aktualnie szersze i bardziej syntetyczne spojrzenie na procesy przyczynowo-skutkowe w jeziorze, zbiorniku lub rzece i ich obszarach zlewniowych. Ponadto szuka się też nowych rozwiązań stabilizujących zdegradowane ekosystemy: np. wykorzystanie sztucznych pływających wysp jako refugium dla zwierząt, wykorzystanie innych niż zooplankton filtratorów w kontroli biomasy glonów (Gulati i in. 2008), czy eksponowanie słomy jęczmiennej wydzielającej w czasie rozkładu ligniny naturalne algietyki (pochodne polifenoli) hamujące podziały komórek sinicowych (Barrett i in., 1996).

Spśród możliwych metod rekultywacyjnych należy wymienić również: wymianę wody w zbiorniku, usuwanie wód hipolimnionu oraz osadów dennych. Ponadto stosowanymi metodami są natlenianie osadów dennych, napowietrzanie wód zbiornika z jednoczesnym burzeniem stratyfikacji, napowietrzanie bez burzenia stratyfikacji, wytrącanie fosforu z toni wodnej. Stosuje się także metody: izolacji osadów dennych od wody naddennej, propagowania rozwoju organizmów sprzyjających poprawie czystości wód, odłowu sestonu (zawiesiny), ryb, a także usuwanie roślinności i jej wykaszanie (Kajak, 1998).

Nie wszystkie metody są możliwe do zastosowania w każdym ze zbiorników wodnych. Wymiana wody jest możliwa w niewielkich odpływowych zbiornikach, gdy dysponuje się dużą ilością czystej wody. Natomiast usuwanie wód hipolimnionu jest możliwe jedynie w zbiornikach przepływowych i polega na odprowadzeniu rurą silnie przeżyźnionych wód głębinowych, zamiast samorzutnego odpływu wód powierzchniowych (Kajak, 1998).

Usuwanie osadów dennych zwane inaczej bagrowaniem, praktykuje się w niewielkich, płytkich zbiornikach. Zabieg ten jest niewątpliwie najbardziej efektywny, z uwagi na to, że większość zanieczyszczeń jest kumulowana w osadach. Wadą tej metody w oparciu wyłącznie o usuwanie namulów z dna zbiornika jest fakt, iż minimalizuje ona ładunek obecny w zbiorniku, ale co ważne nie ogranicza wielkości dopływających do niego zanieczyszczeń,

a tym samym nie poprawia ogólnego stanu ekologicznego zbiornika oraz jego potencjału do samooczyszczania i odporności na dopływające zanieczyszczenia. Ponadto zabieg ten generuje wzrost kosztów z powodu konieczności wynajmowania specjalistycznego sprzętu oraz zagospodarowania osadów. Jednakże poprzez usuwanie powierzchniowej warstwy osadów dennych, możliwe jest pozbycie się substancji toksycznych nagromadzonych w osadach (Kajak, 1998).

Z kolei zabieg natleniania osadów dennych jest zabiegiem mało efektywnym, przynoszącym chwilową poprawę jakości wód, a jego wysokie koszty powodują że nie jest on powszechnie stosowany (Kajak, 1998).

Skutecznym zabiegiem rekultywacyjnym jest odłów sestonu przeprowadzany ze specjalnie przystosowanymi jednostkami pływającymi. Sposób ten jest efektywny z uwagi na usunięcie dużej ilości glonów powodujących zakwit, które są niesione przez wiatr ku brzegowi. Odłów ryb, a także wykaszanie i usuwanie roślinności jest metodą łatwiejszą i tańszą, jednakże powoduje usuwanie mniejszych ładunków fosforu, aniżeli jego ilości wnoszone do zbiornika.

I.5. Problemy i znaczenie jakości środowiska w miastach.

Wiek XX to czas wciąż nasilającego się procesu urbanizacji. Aspekty takie jak techniczna zdolność miast do zaspokajania potrzeb mieszkańców, w tym dostęp do bezpiecznej wody pitnej czy wysoce sprawnego odprowadzania wód burzowych, była kluczowa. Zwiększające się stopniowo potrzeby wynikające z degradacji środowiska postrzegano jako konieczność oczyszczania ścieków komunalno-przemysłowych. Stanowisko w tej sprawie zmieniło się na przełomie XX i XXI wieku, w czasie gdy po raz pierwszy w historii ludzkości, ponad połowa ludności zamieszkiwała w miastach (Wagner i in., 2007).

Największym problemem środowiska miejskiego, postrzeganego jako wysoce skondensowany system antropogeniczny oparty o sprawny przepływ wody, energii, materii i informacji, jest silna degradacja cykli wody i materii. Ponadto problemem staje się uszczelnienie powierzchni miejskich, nieprzepuszczalne place, parkingi, drogi oraz zwarta zabudowa. Czysta woda opadowa, po przepłynięciu przez uszczelnione powierzchnie zlewni miejskich, staje się zanieczyszczonym ściekiem. Skutkiem odprowadzania do rzeki zanieczyszczonej wody, staje się obciążenie hydrauliczne, które przekracza zdolności adaptacyjne ekosystemów. Dodatkowo problem ten jest potęgowany poprzez nielegalne

zrzuty ścieków lub kanalizację ogólnospławną. Zanieczyszczone rzeki oraz zbiorniki miejskie pełnią w dużej mierze funkcję rekreacyjną, a dla mniej zamożnych mieszkańców są jedyną formę wypoczynku w okresie wakacji. Zatem ich złe utrzymanie staje się ogromnym zagrożeniem dla zdrowia i ograniczeniem bezpieczeństwa mieszkańców (Wagner i in., 2007). Właściwa analiza zarządzania zasobami wodnymi powinna opierać się na obiegu wody miejskiej, która zapewni jednocześnie połączenie elementów hydrologicznych z biotycznymi, z uwzględnieniem właściwego użytkowania gruntów, inżynierii i problemów ekologicznych na obszarach miejskich (Marsalek i in., 2006).

Siła oddziaływania antropogenicznego, a także utrzymanie wysokiej jakości ekosystemów wodnych w mieście stanowi duże wyzwanie. Wiąże się ono z realizacją założeń Ramowej Dyrektywy Wodnej UE, która zobliguje kraje członkowskie do uzyskania do 2015 r. dobrego stanu wód, charakteryzującego się odpowiednią strukturą, a także działaniem ekosystemów wodnych. Ponadto, mając na uwadze multifunkcjonalność zbiorników niezwykle istotne staje się utrzymanie ich właściwego stanu z punktu widzenia Dyrektywy 2006/7/WE dotyczącej zarządzania jakością środowiska w miejscach wyznaczonych jako kąpieliska.

Czynnikiem determinującym miejsce zamieszkania staje się jakość życia, na którą ma wpływ stan środowiska przyrodniczego. Ma to przełożenie w wynikach badań przeprowadzanych w ramach analiz sektorów łódzkich nieruchomości. Dostępność do terenów zielonych, podnosi komfort życia mieszkańców (Hac, 2007). Powiązanie ze sobą działań innowacyjnych na obszarze miast przy uwzględnieniu oddziaływania podjętych decyzji na zdrowie jest według Komisji Europejskiej zasadniczym elementem wobec zachowania zrównoważonego rozwoju obszarów zurbanizowanych (COM, 2004). Świadomość społeczeństwa oraz powszechny, wyższy poziom edukacji, zwiększa oczekiwania, co do jakości życia. Ta z kolei ściśle wiąże się z pojęciem zdrowego środowiska i uzależniona jest od lokalizacji terenów zielonych i ekosystemów wodnych w obrębie miasta. Bliskość tych miejsc stwarza możliwość regeneracji psychofizycznej po pracy oraz redukuje ryzyko pojawienia się chorób alergicznych oraz astmy uznawanych za choroby w znacznej mierze nasilające się w wyniku urbanizacji i industrializacji (Kupryś i Kuna, 2003).

Skutecznym rozpoznaniem problemu i zagrożenia, które zbliża do realizacji zrównoważonego i widocznego rezultatu poprawy jakości ekosystemów oraz życia

mieszkańców, staje się szansa jego eliminacji. W oparciu możliwe to jest do osiągnięcia poprzez zrozumienie właściwe zharmonizowanie procesów biologicznych i hydrologicznych, które zachodzą również w ekosystemach miejskich (Jurczak i in., 2012).

I.6. Ekohydrologia jako sposób rekultywacji zbiorników wodnych.

Zbiorniki zaporowe i jeziora spośród ekosystemów wodnych są wyjątkowo wrażliwe na proces eutrofizacji. Silna presja antropogeniczna wraz z chwiejnością procesów hydrologicznych w miejskich zlewniach, wpływa na modyfikację dynamiki cykli biogeochemicznych. Ta z kolei powoduje zakłócenie funkcjonowania ekosystemów wodnych, intensyfikując wzrost niepożądanych zakwitów fitoplanktonu (Jurczak i in., 2012). W odniesieniu do zarządzania zasobami wodnymi dąży się do zwiększania pojemności ekosystemów (ang. *carrying capacity*), definiowanej jako dążenie do równoczesnej poprawy jakości zasobów wodnych, bioróżnorodności, usług ekosystemowych dla społeczeństwa, a także zdolności elastycznego reagowania ekosystemów (ang. *resilience*) na zmiany czynników zewnętrznych, np. klimatu, działalności człowieka (Zalewski, 2011, 2013).

Przy rozwiązywaniu problemów środowiskowych dotyczących ekosystemów wodnych w obszarach miejskich, które z definicji pełnią wiele, pozornie wykluczających się funkcji, niezbędne staje się zastosowanie innowacyjnych technologii. Rozwiązania inżynierskie, które stają się koniecznością w silnie zdegradowanych systemach zurbanizowanych, dają zdecydowanie lepsze rezultaty, gdy są zharmonizowane z technologiami ekologicznymi w oparciu o zrozumienie procesów biologicznych i hydrologicznych zachodzących w ekosystemach wodnych. Ponadto zabiegi takie zdecydowanie obniżają współczynnik koszty/efektywność, a przy tym tworzą bardziej przyjazne otoczenie inwestycji, co wpływa na jakość krajobrazu w mieście w obszarach rekreacyjnych.

Fundament tych działań tworzy ekohydrologia – naukowa koncepcja, badająca powiązania pomiędzy procesami hydrologicznymi a biotycznymi. Jest również koncepcją zogniskowaną na rozwiązywaniu problemów środowiskowych, która zakłada, że zrównoważony rozwój zasobów wodnych zależy od możliwości utrzymania ewolucyjnie wykształconych procesów krążenia wody i materii oraz przepływu energii w skali zlewni. Kluczową zatem, staje się zasada podwójnej regulacji procesów hydrologicznych i biologicznych pozwalająca na optymalizację oczekiwanych efektów środowiskowych np.

retencji wody i biogenów bądź ograniczanie zakwitów sinic. Wiedza ta wykorzystywana jest do podniesienia pojemności środowiska dla absorbowania wciąż nasilającego się stresu antropogenicznego oraz osiągnięcia zrównoważonego rozwoju, przy utrzymującej się presji na środowisko w obszarach zurbanizowanych (Zalewski i in., 1997). Zrozumienie zasady działania i bilansu funkcjonującego ekosystemu, umożliwia zastosowanie rozwiązań dopasowanych do danego obszaru. Każdy ekosystem wodny charakteryzuje inna specyfika i zależności, zatem dobór właściwej metody ochrony i/lub rekultywacji należy stosować indywidualnie (Zalewski, 2002). W przypadku obszarów zurbanizowanych rozwiązania ściśle inżynierskie dają zdecydowanie lepsze efekty, jeżeli są zharmonizowane z technologiami ekologicznymi w oparciu o zrozumienie procesów biologicznych i hydrologicznych.

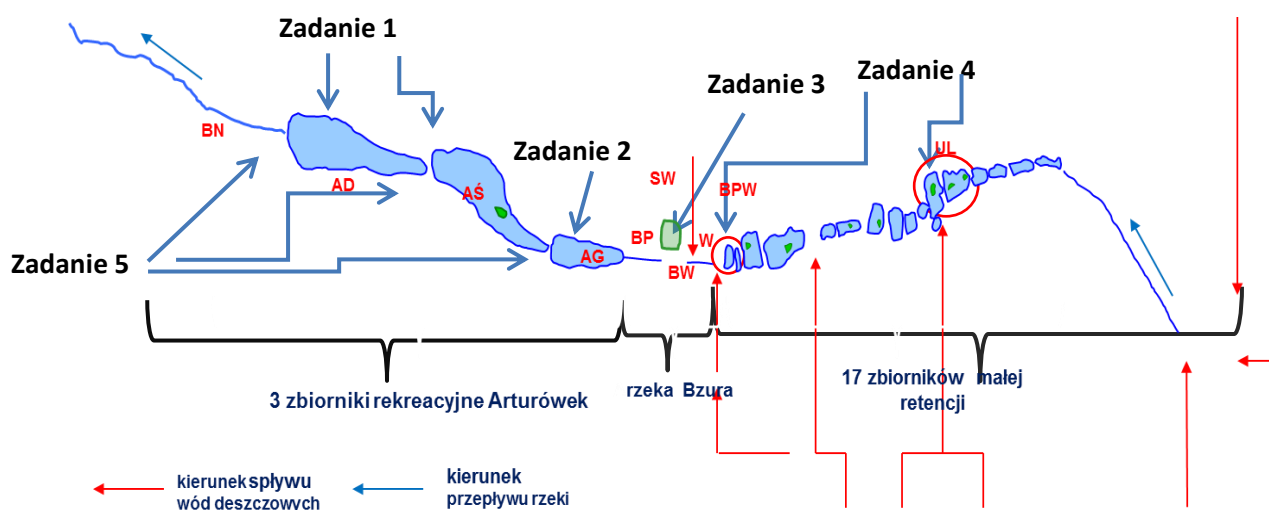
I.7. Projekt inwestycyjny kompleksu zbiorników „Arturówek” i jego założenia.

Przykładem działań demonstrujących przykłady metod i technik stosowanych w ochronie i rekultywacji zbiorników wodnych w obszarach zurbanizowanych jest realizowany przez Uniwersytet Łódzki wraz z Urzędem Miasta Łodzi i Łódzką Spółką Infrastrukturalną projekt LIFE+ pt: „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich (EH-REK)”. Projekt ten realizowany jest od 2010 roku, a jego zakończenie planowane jest w roku 2015. Działania wykonywane w Arturówku – obszarze demonstracyjnym projektu, w oparciu o zastosowanie biotechnologii ekohydrologicznych mają za zadanie wskazanie metod służących poprawie jakości wód i możliwości ich retencjonowania w krajobrazie (Jurczak i in., 2012a). Osiągnięcie założonych celów przyczyni się nie tylko do zwiększenia aspektów estetycznych przestrzeni wokół Arturówka, ale przede wszystkim wpłynie pozytywnie na zadowolenie społeczne oraz poprawę zdrowia wśród odwiedzających ten teren.

Projekt ma na celu wykorzystanie innowacyjnych rozwiązań z dziedziny ekohydrologii, osiągając poprawę jakości środowiska wodnego oraz ochronę ekosystemów zbiorników wodnych przed niekorzystnym procesem eutrofizacji. Ważnym elementem w tym projekcie staje się jego innowacyjność, która przejawia się poprzez zastosowanie podejścia systemowego, mającego na celu opracowanie kompleksowych rozwiązań w nawiązaniu do aspektów środowiskowych, społecznych oraz ekonomicznych (Jurczak i in., 2012).

W latach 2010-2011 w ramach projektu realizowane były działania polegające na identyfikacji źródeł zanieczyszczeń, a także określenie bilansu odpływających i dopływających zanieczyszczeń do zbiorników w Arturówku. W 2012 r. sporządzono koncepcję rekultywacji zbiorników, według której zrealizowano projekty techniczne, wykonano stosowne uzgodnienia i uzyskano wymagane pozwolenia. Zgromadzona dokumentacja pozwoliła na realizację prac inwestycyjnych trwających w okresie od stycznia do czerwca 2013 r. Obejmowały one:

- ZADANIE 1. Konstrukcja roślinnych stref buforowych i mat roślinności pływającej na zbiornikach w Arturówku (AŚ, AD)
- ZADANIE 2. Adaptacja ekohydrologiczna czaszy zbiornika górnego (AG) w Arturówku
- ZADANIE 3. Konstrukcja sekwencyjnego systemu sedymentacyjno-biofiltracyjnego (SSSB) na stawie (SW) do retencjonowania i podczyszczania wód opadowych z ulicy Wycieczkowej
- ZADANIE 4. Adaptacja ekohydrologiczna dwóch zbiorników (UŁ – Bzura-7, BPW – Bzura-17) zlokalizowanych w górnym odcinku rzeki Bzury powyżej zbiorników „Arturówek”
- ZADANIE 5. Usuwanie osadów dennych z trzech zbiorników w Arturówku (AG, AŚ, AD)



Rys 1. Lokalizacja prac inwestycyjnych na schemacie zlewni rzeki Bzura w obszarze Arturówka.

W roku 2014 przeprowadzono działania mające na celu optymalizację zrealizowanych inwestycji w zakresie:

- modyfikacji budowli piętrzącej zlokalizowanej na zbiorniku Arturówek dolny w celu optymalizacji procesu zarządzania wodą w zbiorniku (regulacja hydrotechniczna);
- usunięcia osadów dennych ze zbiornika Bzura-16;
- umocnienia brzegów zbiornika do przechwytywania wód deszczowych z ulicy Wycieczkowej;
- wykonania prac eksploatacyjnych na zbiornikach AD, AŚ i systemie SSSB do przejmowania wód deszczowych z ulicy Wycieczkowej.

