



LIFE08 ENV/PL/000517



Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich (EH-REK)

ANALIZA ZAGROŻEŃ I SZANS

pod redakcją
Tomasza Jurczaka, Iwony Wagner
i Macieja Zalewskiego



Uniwersytet
ŁÓDZKI



WYDZIAŁ
BIOLOGII
I OCHRONY
ŚRODOWISKA



KATEDRA EKOLOGII STOSOWANEJ
UNIWERSYTETU ŁÓDZKIEGO



URZĄD MIASTA ŁÓDZI



ŁÓDZKA
SPÓŁKA
INFRASTRUKTURALNA

**Ekohydrologiczna rekultywacja
zbiorników rekreacyjnych Arturówek (Łódź)
jako modelowe podejście do
rekultywacji zbiorników miejskich
(EH-REK)**

ANALIZA ZAGROŻEŃ I SZANS

pod redakcją
**Tomasza Jurczaka, Iwony Wagner
i Macieja Zalewskiego**

Katedra Ekologii Stosowanej
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Łódzki

Łódź 2012

Praca zbiorowa pod redakcją

dr. Tomasza Jurczaka, dr Iwony Wagner (Katedra Ekologii Stosowanej UŁ)
prof. dr. hab. Macieja Zalewskiego (Katedra Ekologii Stosowanej UŁ, Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO)

Autorzy opracowania

prof. dr hab. Maciej Zalewski, dr Iwona Wagner, dr Małgorzata Stolarska (Katedra Ekologii Stosowanej UŁ, Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO)
dr Tomasz Jurczak, dr Adrianna Wojtał-Frankiewicz, dr Zbigniew Kaczkowski,
mgr Zuzanna Oleksińska, mgr Sylwia Ulężałka (Katedra Ekologii Stosowanej UŁ)
dr Magdalena Urbaniak (Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO)
dr Bogusław Szulc (Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Łodzi)
mgr Paweł Anyszewski (Łódzka Spółka Infrastrukturalna)

Analizy przestrzenne wykonali

dr Małgorzata Stolarska (Katedra Ekologii Stosowanej UŁ, Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO), mgr Grzegorz Łukasiewicz (Wydział Nauk Geograficznych UŁ)

Recenzja

dr hab. prof. UW Artur Magnuszewski

Redakcja i korekta

Katarzyna Gorzkowska

Okładkę projektowała

Małgorzata Łapińska

Na okładce wykorzystano fotografię autorstwa Sebastiana Szklarka

Publikacja wydana w ramach projektu LIFE+ (LIFE08 ENV/PL/000517)

Projekt współfinansowany ze środków Komisji Europejskiej (Instrument Finansowy LIFE+), Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Łodzi

Publikacja jest dystrybuowana bezpłatnie

© Copyright by Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska UŁ

Druk

PROXIMA Sp. z o.o.
94-305 Łódź, ul. Krańcowa 55

ISBN 978-83-902280-2-0

Spis treści

Wstęp (<i>prof. dr hab. Maciej Zalewski, dr Iwona Wagner</i>)	5
1. Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników Arturówek w Łodzi (<i>dr Iwona Wagner, dr Tomasz Jurczak</i>)	8
1.1. Projekt LIFE+: EH-REK	9
1.2. Innowacyjność projektu	11
1.3. EH-REK w strategiach oraz kierunkach rozwoju miasta i regionu	12
2. Analiza zagrożeń i szans: założenia i cele (<i>dr Iwona Wagner, dr Tomasz Jurczak, dr Małgorzata Stolarska</i>)	15
2.1. Zagrożenia	17
2.2. Szanse.....	18
2.3. Cele i struktura opracowania.....	18
3. Kontekst geograficzny projektu (<i>dr Małgorzata Stolarska, dr Tomasz Jurczak</i>)	21
3.1. Specyfika hydrograficzna Łodzi	21
3.2. Zbiorniki Arturówek	22
4. Metodyka (<i>dr Małgorzata Stolarska, dr Tomasz Jurczak, dr Zbigniew Kaczkowski, dr Adrianna Wojtal-Frankiewicz, dr Bogusław Szulc, dr Magdalena Urbaniak, mgr Ilona Gągała, mgr Zuzanna Oleksińska, mgr Sylwia Ulężałka</i>).....	25
4.1. Analiza zlewni	25
4.2. Analiza wód rzeki i zbiorników.....	27
4.3. Analiza prawna	33
5. Analiza środowiskowa (<i>dr Tomasz Jurczak, dr Małgorzata Stolarska, dr Adrianna Wojtal-Frankiewicz, dr Zbigniew Kaczkowski, dr Magdalena Urbaniak, dr Bogusław Szulc, mgr Zuzanna Oleksińska, mgr Sylwia Ulężałka</i>)	35
5.1. Hydrologiczne i fizyczno-chemiczne parametry oceny stanu wód.....	35
Parametry hydrologiczne.....	35
Jakość wód powierzchniowych	40
Jakość wód podziemnych	51
Substancje biogeniczne, metale ciężkie i TZO w osadach dennych.....	54
5.2. Biologiczne parametry oceny stanu wód.....	59
Fitoplankton i chlorofil <i>a</i>	59
Toksyny sinicowe (mikrocystyny).....	63
Zooplankton.....	66
Ichtiofauna.....	69

6. Podsumowanie (<i>dr Iwona Wagner, dr Tomasz Jurczak, mgr Zuzanna Oleksińska</i>).....	74
Zagrożenia i szanse w zlewni górnej Bzury i zbiorników Arturówek oraz wskazania do działań rehabilitacyjnych	74
7. Analiza prawna (<i>dr Tomasz Jurczak, dr Zbigniew Kaczkowski, dr Małgorzata Stolarska, mgr Paweł Anyszewski, mgr Sylwia Ulężałka</i>)	80
7.1. Analiza własności gruntów	80
7.2. Analiza form ochrony przyrody w obszarze realizacji inwestycji	83
7.3. Analiza infrastrukturalna	92
7.4. Analiza społeczna	99
Podsumowanie i dalsze działania (<i>dr Iwona Wagner</i>).....	102
Bibliografia	105
Spis tabel, rysunków, fotografii, map.....	113

Wstęp

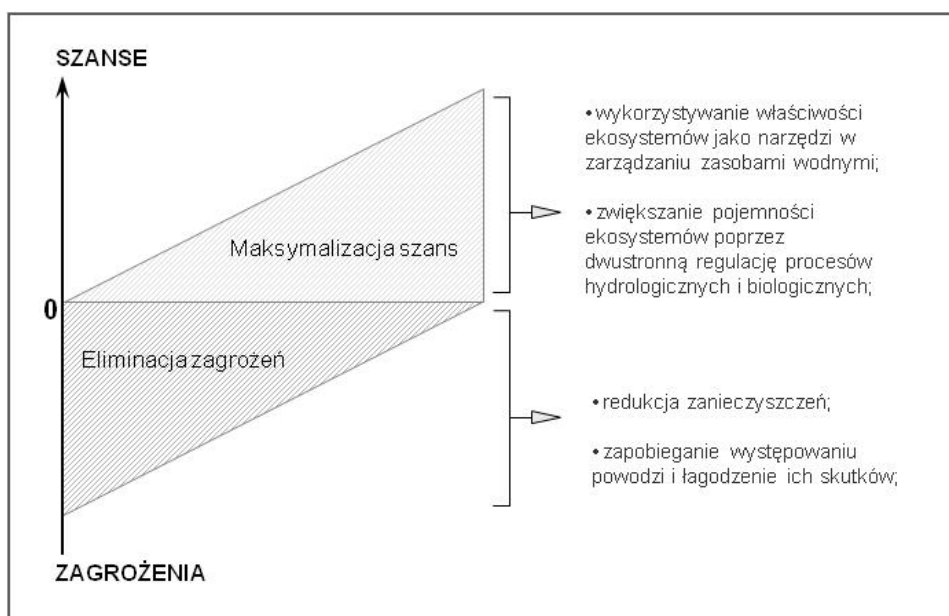
Priorytety w zarządzaniu zasobami środowiska w obszarach miejskich są w znacznej mierze odpowiedzią na zmieniające się wraz z postępem urbanizacji potrzeby i oczekiwania społeczne. W miastach XX wieku kluczowym wyzwaniem było zastosowanie systemów zabezpieczających dostęp do czystej wody. Narastające problemy sanitarne wymusiły rozwój infrastruktury i technologii w kierunku oczyszczania ścieków komunalnych i przemysłowych. Rozprzestrzenianie się obszarów zwartej zabudowy miast, a w konsekwencji poważne przekształcenia naturalnego cyklu krążenia wody, wymogły także rozwój systemów odprowadzania wód deszczowych. Intensywny postęp społeczny w XX i XXI wieku sprawił, że czysto techniczne podejście do zarządzania wodą w mieście stopniowo ustępuje znacznie szerszemu i bardziej kompleksowemu zarządzaniu zintegrowanemu, które podejmuje dwa zasadnicze wyzwania.

Pierwszym jest ograniczona skuteczność czysto technicznych metod zarządzania cyklem wody i kompensacji jego zaburzeń w coraz rozleglejszych i bardziej przekształconych krajobrazach miejskich. W okresach bezdeszczowych ograniczona ewapotranspiracja, niskie albedo powierzchni miejskich i mała wymiana mas powietrza skutkują podwyższoną temperaturą (miejska wyspa ciepła), przesuszeniem i pogorszeniem jakości powietrza oraz wzrostem zapadalności na choroby alergiczne, układu krążenia i dróg oddechowych (Kupryś, Kuna 2003). Są to poważne problemy zdrowotne, społeczne i ekonomiczne, które mogą być minimalizowane przez łagodzący wpływ zwiększonej retencji wód w obszarach zabudowanych. Niestety, uszczelnianie powierzchni (np. zwarta zabudowa, nieprzepuszczalne place, parkingi, drogi) powoduje problemy także w okresie opadów i roztopów. Duży udział powierzchni szczelnych wywołuje kumulację spływu powierzchniowego, który przy ekstremalnych zjawiskach atmosferycznych skutkuje okresowymi powodziąmi i podtopieniami, przeciążeniem technicznych systemów odprowadzania wód deszczowych oraz zmianą warunków hydraulicznych w ciekach odbierających te wody. Stosunkowo czysta woda opadowa, po przepłynięciu przez powierzchnie zurbanizowane, zazwyczaj staje się ściekiem. W efekcie zanieczyszczone rzeki i zbiorniki miejskie, zamiast pełnić funkcję ekologiczną i rekreacyjną, obniżają bezpieczeństwo ekologiczne miasta, stając się raczej potencjalną przyczyną problemów zdrowotnych dla ich użytkowników.

Drugim wyzwaniem jest powszechny dostęp do edukacji oraz rosnąca społeczna świadomość ekologiczna konsekwencji zdrowotnych „tradycyjnego” środowiska miejskiego i potrzeba poprawy jakości życia. Stwarzają one nowe oczekiwania społeczeństwa odnośnie do kierunków rozwoju miast i obszarów zurbanizowanych. Badania socjoekonomiczne przeprowadzone w europoliach potwierdzają, że w długoterminowym planowaniu to właśnie jakość życia decyduje o ekonomice, rozwoju oraz statusie i konkurencyjności współczesnych miast. Wykazano, że jednym z podstawowych czynników dynamicznego rozwoju nowoczesnych aglomeracji jest obecność wysoko wyspecjalizowanych i kreatywnych jednostek. Analiza preferencji socjalno-bytowych tej grupy społecznej dowodzi, że czynnikiem determinującym wybór miejsc zamieszkania jest jakość życia warunkowana stanem środowiska przyrodniczego. Zjawisko to zostało potwierdzone wynikami badań prowadzonych w ramach analizy sektora nieruchomości w Łodzi (Hac 2007). Integracja innowacyjnych działań na terenie miast z uwzględnieniem wpływu podejmowanych decyzji na zdrowie jest w oczach Komisji Europejskiej kluczowa dla zrównoważonego rozwoju obszarów zurbanizowanych (COM(2004)60). W nowoczesnych miastach jakość życia jest w dużym stopniu równoznaczna z pojęciem zdrowego środowiska oraz zależy od rozmieszczenia obszarów zielonych i zbiorników wodnych w granicach metropolii. Ich obecność stwarza możliwość regeneracji psychofizycznej, a także zmniejsza ryzyko występowania astmy i chorób alergicznych.

W wyniku wspomnianych wyżej procesów, inżynierowie, planiści i architekci przestrzeni miejskiej coraz częściej postrzegają obszary zielone jako elementy wspomagające działanie infrastruktury miejskiej (np. Green Infrastructure – koncepcja zielonej infrastruktury) oraz centra, wokół których zurbanizowane przestrzenie są funkcjonalnie zorganizowane. Zwłaszcza doliny rzeczne są naturalnym elementem, który może zapewnić spójność obszarów zieleni, wyznaczając osie rozwoju miasta, decydując o jego atrakcyjności i konkurencyjności.

Biorąc pod uwagę siłę oddziaływania antropogenicznego, jednym z kluczowych wyzwań w silnie zmienionych obszarach miejskich jest utrzymanie zróżnicowanych ekosystemów wodnych o możliwie wysokiej jakości ekologicznej. Redukcja zagrożeń związanych z presją antropogeniczną jest podstawowym i oczywistym działaniem. Obejmuje ona m.in. ochronę przed zanieczyszczeniami punktowymi (np. oczyszczalnie ścieków bytowych, punktowe odpływy z kanalizacji deszczowej), wysokimi stanami wód (np. mała lub duża retencja, wały przeciwpowodziowe), a także odwracanie niekorzystnych skutków urbanizacji związanych z degradacją cyklu wodnego (np. zwiększanie retencji powierzchniowej, zagospodarowanie obszarów zielonych) i uproszczeniem siedlisk (np. rehabilitacja rzek).



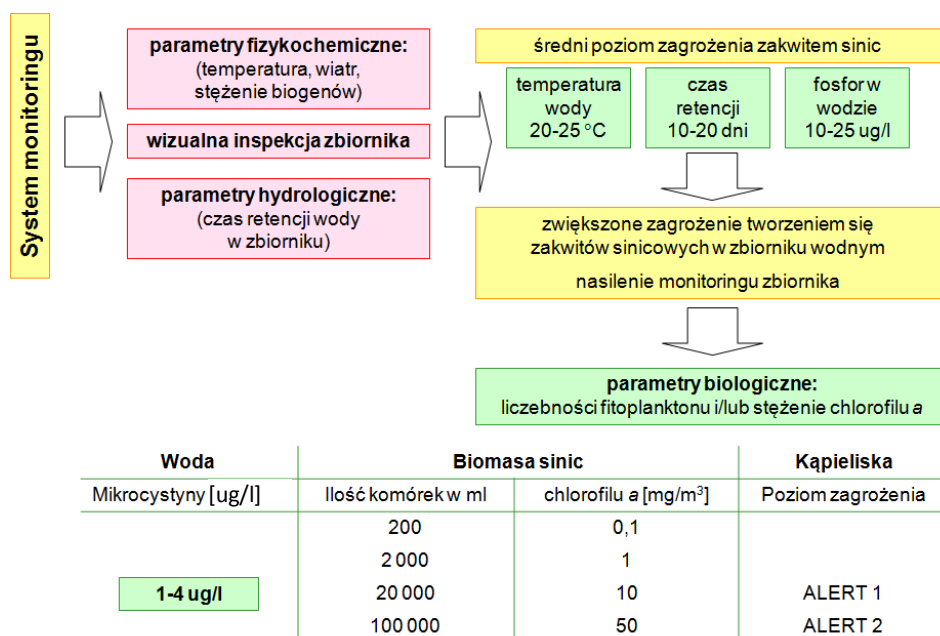
Rys. 1. Minimalizacja zagrożeń i maksymalizacja szans w ekohydrologicznym podejściu do zarządzania zasobami wodnymi

Źródło: Zalewski [red.] 2002.

Działaniem komplementarnym do rozpoznania problemu (zagrożenia), pozwalającym zbliżyć się do osiągnięcia zrównoważonego i trwałego efektu (poprawy jakości ekosystemu i życia mieszkańców), jest maksymalizacja szans jego eliminacji, oparta na zrozumieniu oraz właściwym zharmonizowaniu procesów biologicznych i hydrologicznych zachodzących w ekosystemach z istniejącą i tworzoną infrastrukturą miejską (rys. 1) (Zalewski i in. 1997). Podejście to, postulowane przez koncepcję ekohydrologii (Zalewski [red.] 2002), zapewnia nie tylko lepszą ochronę i poprawę jakości ekosystemów, ale również zwiększa ich odporność i elastyczność na presję antropogeniczną. Dzięki takiemu podejściu „woda w mieście” staje się integralnym elementem i narzędziem zarządzania środowiskiem, służącym poprawie jakości życia, rozwojowi gospodarczemu i społecznemu (podejście systemowe).

1. Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników Arturówek w Łodzi

Ekosystemami szczególnie podatnymi na proces eutrofizacji są zbiorniki zaporowe i jeziora, a czynnikami mającymi decydujący wpływ na szybki rozwój glonów i sinic w tych ekosystemach są przede wszystkim: **wysokie stężenia związków biogenicznych w wodzie (związki azotu i fosforu), nasłonecznienie i temperatura wody w przedziale 15–30°C, ograniczone falowanie, pH w zakresie 6–9 oraz wielkość akwenu i długi czas retencji wody** (rys. 2) (Skulberg i in. 1984; Carmichael 1994; Tarczyńska i in. 1997; Kaebernick, Neilan 2001; Figueiredo i in. 2004). Duże stężenie związków biogenicznych w zbiorni-



Rys. 2. System monitoringu czynników abiotycznych i biotycznych wpływających na dynamikę zakwitów sinicowych w zbiornikach zaporowych

Źródło: Jurczak 2006.

kach zaporowych może wynikać m.in.: 1) z wysokiego stosunku powierzchni zlewni i zbiornika do objętości zbiornika (tzw. współczynnik Schindlera; Kajak 1998), 2) ze spływów powierzchniowych ze zlewni zdegradowanych np. intensywnym użytkowaniem (erozja gleb w obszarach rolniczych, odpływy wód burzowych z powierzchni uszczelnionych) oraz 3) ze spowolnionego biegu rzeki, a przez to wzmożonego procesu sedymentacji materii organicznej i mineralnej wnoszonej przez dopływy (Kajak 1979, 1995; Zalewski [red.] 1994, 1995; Hilbricht-Ilkowska i in. 1995; Tarczyńska i in. 1997; Wagner, Zalewski 2000).

Wzrost presji antropogenicznej w połączeniu z niestabilnością procesów hydrologicznych w zlewniach miejskich znacznie modyfikuje dynamikę cykli biogeochemicznych. Powoduje to zakłócenie funkcjonowania ekosystemów wodnych w zbiorniku, prowadząc m.in. do intensywnego wzrostu niepożądanych zakwitów fitoplanktonu.

Zintegrowane podejście systemowe, uwzględniające procesy biologiczne i hydrologiczne zachodzące w obrębie zlewni oraz samego zbiornika, jest podstawą do zastosowania zabiegów mających na celu polepszenie jakości wody w zbiorniku poprzez ograniczenie czynników wpływających na proces eutrofizacji (Zalewski [red.] 1994, 1995), co jest nadrzędnym celem projektu EH-REK.

1.1. Projekt LIFE+: EH-REK

Obszar Lasu Łagiewnickiego stanowiący północną granicę miasta Łodzi jest miejscem o szczególnym znaczeniu ze względu na potencjał rekreacyjny oraz bogactwo przyrodnicze regionu. Jednym z głównych walorów tego obszaru są zbiorniki zlokalizowane w górnej zlewni rzeki Bzury w rejonie Arturówka. Akweny te, podobnie jak większość wód na terenach zurbanizowanych, znajdują się pod znacznym wpływem oddziaływań antropogenicznych, obniżających jakość wody, a tym samym ograniczających użyteczność tego obszaru. Podejmowane w przeszłości próby poprawy jakości tych wód (np. poprzez usuwanie osadów dennych) ze względu na swój ograniczony charakter nie przynosiły trwałych rezultatów. Dlatego też podjęto próbę wdrożenia kompleksowych rozwiązań rekultywacyjnych, mających na celu polepszenie jakości rzeki Bzury i zlokalizowanej na niej kaskady zbiorników, wykorzystując systemowe podejście ekohydrologiczne (Zalewski i in. 1997).