Wykonanie w/w prac przyczyniło się do zwiększenia sprawności funkcjonowania zrealizowanych w roku 2013 rozwiązań (Rys 2), a modyfikacja hydrotechniczna budowli piętrzącej zlokalizowanej na zbiorniku Arturówek dolny pozwala obecnie na regulację poziomu wody w zbiorniku w taki sposób, by zapewnić optymalny wzrost roślin wodnych w strefach buforowych oraz prawidłowe funkcjonowanie wyspy pływającej.



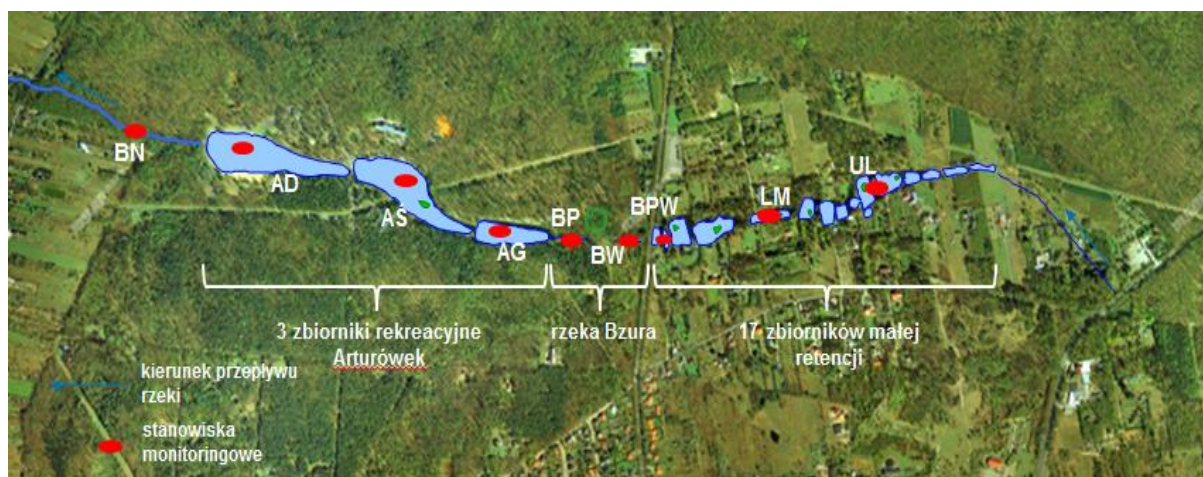
Rys 2. Dokumentacja fotograficzna wybranych rozwiązań ochronnych zainstalowanych w Arturówku w ramach projektu EH-REK.

I.8. Cel pracy.

Celem niniejszej pracy jest ocena skuteczności podjętych działań inwestycyjnych na stan jakości wód rzeki Bzury i zbiorników rekreacyjnych w Arturówku. W pracy wykorzystano wyniki badań monitoringowych realizowanych w latach 2010-2012, które porównano z rezultatami badań prowadzonych w drugiej połowie 2013 roku, bezpośrednio po zakończeniu prac inwestycyjnych oraz w roku 2014. Próbki wody w celach porównawczych wpływu rekultywacji zbiorników na stan środowiska wodnego w obu okresach pobierano na tych samych stanowiskach. Praca terenowa polegała na: pomiarze parametrów fizycznych wody na poszczególnych stanowiskach badawczych, a także dokonano poboru próbek wody do analiz parametrów fizycznych, chemicznych, biologicznych i toksykologicznych. Przedstawione w pracy wyniki wskazują wartości średnie z lat 2010-2012 oraz 2013-2014 badanych parametrów wody.

II. Teren badań

Teren badań obejmuje granice administracyjne północnej części Łodzi, w dzielnicy rekreacyjnej „Arturówek”. W sąsiedztwie znajduje się od strony północnej osada Skotniki, od strony wschodniej osiedle Modrzew, Moskule i Łodzianka, od strony zachodniej ulica Łagiewnicka, zaś od strony południowej teren ten graniczy z osadą Rogi i Osiedlem Powstania 1863 r. Jest on usytuowany na obszarze Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich, który został założony wśród lasów miejskich. Zbiorniki umiejscowione w górnej zlewni Bzury są walorem tego obszaru. Warto zaznaczyć, iż większa część zbiorników wodnych na terenie Łodzi pełni funkcję rekreacyjną i jest ogólnodostępna dla ludności miasta jako miejsce wypoczynku. Dlatego coraz większą uwagę skupia się na jakości wody na tych obszarach. Akwenty w Arturówku, jak również znaczna część wód na obszarach zurbanizowanych, ulega wpływom oddziaływań antropogenicznych, które obniżają jakość wody oraz ograniczają użyteczność tego obszaru (Jurczak i in., 2012). To skłoniło do wdrożenia kompleksowych rozwiązań rekultywacyjnych, przyczyniających się do poprawy jakości wody rzeki Bzury oraz kaskady zlokalizowanych na niej zbiorników przy zastosowaniu systemowego podejścia ekohydrologicznego (Zalewski i in., 1997).



BN - rzeka Bzura poniżej zbiorników Arturówek, **AD** - zbiornik Arturówek Dolny, **AS** - zbiornik Arturówek Środkowy, **AG** - zbiornik Arturówek Górny, **BP** - rzeka Bzura powyżej zbiorników Arturówek, **BW** - rzeka Bzura poniżej ul. Wycieczkowej, **BPW** - zbiornik nr 17 w kaskadzie powyżej ul. Wycieczkowej, **LM** - Lasy Miejskie, **UL** - zbiornik nr 7 w kaskadzie powyżej ul. Wycieczkowej

Rys. 3. Lokalizacja stanowisk monitoringowych na rzece Bzura i kaskadzie zbiorników Arturówek.

II.1. Charakterystyka rzeki Bzury

Rzeka Bzura jako największa z regionu łódzkiego wypływa wąską, głęboko wciętą doliną na wys. 254 m n.p.m., z zachodniego stoku Wzgórz Łagiewnickich (Trawczyńska i in., 2009). Obecnie rzeka Bzura rozpoczyna bieg w utworzonym, sztucznym stawie odpływowym przy ul. Rogowskiej 32, a następnie płynie przez tereny Łagiewnik i Arturówka. W obszarze zlewni bezpośrednio występują obszary zalesione, a także obiekty tj: ośrodki wypoczynkowe, działki rekreacyjne oraz zabudowa jednorodzinna. Rzeka Bzura stanowi lewy dopływ Wisły, a jej powierzchnia dorzecza wynosi 7788 km² i długość 166 km, przy czym 6,5 km rzeki (8,85 km² powierzchni zlewni) znajduje się w granicach administracyjnych Łodzi (Bald i in., 1999).

II.2. Charakterystyka zbiorników „Arturówek” i stawu UŁ

Długość badanego odcinka rzeki stanowi 3,54 km, gdzie 56,6% długości zajmują sztuczne zbiorniki wodne. Na tym odcinku cieku jest ich zlokalizowanych dwadzieścia. Każdy z nich jest sztucznym, niewielkim i płytkim zbiornikiem wodnym. Trzy największe stawy znajdują się w kompleksie leśnym w Arturówku, pozostają one we władaniu Urzędu Miasta Łodzi i są zarządzane przez Miejski Ośrodek Sportu i Rekreacji:

- zbiornik Arturówek dolny (AD) charakteryzuje powierzchnia 3,05 ha, pojemność 40 600 m³, średnia głębokość 1,33 m; akwen ten jest największym z trzech zbiorników, ponadto pełni on funkcję publicznego, ogólnodostępnego kąpieliska, posiadającego piaszczystą plażę;
- zbiornik Arturówek środkowy (AŚ) charakteryzuje powierzchnia 2,58 ha, w tym wyspa o pow. 0,03 ha, pojemność 34900 m³, średnia głębokość 1,35 m; zbiornik jest w głównej mierze przeznaczony do uprawniania sportów wodnych;
- zbiornik Arturówek górny (AG) jako najpłytszy z trzech zbiorników (średnia głębokość 0,93 m), zajmuje powierzchnię 1,08 ha i ma pojemność 10000 m³; z uwagi, iż zbiornik jest zarybiany przez Polski Związek Wędkarski, często można spotkać na nim wędkarzy (Jurczak i inni, 2012).

II.3. Charakterystyka zlewni

Obszar zlewni górnej Bzury i zbiorników w Arturówku jest zalesiony, porasta go ols. Teren ten otaczają działki rekreacyjne i wypoczynkowe. Wyjątek stanowi powierzchnia

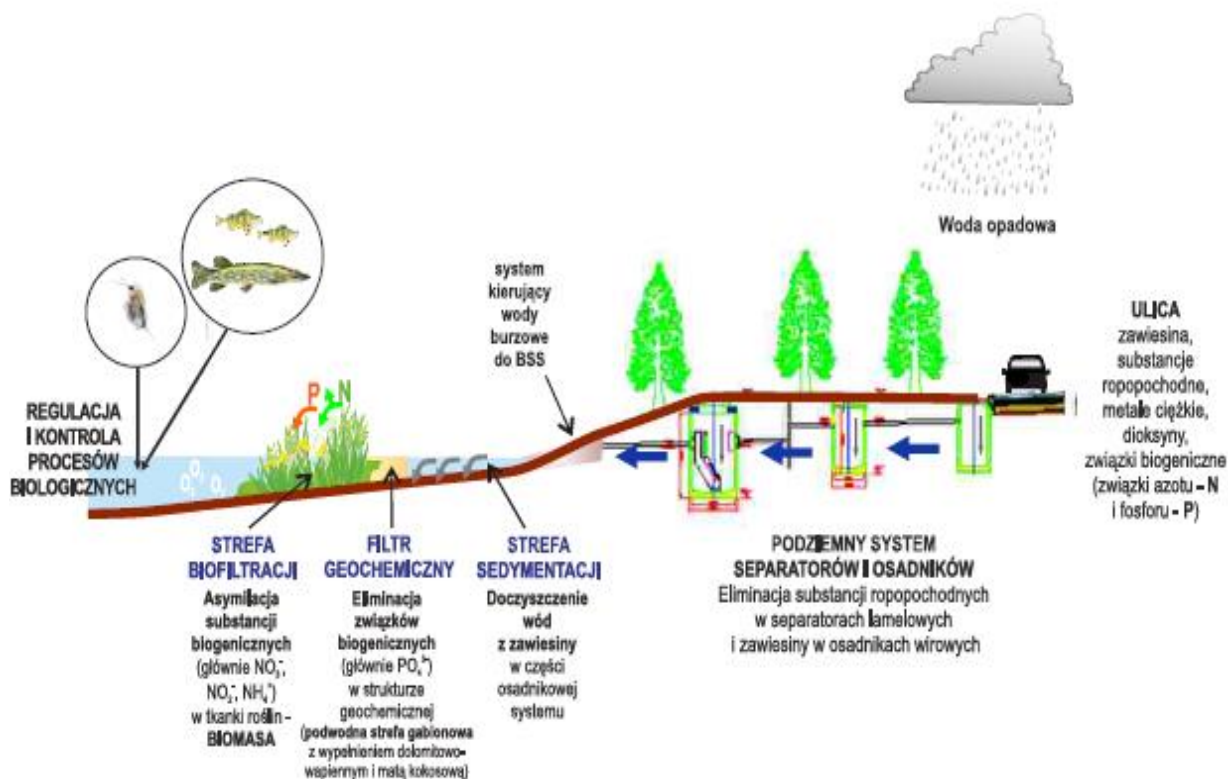
wokół zlokalizowanych dwóch zbiorników, które są najbliżej źródła, gdzie porasta łąka. Zbiorniki te kształtowane są przez warunki meteorologiczne. Źródłowy odcinek zlewni zlokalizowany jest w lesie i nie można zaobserwować tam powierzchniowego spływu. Ścieki sanitarne pochodzące z działek wypoczynkowych, odprowadzane są odrębnymi układami sieciowymi. Ulice: Okólna, Łagiewnicka, Wycieczkowa i Strykowska są odwadniane przez przydrożne studzienki, bezpośrednio do koryta rzeki Bzury (Ulężała, 2011).

Zlewnia badanego odcinka rzeki Bzury oraz zbiorników w Arturówku została wydzielona na zlewnię pośrednią i bezpośrednią. Zlewnię bezpośrednią sprowadzono do obszaru, z którego bezpośrednio zachodzi zasilanie podziemne oraz spływ powierzchniowy. Natomiast zlewnia pośrednia obejmuje obszar zlewni Bzury zamkniętej profilem tuż powyżej zbiornika górnego w Arturówku (Jurczak i inni, 2012). Teren zlewni demonstracyjnej dzieli na dwie części ulica Wycieczkowa. Część wschodnia zlewni z sekwencją 17 zbiorników jest słabo skanalizowana z licznymi problemami odprowadzania ścieków oraz część zachodnia z 3 zbiornikami rekreacyjnymi znajdująca się głównie w terenie leśnym. Dzięki zastosowanemu w projekcie rozwiązaniu opisane szczegółowo w rozdziale I.7 przyczyniają się do poprawy jakości środowiska wodnego w zakresie:

- Zadanie 1. Adaptacja ekohydrologiczna dwóch zbiorników (UŁ – Bzura-7, BPW – Bzura-17) zlokalizowanych w górnym odcinku rzeki Bzury powyżej zbiorników „Arturówek” przyczynia się do ograniczenia dopływu zanieczyszczeń do rekreacyjnych zbiorników w Arturówku z kaskady 17 zbiorników zlokalizowanych powyżej ulicy Wycieczkowej;
- Zadanie 2. Konstrukcja sekwencyjnego systemu sedymentacyjno-biofiltracyjnego (SSSB) zlokalizowanego tuż poniżej ulicy Wycieczkowej i połączenie go z systemem odprowadzającym wody deszczowe z ulicy służy do retencjonowania i podczyszczania wód opadowych i roztopowych, a tym samym zapobiega powstawaniu powodzi na tym obszarze;
- Zadanie 3. Adaptacja ekohydrologiczna czaszy zbiornika górnego (AG) w Arturówku przyczynia się do redukcji zanieczyszczeń transportowanych do zbiornika rzeką Bzurą, która podczyszcza wody rzeki Bzury w miejscu jej dopływu do pierwszego zbiornika w Arturówku; tym samym możliwym staje się wyeliminowanie negatywnego wpływu rzeki na stan jakości wód w zbiorniku;

- Zadanie 4. Konstrukcja roślinnych stref buforowych w czaszy zbiornika i połączenie ich z systemem odwadniania terenu zlewni na zbiornikach w Arturówku (AŚ, AD) ogranicza zanieczyszczania dopływające punktowo do tych akwenów;
- Zadanie 5. Usuwanie osadów dennych z trzech zbiorników w Arturówku (AG, AŚ, AD) przywróciło pierwotny stan tych ekosystemów, a zgromadzone w nich zanieczyszczenia zostały usunięte z dna akwenu i wyeliminowane ze środowiska wodnego www.arturowek.pl.

Zrealizowane w ramach projektu działania ograniczają dopływ zanieczyszczeń ze zlewni miejskiej do zbiorników wodnych i rzeki Bzury. Zasada ich działania polega na integracji rozwiązań inżynierskich i biologicznych jakie niesie ze sobą koncepcja funkcjonowania sekwencyjnego systemu sedymentacyjno-biofiltracyjnego (Rys. 4).



Rys. 4. Rola sekwencyjnego systemu sedymentacyjno-biofiltracyjnego (SSSB) w redukcji zanieczyszczeń transportowanych ze zlewni do zbiorników wodnych.

System ten składa się z trzech stref: sedymentacyjnej, geochemicznej i biofiltracyjnej. Strefa sedymentacyjna – w której następuje spowolnienie przepływu wody, w wyniku którego zatrzymana zostaje znaczna część transportowanej zawiesiny, strefa biogeochemiczna – gdzie poprzez wykorzystanie struktury dolomitowo-wapiennej redukcji ulagają związki fosforu rozpuszczone w wodzie oraz strefa biologiczna – wykorzystująca procesy fitoremediacji do redukcji związków azotu rozpuszczonych w wodzie. Tego typu rozwiązania zainstalowane w Arturówku na zbiorniku górnym nie tylko pozytywnie wpływają na jakość wód, ale poprawiają bioróżnorodność biologiczną i stanowią miejsca siedliskowe dla organizmów żywych. Jednakże w przypadku ekosystemów miejskich w celu skutecznego doczyszczania wód deszczowych konieczna jest ich integracja z rozwiązaniami inżynierskimi jakimi są podziemne systemy separatorów i osadników, pomocne w podczyszczaniu i retencjonowaniu wód burzowych. Przykładem takiego rozwiązania są systemy zamontowane w Arturówku na zbiorniku dolnym i środkowych oraz poniżej ulicy Wycieczkowej. Szczegółowa zasada działania tego typu systemów zaprezentowano na Rys. 4.