Wyzwanie to zostało podjęte w ramach projektu europejskiego LIFE+ *Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich (EH-REK) (LIFE08 ENV/PL/000517)*, który wdraża kompleksowe działania środowiskowe, wykorzystujące koncepcję ekohydrologii dla rekultywacji jednego z podsta-

wowych terenów rekreacyjnych miasta Łodzi. Projekt EH-REK jest realizowany przez pracowników Katedry Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego, we współpracy z Łódzką Spółką Infrastrukturalną oraz miastem Łódź, reprezentowanym przez Miejski Ośrodek Sportu i Rekreacji. Projekt jest finansowany przez Komisję Europejską, Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz stanowi wkład własny beneficjentów projektu, współfinansowany przez Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Łodzi.

Nadrzędnym celem działań podjętych w ramach projektu EH-REK jest poprawa atrakcyjności obszaru Arturówka. Zbiorniki Arturówek są ważnym miejscem rekreacji, a dla mniej zamożnych mieszkańców północnej części miasta także jednym z głównych miejsc wypoczynku w okresie wakacji. Niezwykle istotne w tym kontekście staje się utrzymanie wysokiego stanu jakości wód, wymaganych dyrektywą europejską 2006/7/WE dotyczącą zarządzania jakością wody w kąpieliskach.

Kolejnym ważnym celem projektu jest konieczność realizacji wytycznych Ramowej Dyrektywy Wodnej UE (2000/60/WE), która zobowiązuje kraje członkowskie do osiągnięcia do 2015 r. dobrego stanu wód, mierzonego właściwą strukturą oraz funkcjonowaniem ekosystemów wodnych. Niewywiązanie się z postanowień dyrektywy może spowodować nałożenie na Polskę wysokich kar.

W kontekście wytycznych wspólnotowych, program działań projektu EH-REK odzwierciedla również kryteria europejskich strategii działań na rzecz środowiska miejskiego, m.in. wyszczególnione w Strategii Tematycznej dla Środowiska Miejskiego. Jest ona częścią VI Programu Działań na rzecz Ochrony Środowiska Wspólnoty Europejskiej *Środowisko 2010: Nasza przyszłość, nasz wybór* (2002), która stanowi jeden z siedmiu tematów priorytetowych programu. Sformułowane propozycje i wytyczne informują o holistycznym oraz zrównoważonym podejściu do najważniejszych problemów środowiskowych. Tworzenie zrównoważonych programów integrujących działania polityk społeczno-gospodarczych w obszarach miejskich powinno opierać się na systematycznych działaniach na rzecz poprawy jakości życia w mieście z uwzględnieniem środowiskowych skutków podejmowanych decyzji (COM(2004)60). Nadrzędnym celem Strategii Tematycznej dla Środowiska Miejskiego jest poprawa funkcjonowania środowiska i jakości obszarów zurbanizowanych dla zapewnienia zdrowego życia mieszkańcom miast Europy. Ponadto strategia ta zakłada również wzmocnienie znaczenia środowiska w osiąganiu zrównoważonego rozwoju terenów zurbanizowanych, z równoczesnym uwzględnieniem powiązanych z nim aspektów społecznych i ekonomicznych.

1.2. Innowacyjność projektu

Nowatorstwo rozwiązań proponowanych w ramach projektu EH-REK wiąże się głównie z zastosowaniem biotechnologii ekohydrologicznych, stanowiących efekt integracji rozwiązań hydrotechnicznych z procesami hydrologicznymi i biologicznymi. Tego typu projekty charakteryzują się niskim współczynnikiem koszty/efektywność. Zgodnie z koncepcją ekohydrologii, właściwe wykorzystanie infrastruktury technicznej, pozwalające na regulację parametrów hydrologicznych w środowisku z uwzględnieniem wzajemnych powiązań i zależności między procesami hydrologicznymi (takimi jak opad, infiltracja, formowanie odpływu, intercepcja, parowanie) oraz biologicznymi (takimi jak transpiracja, samooczyszczanie, biodegradacja, produkcja pierwotna, denitryfikacja, efekt kaskadowy czy pętla mikrobiologiczna), znacząco zwiększa szanse powodzenia działań rekultywacyjnych. Tego typu podejście nie jest powszechnie stosowane w obszarach zurbanizowanych, gdzie tradycyjnie korzysta się jedynie z rozwiązań inżynierskich, w których możliwości sterowania cyklami naturalnymi są silnie ograniczone z uwagi na stopień presji antropogenicznej. W proponowanym projekcie zastosowanie biotechnologii ekohydrologicznych przejawia się nie tylko w aspekcie fizyczno-chemicznej poprawy stanu środowiska, ale przekłada się także na poziom ekosystemowy, obejmujący restytucję cyklu hydrologicznego, cykli obiegu substancji biogenicznych, zwiększenie bioróżnorodności, a przede wszystkim podniesienie zdolności tak zarządzanego środowiska do absorbowania stresu antropogenicznego.

Kolejnym innowacyjnym aspektem projektu EH-REK jest zastosowanie podejścia systemowego, mającego na celu opracowanie kompleksowych rozwiązań problemów obszaru objętego projektem, nawiązujących nie tylko do aspektów środowiskowych, lecz także społecznych i ekonomicznych. Kreowanie obszarów przyrodniczych oferujących wysoką jakość środowiska i bezpieczeństwo ekologiczne dla mieszkańców jest podstawą dla stworzenia atrakcyjnej przestrzeni miejskiej (Zalewski 2002; Zalewski, Wagner 2005; Wagner i in. [red.] 2008; Wagner, Zalewski 2009). Ta z kolei przekłada się na zdrowie, zadowolenie i konkurencyjność społeczeństw oraz możliwości rozwoju osobistego i społecznego.

Osiągnięcie wskazanych wyżej celów wymaga podejścia transdyscyplinarnego, czyli wykorzystującego wiedzę i współpracę naukowców różnych dziedzin, a także decydentów i praktyków, których działania ukierunkowane są na wspólny, wyższy, akceptowalny i pożądany społecznie cel. Aby sprostać temu wyzwaniu, projekt wykorzystuje kompleksowe podejście, integrujące działania na wielu poziomach:

- 1) skonsolidowania wiedzy w zakresie funkcjonowania wodnych ekosystemów miejskich;

- 2) metod planowania i podejmowania decyzji w zarządzaniu ekosystemami wodnymi na terenach miejskich;
- 3) opracowanych i zastosowanych technologii ekohydrologicznych i ich synergii dla osiągnięcia celów wyznaczonych przez dyrektywy europejskie (2006/7/WE, 2000/60/WE);
- 4) systemu szkoleń, rozpowszechnienia wiedzy i współpracy w ramach platformy interesariuszy.

1.3. EH-REK w strategiach oraz kierunkach rozwoju miasta i regionu

EH-REK kontynuuje, znacząco rozwija i umożliwia szerokie wdrożenia wiedzy oraz *know-how*, wypracowanych w ramach innych projektów europejskich realizowanych w Łodzi i regionie łódzkim, głównie projektu SWITCH: *Zrównoważone zasoby wodne dla miasta przyszłości* (6FP EC, GOCE 018530). Działania w ramach obu projektów są zgodne z niezwykle dynamicznie rozwijającą się obecnie ideą zintegrowanej rewitalizacji, obejmującej zarówno elementy restauracji historycznej architektury miasta, ożywienia jego funkcji społecznych i gospodarczych, jak też dbałość o walory estetyczne i zdrowotne w aspekcie bezpieczeństwa ekologicznego.

Projekt EH-REK wpisuje się w strategiczne kierunki rozwoju miasta i jego zasobów wodnych wyznaczonych przez SWITCH oraz władze miasta. Najważniejszym z nich jest sformułowana w 2012 r. strategia Zintegrowanego Rozwoju Łodzi: *Łódź 2020+*. Wyznacza ona filar, ujmujący wymiar przestrzenno-środowiskowy jako jeden z trzech podstawowych kierunków rozwoju miasta. Działania projektu są również zgodne z wytycznymi opracowanego w ramach projektu SWITCH *Planu zagospodarowania dolin rzecznych i zarządzania zasobami wodnymi*, uwzględniającego jako jej integralny komponent podejście ekohydrologiczne (*Analiza 2007*), a także z wizją rozwoju zasobów wodnych w mieście *Łódź 2038* oraz odpowiadającą mu strategią działań wraz z wytycznymi do *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta Łodzi* (*Wytyczne 2009a, 2009b; Studium 2010; Dokument Strategiczny 2011*).

Projekt SWITCH był realizowany w latach 2006–2011 przez Uniwersytet Łódzki i Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO w Łodzi we współpracy z Urzędem Miasta Łodzi, który jako kluczowy partner w projekcie umożliwił testowanie i wdrażanie innowacyjnych rozwiązań ekohydrologicznych w praktyce (Gortat 2006; Waack-Zajac 2007; Wagner i in. [red.] 2008, 2009). SWITCH stał się *spiritus movens* współdziałania naukowców i decydentów, które jest kontynuowane w projekcie EH-REK.

nowanie doczyszczonych w wyniku zastosowania biotechnologii ekohydrologicznych wód opadowych, które stanowią cenny zasób dla Łodzi. Korzyści płynące z funkcjonowania Błękitno-Zielonej Sieci w Łodzi to: pozytywny wpływ na jakość życia i zdrowie mieszkańców, poprawa jakości środowiska, a tym samym obniżenie kosztów jego zarządzania, a także poprawa bezpieczeństwa ekologicznego oraz publicznego i wzrost atrakcyjności miasta.

EH-REK realizuje również wytyczne związane z kierunkami, szansami i perspektywami rozwoju regionu łódzkiego, które zostały określone w koncepcji *Foresight technologiczny dla regionu łódzkiego – projekt LORIS WIZJA* (Zalewski i in. 2008). Zgodnie z wnioskami projektu, planowanie przestrzenne, ochrona środowiska (w tym zasobów wody) i ochrona zdrowia, oparte na podejściu systemowym łączącym wiedzę transdyscyplinarną z podniesieniem świadomości zdrowotnej i ekologicznej społeczeństwa, zwiększą potencjał adaptacyjny regionu w obliczu zmian globalnych i zapewnią zrównoważony rozwój zgodny z dyrektywami Unii Europejskiej.

2. Analiza zagrożeń i szans: założenia i cele

Zgodnie z teorią podejmowania decyzji, skuteczna strategia sukcesu w każdej dziedzinie zawiera dwa kluczowe komponenty: eliminację **zagrożeń** oraz maksymalizację **szans** (Zalewski 2000). W realizacji zintegrowanych projektów środowiskowych ich identyfikacja (analiza zagrożeń i szans) jest procesem przygotowawczym do wdrożenia dalszych działań i stanowi podstawę do koncepcyjnego opracowania rozwiązań systemowych oraz wskazania hierarchii działań i wdrożeń (rys. 3). Wykorzystanie instrumentów matematycznych (modelowanie, GIS) może wspomóc optymalizację wdrożeń pod kątem oceny funkcjonowania ekosystemu oraz zastosowanych rozwiązań, np. poprzez określenie skuteczności ich działania względem poniesionych nakładów finansowych. Ostatnim krokiem jest realizacja wybranego scenariusza wdrożeń i ich optymalizacja zgodnie z koncepcją zarządzania adaptacyjnego Adaptive Assessment Management (Holling 1978).



Rys. 3. Etapy realizacji zintegrowanych projektów środowiskowych z wykorzystaniem analizy zagrożeń i szans

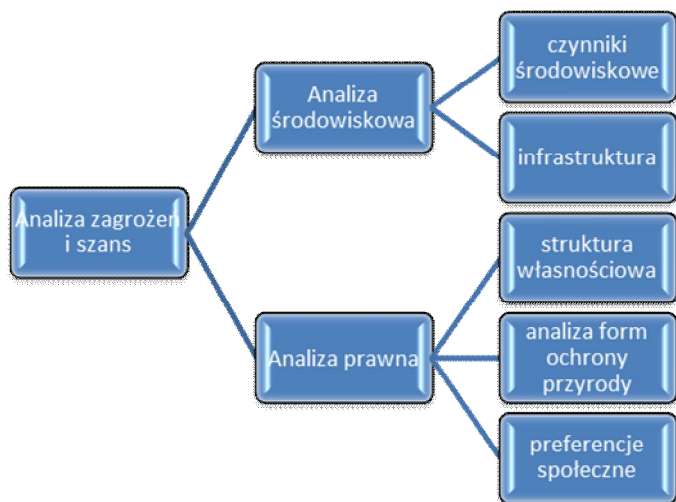
Źródło: opracowanie własne.

Ocena stanu środowiska poprzez wykonanie analizy zagrożeń i szans w zlewni rehabilitowanego ekosystemu opiera się na analizie środowiskowej oraz prawnej rozpatrywanego obszaru. Obejmuje ona następujące elementy:

- środowisko – ocena presji antropogenicznej (np. punktowych i obszarowych źródeł zanieczyszczeń, degradacji cyklu hydrologicznego, zmian krajobrazu), ocena potencjału środowiskowego (np. identyfikacja obszarów zachowujących potencjał regulacyjny, obszarów lokalizacji potencjalnych wdrożeń), ocena dynamiki ekologicznej oraz hydrologicznej rehabilitowanych ekosystemów i systemów przyrodniczych z nimi powiązanych, ocena ogólnych parametrów środowiska (np. klimatu);

- infrastruktura – analiza typu i zagęszczenia zabudowy, infrastruktury drogowej, infrastruktury technicznej (np. sieci wodno-kanalizacyjnej) oraz ocena możliwości ich wykorzystania do realizacji projektu;
- struktura własnościowa – analiza obszarów objętych projektem pod kątem struktury własności terenu, naniesień i możliwości realizacji inwestycji lub koniecznych działań formalnoprawnych niezbędnych do ich realizacji;
- analiza form ochrony przyrody – identyfikacja obszarów, siedlisk oraz gatunków cennych i chronionych w obszarze realizacji inwestycji, w tym obszarów objętych programem *Natura 2000*;
- preferencje społeczne – konsultacje społeczne w celu określenia potrzeb oraz opinii mieszkańców i użytkowników obszaru realizacji projektu (rys. 4).

Analiza zagrożeń i szans jest jednym z narzędzi służących zbieraniu informacji, budowaniu bazy danych o terenie oraz zachodzących na nim procesach przyrodniczych i społecznych, a także towarzyszących im aspektach prawnych. Wykorzystuje ona analizę dostępnych danych, wizję lokalną terenu, informacje wygenerowane na podstawie badań własnych i pozyskane z modeli matematycznych. Istotne znaczenie ma wykorzystanie wiedzy eksperckiej, która w analizie zagrożeń i szans jest równie cenna, jak ta pochodząca z innych źródeł. Dywersyfikacja źródeł informacji i ich analiza pozwala działać zgodnie ze strategią wyprzedzania (Zalewski 2000b), czyli opracowywać rozwiązania uwzględniające prawdopodobieństwo zdarzeń, które mogą zaistnieć w przyszłości.



Rys. 4. Elementy analizy zagrożeń i szans

Źródło: opracowanie własne.

W niniejszej analizie zagrożeń i szans „zagrożenie” definiowane jest jako wszelkie oddziaływania antropogeniczne związane bezpośrednio lub pośrednio z działalnością człowieka oraz czynniki biotyczne i abiotyczne, które mogą potencjalnie intensyfikować zjawiska niekorzystne. Z kolei „szanse” definiowane są jako naturalne procesy odporności i elastyczności reagowania ekosystemów na antropopresję, a także jako obszary, które mogą być wykorzystane dla planowanych wdrożeń, a których charakterystyka wskazuje na możliwości wzmocnienia ich buforującej zdolności poprzez wykorzystanie procesów naturalnych. Zgodnie z koncepcją ekohydrologii szczególną uwagę – zarówno przy identyfikacji zagrożeń, jak i szans – zwrócono na zależności pomiędzy parametrami hydrologicznymi a biotycznymi oraz wynikające z nich ryzyko intensyfikowania negatywnych zjawisk bądź potencjał do ich wytłumiania.

2.1. Zagrożenia

Wpływ oddziaływań antropogenicznych rozpatrywanych jako zagrożenie obejmuje: 1) zmianę udziału poszczególnych składowych cyklu wodnego, skutkujących np. podtopieniami lub przesuszeniem terenu oraz modyfikacją ustroju hydrologicznego rzeki; 2) pogorszenie jakości retencjonowanych i drenowanych wód oraz 3) degradację parametrów hydromorfologicznych ekosystemów (np. uproszczenie struktury fizycznej koryta i siedlisk w wyniku regulacji lub zmiany warunków hydraulicznych wywołanych przebudową koryta rzecznego).

W analizie uwzględniono czynniki biotyczne (np. zmiana składu gatunkowego i dynamiki ekosystemu, spadek różnorodności biologicznej) oraz abiotyczne (np. rzeźba terenu, warunki litologiczne), powiązane bezpośrednio ze środowiskiem, które: 1) determinują warunki obiegu wody w zlewni, czyli decydują o warunkach migracji zanieczyszczeń; 2) określają potencjał dla migracji zanieczyszczeń wraz transportem fluwialnym (wodnym), eolicznym (wietrznym) i w wyniku depozycji atmosferycznej; 3) mogą nasilać działanie czynników antropogenicznych (np. warunki hydrologiczne i klimatyczne zwiększające ryzyko występowania zakwitów sinicowych przy określonym poziomie zasilania systemu substancjami biogenicznymi).

Na terenach miejskich jedno z podstawowych zagrożeń stanowią oddziaływania wynikające z gospodarki wodnej, w tym wodno-kanalizacyjnej, oraz gospodarki wodami opadowymi, a także intensywnej zabudowy i uszczelnienia terenu. Szereg oddziaływań może powstawać lub być intensyfikowanych w wyniku ustanawiania regulacji prawnych, które determinują sposób użytkowania oraz funkcje poszczególnych obszarów. Można do nich zaliczyć m.in. prawne aspekty planowania przestrzennego, uregulowania dotyczące użytkowania terenu, gospodarki wodnej, odpowiedzialności za działania powodujące degradację środowiska i in. Obecność obszarów czy gatunków chronionych

w pobliżu planowanych inwestycji służących rehabilitacji terenu może stanowić ograniczenie w realizacji inwestycji, wskazywać na konieczność adaptacji planów lub ich przesunięcia w inną lokalizację, co należy uwzględnić w analizie zagrożeń i szans.

2.2. Szanse

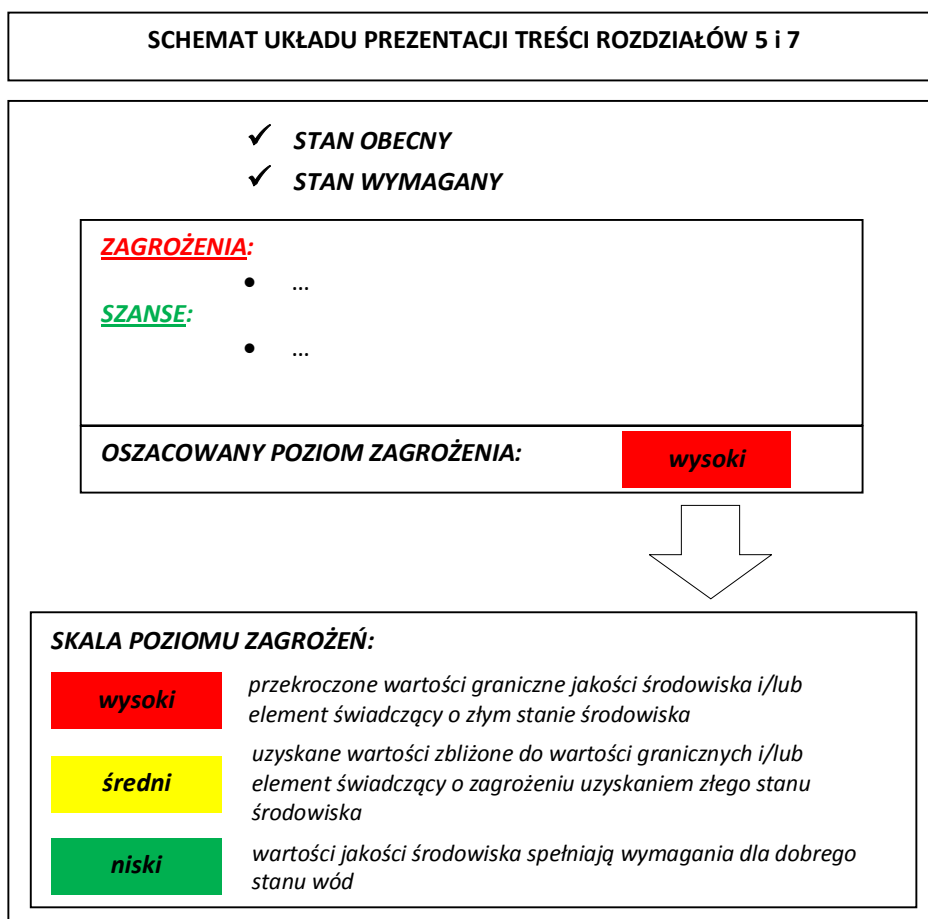
Wymienione powyżej czynniki biotyczne i abiotyczne, a także prawne aspekty zarządzania przestrzenią miejską mogą jednocześnie stanowić szanse dla poprawy stanu ekosystemów zlewni. Uwarunkowania fizyczno-geograficzne zlewni (np. litologia, spadki terenu, alimentacja atmosferyczna) w zestawieniu z infrastrukturą miejską i uwarunkowaniami prawnymi dla danego obszaru dają możliwość lokowania oraz doboru inwestycji służących poprawie środowiska w miejscach o optymalnych parametrach, a także opracowywania najodpowiedniejszych, dopasowanych do warunków rozwiązań. Również infrastruktura miejska, przy właściwym zarządzaniu i funkcjonalnej harmonizacji z innowacyjnymi rozwiązaniami z zakresu biotechnologii ekohydrologicznych (np. sekwencyjne zbiorniki sedymentacyjno-biofiltracyjne, strefy ekotonowe, regulacja zależności w kaskadzie troficznej itp.) oraz uwzględnieniu potencjału środowiska, może stwarzać dodatkowe możliwości poprawy jakości zasobów wodnych i przyrodniczych.

Szanse wynikające z aspektów prawnych stanowią możliwości legislacyjne regulowania działalności ludzkiej, np. poprzez ustanawianie form przyrody chronionej czy stosowanie ograniczeń co do funkcji terenu, rodzaju i gęstości zabudowy (np. dzięki zapisom w planach miejscowych). Niezwykle silnym narzędziem jest wyraźne zaakcentowanie znaczenia oraz roli potencjału przyrodniczego w długoterminowych planach (wizji i planie strategicznym), jak też w ogólnej polityce miasta. Doskonałym przykładem jest tutaj wizja zintegrowanego rozwoju Łodzi *Łódź 2020+*, której potencjał przestrzenno-przyrodniczy jest jednym z trzech podstawowych filarów rozwoju.

2.3. Cele i struktura opracowania

Zgodnie z metodologią ekohydrologii oraz założeniami analizy zagrożeń i szans, niniejsze opracowanie będzie stanowić podstawę dla koncepcyjnego opracowania rozwiązań systemowych, a także wskazania hierarchii działań i wdrożeń w projekcie EH-REK. Obejmować będzie zarówno identyfikację, jak i ilościową ocenę zagrożeń i szans w górnej zlewni rzeki Bzury oraz w zbiornikach Arturówek pod kątem występowania symptomów eutrofizacji, a w szczególności działania takie, jak:

- 1) identyfikacja czynników odpowiedzialnych za degradację ekosystemów zbiorników Arturówek (identyfikacja „punktów zapalnych” – *hot spot*);
- 2) charakterystyka sytuacji formalnoprawnej terenów w zlewni bezpośredniej, w celu określenia potencjału inwestycyjnego dla rozwiązań regulujących i optymalizujących procesy rekultywacji zbiorników Arturówek;
- 3) propozycja rozwiązań i scenariuszy strategii działań (minimalizacja zagrożeń i podnoszenie potencjału środowiska zlewni) uwzględniających wskazanie typów rozwiązań rekultywacji zbiorników i ich lokalizację.



Rys. 5. Struktura podsumowania poszczególnych elementów analizy – intensyfikacja oraz hierarchia zagrożeń i szans

Źródło: opracowanie własne.

W części wstępnej niniejszej analizy przedstawiono charakterystykę terenu objętego projektem – górnego odcinka rzeki Bzury i jej zlewni, zastosowaną metodykę badawczą oraz ogólny zakres i harmonogram badań. W kolejnych rozdziałach zaprezentowano wyniki analiz dotyczących stanu środowiska przyrodniczego (rozdziały 5 i 6) oraz aspektów prawnych związanych z obszarem realizacji inwestycji (rozdział 7), obejmujących strukturę własności gruntów, a także analizę elementów infrastruktury mieszkaniowej, drogowej i wodno-kanalizacyjnej w zlewni rzeki Bzury wraz z ich potencjalnym wpływem na jej ekosystem. W związku z realizacją projektu na pograniczu Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich, dokonano zestawienia i analizy prawnej elementów ochrony przyrody. Dodatkowo wykonano analizę potrzeb i percepcji społecznych poprzez konsultacje z osobami odwiedzającymi obszar realizacji projektu.

W podsumowaniu każdego z rozdziałów przedstawiono oraz uhierarchizowano zagrożenia i szanse dla każdego z elementów analizy, zgodnie z ustandaryzowanym schematem (rys. 5). Hierarchizacja została dokonana na podstawie wiedzy eksperckiej, obowiązujących polskich norm, a w przypadku ich braku – norm europejskich lub organizacji międzynarodowych, tj. Światowej Organizacji Zdrowia (World Health Organization, WHO) czy Agencji Ochrony Środowiska (Environmental Protection Agency, EPA).

3. Kontekst geograficzny projektu

3.1. Specyfika hydrograficzna Łodzi

Łódź dzięki usytuowaniu na granicy pomiędzy dorzeczami Wisły i Odry była pierwotnie obszarem bardzo zasobnym w wodę. Swój początek bierze tu 18 rzek, z których większość w wyniku gwałtownego rozwoju przemysłu w XIX w. została uregulowana i włączona do systemu kanalizacji ogólnospławnej. Dodatkowe uszczelnienie zlewni, w wyniku ciasnej, tradycyjnej zabudowy historycznej, zmniejszyło biologiczną retencję wody w krajobrazie prawie do zera, przyczyniając się do dalszej degradacji pozostałych odcinków rzek, często uniemożliwiając ich funkcjonowanie jako ekosystemów i obszarów rekreacji.

Dzisiaj sytuację hydrograficzną miasta w znacznym stopniu determinują następujące czynniki:

- położenie na wododziale I rzędu między dorzeczami Wisły i Odry, biegnącym przez północną część miasta (od Stoków przez Bałuty);
- odcinki źródłowe głównych rzek, w przeważającej części biegnące ze wschodu na zachód, prowadzące znikome ilości wód własnych wobec zniszczenia w wyniku urbanizacji oraz uszczelnienia koryt i dolin, eliminacji dawnych źródeł i obszarów naturalnego zasilania w wodę;
- silne obciążenie cieków spływami powierzchniowymi podczas opadów deszczu, a niekiedy i nielegalnie kierowanymi ściekami bytowymi;
- uregulowanie koryt większości cieków z zamiarem stworzenia z nich odbiorników wód opadowych, a w niektórych przypadkach wręcz krytych kanałów miejskich.

W obszarach silnie zurbanizowanych naturalne przepływy w rzekach są bliskie zeru i formują się głównie z wód drenażowych kanalizacji deszczowej, przy minimalnym udziale spływów naturalnych powierzchniowych i gruntowych. Natomiast przepływy maksymalne mają charakter gwałtowny, występują po ulewnych opadach i (rzadziej) po nagłych roztopach. Ich wielkość i gwałtowność powoduje liczne problemy z zalewaniem obszarów miejskich położonych w dolinach rzek, a punkty ustawicznych zalań mają tendencję do powtarzania się. Jest to związane z niekorzystnym ukształtowaniem terenu (niecki w dawnych dolinach rzek), niewystarczającą przepustowością systemu kanalizacyjnego

go, brakiem retencji sieciowej i terenowej oraz zaniedbaniami w utrzymaniu pełnej sprawności wpustów ulicznych.

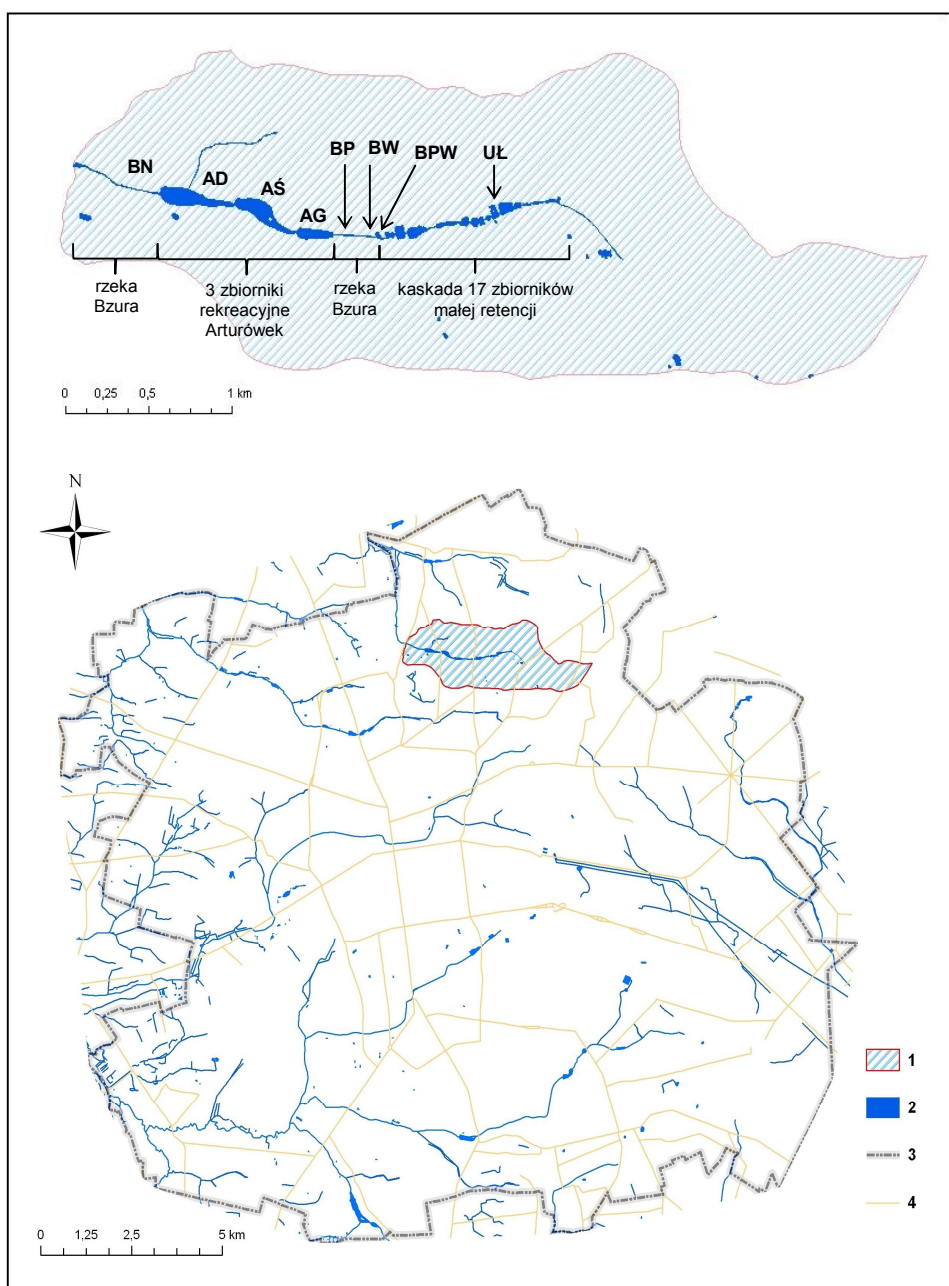
Niemniej jednak pozytywną rolę pełnią zbiorniki retencyjne usytuowane na rzekach, a częściowo i poza nimi, będące bądź obiektami istniejącymi od dłuższego czasu, bądź odtwarzanymi sukcesywnie według Programu Małej Retencji dla Miasta Łodzi, realizowanego przez Urząd Miasta. Niektóre z nich pełnią również funkcje rekreacyjne jako miejsca kąpieliskowe, do uprawiania sportów wodnych, czy też są wykorzystywane przez wędkarzy. Niestety, bezpośrednie negatywne oddziaływanie człowieka (np. nielegalne zrzuty zanieczyszczeń, nieszczelne szamba itp.) oraz efekt zwartej zabudowy charakterystycznej dla wielu aglomeracji (tj. gwałtowny dopływ silnie zanieczyszczonych wód burzowych) powodują pogarszanie się jakości wód zbiorników i zaburzają funkcjonowanie ich biocenoz. Obserwuje się m.in. wzrost trofii tych zbiorników, która okresowo prowadzi do występowania toksycznych zakwitów sinicowych (Jurczak i in. 2007).

Przykładem takich zbiorników na łódzkich rzekach są: Arturówek, Stawy Jana czy Stawy Stefańskiego. Pełnią one przede wszystkim funkcję rekreacyjną, są miejscem wypoczynku i aktywności fizycznej dla wielu mieszkańców. Ich stosunkowo mała pojemność i długi czas retencji wody dodatkowo sprzyja nasilaniu się symptomów eutrofizacji, w tym formowaniu się toksycznych zakwitów sinicowych, stanowiących zagrożenie dla korzystających z nich ludzi i zwierząt (Tarczyńska i in. 1997; Jurczak i in. 2007).

3.2. Zbiorniki Arturówek

Teren objęty realizacją projektu znajduje się w granicach administracyjnych północno-wschodniej części miasta Łodzi (mapa 2), na obszarze Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich. Zbiorniki Arturówek są zlokalizowane przy ul. Skrzydlatej 75, na terenie ośrodka wypoczynkowego o nazwie „Arturówek”, który został założony wśród lasów miejskich na obszarze źródłowym rzeki Bzury.

Bzura jest największą rzeką regionu łódzkiego. Historyczne źródła Bzury, niegdyś nazywanej Czarniec, znajdowały się po wschodniej stronie regionu Łodzi, zwanego Rogami, w okolicy ul. Okólnej. Ten źródłowy odcinek rzeki był umiejscowiony w obszarze leśnym zachodniego stoku Wzgórz Łągiennickich, na wysokości 254 m n.p.m. (Trawczyńska i in. 2009), i nie można było zaobserwować jego powierzchniowego wypływu. Współcześnie płynąca przez tereny Łągiennik, Arturówka i dalej na zachód Bzura rozpoczyna swój bieg w sztucznie utworzonym stawie odpływowym przy ul. Rogowskiej 32. W obszarze zlewni bezpośredniej znajdują się tereny zalesione, ośrodki wypoczynkowe, działki rekreacyjne oraz zabudowa jednorodzinna.



Mapa 2. Zlewnia górnej Bzury wraz z lokalizacją stanowisk i jej usytuowanie na tle granic administracyjnych Łodzi

Objaśnienia: 1 – badana zlewnia górnej Bzury; 2 – wody powierzchniowe (rzeki i zbiorniki wodne); 3 – granica administracyjna Łodzi; 4 – sieć głównych dróg.

Źródło: opracowanie własne.

Bzura jest lewym dopływem Wisły o powierzchni dorzecza 7788 km² i długości 166 km, z czego 6,5 km rzeki (8,85 km² powierzchni zlewni) znajduje się w granicach administracyjnych miasta Łodzi (Bald i in. 1999). Na potrzeby projektu zlewnię górnej Bzury zamknięto przekrojem powyżej ul. Łagiewnickiej, otrzymując powierzchnię badawczą o obszarze 6,41 km². Długość badanego odcinka rzeki wynosi 3,54 km, z czego 56,6% długości zajmują sztuczne zbiorniki wodne. Na tak krótkim odcinku ciekę zlokalizowanych jest ich 20. Wszystkie są sztucznymi, niewielkimi i płytkimi zbiornikami wodnymi. Trzy największe z nich, znajdujące się w kompleksie leśnym „Arturówek” (tab. 1), pozostają we władaniu Urzędu Miasta Łodzi, a zarządzane przez Miejski Ośrodek Sportu i Rekreacji w Łodzi oraz Lasy Miejskie, pełnią ważną dla mieszkańców miasta Łodzi i jej okolic funkcję rekreacyjno-wypoczynkową. Charakterystykę tych zbiorników przedstawiono poniżej:

- zbiornik Arturówek dolny (AD) ma powierzchnię 3,05 ha, pojemność 40 600 m³, średnią głębokość 1,33 m i jest największym z trzech zbiorników, a równocześnie największym publicznym i otwartym kąpieliskiem z piaszczystą plażą w Łodzi;
- zbiornik Arturówek środkowy (AŚ) ma powierzchnię 2,58 ha, w tym wyspę o pow. 0,03 ha, pojemność 34 900 m³, średnią głębokość 1,35 m i jest przeznaczony do uprawiania sportów wodnych;
- zbiornik Arturówek górny (AG), najpłytszy (0,93 m), o powierzchni 1,08 ha i pojemności 10 000 m³, jest miejscem połowu ryb dla wędkarzy. Jest on corocznie zarybiany przez Polski Związek Wędkarski (Urząd Wojewódzki w Łodzi 1996) i pełni obecnie rolę samoczynnego osadnika.

Pozostałe 17 zbiorników to mniejsze akweny ulokowane w górze rzeki, powyżej ul. Wycieczkowej. Pełnią one głównie rolę retencyjną i krajobrazową.

Tabela 1. Zestawienie podstawowych parametrów zbiorników rekreacyjnych Arturówek

Symbol zbiornika	Nazwa zbiornika	Powierzchnia lustra wody [ha]	Maksymalna wysokość piętrzenia [m]	Średnia głębokość [m]	Objętość [m ³]
AG	Arturówek górny	1,08	1,96	0,93	10 000
AŚ	Arturówek środkowy	2,58	3,14	1,35	34 900
AD	Arturówek dolny	3,05	4,49	1,33	40 600

Źródło: opracowanie własne.

4. Metodyka

Przyjętymi w projekcie metodami oceny ilościowej szans i zagrożeń są:

- analiza dostępnych danych cyfrowych;
- analiza danych monitoringowych z badań własnych;
- odniesienie uzyskanych wyników do wartości normatywnych obowiązujących rozporządzeń i dyrektyw oraz stężeń granicznych podawanych w literaturze;
- wiedza ekspercka.

4.1. Analiza zlewni

We wstępnej fazie niniejszej analizy dokonano wydzielenia zlewni badanego odcinka rzeki Bzury oraz zbiorników w Arturówku, wraz z podziałem na zlewnię bezpośrednią i pośrednią (mapy 3 i 4). Wyznaczenie zlewni bezpośrednich zbiorników Arturówek sprowadzono do określenia obszaru, z którego bezpośrednio zachodzi zasilanie podziemne i spływ powierzchniowy. Zatem jest to obszar, który z założenia silnie oddziałuje na ekosystem zbiorników. Obszar zlewni pośredniej to część zlewni Bzury zamkniętej profilem tuż powyżej zbiornika górnego Arturówek. Zlewnia pośrednia odpowiada za kształtowanie warunków odpływu i chemizmu wód doprowadzanych do zbiorników.

Identyfikację przestrzennego zróżnicowania warunków środowiska zlewni przeprowadzono z wykorzystaniem metod Geograficznych Systemów Informacji (GIS). Dla wszystkich analiz przestrzennych przyjęto układ odniesienia PUWG1992.

Wspomniane analizy posłużyły do wytyczenia granic opracowania dla przeprowadzonych analiz środowiskowych i prawnych. W dalszej części projektu zostaną one wykorzystane również do opracowania modelu matematycznego, którego celem będzie optymalizacja zastosowanych w projekcie rozwiązań biotechnologii ekohydrologicznych, określanych wskaźnikiem koszty/efektywność.