III. Materiały i metody.

III.1. Pobór próbek

Skuteczność działań rekultywacyjnych na stan jakości wód rzeki Bzury i zbiorników rekreacyjnych Arturówek wykonano dwuetapowo. Podstawowe pomiary parametrów chemicznych i fizycznych wody na wybranych stanowiskach (Rys. 3) wykonano w latach 2010, 2011 i 2012 przed rozpoczęciem prac inwestycyjnych oraz bezpośrednio po ich zakończeniu tj. w latach 2013 i 2014. W niniejszej pracy wykorzystano wyniki badań z lat ubiegłych w tym parametrów fizycznych i chemicznych wody oraz parametrów biologicznych. Ponadto do analizy porównawczej brane były pod uwagę badania własne prowadzone w roku 2014.

Badania w roku 2010 prowadzone były od stycznia do listopada na 8 stanowiskach (Rys. 3), za wyjątkiem stanowiska oznaczonego LM. W roku 2011 badania wykonano na 9 stanowiskach w okresie od stycznia do listopada. Okres badawczy roku 2012 to 2 pobory w lutym w dniach 19 i 24 lutego oraz 7 poborów przeprowadzonych na 9 stanowiskach w okresie od kwietnia do października. Badania monitoringowe w roku 2013 podjęte były bezpośrednio po zakończonych pracach inwestycyjnych, czyli w drugiej połowie roku. Ze względu na konieczność ustabilizowania się warunków w zbiornikach przeprowadzono

w okresie od lipca do września jedynie 3 serie pomiarowe. W każdym roku pobierano próbki ze stanowisk zlokalizowanych w tym samym miejscu.

Badania monitoringowe parametrów fizyko-chemicznych w 2014 roku rozpoczęły się 11 marca, a zakończyły się 24 października. Pobór próbek odbywał się na dziewięciu stanowiskach, co dwa tygodnie. Raz w miesiącu na stanowiskach AD, AŚ, AG, BpW, LM, UŁ pobierane były próbki wody do analiz biologicznych: na oznaczanie fito- i zooplanktonu oraz toksykologicznych: na oznaczanie mikrocystyn (toksyn produkowanych przez sinice). W terenie wykonywano pomiary parametrów fizycznych wody, a wszystkie pozostałe analizy dokonywano w laboratorium. Poboru wody dokonywano z przypowierzchniowych warstw do pięciolitrowych pojemników. W celu poboru próbek do analiz zooplanktonu wodę pobieraną z całego jej słupa w objętości ok. 20 litrów przelewano przez siatkę planktonową o średnicy oczek 20 μm w celu zagęszczenia próbki, a następnie utrwalano płynem Lugola. Dalsza analiza zooplanktonu przeprowadzona została przez mgr Zuzannę Oleksińską.

Po pobraniu wszystkich próbek wody w terenie, w laboratorium wykonywano analizę chlorofilu *in vivo* przy zastosowaniu fluorymetru firmy bbe Moldaenke. Analizie poddawano próbki pobrane ze stanowisk zlokalizowanych w zbiornikach wodnych. Oznaczanie form całkowitych azotu (N) i fosforu (P) dokonywano w późniejszym terminie, stąd do czasu analizy niefiltrowane próbki wody zamrażano w objętości ok. 100 ml. Do analiz form jonowych azotu i fosforu wykorzystywano wodę przefiltrowaną na sączkach firmy GF/C Whatmann. Następnie próbki zamrażano do czasu analiz. Analiza chemiczna przeprowadzona została przez mgr Edytę Cichowicz.

III.2. Warunki meteorologiczne.

Wszystkie dane odnoszące się do parametrów meteorologicznych (t.j.: zachmurzenie, temperatura powietrza, ciśnienie atmosferyczne, wilgotność oraz siła wiatru), uzyskano z numerycznej prognozy pogody Interdyscyplinarnego Centrum Modelowania Matematycznego i Komputerowego (ICM), zamieszczonej na stronie internetowej pod adresem <http://new.meteo.pl>. Dane te sporządzano w dniu poboru próbek.

III.3. Analiza parametrów fizycznych wody.

Parametry fizyczne wody mierzone były bezpośrednio w terenie przy zastosowaniu przenośnego oraz wielofunkcyjnego urządzenia firmy WTW model Multi 340i. Dzięki temu, że urządzenie posiadało różne elektrody, możliwe było dokonanie odczytu temperatury wody, jej odczynu, konduktywności, a także stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie (Wnuk, 2010).

III.4. Analiza parametrów chemicznych wody.

Oznaczania azotu całkowitego dokonano dzięki zastosowaniu metody spektrofotometrycznej z zestawem odczynników firmy HACH. Przebieg całego procesu odbywał się według procedury rekomendowanej przez producenta i zamieszczonej w internecie pod adresem <http://www.hach.com>.

Oznaczanie stężenia fosforu całkowitego określono zmodyfikowaną metodą z kwasem askorbinowym według metodyki PN-88/C-04537.04.

W celu oznaczenia ilościowego i jakościowego jonów zawartych w wodzie zastosowano metodę wysokosprawnej chromatografii jonowej (HPIC). Użyto w tym celu chromatografu jonowego firmy Dionex model ICS-1000, składającego się z dwóch układów oddzielnie dla anionów i kationów. Obydwa układy składają się z wysokociśnieniowej pompy, eluentu, kolumny ochronnej (2x50 mm) (CG18 dla kationów, AG18 dla anionów), która jest wypełniona żywicą kolumny separacyjnej (2x250 mm) (IonPac CS18, dla kationów i IonPac AS18 dla anionów), supresora chemicznego, stabilizującego linię bazową (CSRS-ULTRA II, dla kationów i ASRS-ULTRA II dla anionów), naczynka konduktometrycznego i systemu gromadzenia danych. Do analizy kationów potrzebowano eluentu, który stanowił 16mM kwas metanosulfonowy (firmy Fluka), dla anionów roztwór 4,5 mM węglanu sodu i 1,4 mM dwuwęglanu sodu przygotowywanego z koncentratu eluentu firmy Dionex AS22 Eluent Concentrate. W każdym z systemów zastosowano elucję izokratyczną w temperaturze

30°C przy przepływie 1ml/min. Do oznaczania jonów użyto pętli 25 µl. Aniony i kationy w wodzie identyfikowane były przy użyciu standardu 7 anionów i standardu 6 kationów firmy Dionex. W następnej kolejności w oparciu o powierzchnię pików, przy wykorzystaniu programu Chromeleon, przeprowadzono ilościowe ich oznaczenie.

III.5. Analiza chlorofilu α metodą AOA oraz fitoplanktonu metodą mikroskopową.

Bezpośrednio po poborze próbek w laboratoryjne przeprowadzono badanie stężenia chlorofilu α przy pomocy fluorymetru Alga Online Analyser (AOA) firmy bbe Moldaenke. Próbkę były poddawane trzykrotnemu pomiarowi fluorescencji w zakresie fal od 470 do 610 nm dla zielenic, okrzemek, sinic oraz kryptofitów. Połączenie urządzenia z komputerem umożliwiało sterowanie fluorymetrem i odczyt wyników. Ponadto program dzięki wewnętrznym krzywym kalibracyjnym, automatycznie przeliczał zmierzoną fluorescencję chlorofilu dla poszczególnych grup fitoplanktonu na stężenie.

Dla określenia składu jakościowego i ilościowego fitoplanktonu pobranego z poszczególnych zbiorników, wszystkie pobrane próbki wody ze środowiska w objętości jednego litra, umieszczano w cylindrach sedymentacyjnych i utrwalano płynem Lugola. Po upływie około 2 tygodni próbki zagęszczano do objętości około 50 ml, a następnie poddano analizie mikroskopowej.

Badanie jakościowe i ilościowe okrzemek dokonano, dzięki zastosowaniu metody opisanej przez Siemińską (1964), pozostałe grupy fitoplanktonu oznaczano z metody Starmacha (1989). Rozpoznanie taksonów okrzemkowych, uzyskano przy pomocy kluczy Krammer i Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b), dla zielenic oraz sinic, a także pozostałych gatunków, użyto kluczy Förster (1982), Hindák (1977, 1984, 1988, 1990), Komárek i Fott (1983) oraz Komárek i Jankovská (2001).

Analiza mikroskopowa próbek została wykonana przez dr Bogusława Szulca (Wnuk, 2010).

III.6. Analiza mikrocytyn metodą wysokosprawnej chromatografii cieczowej.

Wodę ze zbiorników AD, AŚ, AG, BpW, LM, UŁ poddawano analizie w celu oznaczenia toksycznych sinic w komórkach. Następnie w laboratorium wodę w objętości 1 litra filtrowano przez sącze GF/C, gdzie sącze z materiałem sinicowym zamrażano do czasu analiz. Przed analizą do sączków dodawano ok. 6 ml 75% metanolu

i poddawano procesowi sonikacji przy zastosowaniu sonikatora XL 2020 firmy Misonic Inc. USA. W wyniku sonikacji następowało niszczenie komórek i uwolnienie toksyn do roztworu. Następnie próbki odwirowano i odparowano do sucha. Po odparowaniu próbki ponownie rozpuszczono w 1 ml 75% metanolu oraz filtrowano za pomocą filtrów strzałkowych GHP Acrodisc 0,45 µm firmy Pall. Gdy przygotowano próbki, następnie dokonano analizy ilościowej i jakościowej z zastosowaniem chromatografu cieczowego firmy Agilent Technologies (daw. Hewlett Packard) model 1100. Do oddzielenia mikrocystyn zastosowano kolumny LiChroCartC™ (55 mm x 4 mm), z wypełnieniem Purospher™STAR RP- 18e (3 µm) działającą w czasie analiz w temperaturze 40°C. Toksyne oznaczono przy użyciu fazy ruchomej składającej się z roztworu 0,05% kwasu trifluorooctowego TFA (rozpuszczalnik A) i acetonitrylu (rozpuszczalnik B) w liniowym gradiencie czasowym: 0-5 min. 25% B, 5-6 min. 70% B, 6-6.10 min. 70% B, 6.10-9 min. 25% B. Objętość analizowanej próbki wynosiła 20 µl, zaś przepływ fazy ruchomej stanowił 1 ml/min. Do weryfikacji danych wykorzystano oprogramowanie ChemStation. Toksyczne sinice (mikrocystyny) oznaczano jakościowo ilościowo porównując charakterystyczne cechy ich widm, czas retencji i pole powierzchni pików odpowiadającego krzywej kalibracyjnej oraz pikom zastosowanych standardów MC-RR, MC-YR i MC-LR (czystych mikrocystyn).

III.7. Analiza mikroskopowa zooplanktonu.

Zooplankton pobierano do próbek z czterech zbiorników (AD, AŚ, AG, UŁ). Pobór próbek w objętości 20 litrów, wykonywano za pomocą czerpacza Bernatowicza. W następnej kolejności wszystkie próbki przelewano przez siatkę planktonową o średnicy oczek 64µm, utrwalono płynem Lugola i zagęszczono do 10 ml. Zooplankton oznaczany był przy użyciu mikroskopu Nikon 102 z użyciem szkła podstawowego z komora o pojemności 1 ml, posiadającego kratkę 1/1 mm służącą do mierzenia osobników oraz z wykorzystaniem okulara zawierającego podziałkę 0-1 mm. Do analizy taksonomicznej wykorzystano klucze Rybaka (1993, 1994, 1994a).

Zagęszczenie zooplanktonu w jednym litrze wody zbiornika liczono według wzoru:

$$N = X \cdot V_z / V_k \cdot V_p$$

gdzie:

N – liczebność zooplanktonu w 1 l wody,

X – liczba policzonych osobników w komorze,

Vz – objętość zagęszczu, z którego zaczerpnięto podpróbkę do określenia liczebności (ml),

Vk – objętość komory,

Vp – objętość próbki wody poddanej zagęszczeniu.

Biomasę [mg mokrej masy/l] obliczano na podstawie wzoru (Bottrell i in. 1976, Horn 1991):

$$B = N M$$

gdzie:

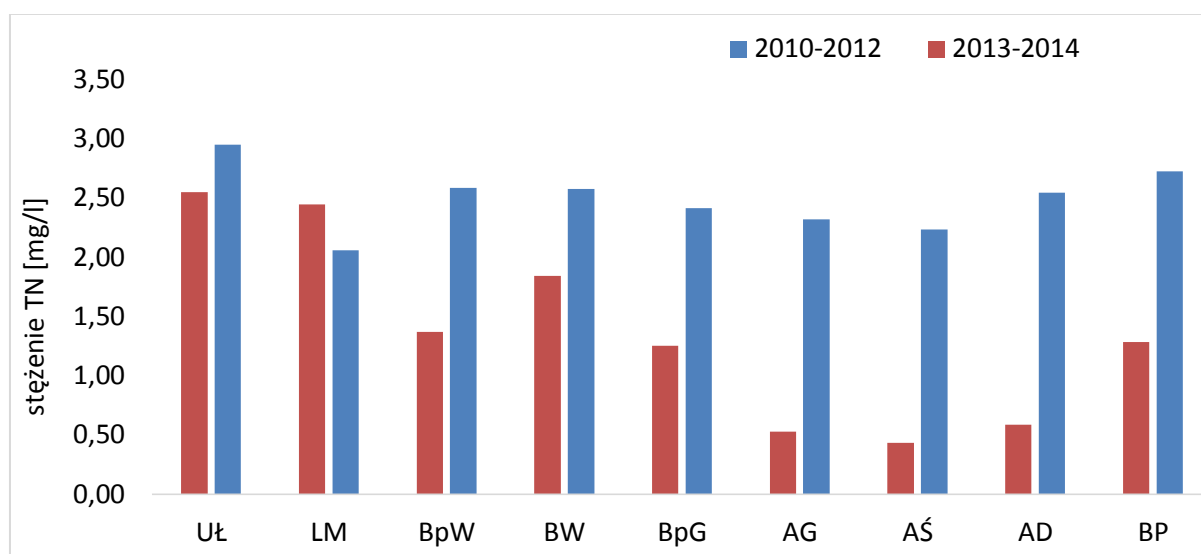
N – zagęszczenie,

M – średnia mokra masa jednego osobnika danego gatunku [mg/os] o określonej długości [mm].

IV. Wyniki.

IV.1 Wpływ parametrów chemicznych na jakość wody.

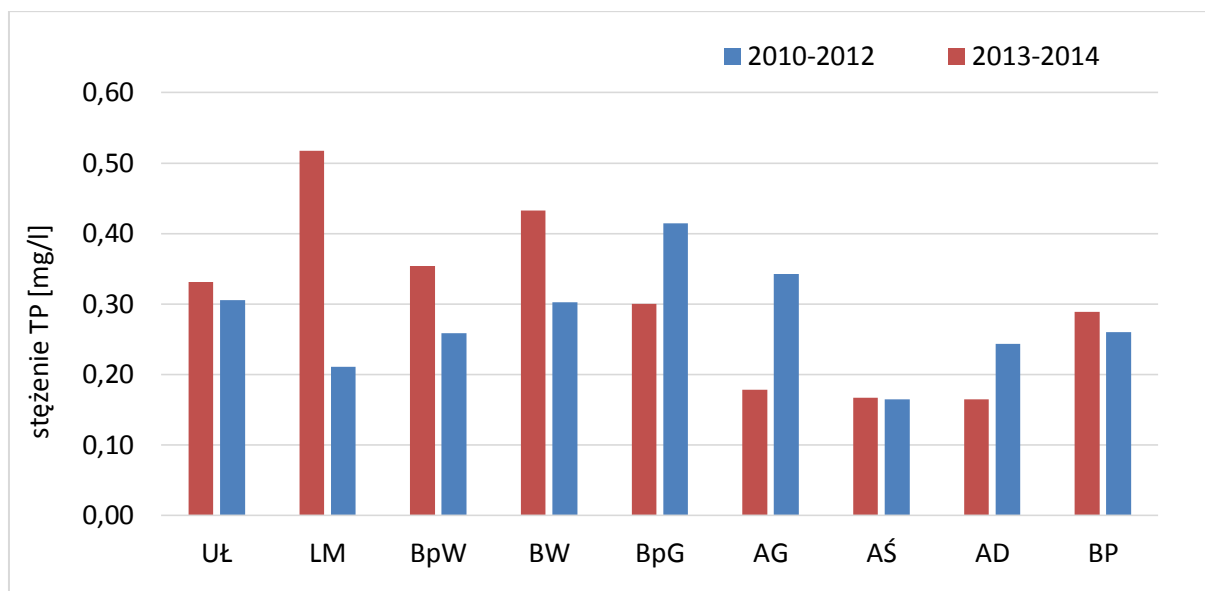
Porównując średnie stężenie azotu całkowitego TN (Rys. 5) w latach 2010-2012 tj. w okresie przed inwestycyjnym oraz w latach 2013-2014 tj. po okresie inwestycyjnym, odnotowano na każdym ze stanowisk oprócz stanowiska LM spadek wartości tego parametru. Największą redukcję odnotowano na trzech zbiornikach rekreacyjnych, który wyniosła: 77% dla zbiornika AD i AG oraz 81% dla zbiornika AŚ. Najmniejszą redukcję tego parametru zaobserwowano na stanowisku UŁ i wyniosła ona zaledwie 14%. Jedynie na zbiorniku LM odnotowano 19% wzrost stężenia tego parametru. Jednakże należy mieć na uwadze fakt, iż na zbiorniku tym nie podjęte zostały żadne prace rekultywacyjne.