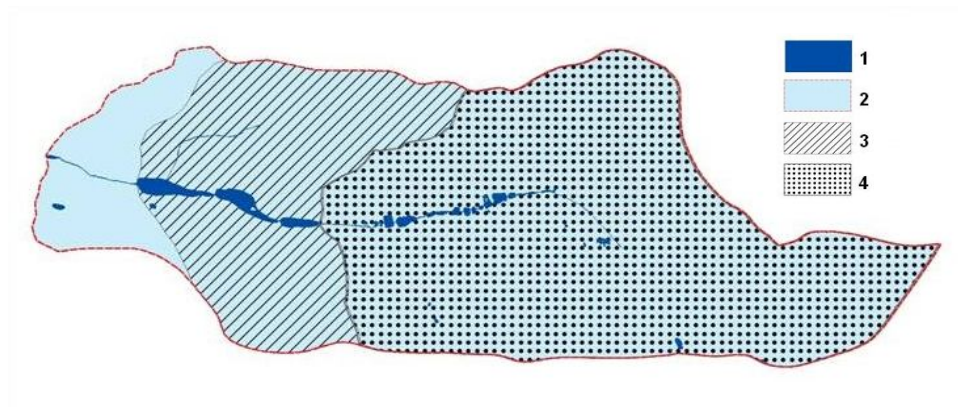
Oceny zasobów ilościowych wód podziemnych dokonano przez regularne pomiary położenia zwierciadła wód, prowadzone od 2011 r. w zainstalowanych w ramach projektu sieci 12 piezometrów, ujmujących wody pierwszego poziomu wodonośnego (mapa 5). W roku 2011 dokonano szczegółowej oceny stanu tych wód oraz stanu wód na stanowiskach AD, BN i BP (zlokalizowanych

w zbiorniku Arturówek dolny oraz na rzece powyżej i poniżej kaskady zbiorników Arturówek), wykorzystując do tego ciśnieniowy czujnik poziomu wody (minidiver D1, D2 i D5), model M2.11.11.E firmy Schlumberger Water System.



Mapa 3. Lokalizacja zlewni Bzury na tle ortofotomapy stanowiącej jedną z podstaw wydzielenia typów użytkowania terenu

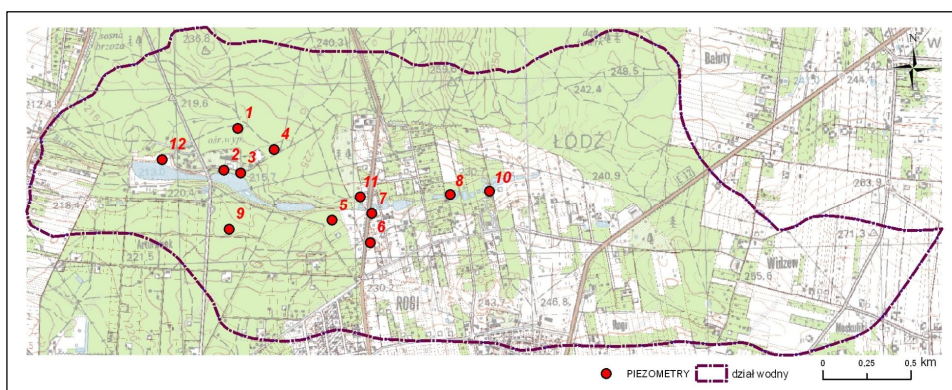
Źródło: opracowanie własne.



Mapa 4. Podział zlewni górnej Bzury ($A = 6,41 \text{ km}^2$) na zlewnię bezpośrednią ($A_b = 1,85 \text{ km}^2$) i pośrednią ($A_p = 3,94 \text{ km}^2$)

Objaśnienia: 1 – wody powierzchniowe; 2 – badana zlewnia górnej Bzury; 3 – zlewnia bezpośrednia zbiorników Arturówek; 4 – zlewnia pośrednia zbiorników Arturówek.

Źródło: opracowanie własne.



Mapa 5. Lokalizacja piezometrów w zlewni Bzury

Objaśnienia: czerwonymi punktami oznaczono piezometry; linią przerywaną – dział wodny zlewni górnej Bzury.

Źródło: opracowanie własne.

4.2. Analiza wód rzeki i zbiorników

Badaniami objęto rzekę Bzurę oraz 5 stawów (mapa 2; tab. 2; fot. 1, 2): zbiornik Arturówek dolny (AD), środkowy (AŚ) i górny (AG), ostatni z kaskady 17 zbiorników (BPW) zlokalizowanych powyżej ul. Wycieczkowej, jako element zamykający system stawów, oraz siódmy zbiornik w kaskadzie należący do Uniwersytetu Łódzkiego (UŁ), usytuowany mniej więcej w połowie tej kaskady.

Badania monitoringowe realizowano z częstotliwością raz na tydzień w okresie od kwietnia do listopada 2010 i 2011 r. W opracowaniu w uzasadnionych przypadkach wykorzystano również wyniki badań pilotażowych z roku 2009. W ich trakcie prowadzono badania parametrów: hydrologicznych (przepływ chwilowy: metodą pływakową w roku 2010 i metodą bezpośrednią przy wykorzystaniu przelewu pomiarowego kontrolowanego ciśnieniowym czujnikiem poziomu wody – system minidiverów D1, D2, D5 w roku 2011), fizycznych (temperatura, pH, stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, konduktywność), chemicznych (stężenia fosforu ogólnego i fosforanowego, azotu ogólnego, azotanowego, azotynowego i amonowego) oraz biologicznych (stężenie chlorofilu *a*, skład zespołów oraz liczebność i biomasa fitoplanktonu, zooplanktonu i ryb). Ponadto wykonano analizy stężenia mikrocyzyn w wodzie oraz analizy osadów dennych na zawartość azotu ogólnego, ortofosforanów (w formie P_2O_5), metali ciężkich (Pb, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn, Mn, Fe, As, Hg), a także określono stężenie i toksyczność trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO): PCDD, PCDF, dl-PCB.

W tym okresie wykonano również następujące badania dodatkowe:

- 10 pomiarów monitoringowych wód opadowych oraz 1 pomiar monitoringowy wód roztopowych w roku 2010 oraz odpowiednio 6 i 2 pomiary w roku

2011 w celu określenia wielkości ładunków dostających się do systemu zbiorników w czasie wydarzeń ekstremalnych;

- w listopadzie 2011 r. przeprowadzono badania ilości osadów wnoszonych korytem rzeki Bzury do zbiornika AG oraz wypływających ze zbiornika AD przy pomocy łapaczki; metodą granulometryczną określono rodzaj materiału dennego wlezonego przez rzekę i zasilającego zbiorniki Arturówek; ilość zawiesiny ogólnej określono metodą wagową (PN-EN 872).

Tabela 2. Zestawienie numerów i nazw punktów pomiarowych

Nr	Stanowisko	Symbol	Lokalizacja
1.	Bzura poniżej zbiorników Arturówek	BN	RZ
2.	Arturówek dolny	AD	Z
3.	Arturówek środkowy	AŚ	Z
4.	Arturówek górny	AG	Z
5.	Bzura powyżej zbiorników Arturówek	BP	RZ
6.	Bzura – ul. Wycieczkowa	BW	RZ
7.	Bzura powyżej ul. Wycieczkowej	BPW	RZ/Z*
8.	Zbiornik Uniwersytetu Łódzkiego (ul. Rogowska 26)	UŁ	Z

* Wypływ ze zbiornika powyżej ul. Wycieczkowej; RZ – rzeka; Z – zbiornik.

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 3 przedstawia harmonogram poboru próbek na poszczególnych stanowiskach oraz zastosowaną metodykę badawczą. Większość analiz wykonana została w laboratoriach Uniwersytetu Łódzkiego i Europejskiego Regionalnego Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO, PAN. Część analiz wykonano w Okręgowej Stacji Chemiczno-Rolniczej w Łodzi (oznaczone* w tab. 3) i we współpracy z Politechniką Krakowską (oznaczone** w tab. 3).

Tabela 3. Zestawienie parametrów analizowanych na poszczególnych stanowiskach wraz z zastosowaną metodyką badawczą

Parametr	Metodyka	Stanowisko							
		BN	AD	AŚ	AG	BP	BW	BPW	UŁ
Fizyczne:									
temperatura [°C]	miernik WTW, Multi 340i	+	+	+	+	+	+	+	+
pH	miernik WTW, Multi 340i	+	+	+	+	+	+	+	+

Tabela 3 (cd.)

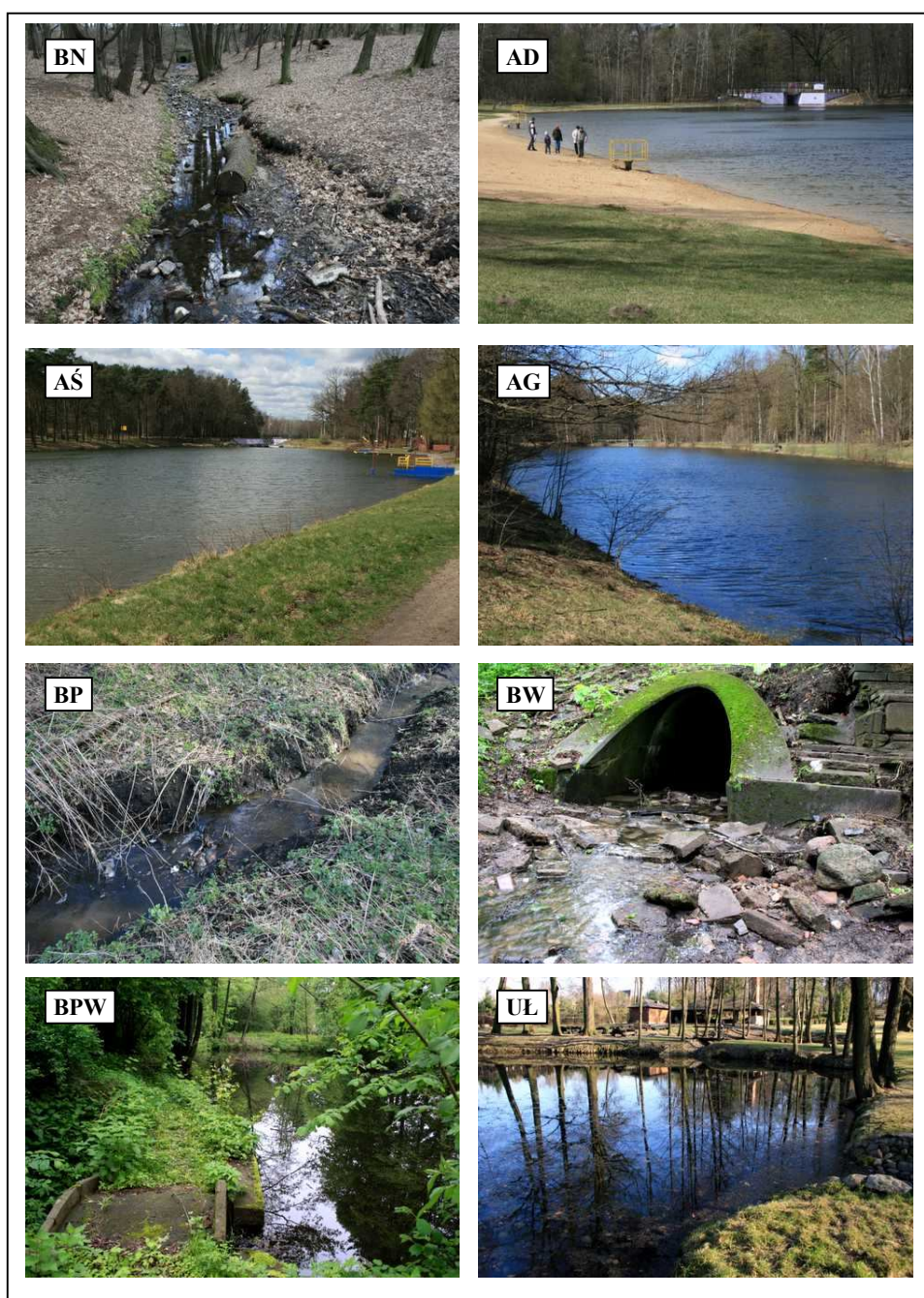
Parametr	Metodyka	Stanowisko							
		BN	AD	AŚ	AG	BP	BW	BPW	UŁ
tlen [mg/l]	miernik WTW, Multi 340i	+	+	+	+	+	+	+	+
konduktywność [μS/cm]	miernik WTW, Multi 340i	+	+	+	+	+	+	+	+
Chemiczne:									
fosfor całkowity [mg/l]	Gągała i in. 2012	+	+	+	+	+	+	+	+
azot całkowity [mg/l]	Gągała i in. 2012	+	+	+	+	+	+	+	+
azot azotanowy [mg/l]	Gągała i in. 2012	+	+	+	+	+	+	+	+
azot azotynowy [mg/l]	Gągała i in. 2012	+	+	+	+	+	+	+	+
azot amonowy [mg/l]	Gągała i in. 2012	+	+	+	+	+	+	+	+
fosfor fosforanowy [mg/l]	Gągała i in. 2012	+	+	+	+	+	+	+	+
Hydrologiczne:									
przepływ [l/s] w roku 2010	Bajkiewicz-Grabowska, Magnuszewski 2009	Q1				Q5			
przepływ [l/s] w roku 2011	Metoda bezpośrednia*	D1	D2			D5			
Biologiczne:									
chlorofil <i>a</i>	Izydorczyk i in. 2009		+	+	+				+
fitoplankton	Rakowska i in. 2005		+	+	+				+
zooplankton	Wojtal i in. 2004		+	+	+				+
ryby	PN-ER 14757:2005		+	+	+				+
Inne:									
mikrocystyny [μg/l]	Jurczak i in. 2004		+	+	+				+
azot ogólny i P ₂ O ₅ w osadach**	PB45 ed2 z dn. 1.02.2007 PB15 ed1 z dn. 26.05.2004	+	+	+	+		+		+
metale ciężkie w osadach [mg/kg]**	PB21 ed1 z dn. 1.05.2004	+	+	+	+		+		+
dioksyny (PCDD, PCDF, dl-PCB) [ng/kg]***	Urbaniak i in. 2008	+	+	+	+		+		+

* Przy wykorzystaniu przelewu pomiarowego kontrolowanego ciśnieniowym czujnikiem poziomu wody (tzw. minidiver).

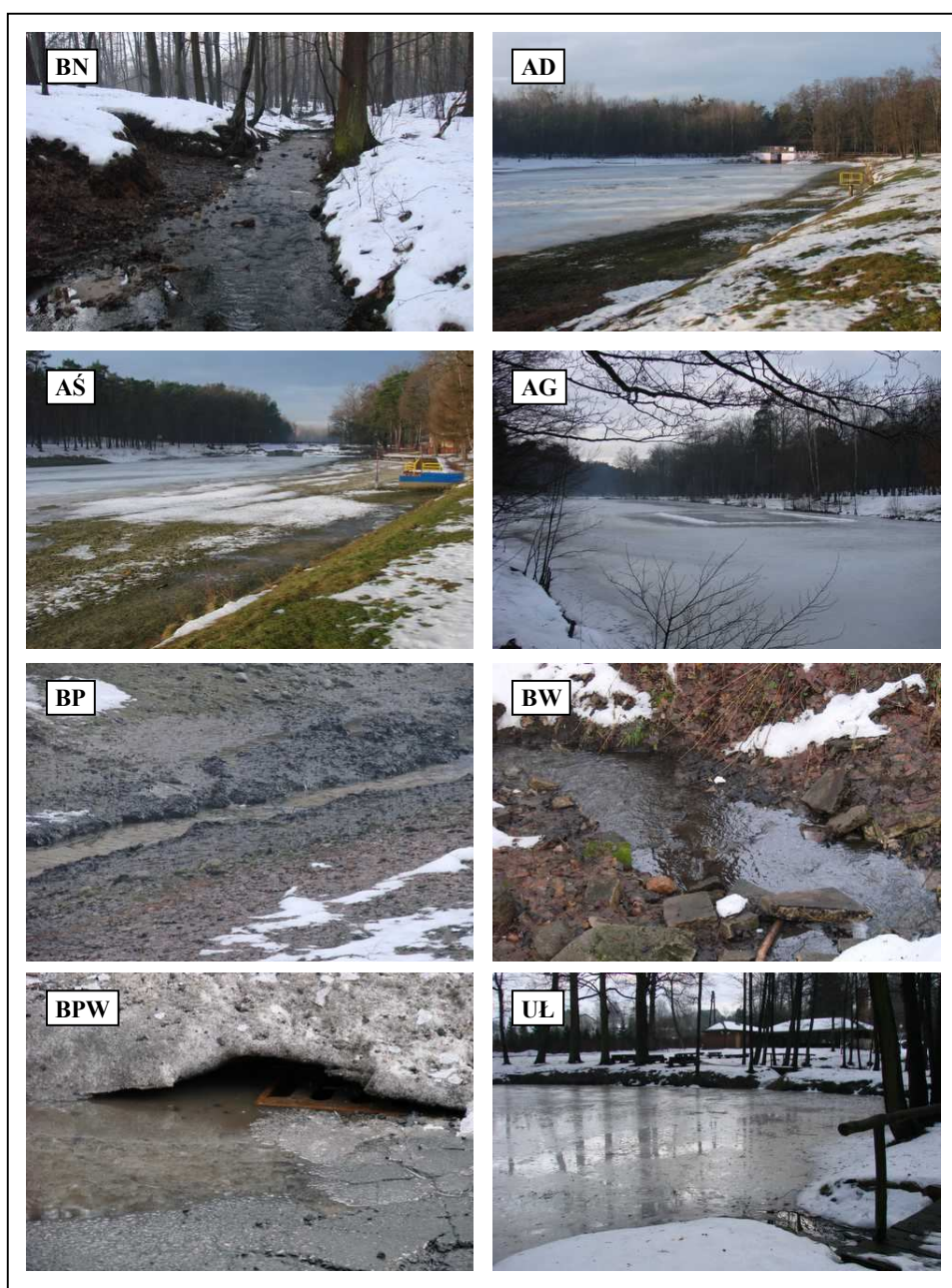
** Prace zlecone Okręgowej Stacji Chemiczno-Rolniczej w Łodzi.

*** Prace zlecone Politechnice Krakowskiej.

Źródło: opracowanie własne.



Fot. 1. Dokumentacja fotograficzna lokalizacji stanowisk monitoringu wód powierzchniowych (wiosna 2010 r.) (fot. S. Ulężałka)



Fot. 2. Dokumentacja fotograficzna lokalizacji stanowisk monitoringu wód powierzchniowych (zima 2010 r.) (fot. T. Jurczak)

Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE (RDW) określa zasady gospodarowania wodą w państwach członkowskich Unii Europejskiej. Na jej podstawie wszystkie kraje członkowskie zobowiązane są do osiągnięcia do końca roku 2015 dobrego stanu wód powierzchniowych. Transpozycji przepisów RDW do prawodawstwa polskiego dokonano przede wszystkim poprzez ustawę Prawo wodne z dnia 18 lipca 2001 r. (tekst jednolity: Dz.U. z 2005 r., nr 239, poz. 2019) oraz rozporządzenia wykonawcze. W Polsce, zgodnie z wymogami UE, od roku 2008 (rozporządzenie z dnia 20 sierpnia 2008 r., Dz.U. nr 162, poz. 1008) dokonuje się oceny stanu wód z podziałem na 4 rodzaje wód: **cieki naturalne** (struga, strumień, potok, rzeka), **jezioro i inny zbiornik wodny**, **wody przejściowe** i **wody przybrzeżne**. Klasyfikację stanu wód przeprowadza się na podstawie ich stanu lub potencjału ekologicznego oraz stanu chemicznego. **Dobry stan wód** to ich **dobry stan chemiczny** przy **bardzo dobrym lub dobrym stanie ekologicznym** (dla ekosystemów naturalnych) lub **bardzo dobrym i dobrym potencjale ekologicznym** (dla ekosystemów sztucznych lub silnie zmienionych w wyniku działalności człowieka). Stan i potencjał ekologiczny ocenia się na podstawie klasyfikacji parametrów biologicznych, fizyczno-chemicznych i hydromorfologicznych. Dobremu stanowi lub potencjałowi ekologicznemu odpowiadają: co najmniej II klasa parametrów biologicznych i fizyczno-chemicznych, I klasa wskaźników hydromorfologicznych oraz brak przekroczeń w grupie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego.

Cele środowiskowe dla wód powierzchniowych oraz obszarów chronionych ustalane są zgodnie z zapisami art. 4 Ramowej Dyrektywy Wodnej. Stosuje się przy tym zasadę, że w przypadku, gdy do danej części wód odnosi się więcej niż jeden z celów, ustala się cel najbardziej rygorystyczny. Dnia 9 listopada 2011 r. wprowadzono zaktualizowane rozporządzenie ministra środowiska w sprawie sposobu klasyfikacji jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. nr 257, poz. 1545), które zastąpiło rozporządzenie z roku 2008, wprowadzając tym samym wytyczne dla oceny sztucznych i silnie zmienionych ekosystemów wodnych. Powyższe rozporządzenie wraz z rozporządzeniem ministra środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych (Dz.U. nr 258, poz. 1549) oraz rozporządzeniem ministra środowiska z dnia 15 listopada 2011 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz.U. nr 258, poz. 1550) regulują system oceny stanu wód w Polsce.

Polska interpretacja zapisów Ramowej Dyrektywy Wodnej definiuje 5 klas stanu ekologicznego:

- klasa I – stan bardzo dobry – dla wód o niezmiennych warunkach przyrodniczych lub zmienionych tylko w bardzo niewielkim stopniu;

- klasa II – stan dobry – gdy zmiany warunków przyrodniczych w porównaniu do warunków niezakłóconych działalnością człowieka są niewielkie;
- klasa III – stan umiarkowany – obejmujący wody przekształcone w średnim stopniu;
- klasa IV – stan słaby – wody o znacznie zmienionych warunkach przyrodniczych (biologicznych, fizyczno-chemicznych, morfologicznych), gdzie gatunki roślin i zwierząt znacznie różnią się od tych, które zwykle towarzyszą danemu typowi jednolitej części wód;
- klasa V – stan zły – wody o poważnie zmienionych warunkach przyrodniczych, w których nie występują typowe dla danego rodzaju wód gatunki.

W przypadku wód wykazujących w momencie ustalania celów środowiskowych bardzo dobry stan ekologiczny, wymagane jest utrzymanie tego stanu dla wypełnienia zasady nie pogarszania stanu wód (Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej).

W obszarze projektu prowadzono badania na 2 odcinkach rzecznych (3 stanowiskach) oraz 5 zbiornikach wodnych. Stan wód obu monitorowanych odcinków rzeki Bzury powyżej i poniżej zbiorników Arturówek (stanowisko BN, BP i BW) oceniano na podstawie wytycznych dla cieków naturalnych. Z kolei ocenę stanu wód prowadzoną na stanowiskach AD, AŚ, AG, BPW oraz UŁ realizowano na podstawie wytycznych dla sztucznych zbiorników.

Nadrzędnym celem realizowanego projektu jest opracowanie strategii poprawy jakości wód systemu górnego odcinka rzeki Bzury. Jest ono kluczowe dla zapewnienia zdrowia i bezpieczeństwa jego rekreacyjnego wykorzystania przez mieszkańców Łodzi. W związku z tym ocena wybranych parametrów biologicznych, fizyczno-chemicznych i hydromorfologicznych przeprowadzona z wykorzystaniem obu rozporządzeń (z dnia 20 sierpnia 2008 r., Dz.U. nr 162, poz. 1008; z dnia 9 listopada 2011 r., Dz.U. nr 257, poz. 1545) posłużyła jedynie identyfikacji czynników nasilających procesy eutrofizacji i występowanie toksycznych zakwitów sinicowych. Natomiast z zakresu wskaźników jakości wód dla substancji priorytetowych oraz szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego analizie poddano szczególnie szkodliwe dla zdrowia metale ciężkie i trwałe zanieczyszczenia organiczne.

4.3. Analiza prawna

Analizy własności gruntów przeprowadzono z wykorzystaniem dokumentacji administracyjno-prawnej (mapy geodezyjne, kartograficzne, rastrowe i ortofotomapy Łodzi z 2007 i 2009 r.; wypisy z rejestru gruntów i ksiąg wieczystych) w aspekcie stosunków własnościowych działek, na których planowane są inwestycje.

Analizy form ochrony przyrody dokonano na podstawie oceny statusu obszarów i obiektów o szczególnych wartościach przyrodniczych w obszarze realizacji inwestycji, na podstawie polskiego prawa ekologicznego, w szczególności zaś następujących ustaw:

- o ochronie i kształtowaniu środowiska, uchwała z dnia 10 maja 1991 r. (Dz.U. nr 18, poz. 119);
- o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. (Dz.U. nr 92, poz. 880);
- o lasach z dnia 28 września 1991 r. (Dz.U. nr 101, poz. 444);
- o ochronie zwierząt z dnia 21 sierpnia 1997 r. (Dz.U. nr 111, poz. 724);
- o ochronie gruntów rolnych i leśnych z dnia 3 lutego 1995 r. (Dz.U. nr 16, poz. 78);
- Prawo wodne z dnia 18 lipca 2001 r. (Dz.U. nr 115, poz. 1229);
- o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko z dnia 3 października 2008 r. (Dz.U. nr 199, poz. 1227).

Analizę infrastrukturalną przeprowadzono, wykorzystując w tym celu dokumenty z zakresu gospodarki wodno-ściekowej zlewni Bzury (*Projekt generalny* 2002, materiały kartograficzne udostępnione przez Łódzką Spółkę Infrastrukturalną oraz Zakład Wodociągów i Kanalizacji w Łodzi), a także mapy zasięgu infrastruktury wodno-kanalizacyjnej. Mapy wykonano w oprogramowaniu GIS w układzie odniesienia PUWG1992. Prace obejmowały rektyfikację rastrowych map udostępnionych przez ZWiK w Łodzi oraz ich digitalizację na ekranie sieci wodociągowej i kanalizacyjnej.

Analizy społecznej dokonano na podstawie konsultacji społecznych i badań ankietowych w zakresie percepcji społecznej dotyczącej stanu środowiska oraz określenia oczekiwań osób odwiedzających Arturówek w stosunku do jakości wód i środowiska przyrodniczego, jak też nastawienia społeczeństwa do realizowanego projektu. Badanie percepcji społecznej przeprowadzono z użyciem opracowanej ankiety, zawierającej 15 pytań podzielonych na 4 części: cz. A – dane osobowe, cz. B – dostępność terenów zielonych i kąpielisk w Łodzi, cz. C – informacje na temat Arturówka i cz. D – informacje na temat projektu EH-REK. Wypełnienie ankiet było anonimowe i dobrowolne wśród osób odwiedzających Arturówek. Badaniami objęto 144 respondentów. Prowadzono je na terenie kompleksu Arturówek w okresie letnim 2010 r. Szczegółowe wyniki zawiera raport pt. *Badanie percepcji społecznej, zadowolenia i nastawienia do realizowanego projektu – cz. I*, dostępny na stronie internetowej: www.arturowek.pl.

5. Analiza środowiskowa

5.1. Hydrologiczne i fizyczno-chemiczne parametry oceny stanu wód

Parametry hydrologiczne

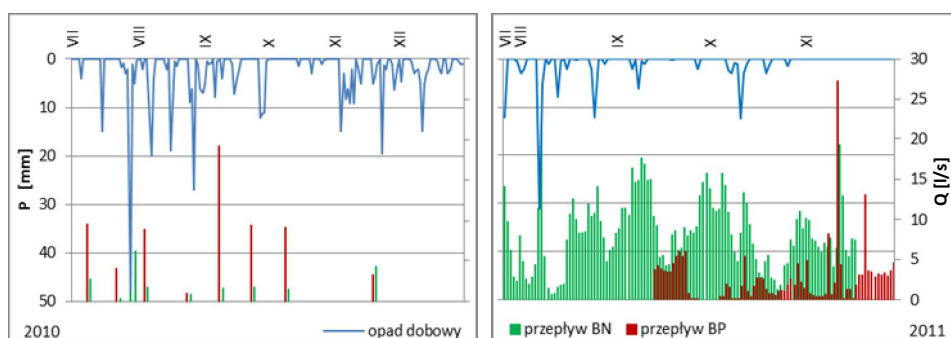
Zlewnie systemów rzeczno-jeziornych charakteryzują się specyficzną dynamiką obiegu wody. Układ krótkich odcinków cieków łączących kaskadowo usytuowane zbiorniki wodne tworzy najczęściej jeden spójny system drenażu. Od warunków zasilania i tempa wymiany wody w zbiornikach zależy m.in. przepływ rzek, które „przekazują” informację między akwenami. W tym naprzemiennym układzie obiektów hydrograficznych i jednocześnie typów ekosystemów (rzeka–zbiornik) woda stanowi medium komunikacji, a dynamika hydrologiczna determinuje dynamikę transformacji, retencji oraz wymiany znajdującej się w systemie i dostarczanej do niego ze zlewni materii, a także zależnych od niej fauny i flory (Bajkiewicz-Grabowska 2002). Obecność zbiorników wodnych w systemach rzecznych stanowi element spowalniający bieg rzeki i tym samym przyczynia się do nasilenia procesów sedymentacji materii organicznej i mineralnej wnoszonej do zbiornika. Dodatkowo w okresach letnich długi czas retencji wody w zbiornikach powoduje wzrost jej temperatury, co z kolei przy dostępności substancji odżywczych jest czynnikiem determinującym masowy rozwój sinic.

Analiza stanu i dynamiki elementów obiegu wody dostarcza więc cennych informacji w zakresie nie tylko wglądu w warunki krążenia wody na danym terenie, lecz także jest podstawą do ocen stanu ekosystemów wodnych, charakterystyki procesów zachodzących w skali zlewni, jak też określania potencjału ekologicznego wód. Ponadto, stosunek powierzchni zlewni do objętości zbiornika oraz sposób zagospodarowania zlewni wpływają znacząco na jakość wód. Współczynnik Schindlera określający stosunek powierzchni zlewni do objętości zbiornika jest miarą wpływu otoczenia na ten ekosystem wodny – im jest on wyższy, tym wpływ zlewni jest większy. Dla przykładu, jeziora o wartości współczynnika Schindlera nie wyższej niż 2 uznaje się za mało podatne na degradację wynikającą ze spływu ze zlewni. Dane na temat ilości i dynamiki przepływu rzeczno-jeziornego, tempa wymiany zasobów, ciągłości systemu rzeczno-jeziornego, sposobu zasilania zarówno rzek, jak i zbiorników wodnych stanowią

podstawowy komponent oceny hydromorfologicznej wód powierzchniowych, będącej składową (jednym z trzech elementów) oceny stanu/potencjału ekologicznego (Dz.U. z 2011 r., nr 257, poz. 1545). Parametry hydrologiczne wraz z warunkami morfologicznymi koryta rzecznego (tj. głębokością, strukturą i podłożem koryta, strukturą strefy nadbrzeżnej, szybkością prądu) determinują charakter występujących siedlisk i stopień ich przekształcenia. Parametry hydrologiczne w ocenie stanu/potencjału ekologicznego wód pełnią rolę wspierającą ocenę elementów biologicznych.

STAN OBECNY

System zasilania Bzury określono jako śnieżno-deszczowy, charakterystyczny dla większości rzek Polski środkowej (*Projekt generalny* 2003). Przy niewielkiej pojemności zbiorników oraz znacznym spadku zlewni charakteryzują się one mało korzystnym współczynnikiem Schindlera, który dla zlewni bezpośredniej wynosi ponad 20, co wskazuje na znaczną presję na nie ze strony zlewni. Z kolei zebrane w ramach projektu dane na temat dynamiki natężenia przepływu wskazują, iż zasilanie kompleksu zbiorników kształtuje się na poziomie 2,62 l/s (lipiec 2010 – listopad 2010) (rys. 6). Średni przepływ zmierzony poniżej zbiorników wynosił 7,67 l/s. Konfrontacja uzyskanych wyników z objętością zbiorników i dokumentami technicznymi sygnalizuje bardzo wolne tempo wymiany wody (nawet do 90 dni), które może być czynnikiem intensyfikującym występowanie symptomów eutrofizacji. Wyniki wskazują również na intensywną alimentację wodami podziemnymi. Hydrogram natężenia przepływu w roku 2010 i 2011 w przekrojach BN i BP oraz hietogram ze stacji Łódź-Lublinek



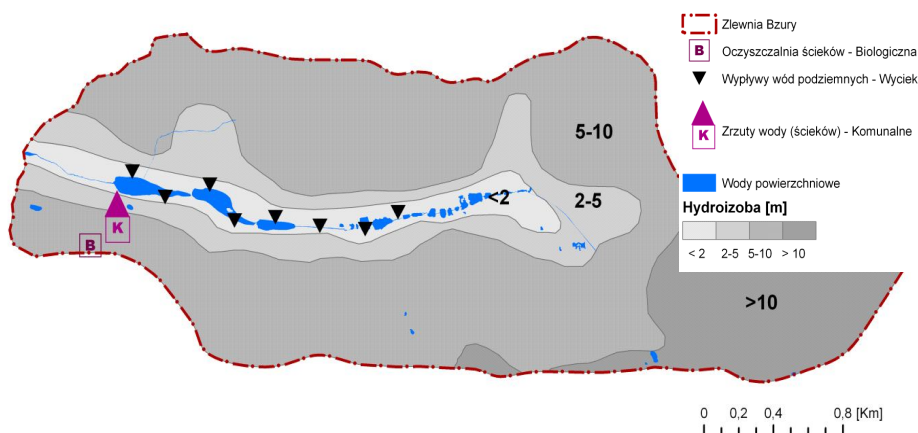
Rys. 6. Zmienność natężenia przepływu na tle dobowych sum opadów w roku 2010 i 2011

Objaśnienia: natężenie przepływu w punktach pomiarowych: Bzura poniżej zbiorników Arturówek i Bzura powyżej zbiorników Arturówek (pomiaru metodą pływakową – 2010 r., systemem diverów – 2011 r.); sumy dobowe opadów na stacji Łódź-Lublinek.

Źródło: Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej.

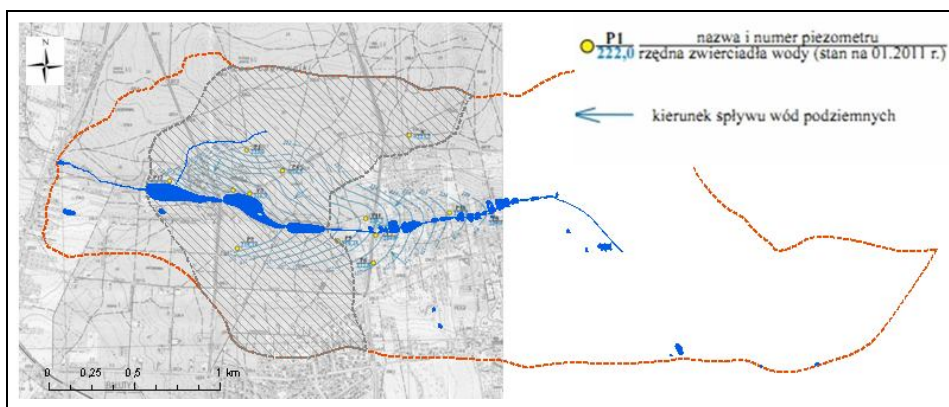
ilustruje rys. 6. Uzyskane wyniki wskazują, że obliczony przepływ na ujściu ze zbiorników charakteryzuje się znacznie większą stabilnością niż przepływ na wejściu, co dobrze ilustruje znaczenie efektu retencji w kaskadzie trzech dużych zbiorników w porównaniu do kaskady 17 niewielkich zbiorników zlokalizowanych powyżej zbiorników Arturówek i ul. Wycieczkowej. Ponadto, reakcja systemu na najwyższy w analizowanym okresie opad w wysokości 31 mm jest wyraźna i skutkuje przepływem o maksimum przekraczającym 40 l/s na ujściu ze zbiorników. Dodatkowo zauważono, że w listopadzie 2011 r., który był niezwykle suchym miesiącem (zerowa suma opadu), zaobserwowano cztery wyraźne fale wezbraniowe, z których jedna osiągnęła maksimum przekraczające 100 l/s. Przejście tych fal można wytłumaczyć potencjalnym opróżnianiem zbiorników z kaskady powyżej ul. Wycieczkowej.

Badania wód gruntowych w sieci piezometrów wykazały, że głębokość do zwierciadła wody wynosiła od 0,3 m (piezometr nr 1, mapa 5) do 6,10 m (piezometr nr 9, mapa 5). Zwierciadło pierwszego poziomu wód gruntowych jest swobodne; poziom ten nie jest izolowany od powierzchni terenu, co stwarza dobre warunki odnawialności wód przez infiltrację powierzchniową. Z drugiej strony brak izolacji naraża ten poziom na wpływ zanieczyszczeń antropogenicznych (mapa 6) oraz warunkuje także sezonowość jego zasobności. Głębokość do zwierciadła wód gruntowych uzależniona jest od pór roku i warunków alimentacji opadami atmosferycznymi. Spadek zwierciadła jest współkształtny z rzeźbą terenu, stąd ruch wód gruntowych skierowany jest generalnie w kierunku doliny rzeki Bzury (mapa 7).



Mapa 6. Lokalizacja miejsc zasilania rzeki Bzury wodami podziemnymi

Źródło: mapa hydrograficzna, arkusze M-34-4-C i M-34-3-D z 1993 r.



Mapa 7. Układ hydroizohips i kierunek ruchu wód pierwszego poziomu wód gruntowych

Źródło: *Dokumentacja z wykonania piezometrów...* 2011.

STAN WYMAGANY

Zgodnie z wytycznymi rozporządzenia w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2011 r., nr 257, poz. 1545), w celu określenia ustroju hydrologicznego jako parametru wspierającego elementy biologiczne w ocenie stanu ekologicznego cieków naturalnych przyjmuje się, że wartością graniczną I klasy jakości wody jest wielkość i dynamika przepływu oraz wynikające z tego połączenia z wodami podziemnymi, odpowiadające całkowicie warunkom niezakłóconym lub zbliżonym do tych warunków. Z kolei w przypadku ciągłości systemu rzecznej wartością graniczną I klasy jakości wody jest ciągłość jednolitej części wód niezakłócona na skutek działalności antropogenicznych oraz pozwalająca na niezakłóconą migrację organizmów wodnych i transport osadów. Natomiast w odniesieniu do warunków morfologicznych przyjmuje się, że wartością graniczną I klasy jakości wody są kształt koryta, zmienność szerokości i głębokości oraz prędkości przepływu, warunki podłoża, a także warunki i struktura stref nadbrzeżnych, odpowiadające całkowicie warunkom niezakłóconym lub zbliżone do tych warunków. Do chwili obecnej wyżej wymienionych parametrów nie charakteryzuje się na podstawie wartości liczbowych.

W przypadku sztucznych zbiorników wodnych, jakimi są zbiorniki Arturówek, w celu określenia ustroju hydrologicznego przyjmuje się, że wartością graniczną I klasy są wielkość i dynamika przepływu, poziom, czas retencji oraz wynikające z nich połączenie z wodami podziemnymi, odpowiadające całkowicie warunkom niezakłóconym lub zbliżone do tych warunków. Natomiast warunkami morfologicznymi charakteryzującymi I klasę są zmienność głębokości jednolitej części wód, ilość i struktura podłoża oraz struktura i stan strefy

brzegowej, odpowiadające całkowicie warunkom niezakłóconym lub zbliżone do tych warunków.

Zgodnie z operatem wodnoprawnym (1995) średni przepływ Bzury tuż poniżej zapory dolnej ma stanowić ok. 33 l/s, zaś przepływ biologiczny (nienaruszalny) powinien być utrzymywany na poziomie 7 l/s, co pozwoliłoby kilkukrotnie skrócić czas retencji wody w zbiorniku. Z kolei oszacowana wielkość jednorazowego zrzutu wody w okresie opróżniania zbiorników nie może przekraczać 66 l/s. Przy założonej wielkości zrzutu tempo opróżniania zbiorników jest bardzo szybkie i wynosi jedynie około 15 dni. Napętnianie, zgodnie z zapisami operatu wodnoprawnego, powinno być jeszcze krótsze – około 10 dni i wykonywane w miesiącach marzec–kwiecień. Ważnym źródłem alimentacji, zarówno w okresie wypełniania, jak i w ciągu utrzymywanego piętrzenia, są wody podziemne, których wypływy zlokalizowane są w dnie zbiorników dolnego i środkowego (mapa 6).

Mając na uwadze wytyczne rozporządzenia oraz powyższe uwarunkowania, znaczny wpływ oddziaływań antropogenicznych na tym obszarze na ekosystem wód płynących i zbiorników wodnych, charakteryzujący się okresową niestabilnością poziomu wód, nie pozwala zakwalifikować tych wód do klasy I. Poprzez zabiegi hydrologiczne wód rzeki Bzury, m.in. w celu spowolnienia fali wezbrań wywołanej nawałnym opadem deszczu, dopływającej do rzeki i zbiorników czy skrócenia czasu retencji wody w kaskadzie zbiorników, możliwe jest uzyskanie stanu odpowiadającego warunkom niezakłóconym lub zbliżonym do tych warunków.