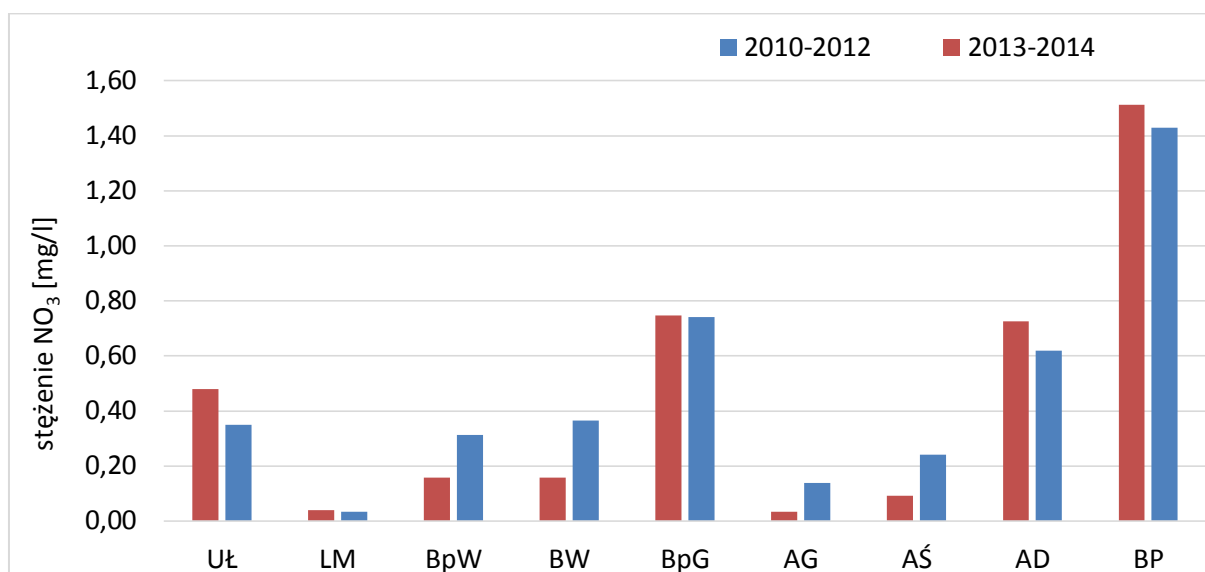
Rys 5. Dynamika zmian azotu na stanowiskach monitoringowych w latach 2010-2012 (przed pracami rekultywacyjnymi) oraz 2013-2014 (po zrealizowanych pracach rekultywacyjnych).

Z kolei porównując średnie stężenie fosforu całkowitego TP (Rys. 6) w latach przed i po inwestycyjnych zaobserwowano wzrost tego parametru o około 11% na stanowiskach BP i UŁ, a na stanowiskach BW i BPW wyniósł on odpowiednio 43% i 34%. Z kolei na stanowiskach AD, AG, BpG zaobserwowano spadek tego parametru, a na stanowisku AŚ wartości średnie z przed i po inwestycji były bardzo zbliżone. Największe spadki zawartości TP w wodzie zaobserwowano na stanowisku AG i AD. Redukcja tego parametru w obu

zbiornikach wyniosła odpowiednio z 0,34 mg/l do 0,18 mg/l oraz z 0,24 mg/l do 0,16 mg/l. Na stanowisku BpG również odnotowano znaczący spadek stężenia fosforu z wartości 0,41 mg do 0,30 mg. Z kolei na stanowisku LM (zbiornik w którym nie podjęto żadnych działań inwestycyjnych) średnie stężenie fosforu całkowitego wzrosło ponad dwukrotnie z wartości 0,21 mg w latach 2010-2012 do 0,52 mg w latach 2013-2014.



Rys 6. Dynamika zmian fosforu na stanowiskach monitoringowych przed (2012-2013) i po (2013-2014) zrealizowanych pracach rekultywacyjnych.



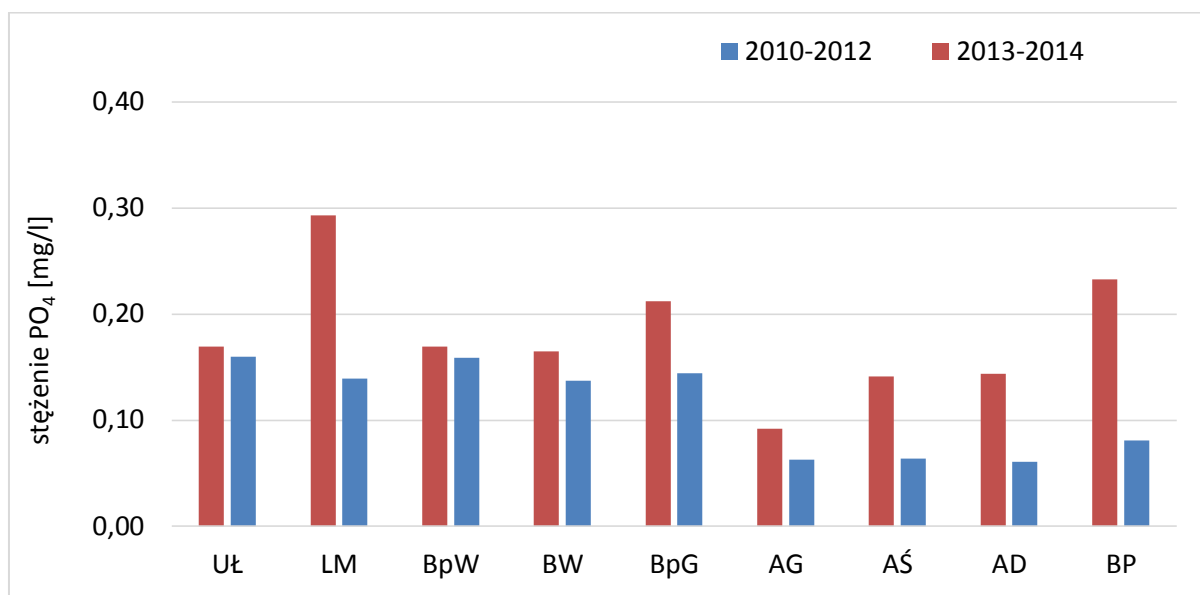
Rys 7. Wpływ działań rekultywacyjnych i ochronnych zastosowanych w roku 2013 na stan jakości wód rzeki Bzury i zbiorników Arturówek wyrażony stężeniem azotanów.

Dokonując analizy stężenia azotanów NO_3 (Rys. 7) w okresie przed i po inwestycyjnym, zaobserwowano zmienne zależności tego parametru. Niewielki wzrost tego parametru zaobserwowano na stanowiskach BP, AD i BpG. Jednakże należy tu wskazać, że stężenie tego parametru występujące na tych stanowiskach są kilkukrotnie wyższe od stężeń odnotowywanych na pozostałych stanowiskach. Z kolei na stanowiskach charakteryzujących się niższym stężeniem tego parametru zaobserwowano znaczną redukcję wartości. Dla przykładu w zbiorniku AŚ redukcja wyniosła z 0,24 mg do 0,09 mg, a na stanowisku AG z wartości 0,14 mg do wartości 0,03 mg. Jedynie na stanowisku UŁ zidentyfikowano znaczny wzrost tego parametru o około 37%, zaś na stanowisku LM przy braku jakichkolwiek działań na tym akwenie średnie stężenia tego parametru pozostały na zbliżonym najniższym ze wszystkich stanowisk poziomie.

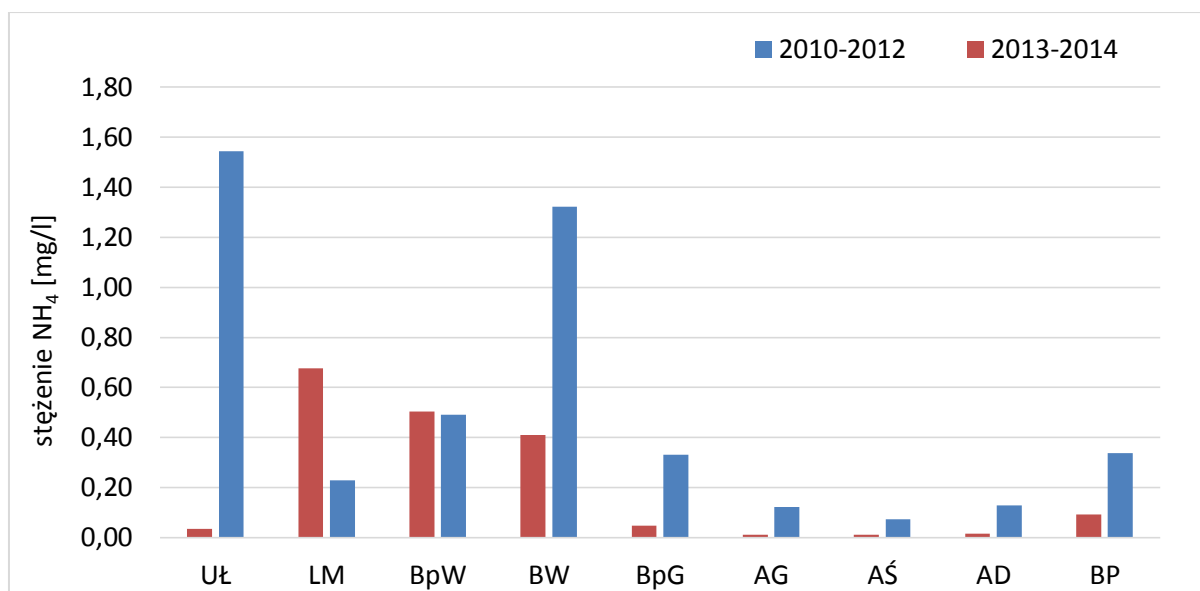
Analizując stężenie fosforanów PO_4 (Rys. 8) zauważa się jego wzrost w latach 2013-2014 na każdym z monitorowanych stanowisk. Największy wzrost tego parametru zaobserwowano na stanowiskach BP, AD i AŚ, gdzie wyniósł on odpowiednio 187%, 133% i 133%. Jednak znacznie wyższe stężenia tego parametru odnotowywane były na stanowiskach zlokalizowanych w górnej części badanego obszaru przy jednocześnie mniejszym wzroście tego parametru w stosunku do okresu 2010-2012. Na stanowisku BpG i BW wyniósł on odpowiednio: z wartości 0,14 mg do wartości 0,21 mg oraz z 0,14 do 0,16 mg. Z kolei na stanowiskach BpW i UŁ średnie stężenie fosforanów wzrosło odpowiednio ze stężenia 0,16 mg/l do 0,17 mg/l na obu stanowiskach. Na stanowiskach AD i AŚ również zaobserwowano wzrost parametru z wartości ok. 0,06 mg do ok. 0,14 mg w obu przypadkach. Warto podkreślić, że na stanowisku LM, na którym nie podejmowano żadnych zabiegów rekultywacyjnych, zaobserwowano ponad dwukrotny wzrost stężenia fosforanów w wodzie.

Dokonując analizy porównawczej stężenia jonów amonowych NH_4 (Rys. 9) w okresach 2010-12 i 2013-14 można zauważyć wyraźne spadki tego parametru na pierwszych 6 stanowiskach: BP, AD, AŚ, AG, BpG oraz znaczny spadek z wartości 1,32 do 0,41 mg na stanowisku BW oraz z wartości 1,54 mg do 0,04 mg na stanowisku UŁ. Jedynie na stanowisku BpW stężenie tego parametru w obu okresach jest porównywalne, a na stanowisku LM zaobserwowano wzrost tego parametru z wartości 0,23 na 0,68 mg. Znaczne

wyższe stężenia tego parametru obserwuje się w górnej części Bzury, powyżej trzech zbiorników rekreacyjnych w Arturówku.



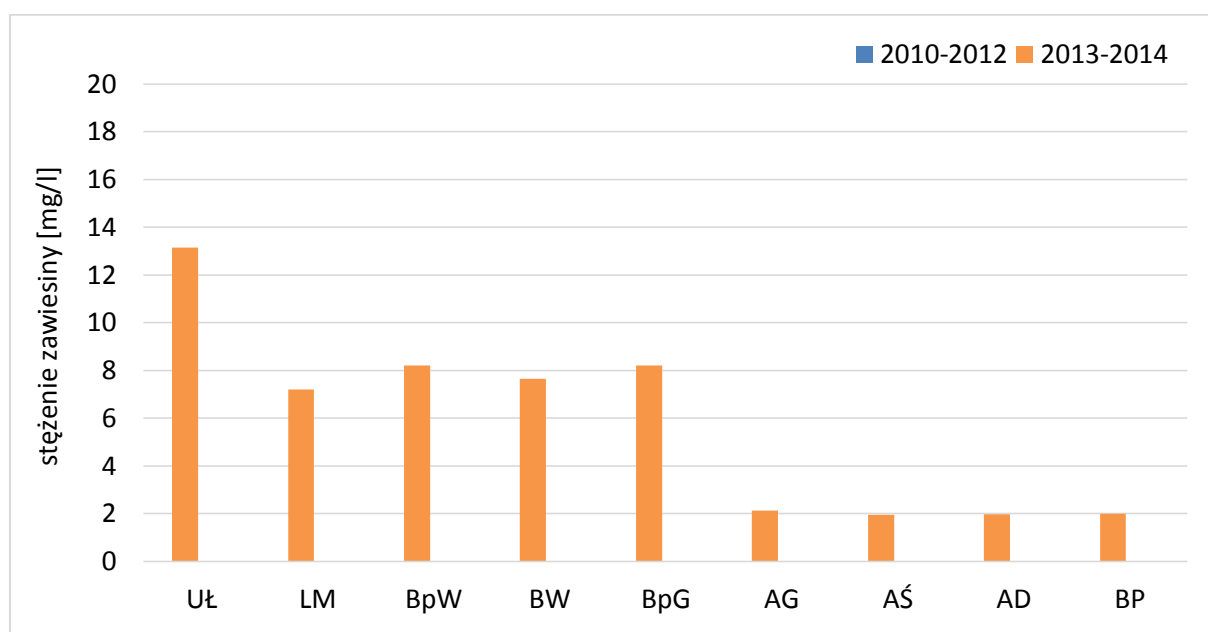
Rys 8. Wpływ procesu bagrowania wykonanego w pierwszej połowie 2013 roku na stężenia fosforanów w wodzie.



Rys 9. Wzrost zawartości jonów amonowych jedynie na stanowisku LM (brak działań rekultywacyjnych) w stosunku do pozostałych stanowisk monitoringowych zlokalizowanych w miejscach prowadzonych działań rekultywacyjnych.

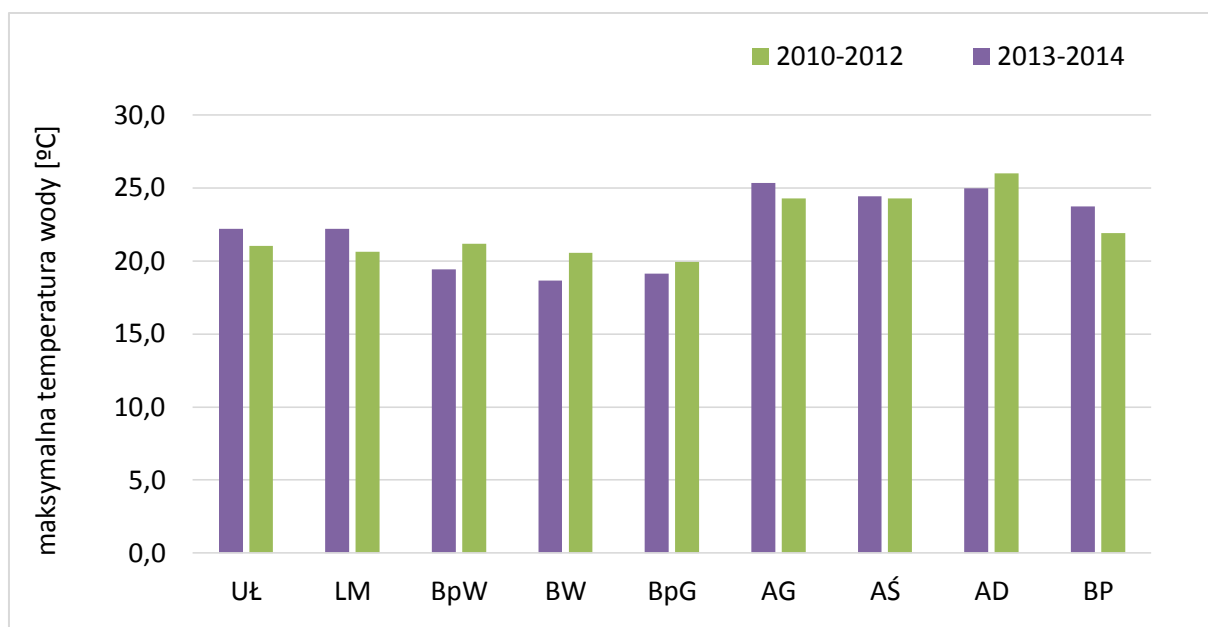
IV.2 Wpływ parametrów fizycznych na jakość wody.

W latach 2010-2012 nie prowadzono badań zawartości zawiesiny na poszczególnych stanowiskach. Z danych z lat 2013-2014 największą średnią wartość stężenia zawiesiny zaobserwowano na stanowisku UŁ – 13,2 mg. Stanowiska BpG, BW, BpW i LM charakteryzowały się znacznie mniejszymi wartościami i mieściły się w zakresie 5-10 mg. Z kolei na zbiornikach w Arturówku stężenie zawiesiny było najniższe i wynosiło od 2,0 do 2,1 mg/l.