ZAGROŻENIA:

- Niska zasobność wodna rzeki Bzury, uniemożliwiająca przyspieszenie tempa wymiany wody w zbiornikach; duża dysproporcja bilansu zasilania (zrzut wód deszczowych i roztopowych z ul. Wycieczkowej do rzeki Bzury) względem odpływu poniżej zbiorników Arturówek;
- brak zachowania wielkości przepływu nienaruszalnego (biologicznego) poniżej zbiorników Arturówek;
- swobodny charakter zwierciadła wód podziemnych i brak izolacji pierwszego poziomu wodonośnego są czynnikami sprzyjającymi migracji zanieczyszczeń i pogorszeniu jakości wody w rzece i zbiornikach;
- duża ilość zawiesiny wnoszonej i zatrzymywanej w zbiorniku AG;
- zbyt długi czas retencji wody, szczególnie w zbiorniku AD.

SZANSE:

- Duża rola zasilania podziemnego w kształtowaniu bilansu wód powierzchniowych, a szczególnie zbiorników rekreacyjnych;
- szybka odnawialność zasobów wód podziemnych.

OSZACOWANY POZIOM ZAGROŻENIA:

wysoki

Jakość wód powierzchniowych

Zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy Wodnej oraz prawodawstwa polskiego, obecnie istotną funkcję w monitoringu wód powierzchniowych odgrywają elementy biologiczne, którym przypisuje się rolę dominującą w ocenie stanu wód. Dobór elementów biologicznych uzależniony jest od typologii abiotycznej rzeki. Z kolei badania wskaźników fizyczno-chemicznych i hydromorfologicznych są elementami jedynie wspierającymi badania biologiczne. Jednakże niektóre parametry fizyczno-chemiczne wód są również dobrymi wskaźnikami do określenia potencjalnego zagrożenia występowaniem np. sinic w zbiornikach wodnych. Do wskaźników tych zalicza się m.in.: **temperaturę wody** w granicach 20–25°C, **dostępność substancji odżywczych** (stężenie fosforu > 25 µg/l) czy **pH** w przedziale 6–9 (Tarczyńska i in. 1997). Jednym z podstawowych czynników wpływających na wielkość zakwitu oraz jego toksyczność jest wysoka temperatura, a także sprzyjające temu bezwietrzna pogoda i duże nasłonecznienie. Dla przykładu, sinice z rodzaju *Microcystis* wymagają zawsze większej dostępności światła w porównaniu z sinicami z rodzaju *Anabaena* (Chorus, Bartram 1999). Z kolei dopływ substancji biogennych, głównie azotu i fosforu, jest przyczyną gwałtownego rozwoju sinic. Ważna jest nie tylko ich dostępność, ale również forma, w jakiej występuje dany pierwiastek oraz stosunek N:P (Chorus, Bartram 1999). Cyjanobakterie asymilują azot w postaci soli amonowych, azotanów czy mocznika. Ważna jest ich zdolność do wiązania azotu atmosferycznego, którą posiadają sinice zawierające heterocysty; należą do nich m.in.: *Anabaena sp.* i *Aphanizomenon sp.* Natomiast sinice pozbawione heterocyst, takie jak *Microcystis*, *Oscillatoria*, są uzależnione od ilości dostępnych form azotu (Gumiński 1990).

Z kolei fosfor asymilowany jest w postaci nieorganicznych ortofosforanów (H_2PO_4^- lub HPO_4^{2-}) (Kawecka, Eloranta 1994). Dostępność fosforu w stężeniu powyżej 25 µg/l sprzyja tworzeniu się zakwitów sinicowych w zbiorniku, a wartość 1 kg fosforu w zbiorniku przekłada się na 2 tony biomasy glonów (Zalewski 2005). Sinice mają zdolność gromadzenia związków fosforowych, które wykorzystują w warunkach deficytu tego pierwiastka w wodzie (Gumiński 1990). Wobec tego podstawową metodą przeciwdziałania powstawaniu zakwitów sinic jest eliminowanie dopływu związków fosforu do zbiorników wodnych (Mej, Lechowski 2000).

STAN OBECNY

Parametry fizyczne

Badane parametry fizyczne wykazywały zarówno zmiany sezonowe, jak i zróżnicowanie fizyczne poszczególnych stanowisk – elementów układu rzeczno-jeziornego (rys. 7).

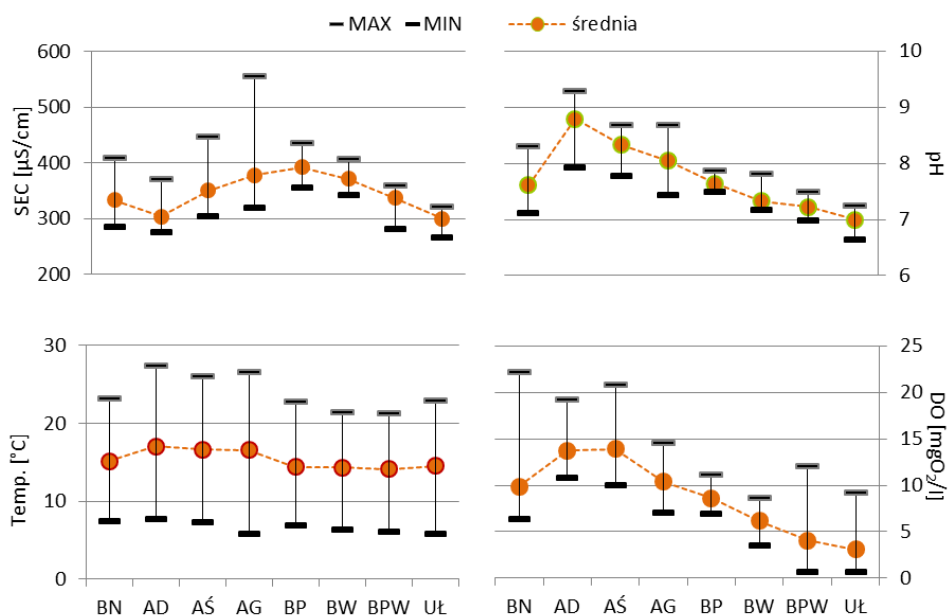
Najwyższe temperatury wody odnotowane były w stawach, zwłaszcza na stanowisku AD, gdzie średnia temperatura wody w całym sezonie wynosiła 17,1°C. W tym samym okresie temperatura wody w pozostałych dwóch zbiornikach kompleksu Arturówek (stanowiska AŚ i AG) wyniosła 16,6°C, podczas gdy na stanowiskach rzecznych wahała się w granicach 14,2–15,1°C. Najwyższe temperatury wody w zbiornikach obserwowane w sezonie letnim przekraczały 27°C, co jest czynnikiem intensyfikującym symptomy eutrofizacji, objawiające się występowaniem zakwitów sinic.

Odczyn analizowanej wody wahał się średnio w przedziale od 7 do 8,8 pH i był znacząco wyższy w głównych zbiornikach kaskady (stanowiska AD, AŚ i AG).

Nasylenie wody tlenem było bardzo zróżnicowane w całym sezonie i wynosiło średnio 3,1–13,9 mg/l. Najniższe wartości zanotowano w stawie Uniwersytetu Łódzkiego (stanowisko UŁ), gdzie okresowo nasycenie tlenem spadało poniżej 1 mg/l, natomiast w pozostałych zbiornikach stężenie tlenu wahało się średnio w zakresie 10,4–13,9 mg/l. Znacząco wyższe wartości notowano

w zbiornikach dolnym i środkowym Arturówek (stanowiska AD i AŚ).

Analiza przewodności elektrolitycznej wykazywała wzrost jej wartości szczególnie w miesiącach wiosennych i zmieniała się w zależności od dopływu biogenów. Najwyższą średnią przewodność, wynoszącą 392 $\mu\text{S}/\text{cm}$, zanoto-



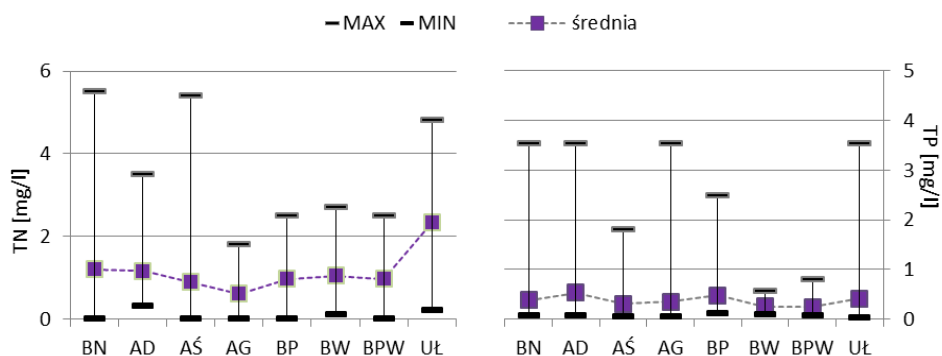
Rys. 7. Sezonowa dynamika parametrów fizycznych wód rzeki Bzury i kaskady zbiorników w roku 2010

Źródło: opracowanie własne.

wano w rzece Bzurze na stanowisku BP, zaś najniższą, 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, w stawie na stanowisku UŁ. Najwyższe odchylenie standardowe w zbiorniku górnym (stanowisko AG) wskazuje na to, iż okresowo zatrzymuje on znaczne ilości dopływającego ładunku zanieczyszczeń, działając jak samoczynny osadnik dla zbiorników środkowego i dolnego.

Parametry chemiczne

Zmienność sezonowa i przestrzenna badanych parametrów chemicznych przedstawiona jest na rys. 8, 9 i 10.



Rys. 8. Sezonowa dynamika całkowitych form azotu i fosforu w rzece Bzurze i kaskadzie zbiorników w roku 2010

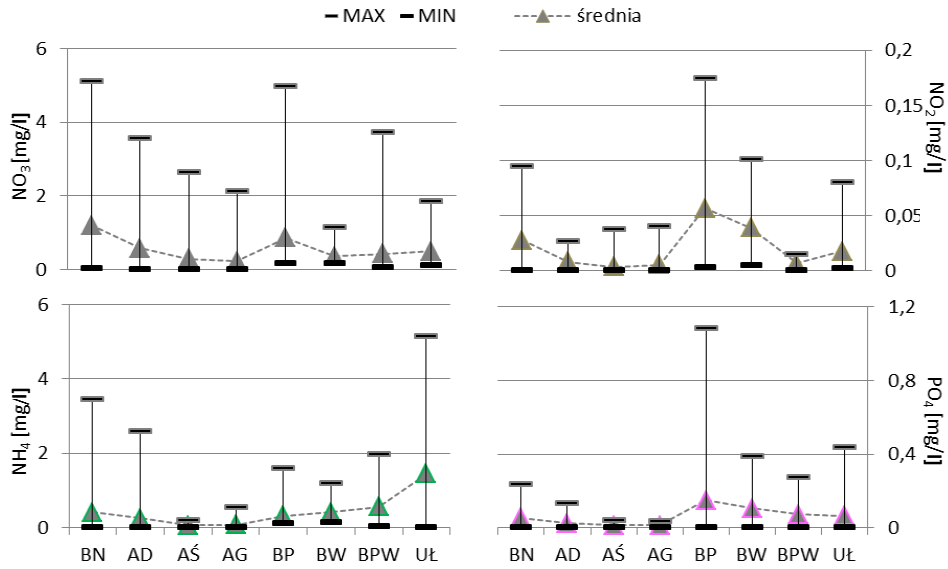
Źródło: opracowanie własne.

Najwyższe średnie stężenie TP na poziomie 0,5 mg/l oznaczono w zbiorniku na stanowisku AD oraz w rzece Bzurze na stanowisku BP, natomiast najniższe, 0,2 mg/l, w zbiorniku na stanowisku BPW. Z kolei najwyższe średnie stężenie TN na poziomie 2,1 mg/l oznaczono w stawie Uniwersytetu Łódzkiego (stanowisko UŁ), zaś najniższe, 0,6 mg/l, w zbiorniku na stanowisku AG. Pojawiające się wysokie stężenia związków fosforu w zbiorniku Arturówek dolny są przyczyną występowania w nim sinic, co potwierdzają przeprowadzone badania.

Najwyższe średnie stężenia jonów azotynowych oraz fosforanowych odnotowano w rzece Bzurze na stanowisku BP, a ich wartości wynosiły odpowiednio 0,06 mg/l i 0,15 mg/l, natomiast najniższe średnie stężenia azotynów oraz fosforanów zanotowano w trzech głównych zbiornikach (stanowiska AD, AŚ i AG) i wahały się one dla obu parametrów w zakresie 0,01–0,02 mg/l.

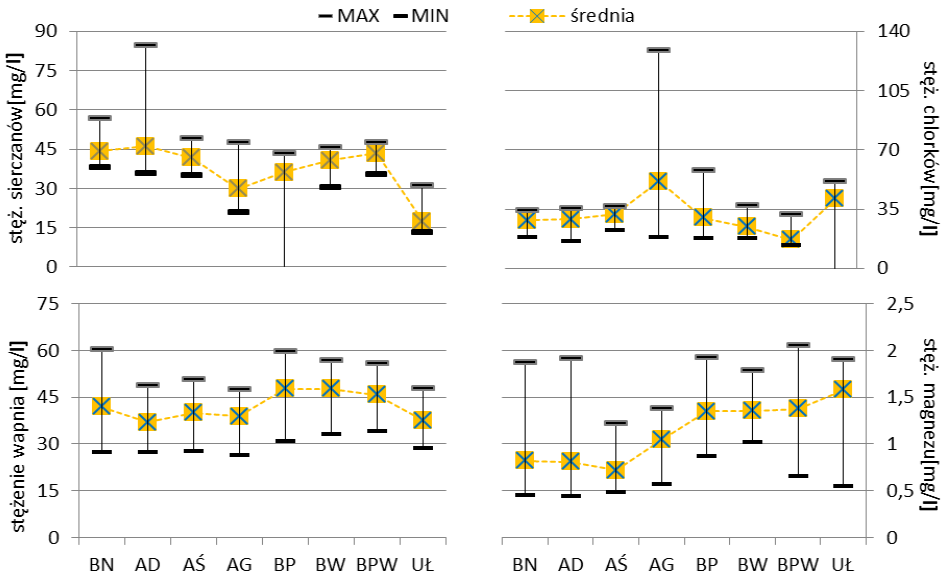
Najwyższe wartości jonów azotanowych zaobserwowano w rzece Bzurze poniżej zbiorników Arturówek (stanowisko BN), gdzie średnia z całego sezonu

badań wyniosła 1,21 mg/l. Z kolei maksymalne stężenia jonów amonowych
 odnotowano w stawie Uniwersytetu Łódzkiego (stanowisko UŁ), których



Rys. 9. Sezonowa dynamika form jonowych azotu i fosforu w rzece Bzurze i kaskadzie zbiorników
 w roku 2010

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 10. Sezonowa dynamika siarczanów, chlorków, wapnia i magnezu w rzece Bzurze i kaskadzie zbiorników w roku 2010

Źródło: opracowanie własne.

wartość maksymalna wyniosła 5,14 mg/l. Mogą one być skutkiem szeregu procesów, np. przemian anaerobowych czy możliwych odcieków z lokalnych szamb. Najniższe średnie stężenia zarówno jonów azotanowych (0,2 mg/l), jak i azotu amonowego (0,07 mg/l) stwierdzono na stanowisku AG.

Zdarzenia ekstremalne

Ekstremalne zdarzenia (roztopy śnieżne, opady deszczu, opróżnianie zbiorników wodnych) mają zasadnicze znaczenie w kształtowaniu jakości wód zarówno rzeki, jak i zbiorników. Zasilają one system w znaczną ilość substancji biogenicznych i zawiesiny, które determinują dynamikę procesów biologicznych (fot. 3).

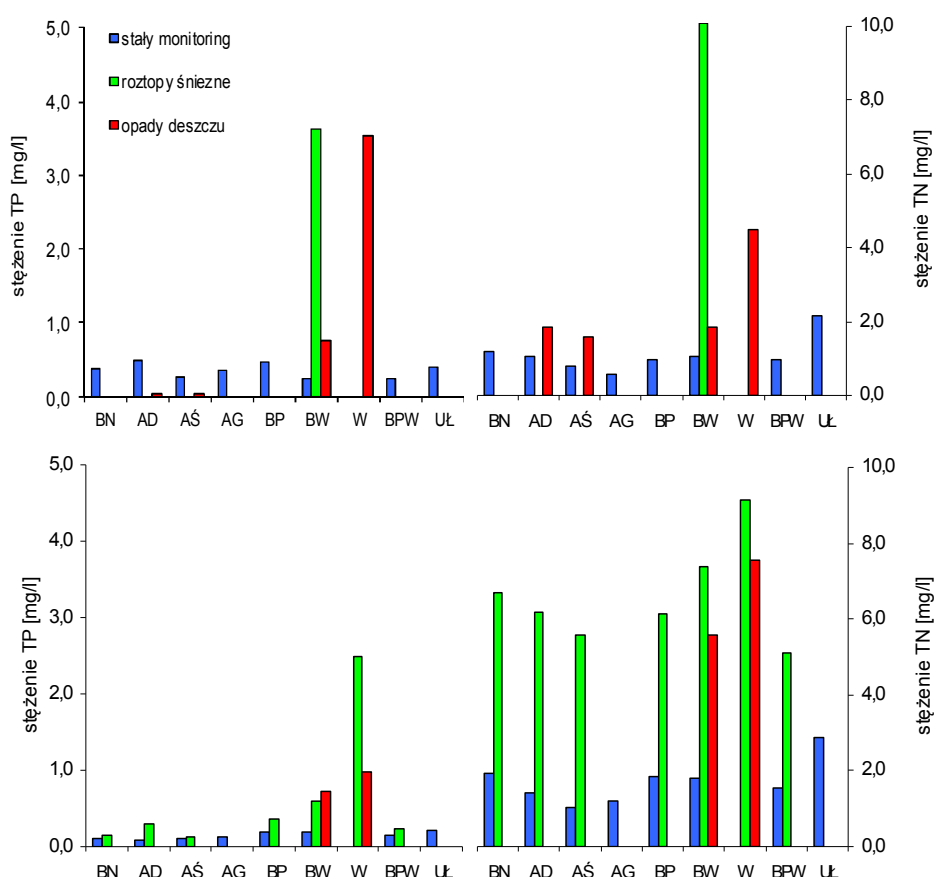
Podczas roztopów śnieżnych monitorowanych w roku 2010 na stanowisku BW (odpływ z ul. Wycieczkowej) zanotowano znacznie, odpowiednio 14-krotnie (+1350%) i 9-krotnie (+871%), podwyższone w stosunku do średniej z całego sezonu stężenia TP i TN, które wynosiły odpowiednio 3,62 i 10,1 mg/l. Z kolei stężenia tych parametrów obserwowane na stanowisku BW po intensywnych opadach deszczu były wyższe średnio o 206% i 76% w stosunku do średnich stężeń tych parametrów w całym okresie i wynosiły 0,77 i 1,83 mg/l (stężenia w samej wodzie deszczowej z odpływu ul. Wycieczkowej wyniosły odpowiednio 3,53 i 4,50 mg/l) (rys. 11). W tym czasie odnotowano również znacznie wyższe stężenia jonów fosforanowych, azotanowych i azotynowych w porównaniu do stężeń występujących na pozostałych stanowiskach. Dodatkowo, na wpustach wód deszczowych do zbiorników AD i AŚ stwierdzono podwyższone jedynie stężenia TN o 73% dla wpustu zlokalizowanego w zbiorniku dolnym i 105% dla wpustu zlokalizowanego w zbiorniku środkowym, a z kolei stężenia TP były wielokrotnie niższe w odniesieniu do wartości średnich badanych parametrów w zbiornikach.