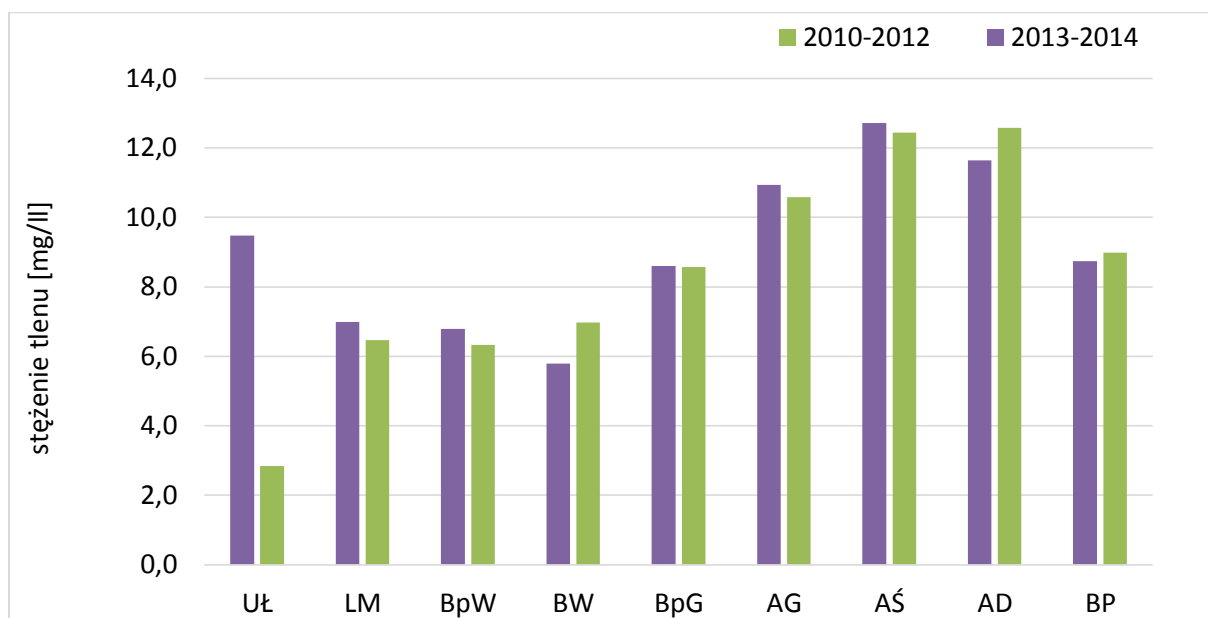


Rys 10. Dynamika zmian zawiesiny na stanowiskach monitoringowych po zrealizowanych pracach rekultywacyjnych.

Różnice w temperaturach maksymalnych wody (Rys. 11) były niewielkie na poszczególnych stanowiskach. Okresy przed i po inwestycyjne są porównywalne, gdyż różnice temperatur wynoszą ok 1,5 °C. Wyższe temperatury odnotowano w wodach zbiorników, niż w wodach płynących, zaś najwyższe były w trzech dużych zbiornikach rekreacyjnych, które nie są przesłonięte przez korony drzew, jak to ma miejsce w przypadku akwenów zlokalizowanych powyżej ulicy Wycieczkowej. Najwyższą maksymalną temperaturę odnotowano na stanowisku AG i wynosiła ona 25,4 °C. Najniższą maksymalną wartość zaobserwowano na stanowisku BW i wynosiła ona 18,7 °C. Na stanowiskach BP, AŚ, AG, LM oraz UŁ odnotowano wartości wyższe w okresie po inwestycyjnym.



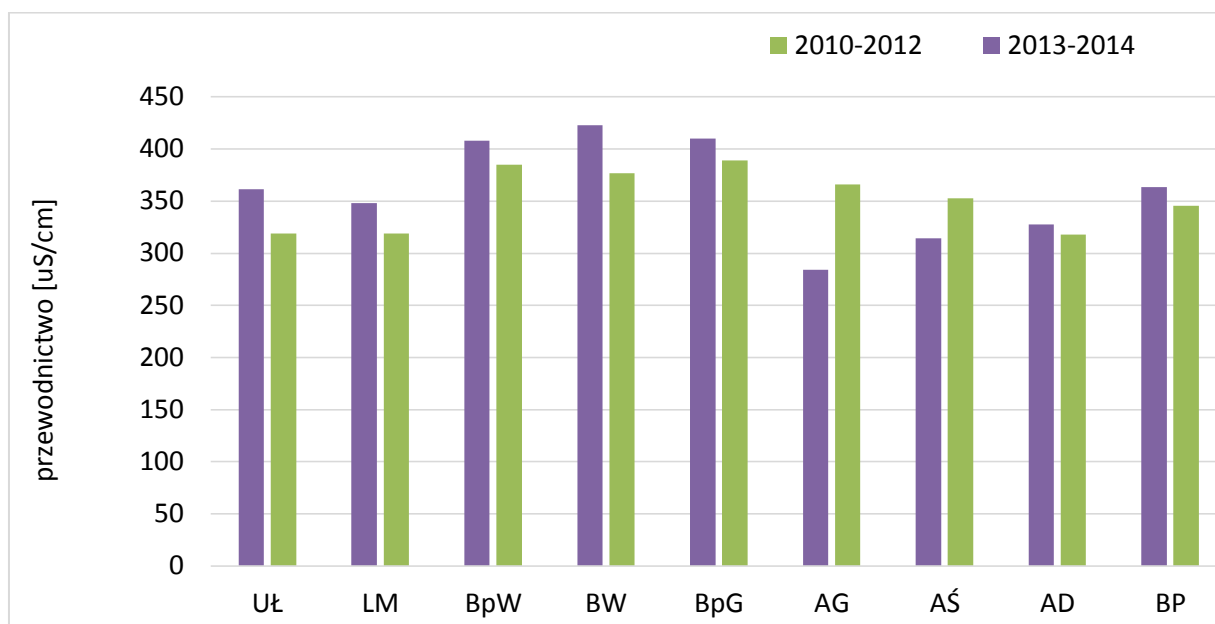
Rys 11. Dynamika zmian maksymalnych temperatur na stanowiskach monitoringowych przed (2010-2012) i po (2013-2014) zrealizowanych pracach rekultywacyjnych.



Rys 12. Dynamika zmian tlenu na stanowiskach monitoringowych przed (2010-2012) i po (2013-2014) zrealizowanych pracach rekultywacyjnych.

Dokonując analizy stężenia tlenu (Rys. 12) odnotowano wartości bardzo zbliżone do tych sprzed inwestycji. Dodatkowo zauważalna jest poprawa warunków tlenowych na stanowiskach zbiornikowych, a w szczególności na stanowisku UŁ. Stanowisko AŚ wskazuje na wzrost tego parametru z wartości 12,4 mg do 12,7 mg. Podobna zależność obserwowana

jest na stanowisku AG. Wyjątek stanowi zbiornik UŁ, gdzie średnia wartości tlenu w zbiorniku wzrosła ponad 2-krotnie z wartości 2,8 mg do wartości 9,5 mg.



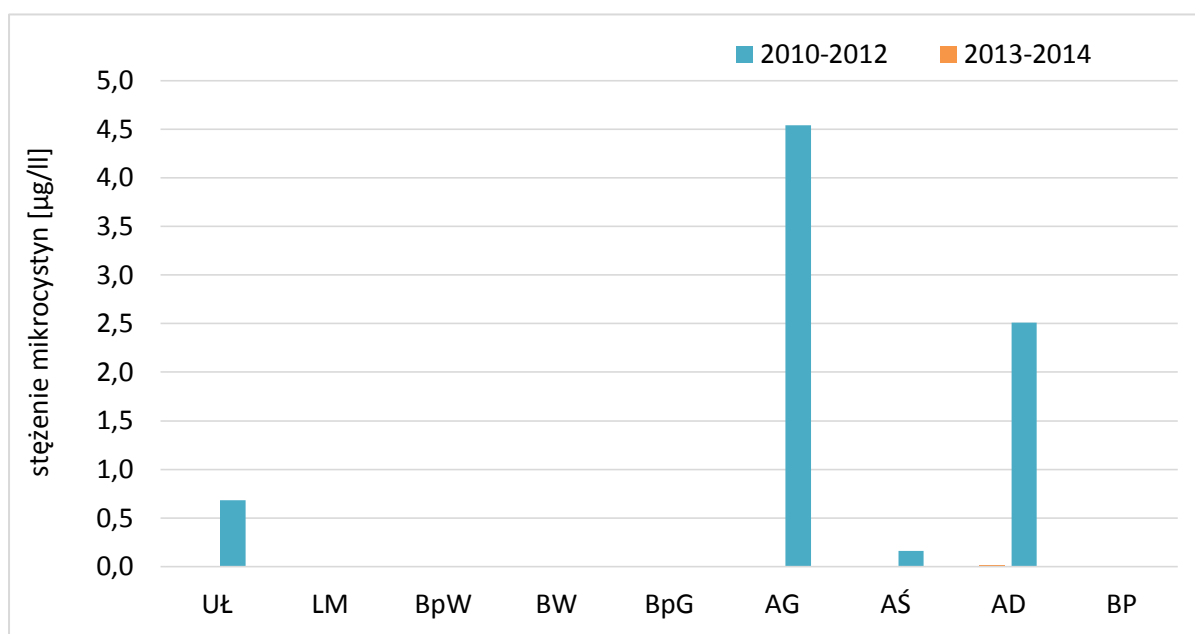
Rys 13. Dynamika zmian przewodnictwa na stanowiskach monitoringowych przed (2010-2012) i po (2013-2014) zrealizowanych pracach rekultywacyjnych.

Dynamika zmian przewodnictwa (Rys. 13) na poszczególnych stanowiskach jest niewielka. Ponadto wzrost tego parametru na każdym stanowisku powyżej trzech zbiorników rekreacyjnych, oscyluje wokół tej samej wartości w zakresie od 5 do 12%. Natomiast na stanowiskach AŚ i AG odnotowano spadek wartości z 352 $\mu\text{S/cm}$ do 314 $\mu\text{S/cm}$ oraz 366 $\mu\text{S/cm}$ do 284 $\mu\text{S/cm}$.

IV.3. Wpływ parametrów biologicznych na jakość wody.

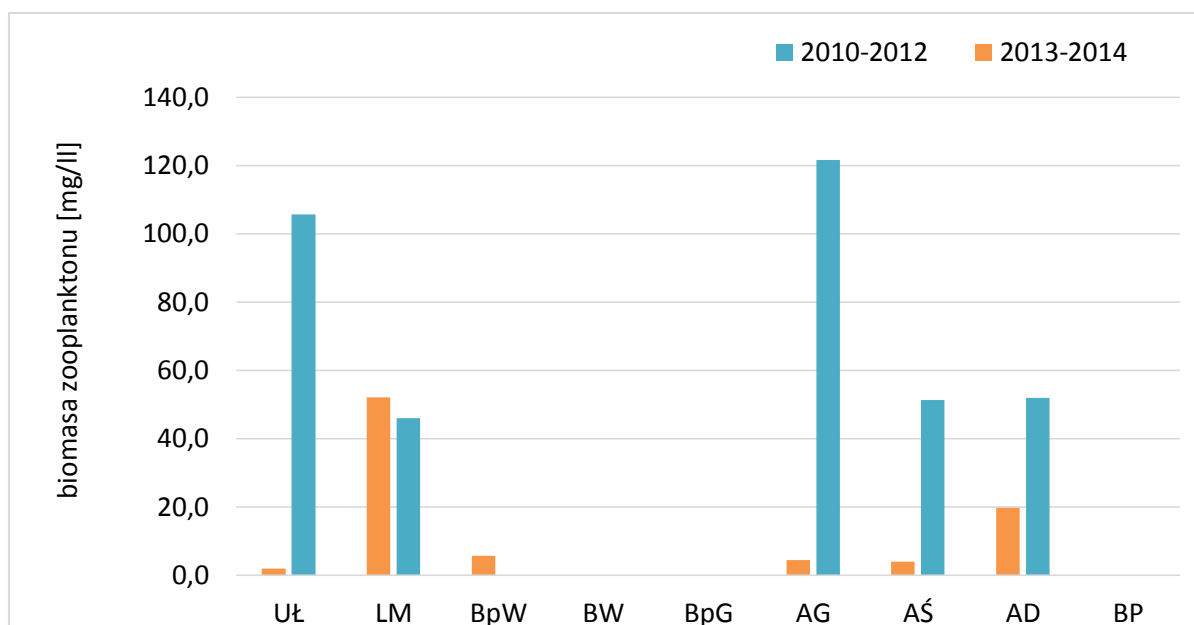
Analiza próbek biologicznych z lat 2010-2012 wskazywała na pojawianie się w zbiornikach toksycznych sinic. Najwyższe średnie stężenie mikrocystyn w tym okresie odnotowane było w zbiorniku AG i wynosiło ponad 4,5 $\mu\text{g/l}$, a maksymalne odnotowane zostało dnia 16 lipca 2012 roku i wyniosło aż 57 $\mu\text{g/l}$. W wyniku przeprowadzonych działań rekultywacyjnych w latach 2013-2014 nie wykryto w wodach tego zbiornika mikrocystyn.

Jedynie w zbiorniku AD pojawiły się one pod koniec sezonu w bardzo niewielkim stężeniu poniżej 0,25 $\mu\text{g/l}$.

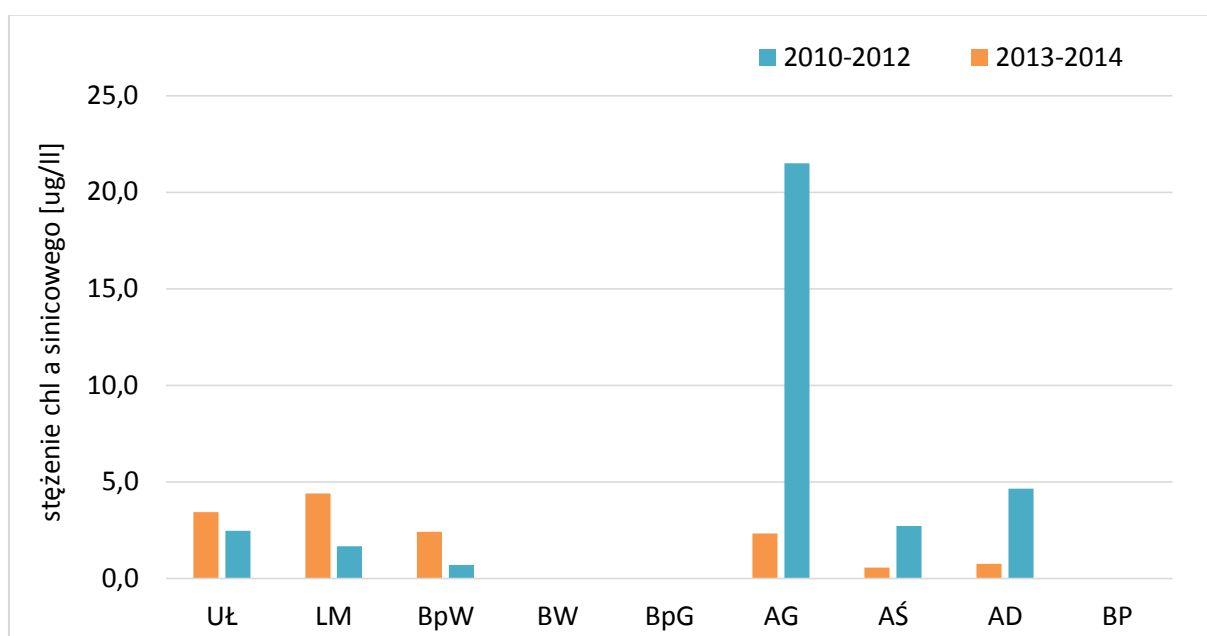


Rys 14. Redukcja mikrocystyn (toksyn produkowanych przez sinice) w zbiornikach UŁ, AG, AS i AD w latach 2013-2014 w wyniku zastosowania zabiegów rekultywacyjnych i ochronnych na rzece Bzurze i zbiornikach Arturówek.

Analiza biomasy zooplanktonu (Rys. 15) wykazała zdecydowany spadek ilościowy tego parametru w zbiornikach, w których podjęto działania rekultywacyjne. Dla przykładu w zbiorniku AG spadek biomasy zooplanktonu wyniósł z wartości 121,6 mg do wartości 4,4 mg, a w zbiorniku UŁ z wartości 105,7 mg do wartości 2,0 mg. Jedynie na stanowisku LM (stanowisko referencyjne) nastąpił wzrost jego biomasy z 46,1 mg/l do 52,1 mg/l.



Rys 15. Wpływ procesu bagrowania zbiorników wodnych na stan populacji zooplanktonu.