W roku 2011 potwierdzono te zależności – stężenia TP i TN generowane w wyniku roztopów śnieżnych na stanowisku BW były wyższe o 200% i 307% i wynosiły odpowiednio 0,60 i 7,40 mg/l (w wodzie roztopowej odpowiednio 2,49 i 9,15 mg/l). Podobne zależności zaobserwowano dla stanowisk BN, AD, AŚ, BP, BPW i UŁ. Z kolei w wyniku intensywnych opadów deszczu na stanowisku BW stężenia TP i TN w roku 2011 były wyższe średnio o 260% i 206%

w stosunku do średnich stężeń tych substancji na tym stanowisku w roku 2011, i wynosiły 0,72 oraz 5,57 mg/l (w wodzie deszczowej z odpływu ul. Wycieczkowej odpowiednio 0,98 i 7,57 mg/l).



Fot. 3. Dodatkowe pomiary wykonane w miejscach zidentyfikowanych jako punktowe źródła zanieczyszczeń rzeki Bzury i zbiorników Arturówek (fot. T. Jurczak, Z. Kaczowski, S. Ulęzątko, M. Podawca)



Rys. 11. Średnie stężenia TP i TN ze zdarzeń ekstremalnych (roztopy śnieżne, opady atmosferyczne) na tle średniej sezonowej w roku 2010 (wykres górny) i 2011 (wykres dolny)

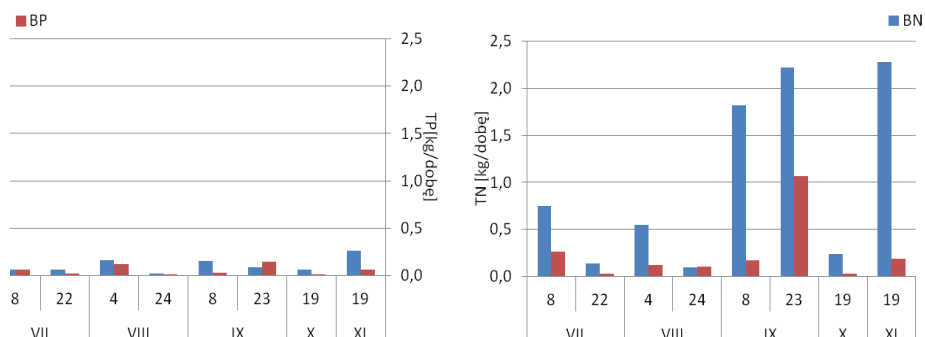
Źródło: opracowanie własne.

Ładunek substancji biogenicznych

Bilans ładunków substancji biogenicznych wprowadzonych oraz usuwanych w systemie trzech zbiorników Arturówek wskazuje na większe ładunki fosforu i azotu wewnątrz systemu w stosunku do wartości obliczonych dla stanowiska BP i BN. Prawie pięciokrotny wzrost średnich ładunków azotu i dwukrotny fosforu na wyjściu z systemu świadczy o intensywnej dostawie związków biogenicznych ze zlewni bezpośredniej zbiorników (wpusty wód burzowych do zbiorników AD i AŚ; rys. 12).

Najwyższe ładunki substancji biogenicznych usuwane z systemu zbiorników AD, AŚ i AG zanotowano we wrześniu i listopadzie, co wiązać można z przygotowywaniem zbiorników na okres zimy poprzez ich opróżnianie z retencjonowania

wanej wody. Jedynie pod koniec września zanotowano znacznie podwyższone ilości ładunków fosforu na wejściu do systemu, co można wiązać z intensywnymi opadami deszczu w tym okresie i/lub opróżnianiem z wody zbiorników zlokalizowanych powyżej ul. Wycieczkowej. Sytuację taką zaobserwowano również w roku 2011, gdzie w okresie suchego listopada znacznie wzrosły przepływy na stanowisku BP.



Rys. 12. Ładunki dobowe wyznaczone na wejściu do systemu zbiorników Arturówek (BP) oraz na wyjściu z systemu (BN) w poszczególnych terminach pomiarów w okresie od 22 lipca do 19 listopada 2010 r.

Źródło: opracowanie własne.

Średni dobowy ładunek w sezonie 2010 wynosił odpowiednio: 1,012 kg/dobę (TN) i 0,108 kg/dobę (TP) na wyjściu z systemu zbiorników w Arturówku oraz 0,248 kg/dobę (TN) i 0,059 kg/dobę (TP) na wejściu do systemu. Niemniej jednak, mając na uwadze cykl obiegu tych pierwiastków w przyrodzie (głównie azotu), należy podkreślić, iż są to dane szacunkowe, służące jedynie zobrazowaniu zagrożeń procesem eutrofizacji w zbiornikach Arturówek.

Transport osadu i zawiesiny

Badania ilości osadów wnoszonych korytem rzeki Bzury do zbiornika AG oraz wypływających ze zbiornika AD wykonano w listopadzie 2011 r. z wykorzystaniem łapaczki typu PIHM-C. Przy średniej prędkości wody 0,13 m/s ustalono wielkość osadu wleczonego na 19 mg/s na 1 m obwodu zwilżonego koryta. Wyniki analiz granulometrycznych wskazują, że rzeka Bzura transportuje do zbiorników materiał denny w postaci piasku grubego, którego frakcja stanowi ponad 50% masy (tab. 4).

Zawiesina ogólna na wejściu do zbiornika AG wynosiła 32 mg/l (w okresach intensywnych opadów mogła być nawet kilkukrotnie wyższa), a na wypływie ze zbiornika AD zaledwie 4 mg/l. Wynik ten wskazuje na ważną rolę zbiornika AG w doczyszczaniu kaskady zbiorników rekreacyjnych AŚ i AD.

Tabela 4. Skład granulometryczny materiału dennego rzeki Bzury na wlocie do zbiornika AG

Fracja	Średnica ziaren [mm]	Sumy wraz z mniejszymi [%]
Il i pył	<0,25	3,03
Piasek drobny	0,25–0,5	9,92
Piasek średni	0,5–1	38,64
Piasek gruby	1–2	97,36
Żwir	>2	100

Źródło: opracowanie własne.

STAN WYMAGANY

Wybrane, monitorowane parametry fizyczne i chemiczne zestawiono z wartościami granicznymi rozporządzenia ministra środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. oraz zaktualizowanym rozporządzeniem z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych (Dz.U. z 2008 r., nr 162, poz. 1008; Dz.U. z 2011 r., nr 162, poz. 1545), przyjmując dla wód powierzchniowych w ciekach naturalnych i zbiornikach wodnych jako stan właściwy klasę I i II wartości granicznych wybranych wskaźników fizyczno-chemicznych (tab. 5) oraz wynikający z tego poziom zagrożenia dla badanego systemu.

Zarówno parametry fizyczne, jak i chemiczne wód rzeki Bzury i zbiorników Arturówek w większości przypadków świadczą o dobrym stanie wód. Jednakże okresowo wysokie temperatury wód w zbiornikach Arturówek ($>25^{\circ}\text{C}$) oraz wysokie stężenie fosforu w wodzie ($> 3 \text{ mg/l}$), szczególnie na stanowisku AD, AG i Uł, potwierdzają możliwość pojawiania się zakwitów sinicowych. Średnie stężenia fosforu w wodzie na stanowiskach rzecznych i jeziornych były wyższe niż wartość dopuszczalna dla klasy II wód powierzchniowych, a na stanowisku AD wartość ta była nawet 4-krotnie wyższa. Ponadto, mimo iż średnie stężenie jonów fosforanowych w wodach rzeki Bzury na stanowiskach BP i BW świadczyło o dobrym stanie tych wód ($<0,31 \text{ mg/l}$), to okresowo można było zaobserwować nawet kilkukrotny wzrost stężenia tych zanieczyszczeń. Świadczy to o okresowym dopływie zanieczyszczeń z ul. Wycieczkowej i kaskady zbiorników zlokalizowanych powyżej ulicy, co potwierdzają również wyniki zdarzeń ekstremalnych. Kolejnym parametrem niespełniającym norm dla badanego obszaru jest tlen rozpuszczony, którego stężenie na stanowiskach BPW oraz Uł (dwa z kaskady 17 zbiorników powyżej ul. Wycieczkowej) przekraczało wartość dla klasy II wód powierzchniowych i było niższe niż 4 mg/l .

Mając na uwadze problem występowania zakwitów sinicowych, głównie w zbiorniku dolnym (stanowisko AD) (w roku 2011 pojawił się też zakwit w zbiorniku AG, spowodowany opróżnieniem zbiornika zlokalizowanego bezpośrednio powyżej BPW), istotne wydaje się ograniczenie dopływu do tego akwenu związków biogenicznych, głównie fosforu, np. poprzez:

- redukcję zanieczyszczeń punktowych, m.in. dopływających bezpośrednio do zbiornika wpustem wód burzowych;

- uregulowanie gospodarki sanitarnej w okresie letnim przy zwiększonej liczbie osób korzystających ze zbiornika;
- ograniczenie dokarmiania ptactwa wodnego zimującego stadnie (nawet do 250 osobników kaczek) w górnej części zbiornika AD.

Tabela 5. Wartości graniczne wybranych parametrów jakości wód dla klasyfikacji jednolitych części wód powierzchniowych

Nazwa wskaźnika jakości wód	Jednostka	Wartość graniczna wskaźnika jakości wód, właściwa dla klasy				
		I	II	III	IV	V
Jednolite części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych						
Chlorofil <i>a</i>	µg/l	<20	35	50	65	>65
Indeks fitoplanktonowy*	–	≥0,8	≥0,6	≥0,4	≥0,2	≤0,2
Temperatura wody	°C	≤22	≤24	wartości granicznych nie ustala się		
Zawiesina ogólna	mg/l	≤25	≤50			
Tlen rozpuszczony	mg/l	≥7	≥5			
Przewodność	uS/cm	≤1000	≤1500			
Siarczany	mg SO ₄ /l	≤150	≤250			
Chlorki	mg Cl/l	≤200	≤300			
Wapń	mg Ca/l	≤100	≤200			
Magnez	mg Mg/l	≤50	≤100			
Odczyn	pH	6–8,5	6–9			
Azot amonowy	mg N _{-NH4} /l	≤0,78	≤1,56			
Azot azotanowy	mg N _{-NO3} /l	≤2,2	≤5			
Azot ogólny	mg N/l	≤5	≤10			
Fosforany*	mg PO ₄ /l	≤0,2	≤0,31			
Fosfor ogólny	mg P/l	≤0,2	≤0,4			
Jednolite części wód powierzchniowych, takich jak jezioro i inny naturalny zbiornik wodny						
Chlorofil <i>a</i> **	µg/l	<10	23	40	68	>68
Przezroczystość**	m	1		wartości granicznych nie ustala się		
Tlen rozpuszczony	mg/l	≥4				
Przewodność	uS/cm	≤600				
Azot ogólny**	mg N/l	2,5				
Fosfor ogólny**	mg P/l	0,12				

* Wskaźnik wprowadzony do klasyfikacji wód w rozporządzeniu z dnia 9 listopada 2011 r., Dz.U. nr 257, poz. 1545.

** Współczynnik Schindlera >2 (dla zbiorników niestratyfikowanych).

Źródło: opracowanie własne na podstawie rozporządzenia z dnia 20 sierpnia 2008 r., Dz.U. nr 162, poz. 1008 i rozporządzenia z dnia 9 listopada 2011 r., Dz.U. nr 257, poz. 1545.

ZAGROŻENIA:

- Pomimo niskich wartości średnich dla całego sezonu, parametry fizyczno-chemiczne wody charakteryzowały się dużą zmiennością, osiągając wartości maksymalne kilkakrotnie wyższe od wartości średnich, co świadczy o znacznym wpływie zdarzeń ekstremalnych na jakość wód; na stanowisku BW w trakcie lub tuż po intensywnym opadzie deszczu i roztopach śnieżnych odnotowywano kilkakrotnie wyższe stężenia związków biogenicznych, głównie fosforu, w porównaniu do średniego stężenia tych substancji na tym stanowisku;
- zaobserwowano wysokie stężenia jonów amonowych (nawet do 5 mg/l na stanowisku UŁ) w kaskadzie zbiorników powyżej ul. Wycieczkowej, które mogą świadczyć o wpływach antropogenicznych lub intensywnych procesach anaerobowych;
- analiza bilansu ładunków dobowych azotu i fosforu dla zbiorników Arturówek świadczy o ich bezpośrednim zasilaniu wewnątrz systemu, najprawdopodobniej poprzez punktowe dopływy wód opadowych wpustami, kierującymi te wody bezpośrednio do zbiorników AD i AŚ.

SZANSE:

- Obszar poniżej ul. Wycieczkowej może być wykorzystany dla skonstruowania systemu podczyszczania silnie zanieczyszczonych wód burzowych, który stanowiłby pierwszy etap poprawy jakości wody zasilającej kompleks zbiorników rekreacyjnych;
- obecnie większość zanieczyszczeń dopływających wraz z rzeką Bzurą i wodami deszczowymi zatrzymywanych jest w zbiorniku górnym (stanowisko AG), który działa jak samoczynny biofiltr; jego lokalizacja stwarza możliwości zastosowania biotechnologii ekohydrologicznych wzmacniających procesy sedymentacji, adsorpcji biogeochemicznej i asymilacji biologicznej, poprawiając jego wydajność;
- adaptacja ekohydrologiczna zbiorników w górnej Bzurze, szczególnie ostatniego z kaskady zbiorników, może poprawić jakość wody na dopływie do zbiorników rekreacyjnych Arturówek;
- biorąc pod uwagę bilans substancji biogenicznych zbiorników rekreacyjnych, wskazujący na duże znaczenie zasilania ze zlewni bezpośredniej, konstrukcja stref buforowych w sąsiedztwie zrzutów wód opadowych wpustami do zbiornika AD i AŚ oraz mat roślinności pływającej może przyczynić się do znacznej poprawy sytuacji przez ograniczenie zasilania i wiązanie związków biogenicznych.

OSZACOWANY POZIOM ZAGROŻENIA:

wysoki

Jakość wód podziemnych

Chemizm i dynamika zasobów wód podziemnych zależy od dwóch grup czynników (Macioszczyk, Dobrzyński 2002):

- czynniki naturalne, wynikające z własności wodonośnych oraz procesów kształtujących chemizm wód podziemnych bez wprowadzania substancji zanieczyszczających spoza ośrodka gruntowego,
- czynniki antropogeniczne, związane z doprowadzeniem substancji zanieczyszczającej (obcej) do wód podziemnych, wynikające z użytkowania terenu, zwłaszcza działalności gospodarczej, jej intensywności i warunków, w jakich przebiega.

Do niedawna w literaturze było mało informacji na temat zróżnicowania zanieczyszczenia wód podziemnych na terenach zurbanizowanych, wynikającego z warunków infrastruktury kanalizacyjnej (jej braku lub/i stanu technicznego) oraz rodzaju zabudowy (Górski 1998). Natomiast wiele publikacji wskazuje na problem zanieczyszczenia wód podziemnych, szczególnie płytkich i słabo izolowanych poziomów wodonośnych, wywołany przez obszarowe źródła emisji (zanieczyszczenia związkami biogenicznymi, detergentami, metalami ciężkimi i skażenia bakteriologiczne). Na terenach zurbanizowanych obok rozproszonych źródeł zanieczyszczeń istotną – jeśli nie najważniejszą – rolę odgrywają źródła punktowe. W miastach wielkość i zasilenie zasobów wód podziemnych są ograniczone w wyniku zwiększonych współczynników nieprzepuszczalności terenu (zmiana warunków infiltracji) z uwagi na kompaktę gruntów, na których rozwinęła się zwięzła zabudowa miejska (Michalczyk 1998). W zlewni górnej Bzury zmiana warunków infiltracji wód dotyczy jedynie stref zabudowy, która ma charakter rozproszony. Zatem warunki infiltracji mają tu charakter quasi-naturalny i sprzyjają migracji zanieczyszczeń zarówno z punktowych, jak i powierzchniowych źródeł.

STAN OBECNY

Badania monitoringowe przeprowadzone w nowo powstałej sieci 12 piezometrów (mapa 5) wykonano w celu oszacowania zagrożenia, wynikającego z zasilania ekosystemu wód rzeki Bzury i kaskady zbiorników Arturówek wodami gruntowymi. Rezultaty poddano ocenie zgodnej z rozporządzeniem ministra środowiska z dnia 23 lipca 2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz.U. nr 143, poz. 896). Za podstawę oceny przyjęto graniczne wartości określone w rozporządzeniu dla każdej z klas.

Jednym z parametrów, świadczącym o znacznym wpływie czynników abiotycznych na jakość monitorowanych w piezometrach wód, jest ich temperatura, która na wszystkich stanowiskach wykazywała zwiększone wartości w porównaniu z wartościami granicznymi dla wód podziemnych, co wiąże się ze znacznie

wyższym poziomem wód gruntowych, a przez to zwiększoną podatnością np. na migrację zanieczyszczeń. Stwierdzono ponadto podwyższone wartości jonów azotanowych i amonowych w wodach gruntowych we wszystkich monitorowanych piezometrach zlokalizowanych we wschodniej części zlewni (powyżej ul. Wycieczkowej), charakterystyczne dla zwartej zabudowy gospodarstw domowych. Z kolei piezometry zlokalizowane w zalesionej, zachodniej części zlewni charakteryzowały się wysoką jakością wód w zakresie parametrów fizycznych oraz substancji biogenicznych (tab. 6).

Tabela 6. Zakres wyników badań podstawowych parametrów fizyczno-chemicznych wód gruntowych w roku 2011

Piezometr	Temperatura [°C]	Konduktywność	pH	Tlen [mg/l]	TN [mg/l]	TP [mg/l]	Azotany [mg/l]	Azotyny [mg/l]	Amon [mg/l]	Fosforany [mg/l]
1.	6,5– 12,9	239– 312	6,35– 6,43	3,58– 4,00	15,2– 20,2	2,36– 3,81	0,32– 0,91	0,002– 0,007	0,28– 0,89	0,00– 0,04
2.	10,9– 12,8	365– 436	7,00– 7,14	5,18– 7,04	1,6– 9,7	0,30– 1,23	0,33– 1,12	0,000– 0,009	0,05– 0,09	0,00– 0,27
3.	6,6– 14,0	395– 721	6,59– 6,98	2,76– 6,27	2,6– 16,0	0,37– 4,92	0,21– 0,52	0,000– 0,003	0,04– 0,07	0,00– 0,33
4.	8,0– 10,4	242– 270	6,96– 7,26	6,9– 8,73	2,3– 7,8	0,59– 2,23	0,25– 0,75	0,002– 0,035	0,04– 0,13	0,01– 0,29
5.	7,6– 11,6	390– 447	7,00– 7,76	5,35– 6,7	4,8– 44,0	0,88– 6,26	5,56– 6,24	0,000– 0,010	0,03– 0,05	0,01– 0,13
6.	8,6– 11,4	394– 432	6,85– 7,11	4,67– 7,68	3,6– 8,6	0,88– 3,43	19,0– 30,4	0,001– 0,010	0,01– 0,17	0,01– 0,21
7.	8,0– 13,1	488– 526	7,02– 7,32	0,93– 2,85	3,2– 8,4	0,62– 0,97	0,27– 3,42	0,000– 0,001	0,37– 0,44	0,00– 0,52
8.	6,6– 18,4	582– 974	6,73– 6,94	3,41– 5,66	5,0– 57,0	1,71– 5,98	1,30– 50,3	0,003– 0,093	0,43– 1,25	0,01– 0,51
9.	8,5– 10,4	514– 631	7,1– 7,19	6,83– 9,23	17,0– 59,2	2,50– 3,82	43,8– 84,5	0,000– 0,028	0,09– 0,21	0,01– 0,29
10.	6,5– 13,8	445– 573	6,69– 6,75	2,72– 3,88	2,5– 13,2	0,65– 3,39	0,90– 11,6	0,000– 0,010	0,13– 0,55	0,00– 0,52
11.	7,5– 11,2	686– 826	6,97– 7,06	4,62– 6,68	6,2– 16,4	1,88– 2,95	13,4– 25,7	0,001– 0,010	0,00– 0,11	0,00– 0,45
12.	12,6– 13,5	568– 749	6,59– 6,84	0,56– 1,79	2,0– 21,6	0,28– 2,36	0,51– 4,59	0,000– 0,001	0,08– 0,15	0,02– 0,41

Objaśnienia: na żółto zaznaczono przekroczenia normy dla II klasy jakości wód podziemnych, na czerwono – przekroczenia normy dla III klasy jakości wód podziemnych, na zielono – wyniki podwyższone w stosunku do pozostałych stanowisk (brak norm dla badanego parametru).

Źródło: opracowanie własne.