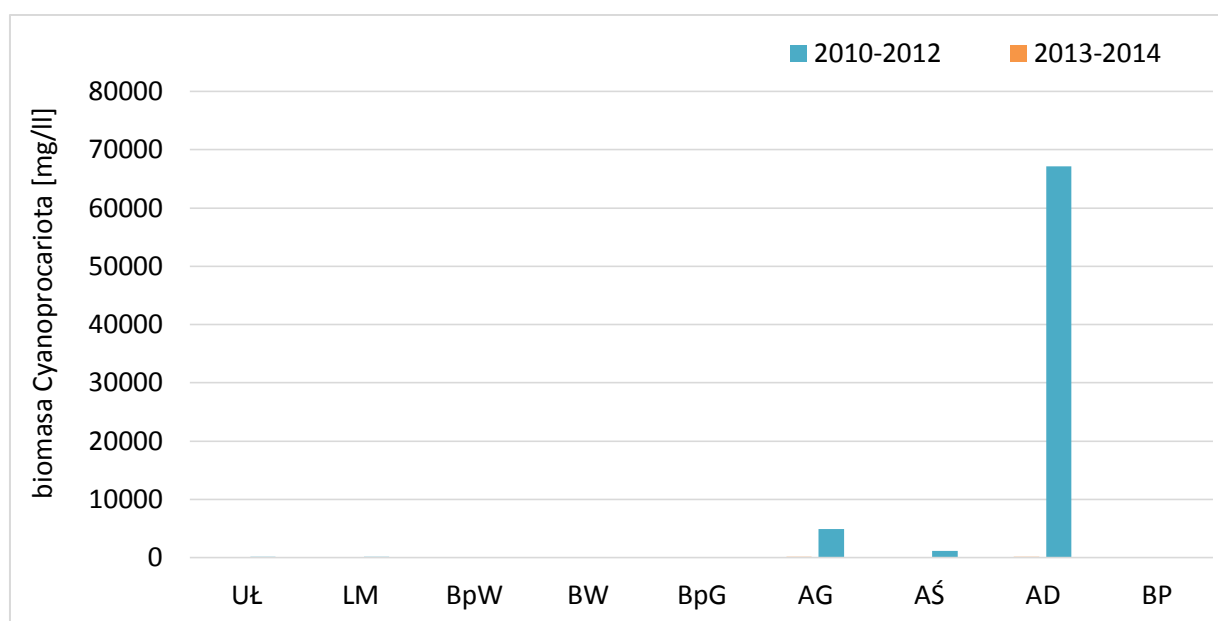


Rys 16. Dynamika zmian fitoplanktonu wyrażona stężeniem chlorofilu *a* sinicowego na stanowiskach zlokalizowanych w zbiornikach wodnych.

Wyniki analiz stężenia chlorofilu *a* sinicowego ($\mu\text{g/l}$) wykazują wyraźny spadek tego parametru na stanowiskach AD, AŚ i AG. Największą redukcję uzyskano na stanowisku AG gdzie zanotowano spadek z wartości 21,5 μg do 2,3 μg . Wzrost stężenia chlorofilu *a* pochodzącego od sinic zaobserwowano na stanowiskach zlokalizowanych powyżej ulicy

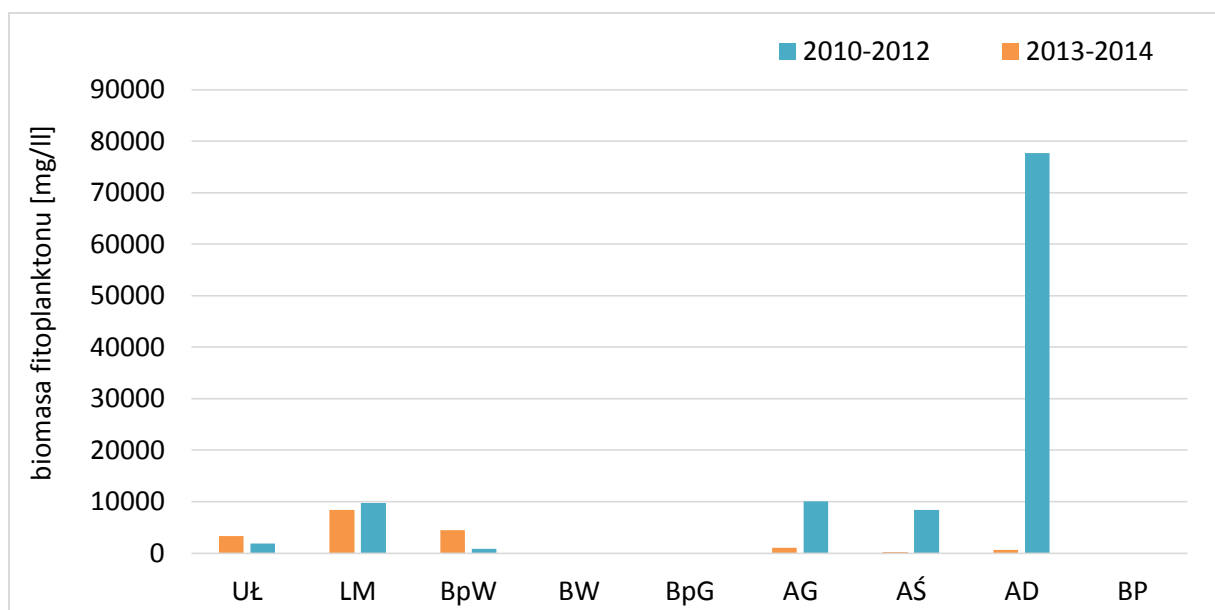
Wycieczkowej (BpW, LM i UŁ), co koreluje ze wzrostem stężenia fosforanów w wodach tych zbiorników. Ponadto w zbiorniku LM, gdzie nie były prowadzone prace rekultywacyjne zaobserwowano wzrost stężenia chlorofilu a sinicowego o ok. 158% z wartości 1,7 µg do wartości 4,4 µg.

Analiza mikroskopowa *Cyanoprocariota* (Rys. 17) potwierdza zaprezentowane wcześniej wyniki badań, wskazując na niemalże całkowitą redukcję tej grupy fitoplanktonu w wodach wszystkich rekultywowanych zbiorników. Na stanowisku AD redukcja ta wyniosła 99,8% z wartości 67190 mg do 144 mg, a na stanowisku AG o 96,9% z wartości 4871 mg do 152 mg. Bardzo niewielką biomasę sinic oznaczono na stanowiskach BpW, LM oraz UŁ.



Rys 17. Redukcja biomasy *Cyanoprocariota* w zbiornikach AG, AD i AS w latach 2013-2014 w wyniku zastosowania zabiegów rekultywacyjnych i ochronnych na rzece Bzurze i zbiornikach Arturówek.

Podobne zależności prezentują wyniki analizy fitoplanktonu (Rys. 18), wykazując znaczną redukcję jej biomasy na stanowiskach AD, AŚ i AG. Największa z nich odnotowana została na stanowisku AD z wartości 77735 mg do 621 mg. Natomiast wzrost biomasy fitoplanktonu zaobserwowano na stanowiskach BpW z wartości 869 mg na 4434 mg oraz UŁ z wartości 1884 mg na 3346 mg.



Rys 18. Dynamika zmian biomasy fitoplanktonu na stanowiskach monitoringowych w latach 2010-2012 (przed pracami rekultywacyjnymi) oraz 2013-2014 (po zrealizowanych pracach rekultywacyjnych).

V. Dyskusja

W roku 2013 przeprowadzono prace inwestycyjne, których celem była poprawa jakości wody poprzez ograniczenie dopływu zanieczyszczeń do zbiorników rekreacyjnych w Arturówku. W tym celu zabiegami ochronnymi objęto nie tylko trzy główne akweny w Arturówku, ale i całą górną zlewnię odcinka rzeki Bzury. Dodatkowo przeprowadzono prace rekultywacyjne ze względu na znaczną degradację tego systemu. Na zbiorniku AG w niektórych miejscach stwierdzono ponad 40 cm warstwę namułu zgromadzonego w akwencie w ciągu ostatnich kilkunastu lat (Hydroprojekt, 2012).

Ekosystemy wodne obszarów zurbanizowanych ze względu na swą specyfikę i położenie są znacznie bardziej podatne na zanieczyszczenia, które okresowo w dużej ilości są do nich dostarczane. Miejskie cieki wodne o niewielkich przepływach oraz płytkie zbiorniki retencyjne stają się odbiornikami ogromnej ilości wód deszczowych spływających z terenów utwardzonych miasta. W wielu przypadkach ich ograniczona pojemność nie pozwala na jej retencję, a wielkość transportowanych zanieczyszczeń powoduje szybką ich degradację. Powoduje to spadek ich walorów przyrodniczych, krajobrazowych, a przede wszystkim rekreacyjnych. Przykładem takiego ekosystemu w Łodzi jest górny odcinek rzeki Bzury wraz z kaskadą zbiorników rekreacyjnych w Arturówku. Przeprowadzone działania rekultywacyjne dla tego obszaru miały na celu zademonstrowanie metod ograniczających problem zanieczyszczeń wprowadzanych do rzeki i zbiorników z obszaru miasta. Podjęte działania ochronne przyczyniły się do redukcji związków biogenicznych oraz zawiesiny dopływających do zbiorników w Arturówku w zakresie od 60 nawet do 90%. Między innymi dzięki konstrukcji SSSB połączonego z podziemny systemem separatorów i osadników możliwe jest obecnie przejmowanie wód deszczowych z ulicy Wycieczkowej i ich podczyszczenie przed wprowadzeniem do rzeki, a podobna konstrukcja umiejscowiona w czaszy zbiornika Arturówek górny pozwala z kolei zatrzymywać zanieczyszczenia wprowadzane rzeką do systemu trzech zbiorników rekreacyjnych (www.arturowek.pl). W przypadku prac rekultywacyjnych polegających na bagrowaniu trzech zbiorników usunięto łącznie 12.200 m³ osadu, tym samym usuwając z każdego m³ m.in. 1 kg azotu i 0,036 kg fosforu, związków odpowiadających za coroczne pojawianie się sinic w tych zbiornikach.

Pozytywnym efektem przeprowadzonych w roku 2013 kompleksowych działań rekultywacyjnych i ochronnych dla zbiorników w Arturówku i rzeki Bzury okazała się redukcja biomasy *Cyanoprocariota*. Na stanowisku AD zaobserwowano redukcję sinic z

ilości 67190 mg/l do 144 mg/l odnotowanej w latach 2013-2014, a w przypadku zbiornika AG z 4871 mg/l do 152 mg/l, co stanowi redukcję tego parametru o ponad 96% w obu przypadkach, tym samym ograniczając ilość pojawiających się w sezonie letnim toksyn sinicowych (mikrocystyn). Według reportażu z roku 2014, ukazanym w jednej z łódzkich gazet potwierdzono brak mikrocystyn, czyli niebezpiecznych toksyn produkowanych przez sinice (Ekspres Ilustrowany nr 162, 2014). Dla porównania w lipcu 2012 r., stężenie mikrocystyn w zbiorniku Arturówek górny wyniosło 57 µg/l, a w zbiorniku AD 2,5 µg/l.

Wskaźnikiem postępującej eutrofizacji zbiorników są zmiany struktury troficznej spowodowane zachwianiem równowagi pomiędzy rybami zooplanktonem i fitoplanktonem. Niewłaściwa regulacja zespołu ryb w tym wzrost udziału ryb planktono- i bentosożernych przyczynia się do pogorszenia jakości wody poprzez spadek biomasy zooplanktonu czy ograniczeniem wzrostu makrofytów (Opuszyński, 1997). Prezentowane w pracy wyniki badań wskazują, iż prace inwestycyjne prowadzone na zbiornikach w Arturówku spowodowały znaczny spadek biomasy zooplanktonu w tych akwenach. Jej największą redukcję odnotowano na stanowisku AG z wartości 121,6 mg do wartości 4,4 mg oraz w zbiorniku UŁ ze 105,7 mg/l do 2,0 mg/l. Podjęte w roku 2014 dodatkowe działania biomanipulacyjne na tych zbiornikach, jako metody wspomagającej działania rekultywacyjne, polegającej na wprowadzeniu do zbiornika ryby drapieżnej (szczupak, sandacz) przyczyniły się do wzrostu biomasy zooplanktonu. Skuteczność zabiegu biomanipulacji w poprawie jakości wód udowodnił również van Donk (1990), na przykładzie badań prowadzonych na jeziorze Zwemlust. Obszar tego zbiornika został zarybiony rybami drapieżnymi, głównie szczupakiem pospolitym (*Esox lucius*). Z jego badań prowadzonych w latach 1987-1989 wynika, iż w wyniku podjętych działań zawartość chlorofilu w wodzie zbiornika zmniejszyła się z 200 µg/l do 50 µg/l. Ponadto zwiększył się udział biomasy zooplanktonu (*Brachionus filinia*) ze 100 mg/l do 1500 mg/l. Korzyści z prowadzenia zabiegu biomanipulacji w celu poprawy jakości zbiorników wykazano również w pracy Shapiro i in. (1975), Frankiewicza (1998) czy Mehner'a (2002).

Cieki w zlewniach zurbanizowanych stają się głównymi odbiornikami ścieków i spływów powierzchniowych, co wpływa na pogarszanie się ich warunków chemicznych (Błaszczuk i Nowakowska-Błaszczuk, 2011). Negatywny wpływ zlewni zurbanizowanej na jakość wód rzeki Bzury wykazały również wyniki przeprowadzonych badań. W górnym odcinku zlewni (obszar typowo miejski, słabo skanalizowany) oznaczano kilkukrotnie wyższe

stężenia takich parametrów jak jony amonowe czy fosforanowe. Ich średnie stężenia na tym obszarze w latach 2010-2012 wynosiły odpowiednio 0,78 mg/l i 0,15 mg/l. Dla porównania stężenie tych samych parametrów rzeki Bzury w zlewni leśnej (odcinek położonym ok. 1 km poniżej zlewni zurbanizowanej) wynosiło odpowiednio 0,17 mg/l i 0,07 mg/l. Podjęte w ramach projektu badania miały na celu ograniczenie dopływu zanieczyszczeń tych substancji do rzeki oraz poprawę jakości jej wód. W wyniku podjętych działań rekultywacyjnych zredukowano wielkość zanieczyszczeń transportowanych rzeką Bzurą o 63% dla jonów amonowych w górnej zlewni i o 84% w dolnej zlewni. Niestety poziom PO_4^{3-} wzrósł w górnej zlewni o 19 % , zaś w dolnej aż o 126%. Wzrost wartości fosforanów w wodzie wywołany był głównie zabiegiem bagrowania przeprowadzonym na zbiorniku AD, AŚ, AG, BpW i UŁ. Ponadto w kaskadzie 17 zbiorników znajdujących się powyżej ulicy Wycieczkowej działania rekultywacyjne zrealizowano jedynie w 4 akwenach. Dodatkowo zbiorniki te charakteryzują się niewielką wymianą wód, a ich umiejscowienie w mocno wciętej dolinie charakteryzującej się znacznym spływem wód powierzchniowych i gruntowych może być przyczyną kumulacji zanieczyszczeń transportowanych z pobliskich gospodarstw domowych. Według badań hydrologicznych prowadzonych przez Ciupę (2009) w rejonie Kielc w dwóch małych zlewniach o leśnym i miejskim zagospodarowaniu wynika, iż maksymalny odpływ jednostkowy ze zlewni zurbanizowanej jest około 4-krotnie większy niż z zalesionych części zlewni.

Badania prowadzone w Arturówku wykazują znaczną poprawę jakości wody na pierwszym z trzech zbiorników rekreacyjnych znajdujących się około 300 m poniżej ulicy Wycieczkowej dzielącej badanych obszar na teren leśny (poniżej ulicy) i zurbanizowany (powyżej ulicy). Wpływ na to ma m.in.: sekwencyjny system sedymentacyjno-biofiltracyjny skonstruowany w czaszy zbiornika Arturówek górny w miejscu dopływu rzeki Bzury. Jednym z najskuteczniejszych elementów systemu jest strefa sedymentacyjna, która w zbiorniku AG redukuje 42,7% zawiesiny transportowanej do zbiornika rzeką. Według badań prowadzonych przez Jacobsena i współpracowników (1994) wykazano, że wraz z zawiesiną do wód powierzchniowych doprowadzane jest aż 80% fosforu. Z kolei strefa roślinna znajdująca się w dolnej części systemu redukuje głównie związki azotu poprzez wbudowanie ich w strukturę roślin, zwiększając tym samym skuteczność całego systemu do 89,6% w redukcji zawiesiny oraz 57,1% TP i 56,9% TN. Według badań przeprowadzonych przez Tannera (1996) dostrzeżono wyraźną korelację pomiędzy biomasą roślin wodnych, a ilością absorbowanego

przez nie biogenów. Wykazał on, że poziom redukcji osiągnięty przez zastosowane w eksperymencie rośliny w stosunku do azotu całkowitego był bliski 92%, fosforu 93%, zawiesina uległa zaś obniżeniu aż o 88%. Dowodzą również tego badania przeprowadzone przez DeBuska i współpracowników (2005), które potwierdzają skuteczność oczyszczania wody przez system korzeniowy roślin ze związków azotu i fosforu ok. 60%. Tego typu rozwiązania wykorzystuje się również w konstrukcji pływających wysp. Badania prowadzone przez DeBuska i in. (2005) wykazują, iż są one w stanie zredukować ilość zawiesiny w wodzie z poziomu 17 mg/l do poziomu 6 mg/l.

Zabiegiem rekultywacyjnym ograniczającym proces tzw. zasilania wewnętrznego zbiornika poprzez osady denne jest bagrowanie. Zabieg ten zastosowany został na zbiornikach AG, AŚ, AD, BpW oraz UŁ. Poprawił on jakość wód na poszczególnych stanowiskach dla takich parametrów jak: TN, NH_4^{3+} , NO^{3-} . Odpowiednio dla tych parametrów redukcja wyniosła od 13,6% do 80,7% (TN), od 84,6% do 97,4% (NH_4^{3+}) oraz od 17,7% do 78,6% (NO^{3-}). Jedynie w przypadku fosforu całkowitego zaobserwowano redukcję tego parametru w zbiorniku AG o 33,3% oraz AD o 47,1%, a w przypadku zbiorników BpW oraz UŁ nastąpił wzrost jego stężenia w wodzie o 34,6% i 6,5%. Tak, więc wpływ bagrowania na redukcje substancji biogenicznych w wodzie może być różny i ściśle wiąże się z charakterem zlewni, jak i morfologią danego zbiornika. Badania przeprowadzone na jeziorze Trummen w Szwecji wskazują na efektywność zabiegu usuwania osadów dennych z zawartą w nich wodą. Usuwając 10-centymetrową warstwę osadów, zmniejszono zawartość fosforu o 90%, zaś azotu o 80% (Kajak, 1998). Również badania Chengxin i współpracowników (2004) na jeziorze Wuli, ukazują pozytywne skutki zastosowania zabiegu bagrowania dla poprawy jakości wód. Ten silnie zeutrofizowany zbiornik posiadał grubą warstwę osadów dennych odznaczających się wysoką zawartością substancji biogenicznych. Po pół roku od przeprowadzeniu zabiegu bagrowania w tym jeziorze stężenie całkowite fosforu zostało zredukowane o blisko 40%. Jednakże nastąpił wzrost stężenia PO_4^{3-} do 12 mg/l. Badania prowadzone w Arturówku wykazały pozytywny wpływ bagrowania na redukcję substancji biogenicznych o ok. 1 kg azotu i 0,036 kg fosforu wraz z każdym metrem sześciennym usuniętego namułu. Negatywny elementem bagrowania był wzrost stężenia jonów fosforanowych w wodzie od 50% do 133% w przypadku trzech zbiorników rekreacyjnych w Arturówku oraz o ok. 6% w zbiornikach BpW i UŁ. Prawdopodobnie usunięcie warstwy 30-40 cm namułu mogło spowodować odsłonięcie warstwy osadu znacznie

gorzej natlenionej, co spowodowało w pierwszym roku funkcjonowania zbiornika uwolnienie zakumulowanego w osadach jonów fosforanowych do toni wodnej. Potwierdzać tę tezę mogą szczegółowe badania osadu, w których zidentyfikowano jony żelaza w ilości aż 3,29 kg/m³, które to mogły wiązać fosfor w osadach. Zjawisko wiązania i uwalniania fosforu z dna przypisuje się koloidalnym kompleksom żelaza, które w natlenionym osadzie stanowią barierę dla wymiany soli pokarmowych między osadem i wodą. Mechanizm uwalniania fosforu ma miejsce w momencie, gdy na powierzchni osadów jon żelazowy Fe³⁺ jest redukowany do jonu żelazowego Fe²⁺ i wówczas sorpcyjne koloidy zostają zerwane, uwalniając uwięzione sole do wody. Badania Solskiego (1983) w Jeziorze Sławskim, potwierdzają zależność pomiędzy zawartością tlenu w wodzie nadosadowej, a stężeniem fosforu w toni. Według badań Hilleroda (1974), który przebadał 6 płytkich jezior duńskich, stwierdził, iż wzrost fosforu latem w wodach tych jezior był spowodowany warunkami beztlenowymi. Znacznie wyższy wzrost jonów fosforanowych w trzech zbiornikach rekreacyjnych w Arturówku w porównaniu do stanowisk zlokalizowanych na zbiornikach BpW i UŁ może być spowodowany zaleganiem większej ilości zanieczyszczeń na dnie tych zbiorników. Najwyższy wzrost aż o 133% stwierdzono na zbiorniku AD i AŚ, na których zimuje ptactwo wodne które w ciągu całego roku jest intensywnie dokarmiane. Ponadto odsłonięta część dna zbiornika stała się idealnym miejscem siedliskowym do rozwoju organizmów makrofitowych, w tym glonów nitkowatych (*Hydrodictyon sp.*) rozwijających się w płytkich strefach dna. Glony te preferują przejrzyste, a przede wszystkim czyste wody, nasycone dużą ilością substancji biogenicznych. Warunki optymalne dla ich rozwoju występują już przy stężeniach fosforanów powyżej 0,01 mg/l (Gołdyn, 2014). Pojawienie się ptactwa, które na nowo zawitało na obszar Arturówka, mogło również przyczynić się do sprowadzenia z innego ekosystemu wodnego wywłócznika, który masowo rozwinął się w zbiorniku AG.

Prowadzone w ramach projektu zabiegi rekultywacyjne wykazują jednoznacznie, iż ochrona zbiorników przed dopływem zanieczyszczeń jest możliwa nawet w zlewniach silnie zurbanizowanych. Jest ona konieczna dla utrzymania dobrego stanu wód i możliwości z niej korzystania w sposób rekreacyjny. Podejmowane zazwyczaj działania rekultywacyjne w postaci bagrowania zbiorników mogą nie zawsze przynieść pożądany efekt. Jednakże w wielu przypadkach jest to jedyne słuszne działanie. Taka sytuacja miała miejsce w zbiorniku UŁ. Zalegające na dnie tego płytkiego akwenu liście w wyniku dekompozycji zużywały dostępny

w wodzie tlen. Dodatkowo procesy gnilne przyczyniały się do wzrostu jonów amonowych i pojawiania się trującego siarkowodoru. W latach 2010-2012 średnie stężenie tlenu w tym zbiorniku wynosiło zaledwie 2,5 mg/l, a pojedyncze pomiary wskazywały nawet na okresowe jego wyczerpanie. Przeprowadzone bagrowanie zbiornika spowodowało wzrost stężenia tlenu do 9,5 mg/l, a dodatkowo stwierdzono redukcję jonów amonowych w wodzie aż o 98%.

Przeprowadzone w ramach pracy magisterskiej badania porównawcze wykazały zarówno pozytywny jak i negatywny wpływ działań rekultywacyjnych na stan jakości wód rzeki Bzury i zbiorników wodnych usytuowanych w jej biegu. Należy jednak podkreślić iż oceny wpływu działań rekultywacyjnych na stan jakości wód jest niezmiernie trudna i wymaga szczegółowej analizy wielu czynników. Uzyskane wyniki badań nie uwzględniają wszystkich możliwych aspektów, które w sposób negatywny lub pozytywny wpłynęły na jakość wód. Wskazują na to badania monitoringowe prowadzone równolegle na jednym ze zbiorników (stanowisko LM), na którym nie podjęto żadnych działań inwestycyjnych. W latach 2013-2014 zaobserwowano wzrost stężenie TN, TP i fosforanów w wodzie tego zbiornika o 18,9%, 147,6% i 107,1% oraz chlorofilu o 159% i biomasy zooplanktonu o 13% w stosunku do lat 2010-2012, co może tym bardziej podkreślać skuteczność przeprowadzonych zabiegów rekultywacyjnych i ochronnych dla poprawy jakości wód rzeki Bzury i zbiorników rekreacyjnych w Arturówku.

VI. Wnioski.

1. W wyniku przeprowadzonych w roku 2013 kompleksowych działań rekultywacyjnych i ochronnych dla zbiorników w Arturówku i rzeki Bzury w latach 2013-2014 w wodach tych akwenów odnotowano redukcję *Cyanoprocariorota* na stanowisku AD o 99,8% i na stanowisku AG o 96,9%, tym samym zredukowano ilość pojawiających się w sezonie letnim toksyn sinicowych (mikrocystyn) z 57 µg/l do zaledwie 0,25 µg/l.

2. Działania inwestycyjne prowadzone w roku 2013 spowodowały spadek biomasy zooplanktonu w zbiornikach AD, AŚ i AG odpowiednio z wartości 52,0 mg do 19,8 mg, z 51,4 mg do 4,0 mg i z 121,6 mg do 4,4 mg. Przeprowadzona w roku 2014 na tych zbiornikach biomanipulacja, jako metoda wspomagająca działania rekultywacyjne, polegająca na wprowadzeniu do zbiorników ryby drapieżnej przyczyniła się do znacznego (obserwacje poczynione w trakcie prowadzonych badań monitoringowych) wzrostu biomasy zooplanktonu w roku 2015.

3. Wyniki badań z lat 2013-2014 na stanowiskach: BpW, BW, LM i UŁ zlokalizowanych w górnej części zlewni Bzury wskazują na redukcję od 25% do 86% średnich wartości takich parametrów wody jak: zawiesina, TN, NH_4^{3+} , PO_4^{3-} , która jest niższa w stosunku do stanowisk zlokalizowanych w dolnej części zlewni (BP, AD, AŚ i AG), gdzie redukcja tych parametrów wyniosła od 72% do 98%, co potwierdza trudność rekultywacji terenów nieskanalizowanych.

4. Adaptacja ekohydrologiczna zbiornika Arturówek górny poprzez konstrukcję na wlocie rzeki Bzury sekwencyjnego systemu sedymentacyjno-biofiltracyjnego przyczyniła się do wzrostu skuteczności działań rekultywacyjnych tego zbiornika, wykazując jedne z najwyższych poziomów redukcji analizowanych parametrów wody.

5. Przeprowadzone zabiegi ochronne i rekultywacyjne najskuteczniej poprawiły jakość wód na wszystkich badanych stanowiskach dla takich parametrów jak azot całkowity i jony amonowe, a ich średnia redukcja wyniosła odpowiednio 53,5% oraz 73,5%.

6. Wyniki badań na stanowisku referencyjnym LM (na zbiorniku tym nie prowadzono żadnych prac inwestycyjnych) w przypadku takich parametrów jak: TP, PO_4^{3-} , NH_4^{3+} wykazują wzrost stężenia tych substancji odpowiednio o 147%, 107% i 195% oraz brak znaczących zmian dla azotu całkowitego i jonów azotanowych, co może wskazywać na wzrost presji człowieka na ekosystem rzeki Bzury w górnej części jej zlewni.

7. W wyniku zabiegu odmulania przeprowadzonego na zbiorniku UŁ uległa poprawie jakość wód zbiornika poprzez wyeliminowanie nieprzyjemnego zapachu oraz redukcję NH_4^{3+} o 98% i wzrost stężenia tlenu z wartości 2,8 mg/l (pojedyncze pomiary wielokrotnie notowane były poniżej 1 mg/l) do 9,5 mg/l.

8. Przeprowadzone zabiegi rekultywacyjne w postaci usunięcia namulów z dna zbiorników przyczynił się do redukcji TP od 27% do 48% dla stanowisk BpG, AD oraz AG. Jednocześnie zaobserwowano wzrost jonów fosforanowych w wodzie od 6% do 187,5% dla stanowisk BP, AD, AŚ, AG, BpW, BpG i UŁ. Jednakże maksymalne średnie stężenie tych substancji w wodzie nie przekraczały wartości 0,25 mg. Wzrost wartości fosforanów w wodzie mógł być wywołany zabiegiem bagrowania zbiorników wodnych.

VII. Streszczenie w języku polskim i angielskim.

Wpływ rekultywacji zbiorników rekreacyjnych w Arturówku na stan jakości wód rzeki Bzury

Z powodu docierania do zbiorników wodnych nadmiernej ilości substancji biogenych następuje znaczny wzrost ich żyzności, a w konsekwencji stają się one eutroficzne. Wzbogacenie wody biogenami ponadto przyspiesza wzrost glonów i innych form życia roślin doprowadzając do niepożądanego zakłócenia biologicznych stosunków wodnych oraz pogarszania jakości wód. W rezultacie negatywnie wpływają na działalność gospodarczą ludzi, dodatkowo ograniczając rekreacyjne wykorzystywanie zbiorników i konieczność ich okresowego zamykania. Szansą na poprawę stosunków wodnych w zbiornikach są przeprowadzane zabiegi rekultywacyjne, które dzięki właściwemu zdiagnozowaniu istniejącego stanu środowiska wodnego przynoszą poprawę sytuacji. Szereg rozwiązań tych problemów daje ekohydrologia, która dzięki integracji rozwiązań inżynierskich z biologicznymi przynosi niemal całkowitą redukcję zanieczyszczeń w silnie zdegradowanych systemach zurbanizowanych. Zabiegami rekultywacyjnymi przeprowadzonymi w Arturówku były m.in.: konstrukcja stref buforowych i mat roślinności pływającej, konstrukcja Sekwencyjnego-Systemu-Sedymentacyjno-Biofiltracyjnego oraz usuwanie osadów dennych.

Celem niniejszej pracy była ocena skuteczności podjętych działań rekultywacyjnych na stan jakości wód rzeki Bzury i zbiorników rekreacyjnych w Arturówku. W pracy wykorzystano wyniki badań monitoringowych realizowanych w latach 2010-2012, które porównano z rezultatami badań prowadzonych w drugiej połowie 2013 roku oraz w roku 2014, bezpośrednio po zakończeniu prac inwestycyjnych. Próbkę wody w celach porównawczych wpływu rekultywacji zbiorników na stan środowiska wodnego w obu okresach pobierano na tych samych stanowiskach.

Przeprowadzone w ramach pracy magisterskiej badania porównawcze wykazały zarówno pozytywny jak i negatywny wpływ działań rekultywacyjnych na stan jakości wód rzeki Bzury i zbiorników wodnych usytuowanych w jej biegu. Jednakże wyniki badań wskazują na niemal całkowitą redukcję toksycznych sinic. Ponadto dzięki integracji rozwiązań hydrotechnicznych i biologicznych zredukowano dopływające zanieczyszczenia (związki azotu, fosforu i zawiesiny) w zakresie 60-90%. Redukcja tych zanieczyszczeń wyeliminowała problem letniego pojawiania się toksycznych sinic w wodzie, a obecnie umożliwia rekreacyjne wykorzystanie zbiorników w Arturówku.

***The influence of recreation reservoirs rehabilitation in Arturówek
on the water quality of the Bzura river***

Due reaching excessive amounts of water reservoirs nutrients a significant increase in their fertility because they are becoming eutrophic. Nutrients enrichment of water also accelerates the growth of algae and other forms of plant life leading to undue distortion of biological deterioration of water and water quality. As a result, a negative impact on business people, further limiting recreational use of tanks and the need for their periodic shutdown. An opportunity for improvement of water in the reservoirs are carried out reclamation treatments, which thanks to proper diagnosis of the current state of the aquatic environment have improved the situation. A number of solutions to these problems gives ecohydrology, which, thanks to the integration of engineering solutions of biological brings an almost complete reduction of pollution in heavily degraded urban systems. Reclamation treatments were carried out in Arturówek: construction of buffer zones and mats of floating vegetation, construction Sekwencyjny-System-Sedymentacyjno-Biofiltracyjny and removal of sediments.

The aim of this study was to evaluate the effectiveness of the rehabilitation work on the state of the Bzura river water quality and recreational area in Arturówek. The study was based on results of monitoring carried out in 2010-2012, which were compared with the results of research conducted in the second half of 2013 and in 2014, immediately after the completion of investment works. Water samples for comparative purposes the impact of reclamation reservoirs on the state of the aquatic environment in both periods was collected in the same positions.

Conducted as part of the thesis comparative studies have shown both positive and negative impact of reclamation activities on the state of the Bzura river water quality and water reservoirs situated in its course. However, the results indicate an almost complete reduction of toxic blue-green algae. Moreover, thanks to hydraulic engineering and integration solutions to reduced inflow of biological contamination (compounds of nitrogen, phosphorus and suspensions) in the range of 60-90%. The reduction of these pollutants eliminated the problem of summer appearance of toxic cyanobacteria in the water, and currently allows recreational use of tanks in Arturówek.

VIII. Literatura.

- Allan J.D. 1998.** Ekologia wód płynących. PWN, Warszawa.
- Apeldoorn M.E., Egmond H.P., Speijers G.J.A., Bakker G.J.I. 2007.** *Toxins of cyanobacteria*. Mol. Nutr. Food Res., 51:7-60.
- Bald K., Krakowska E., Karski K. 1999.** Program rewitalizacji doliny rzeki Bzury. Zarząd Miasta Zgierza. Zgierz.
- Barrett P. R. F., Curnow J. C., Littlejohn J.W. 1996.** *The control of diatom and cyanobacterial blooms in reservoirs using barley straw*. Hydrobiologia, 340:307-311.
- Błaszczyk, P. i Nowakowska-Błaszczyk, A. 2011.** *Wpływ odprowadzania wód deszczowych z terenów zurbanizowanych na osiągnięcie dobrego stanu ekologicznego wód powierzchniowych*. GAZ WODA I TECHNIKA SANITARNA, 7-8:254-259.
- Carmichael W.W. 1992.** *Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins*. Journal of Applied Bacteriology 72:445-459.
- Chengxin Fan, Lu Zhang, Jianjun Wang, Chaohai Zheng, Guang Gao, Sumin Wang. 2004.** *Processes and mechanism of effects of sludge dredging on internal source release in lakes*. Chinese Science Bulletin. Vol. 49. No 17. pp. 1853 -1859.
- Ciupa T. 2009.** *Wpływ zagospodarowania terenu na odpływ i transport fluwialny w małych zlewniach na przykładzie Sufragańca i Silnicy*. Wyd. Uniwersytetu Humanistyczno-Przyrodniczego im. Jana Kochanowskiego, Kielce
- Codd G.A. 2000.** *Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control*. Ecological Engineering 16:51-60.
- Collins R., Kristensen P., Thyssen N. 2009.** *Water resources across Europe – confronting water scarcity and drought*. European Environment Agency Report No 2/2009.
- COM(2004)60.** Komunikat Komisji dla Rady, Parlamentu Europejskiego, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu do spraw Regionów, W stronę strategii tematycznej dla środowiska miejskiego, Komisja Wspólnot Europejskich, Bruksela.
- DeBusk T. A., Baird R., Haselow D. i Goffinet T. 2005.** *Evaluation of a Floating Wetland for Improving Water Quality in an Urban Lake*. Proceedings of 8th Biennial Conference on Stormwater Research and Watershed Management
- Express Ilustrowany 15 lipca 2014,** *Czysta woda w Arturówku*, nr. 162, s.4.
- Förster K. 1982.** *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Conjugatophyceae, Zygnematales und Desmidiales (excl. Zygnemataceae). Die Binnengewässer*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Frankiewicz P. 1998.** *Regulatory mechanisms within the fish community and their influence, through the cascading effect, on water quality in a lowland reservoir*, University of Lodz Press, Lodz.
- Goldyn R. 2014.** *Małe zbiorniki wodne jako ostoja bioróżnorodności*. Fundacja Biblioteka Ekologiczna w Poznaniu. Zakład Ochrony Wód, Wydział Biologii Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu.

- Gulati R.D., Dionisio Pires L.M., Van Donk E. 2008.** *Lake restoration studies: Failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures.* Limnologica, 38:233-247.
- Hac A. 2007.** *Jak chce mieszkać łodzianin?* „Gazeta Wyborcza” nr 40, 16 lutego, s.3.
- Hindák F. 1977.** *Studies on the algae (Chlorophyceae), 1.* – Biol. Práce, 23: 1-190.
- Hindák F. 1984.** *Studies on the algae (Chlorophyceae), 3.* – Biol. Práce. 30(1): 1-308.
- Hindák F. 1988.** *Studies on the algae (Chlorophyceae), 4.* – Biol. Práce, 34(1-2): 1-263.
- Hindák F. 1990.** *Studies on the algae (Chlorophyceae), 5.* - Biol. Práce, 36: 1-225.
- Hillbricht-Ilkowska A. 2002.** *Catchment impact on lakes: long-term studies of the river-lake system in diversified landscape.* Polish J. Ecol., 50:411-550.
- Hillerod J.M.A 1974.** *Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes.* Arch. Hydrob. 74(4):528-550.
- Hydroproject Sp. Zo.o. 09-21.2012r.** Wykonanie projektu budowlano-wykonawczego wraz z uzyskaniem wymaganych przepisami szczegółowymi pozwoleń, uzgodnień i opinii instytucji, w szczególności: decyzji o warunkach zabudowy (lokalizacyjnej), decyzji środowiskowej i pozwolenia na budowę, a także komputerowej wizualizacji projektu dla zadania: Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich. Uniwersytet Łódzki. Łódź.
- Jacobsen T., Johansen N.B., Yousef Y.A. 1994,** *Treatment systems for urban and highway run-off in Denmark.* Science of the Total Environment, 146-147:499-506.
- Jurczak T., Wagner I., Zalewski M. 2012.** *Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich (EH-REK).* Łódź.
- Jurczak T., Wagner I., Zalewski M. 2012a.** *Urban aquatic ecosystems management.* Public Services Review: Europe: Issue 24, strona 178.
- Kajak Z. 1998.** *Hydrobiologia - Limnologia: Ekosystemy wód śródlądowych,* Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Komárek I., Fott B. 1983.** *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung: Chlorococcales. Die Binnengewässer.* Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Komárek I., Jankovská V. 2001.** *Review of the Green Algal Genus Pediastrum; Implication for Pollen analytical Research.* Bibliotheca Phycologica, 108-127.
- Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, 2010.** *Diagnoza aktualnego stanu gospodarki wodnej.* Załącznik 1 Do Projektu Polityki wodnej państwa 2030 (z uwzględnieniem etapu 2016).
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986, Bacillariophyceae 1.; 1988. Bacillariophyceae 2.; 1991a. Bacillariophyceae 3.; 1991b. Bacillariophyceae 4.** [w:] *Süßwasserflora von Mitteleuropa.* Ettl H., Gerloff J., Heyning H., Mollenhauer D. (red.). G. Fischer Verlag, Jena

- Kuczyński W., Żuchowicki W. 2010.** *Ocena aktualnej sytuacji w zaopatrzeniu w wodę w Polsce na tle sytuacji w świecie.* Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska. Tom 12:419-465.
- Kupryś I, Kuna P. 2003.** *Epidemia chorób alergicznych – nowy problem zdrowotny współczesnego świata.* Pol Merkur Lekarski. 2003; 14(83):453-5
- Lampert W., Sommer U. 1996.** *Ekologia wód śródlądowych.* PWN, Warszawa.
- Marsalek J., Jiménez-Cisneros B.E., Malmquist P.-A., Karamouz M., Goldenfum J., Chocat B. 2006.** *Urban water cycle processes and interactions.* UNESCO, Paris.
- Mehner T., Benndorf J., Kasprzak P., Koschel R. 2002.** *Biomanipulation of lake ecosystems: successful applications and expanding complexity in the underlying science.* Freshwat. Biol., 47:2453-2465.
- Merel S., Clément M., Thomas O. 2010.** *State of the art on cyanotoxins in water and their behaviour towards chlorine (Review).* Toxicon 55:677-691.
- Opuszyński K. 1997.** *Wpływ gospodarki rybackiej, szczególnie ryb roślinożernych, na jakość wody w jeziorach.* Biblioteka Monitoringu Środowiska, str. 156.
- Perrow M.R., Meijer M.-L., Dawidowicz P., Coops H. 1997.** *Biomanipulation in shallow lakes: state of the art.* Hydrobiologia, 342/343:355-365.
- Santiago-Fandino V., Neate J. 2002.** *Phytotechnologies and ecohydrology: A comprehensive approach to watershed management.* Ecohydrol. Hydrobiol., 2, 39-47.
- Shapiro, J., Lamarra V. i Lynch M. 1975.** *Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration., Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control.* Univ. Fla., Gainesville: 85-69.
- Siemińska J. 1964.** *Bacillariophyceae. Okrzemki.* [w:] *Flora słodkowodna Polski. T. 6.* Starmach K. (red.). Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Smoroń S. 2012.** *Zagrożenie eutrofizacją wód powierzchniowych Wyżyn Lessowych Małopolski.* Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. Tom 12z. 1 (37) s: 181–191.
- Solovey T. 2008.** *Ocena potencjalnej eutrofizacji wód płynących w zlewni środkowej Wisły.* Water-Environment-Rular Areas. Tom 8z. 1(22) s: 323-336.
- Solski A. 1983.** *Fosfor w osadach dennych potencjalnym zagrożeniem dla czystości wód jeziora Ślaskiego.* Mat. Bad. IGM, Ochrona Wód przed zanieczyszczeniem, Nr 5, 1-16.
- Starmach K.. 1989.** *Plankton roślinny wód słodkich [Freshwater phytoplankton].* Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Tanner Ch. C. 1996.** *Plants for constructed wetland treatment systems - A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species.* Ecological Engineering, 7:59-83.
- Tarczyńska M., Osiecka R., Kątek R., Błaszczyk A., Zalewski M. 1997.** *Przyczyny i konsekwencje powstawania toksycznych zakwitów sinicowych w zbiornikach.*[w:] *Zastosowanie biotechnologii ekosystemalnych do poprawy jakości wód.* Zalewski M., Wiśniowiecki J.R. (red.). Zeszyty Naukowe Komitetu „Człowiek i Środowisko”, 18:51-72.
- Trawczyńska A., Tołoczko W., Niewiadomski A. 2009.** *Zawartość pierwiastków śladowych w wodach górnej Bzury.* Ochrona Środowiska i Zasobów Leśnych, 40:491-496.

Ułężalka S. 2011. *Analiza zagrożeń jakości wód rzeki Bzury i zbiorników Arturówek dla ekohydrologicznej ich rekultywacji.* Praca magisterska wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.

Urząd Wojewódzki w Łodzi. 17.04.1996. Pozwolenie wodnoprawne.

Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. - Prawo wodne (Dz. U. z 2005 r., Nr 239, poz. 2019 ze zm.

van Donk E. 1990. *Restoration by biomanipulation in a small hypertrophic lake : first-year results,* Hydrobiologia 191:285-295.

Wagner I., Marsalek J., Breil P. 2007. *Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management: Science, Policy and Practice.* Taylor and francis Group, London, UK.

Wnuk A., 2010. *Ocena stanu jakości wód zbiorników „Arturówek” oraz źródłowego odcinka rzeki Bzury w aspekcie ekohydrologicznej ich rekultywacji.* Praca magisterska wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź

www.arturowek.pl

Zalewski M. 2002. *Guidelines for the integrated management of the watershed.* Phytotechnology and Ecohydrology, United Nations Environment Programme, Division of Technology, Industry and Economics, Freshwater Management Series No.5.

Zalewski M. 2011. *Ecohydrology for implementation of the EU water framework directive.* Proceedings of the Institution of Civil Engineering Water Management 164:375-385.

Zalewski M. 2013. *Ecohydrology: process-oriented thinking towards sustainable river basins.* Ecohydrology&Hydrobiology 13:97-103.

Zalewski M., Janauer G. A., Jolánkai G. 1997. *Ecohydrology A new paradigm for the sustainable use of aquatic resource.* International Hydrological Programme, UNESCO, Paris.

Zalewski M., Wagner-Lotkowska I. 2004. *Integrated watershed mangement: ecohydrology & phytotechnology.* Manual.,UNESCO.

IX. Załączniki.

Załącznik 1. Wybrane parametry fizyko-chemiczne wody rzeki Bzury i zbiorników rekreacyjnych Arturówek w latach 2010-2012.

		PARAMETRY FIZYCZNE				PARAMETRY CHEMICZNE				
STANOWISKO	LATA	TEMP. [°C]	PRZEW. [uS/cm]	pH	TLEN [mg/l]	TN [mg/l]	TP [mg/l]	NO ₃ [mg/l]	PO ₄ [mg/l]	NH ₄ [mg/l]
BP	2010	15,1	334	7,61	9,89	1,2	0,38	1,21	0,06	0,42
	2011	13,9	339	7,54	8,38	2,2	0,11	1,23	0,11	0,13
	2012	14,8	363	7,62	8,66	4,7	0,28	1,85	0,08	0,47
AD	2010	18,9	304	8,79	13,53	1,1	0,50	0,50	0,02	0,23
	2011	15,2	335	8,40	12,32	1,5	0,09	0,89	0,10	0,05
	2012	18,4	315	8,45	11,48	5,1	0,14	0,47	0,06	0,10
AŚ	2010	18,4	351	8,33	13,87	0,8	0,27	0,26	0,02	0,08
	2011	14,8	360	8,18	11,62	1,4	0,11	0,40	0,11	0,10
	2012	17,0	347	8,49	11,84	4,6	0,12	0,07	0,07	0,04
AG	2010	18,5	378	8,05	10,33	0,6	0,35	0,20	0,01	0,07
	2011	14,7	360	7,99	8,81	1,3	0,14	0,10	0,10	0,07
	2012	17,3	361	8,92	12,62	5,1	0,54	0,12	0,07	0,23
BpG	2010	14,4	392	7,63	8,61	1,0	0,48	0,86	0,15	0,31
	2011	12,5	379	7,43	8,29	2,3	0,22	0,87	0,15	0,27
	2012	13,5	395	7,96	8,82	4,0	0,54	0,49	0,13	0,40
BW	2010	14,4	371	7,33	6,18	1,0	0,25	0,36	0,11	0,41
	2011	13,2	374	7,36	6,96	2,4	0,23	0,50	0,13	2,95
	2012	14,8	385	7,85	7,79	4,3	0,43	0,23	0,18	0,61
BpW	2010	14,4	336	7,22	3,95	1,0	0,24	0,43	0,07	0,56
	2011	13,5	369	7,31	6,02	2,0	0,17	0,32	0,19	0,35
	2012	15,3	450	8,01	9,00	4,7	0,37	0,19	0,21	0,57
LM	2010	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2011	14,1	346	7,35	5,66	1,6	0,18	0,05	0,17	0,33
	2012	13,8	292	7,72	7,28	2,6	0,24	0,01	0,11	0,13
UŁ	2010	16,0	300	7,02	2,76	2,1	0,40	0,43	0,07	1,42
	2011	12,9	334	7,02	2,89	2,9	0,20	0,56	0,09	1,01
	2012	13,0	323	7,32	2,88	3,8	0,32	0,06	0,33	2,20

Załącznik 1a. Wybrane parametry fizyko-chemiczne wody rzeki Bzury i zbiorników rekreacyjnych Arturówek w latach 2013-2014.

		PARAMETRY FIZYCZNE				PARAMETRY CHEMICZNE				
STANOWISKO	LATA	TEMP.	PRZEW.	pH	TLEN	TN	TP	NO ₃	PO ₄	NH ₄
BP	2013	16,8	391	7,53	8,33	1,0	0,11	1,74	0,16	0,03
	2014	14,2	336	8,29	9,15	1,6	0,47	1,28	0,31	0,15
AD	2013	18,5	367	7,87	11,56	0,5	0,05	1,14	0,11	0,02
	2014	17,1	288	8,80	11,71	0,7	0,28	0,31	0,18	0,01
AŚ	2013	17,9	311	8,38	13,28	0,4	0,07	0,05	0,07	0,01
	2014	15,7	317	8,40	12,16	0,5	0,27	0,13	0,21	0,02
AG	2013	18,6	325	8,24	11,02	0,5	0,08	0,04	0,06	0,02
	2014	16,1	243	8,65	10,83	0,6	0,28	0,03	0,13	0,01
BpG	2013	14,8	432	7,83	7,62	1,3	0,12	0,68	0,09	0,05
	2014	12,9	388	7,94	9,58	1,2	0,48	0,81	0,34	0,04
BW	2013	14,1	454	7,55	5,73	2,1	0,13	0,18	0,04	0,40
	2014	13,0	391	7,43	5,86	1,6	0,74	0,14	0,29	0,42
BpW	2013	14,7	430	7,37	5,41	1,1	0,08	0,12	0,03	0,64
	2014	13,7	386	7,54	8,18	1,6	0,63	0,20	0,31	0,37
LM	2013	16,1	355	7,33	6,83	2,8	0,23	0,02	0,21	0,35
	2014	14,9	341	7,50	7,15	2,1	0,81	0,06	0,38	1,01
UŁ	2013	16,3	364	7,58	9,45	3,4	0,18	0,57	0,07	0,03
	2014	15,0	359	7,85	9,48	1,7	0,48	0,39	0,27	0,04

Załącznik 2. Wybrane parametry biologiczne i toksykologiczne wody zbiorników rekreacyjnych Arturówek w latach 2010-2012.

		PARAMETRY BIOLOGICZNE BIOMASA [mg/l]					TOKSYN [ug/l]
STANOWISKO	LATA	CYANO	FITO	COPEPODA	CLADOCEA	ROTIFERA	MC
AD	2010	198614	212115	0,00	0,00	0,00	1,44
	2011	1461	16170	32,80	14,75	0,76	0,26
	2012	1493	4922	15,57	39,57	0,60	0,82
AŚ	2010	1546	13674	0,00	0,00	0,00	0,00
	2011	1357	5641	43,08	9,09	1,94	0,00
	2012	593	5756	29,66	16,80	2,20	0,16
AG	2010	9959	20879	0,00	0,00	0,00	0,00
	2011	855	3913	59,68	33,70	1,96	0,01
	2012	3798	5261	42,88	102,68	2,40	4,53
SW	2010	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2011	201	689	13,38	2,12	0,93	0,00
	2012	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BpW	2010	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2011	0,00	869	0,00	0,00	0,00	0,00
	2012	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
LM	2010	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2011	269	13298	21,85	49,28	1,99	0,00
	2012	4	6126	15,13	0,66	3,35	0,00
UŁ	2010	160	4730	0,00	0,00	0,00	0,68
	2011	61	654	4,76	103,88	0,08	0,00
	2012	70	267	3,83	98,88	0,02	0,00

Załącznik 2a. Wybrane parametry biologiczne i toksykologiczne wody zbiorników rekreacyjnych Arturówek w latach 2013-2014.

		PARAMETRY BIOLOGICZNE BIOMASA [mg/l]					TOKSYN [ug/l]
STANOWISKO	LATA	CYANO	FITO	COPEPODA	CLADOCEA	ROTIFERA	MC
AD	2013	287	880	27,23	2,13	0,03	0,00
	2014	1,00	363	5,05	4,98	0,12	0,01
AŚ	2013	0,00	195	1,07	0,00	0,65	0,00
	2014	0,00	117	2,51	3,70	0,06	0,00
AG	2013	303	639	3,60	0,17	0,38	0,00
	2014	0,00	1362	4,23	0,21	0,30	0,00
SW	2013	0,00	226	1,40	8,17	0,02	0,00
	2014	0,00	460	1,77	2,33	0,18	0,00
BpW	2013	2,00	3046	7,00	0,00	1,37	0,00
	2014	8,00	5823	2,61	0,13	0,52	0,00
LM	2013	0,00	15490	13,60	34,13	2,31	0,00
	2014	41	1389	20,68	32,85	0,57	0,00
UŁ	2013	1,00	4945	0,27	0,67	0,63	0,00
	2014	146	1747	0,89	0,13	1,35	0,00