Jedynie w piezometrach nr 8 i 9 stwierdzono znacznie podwyższone stężenie jonów azotanowych, które przekroczyły wartości graniczne dla III klasy jakości wód podziemnych, a wartości maksymalne wyniosły odpowiednio 50,3 i 84,5 mg/l, co świadczy o słabym stanie chemicznym tych wód. Stan chemiczny w pozostałych piezometrach należy uznać za dobry.

STAN WYMAGANY

Rozporządzenie ministra środowiska z dnia 23 lipca 2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz.U. nr 143, poz. 896) wyróżnia, na podstawie wartości granicznych, pięć klas jakości tych wód (tab. 7). O dobrym stanie chemicznym wód podziemnych świadczą wody zaliczane do klas I–III. Pozostałe klasy oznaczają słaby stan chemiczny wód. Podobne kryteria przyjęto w niniejszym opracowaniu w celu oszacowania wielkości zagrożenia w stosunku do analizowanych wód gruntowych zasilających system rzeczno-jeziorny Bzury.

Tabela 7. Wartości graniczne wybranych parametrów jakości wód dla klasyfikacji jednolitych części wód podziemnych

Nazwa wskaźnika jakości wód	Jednostka	Wartość graniczna wskaźnika jakości wód, właściwa dla klasy				
		I	II	III	IV	V
Jednolite części wód powierzchniowych w ciekach naturalnych						
Odczyn	pH	6,5–9,5			<6,5 lub >9,5	
Przewodność	uS/cm	700	2500	2500	3000	>3000
Temperatura	°C	<10	12	16	25	>25
Tlen rozpuszczony	mg/l	>1	0,5–1	<0,5	<0,5	<0,5
Amonowy jon	mg N _{-NH4} /l	0,5	1,0	1,5	3	>3
Azotany	mg N _{-NO3} /l	10	25	50	100	>100
Azotyny	mg N _{-NO2} /l	0,03	0,15	0,5	1	>1
Fosforany	mg P _{-PO4} /l	0,5	0,5	1	5	>5

Źródło: opracowanie własne na podstawie rozporządzenia z dnia 23 lipca 2008 r., Dz.U. nr 143, poz. 896.

Analiza wyników pomiarowych wód gruntowych potwierdziła zależność pomiędzy jakością wód w piezometrach a sposobem wykorzystania terenu. Podwyższone wartości wybranych parametrów stwierdzono na stanowiskach o zwiększonej presji antropogenicznej (np. stanowisko 5, 7, 8), natomiast na stanowiskach leśnych (np. stanowisko 2, 3, 4), odpowiadających warunkom niezmiennym, stężenia wskaźników mieściły się w normie dla klasy I. Wysokie

stężenia związków azotu zidentyfikowano również w piezometrze nr 9, zlokalizowanym w obszarze leśnym w południowej części zlewni zbiorników Arturówek, co może wskazywać na wpływ zwartej zabudowy mieszkalnej w okolicach ulic Kasztelańskiej i Strusiej na jakość tych wód. Brak kanalizacji sanitarnej na tym obszarze (mapa 15) oraz ukształtowanie terenu (mocno wcięta dolina rzeczna) może przyczyniać się do nasilenia procesów migracji zanieczyszczeń wraz z wodami gruntowymi w kierunku zbiorników Arturówek. Ponadto na uwagę zasługuje również fakt, iż na dwóch stanowiskach (stanowisko 10 i 11), pomimo lokalizacji w obszarze zurbanizowanym, nie stwierdzono podwyższonych wyników żadnego z badanych parametrów.

ZAGROŻENIA:

- Podwyższone stężenia związków azotu w wodach gruntowych w obszarze zurbanizowanym wskazują na silną presję człowieka na jakość tych wód;
- możliwe zasilanie wód rzeki Bzury wodami podziemnymi w wyniku dopływu zanieczyszczeń komunalno-bytowych (np. nieszczelne szamba).

SZANSE:

- Możliwa jest częściowa redukcja zanieczyszczeń zasilających system rzeki Bzury płytkimi wodami gruntowymi poprzez zastosowanie stref buforowych wokół zbiorników i wzdłuż linii brzegowej rzeki.

OSZACOWANY POZIOM ZAGROŻENIA:

średni

Substancje biogeniczne, metale ciężkie i TZO w osadach dennych

Osady dennie zbiorników wodnych odzwierciedlają charakterystykę zlewni i cechy morfologiczne samych zbiorników. Ich jakość zależy od ilości zanieczyszczeń dopływających ze źródeł punktowych i obszarowych, stopnia eutrofizacji zbiornika, jak również od jego głębokości, pojemności, czasu retencji i innych czynników. Szacuje się, iż zbiorniki zaporowe mogą okresowo zatrzymywać nawet do 90% całkowitej ilości dopływającej materii i związanych z nią substancji biogenicznych oraz do 97% substancji chloroorganicznych, w tym trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO), takich jak PCDD (polichlorowane dibenzopara-dioksyny), PCDF (polichlorowane dibenzofurany), dl-PCB (dioksynopodobne polichlorowane bifenyle), a także metali ciężkich, dostających się do środowiska wodnego. Stąd osady dennie stają się magazynami dla wyżej wymienionych zanieczyszczeń, pełniąc rolę ich długoterminowego źródła i zagrożenia dla organizmów wodnych (Karickhoff i in. 1979; Conner 1984; Knezovich i in. 1987; Shea 1988; Thompson i in. 1996). Z kolei depozycja związków biogenicznych (azotu i fosforu) w osadach dennych może być przyczyną wtórnego zanieczyszczenia wód zbiornika, uniemożliwiając osiągnięcie dobrego

stanu ekologicznego ekosystemu, wymaganego zapisami Ramowej Dyrektywy Wodnej i opóźniając efekty rehabilitacji ekosystemów.

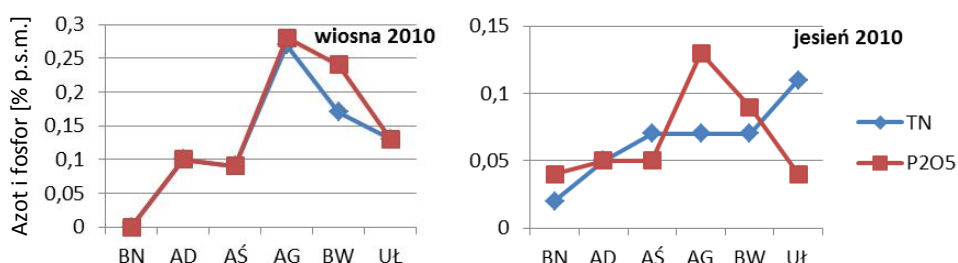
Warunkiem osiągnięcia dobrego stanu wód jest więc ograniczenie stężenia związków biogenicznych i eliminacja lub ograniczenie emisji substancji niebezpiecznych. Dyrektywa 2008/105/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 16 grudnia 2008 r. w sprawie środowiskowych norm jakości w dziedzinie polityki wodnej zawiera wykaz substancji stanowiących poważne zagrożenie dla środowiska wodnego, a za pośrednictwem wody – również dla ludzi. Zostały one określone jako substancje priorytetowe. W załączniku I do wspomnianej dyrektywy wymieniane są m.in. metale ciężkie (kadm, ołów, rtęć, nikiel i ich związki) jako substancje priorytetowe podlegające monitoringowi, co do których ustanowiono środowiskowe normy jakości (EQS). Z kolei załącznik X wymienia kadm oraz rtęć jako priorytetowe substancje niebezpieczne w dziedzinie polityki wodnej. W załączniku III wymienia się dioksyny oraz PCB jako substancje podlegające przeglądowi w celu ewentualnego uznania ich za substancje priorytetowe lub niebezpieczne substancje priorytetowe. Jednocześnie w zakresie działań dotyczących TZO Polska jako kraj Unii Europejskiej zobowiązana jest do: 1) działań mających na celu ograniczenie zagrożenia, jakie stanowią TZO, m.in. poprzez kontrolę ich produkcji, użycia i emisji; 2) określenia stopnia skażenia środowiska i narażenia populacji ludzkiej na ich niekorzystne działanie (Konwencja Sztokholmska).

Niniejsze opracowanie obejmuje zagadnienia zanieczyszczenia osadów dennych zbiorników w Arturówku związkami biogenicznymi, metalami ciężkimi oraz dioksynami i związkami dioksynopodobnymi pod kątem oceny zagrożenia, jakie niosą te substancje dla funkcjonowania ekosystemu oraz możliwości jego rehabilitacji.

STAN OBECNY

Zawartość związków biogenicznych

Zarówno podczas wiosennego, jak i jesiennego poboru próbek największą zawartość substancji biogenicznych obserwowano na stanowiskach zlokalizowanych w górnej części systemu rzeczno. Dotyczy to zwłaszcza stężeń fosforu w zbiorniku górnym (potwierdzających jego znaczenie w doczyszczaniu zbiorników rekreacyjnych) i stężeń azotu w zbiorniku UŁ. W głównych zbiornikach Arturówek stężenie substancji biogenicznych jest istotnie niższe (rys. 13). Wyższe stężenia związków azotu i fosforu w osadach dennych oznaczono wiosną w stosunku do poboru jesiennego, lecz uzyskane wartości były i tak bardzo niskie, często na granicy oznaczalności. Wiosną największy ich udział wykazano na stanowisku AG, natomiast jesienią najwyższe stężenie azotu i fosforu zanotowano odpowiednio w zbiorniku UŁ i AG.



Rys. 13. Zawartość azotu i fosforu [% p.s.m.] w osadach dennych

Źródło: opracowanie własne.

Metale ciężkie

Suma stężeń poszczególnych metali ciężkich w osadach ze wszystkich stanowisk była wyższa w poborze jesiennym niż wiosennym, za wyjątkiem miedzi, niklu i manganu.

W sezonie wiosennym na stanowisku AG wykazano zdecydowanie wyższe stężenia wszystkich metali w stosunku do pozostałych stanowisk. Z kolei w sezonie jesiennym najwyższe stężenia metali ciężkich zanotowano na stanowisku BW i UŁ. Stężenia ołowiu, miedzi, niklu i cynku były szczególnie wysokie w stosunku do granicznych wartości dopuszczalnych (tab. 8).

Tabela 8. Zawartość metali ciężkich [mg/kg p.s.m.] w osadach dennych

Stanowisko	Metale ciężkie w osadach									
	1 kwietnia 2010									
	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn	Mn	Fe	As	Hg
BN	5,10	0,15	9,90	2,90	25,40	23,30	808,00	3466	1,08	0,02
AD	4,15	0,20	4,90	2,90	18,15	13,70	46,20	2703	0,72	0,01
AŚ	4,90	0,18	5,00	3,65	17,75	16,20	37,40	3078	1,04	0,02
AG	36,35	0,62	34,90	15,60	19,65	148,10	99,80	10313	2,10	0,09
BW	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
UŁ	9,20	0,26	6,20	4,00	13,10	31,90	32,00	3039	1,24	0,03
28 września 2010										
BN	2,00	0,08	4,40	2,20	19,10	15,40	72,80	1810	0,41	0,01
AD	2,70	0,13	2,20	2,60	11,90	9,60	29,40	1812	0,50	0,01
AŚ	14,40	0,38	8,60	8,00	11,10	45,20	63,90	6000	1,48	0,04
AG	11,40	0,24	8,20	6,50	17,20	32,10	62,30	4129	1,03	0,03
BW	24,60	0,24	16,30	5,40	16,20	58,60	201,60	5365	1,02	0,02
UŁ	32,60	0,65	14,80	10,00	15,20	93,00	52,00	7000	2,26	0,11

Źródło: opracowanie własne.

Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)

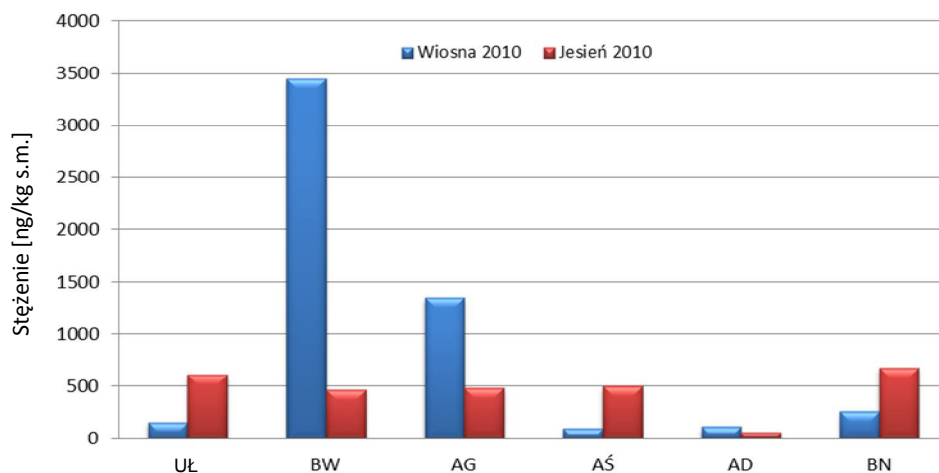
Otrzymane wyniki wskazują na większe stężenia badanych grup związków, tj. PCDD, PCDF i dl-PCB, w sezonie wiosennym w porównaniu do sezonu jesiennego 2010 (rys. 14). Również stężenie mierzone jako WHO-TEQ (odzwierciadlające toksyczność badanej próby) charakteryzowało się wyższymi wartościami w próbkach pobranych w czasie sezonu wiosennego w porównaniu do sezonu jesiennego (rys. 15).

W sezonie wiosennym wykazano w sumie średnio 1,5 raza większe stężenie PCDD niż dl-PCB. W sezonie jesiennym udział PCDD oraz dl-PCB był prawie jednakowy. Stężenie PCDF było niskie we wszystkich próbkach, zarówno pobieranych w okresie wiosny, jak i jesieni, jednakże toksyczność generowana przez sumę tych kongenerów była bardzo wysoka i zbliżona do toksyczności generowanej przez PCDD.

W Bzurze poniżej zbiornika dolnego (stanowisko BN) w sezonie wiosennym zidentyfikowano jako dominującą frakcję kongenerów dl-PCB (ponad 60%), zaś w jesiennym – PCDD (ponad 90%). W Bzurze poniżej ul. Wycieczkowej (stanowisko BW) sytuacja była odwrotna: wiosną dominowały kongenery PCDD, zaś jesienią – dl-PCB.

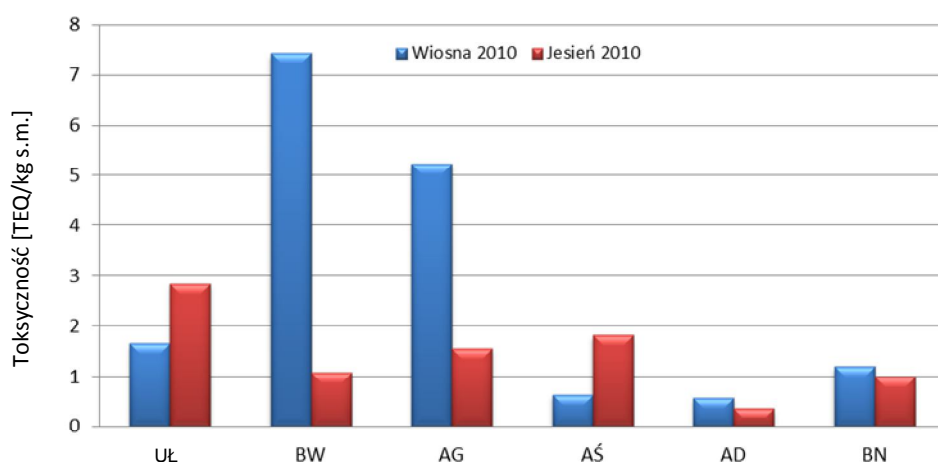
Wiosną najwyższe stężenie dioksyn odnotowano na stanowisku BW (3452 pg/g s.m.) oraz na stanowisku AG (1344 pg/g s.m.). Z kolei jesienią najwyższy ich udział wykazano na stanowisku BN (675 pg/g s.m.) oraz na stanowisku Uł (606 pg/g s.m.) i były one kilkukrotnie niższe niż w poborze wiosennym.

W zakresie toksyczności najwyższą wartość odnotowano w okresie wiosennym na stanowisku BW (7,43 pgTEQ/g s.m.) oraz jesienią na stanowisku Uł (2,84 pgTEQ/g s.m.).



Rys. 14. Dynamika stężenia sumy PCDD, PCDF, dl-PCB w osadach dennych rzeki Bzury i zbiorników Arturówek w roku 2010

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 15. Dynamika toksyczności (mierzonej jako stężenie WHO-TEQ) próbek osadów dennych rzeki Bzury i zbiorników Arturówek w roku 2010

Źródło: opracowanie własne.

STAN WYMAGANY

W polskim prawodawstwie nie ma uregulowań dotyczących zawartości substancji biogenicznych oraz PCDD, PCDF i PCB w osadach dennych rzek i zbiorników wodnych. Dlatego też w zakresie norm dotyczących zawartości PCDD, PCDF i PCB zastosowano limity określone przez *Canadian Sediment Quality Guidelines* (CSQG), gdzie górny limit poziomu toksyczności mierzonej jako iloczyn sumy PCDD i PCDF oraz ich współczynników toksyczności TEF wynosi 0,85 ngTEQ/kg s.m., a poziom prawdopodobnego wystąpienia skutków PEL (ang. *Probable Effects Level*, również mierzony jako iloczyn sumy PCDD i PCDF oraz ich współczynników toksyczności TEF) wynosi 21,5 ngTEQ/kg s.m.

W przypadku metali ciężkich do oceny stopnia zagrożenia zastosowano normy regulujące ilość metali w osadach dennych zgodnie z rozporządzeniem ministra środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony (Dz.U. nr 55, poz. 498). Zgodnie ze wspomnianym dokumentem urobek pochodzący z pogłębiania akwenów morskich w związku z utrzymaniem infrastruktury zapewniającej dostęp do portów, a także z pogłębiania zbiorników wodnych, stawów, cieków naturalnych, kanałów i rowów w związku z utrzymaniem i regulacją wód jest zanieczyszczony, gdy stężenia następujących metali ciężkich są równe lub wyższe niż: 1) arsen – 30 mg/kg suchej masy; 2) chrom – 200 mg/kg suchej masy; 3) cynk – 1000 mg/kg suchej masy; 4) kadm – 7,5 mg/kg suchej masy; 5) miedź – 150 mg/kg suchej masy; 6) nikiel – od 75 mg/kg suchej masy; 7) ołów – 200 mg/kg suchej masy; 8) rtęć – 1 mg/kg suchej masy.

ZAGROŻENIA:

- Występowanie w rzece Bzurze i jej zbiornikach (głównie na stanowiskach zlokalizowanych poniżej ul. Wycieczkowej, tj. BW i AG) wysokich stężeń PCDD, PCDF i dl-PCB. Materiał ten charakteryzował się wysoką toksycznością – powyżej limitu CSQG.

SZANSE:

- Stosunkowo niska zawartość związków biogenicznych w osadach dennych wskazuje na konieczność ich usuwania tylko w kluczowych obszarach zbiorników rekreacyjnych (zbiornik górny, miejsca planowanych inwestycji), co poważnie ograniczy koszty utrzymania zbiorników; terminowe odmulanie zbiornika górnego poprawi jakość wód i zwiększy pojemność retencyjną tego akwenu;
- niskie zawartości stężenia metali ciężkich w osadach dennych (określone względem limitów jakości osadów dennych zgodnie z rozporządzeniem ministra środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji) pozwalają wykorzystać usunięty osad w wyniku czyszczenia dna zbiorników i rzeki np. na zabiegi związane z tworzeniem lub utrzymywaniem obszarów zielonych w mieście;
- możliwe jest ograniczenie dopływu powierzchniowego PCDD, PCDF i dl-PCB poprzez próbę wbudowywania ich w strukturę roślin;
- ograniczenie dopływu PCDD, PCDF i dl-PCB, głównie w górnym, najbardziej zanieczyszczonym odcinku rzeki Bzury (ujście wód burzowych z ul. Wycieczkowej), jest możliwe poprzez integrację rozwiązań technicznych (instalacja separatorów, osadników) i biologicznych (konstrukcja stref buforowych).

OSZACOWANY POZIOM ZAGROŻENIA:**wysoki**

5.2. Biologiczne parametry oceny stanu wód

Fitoplankton i chlorofil a

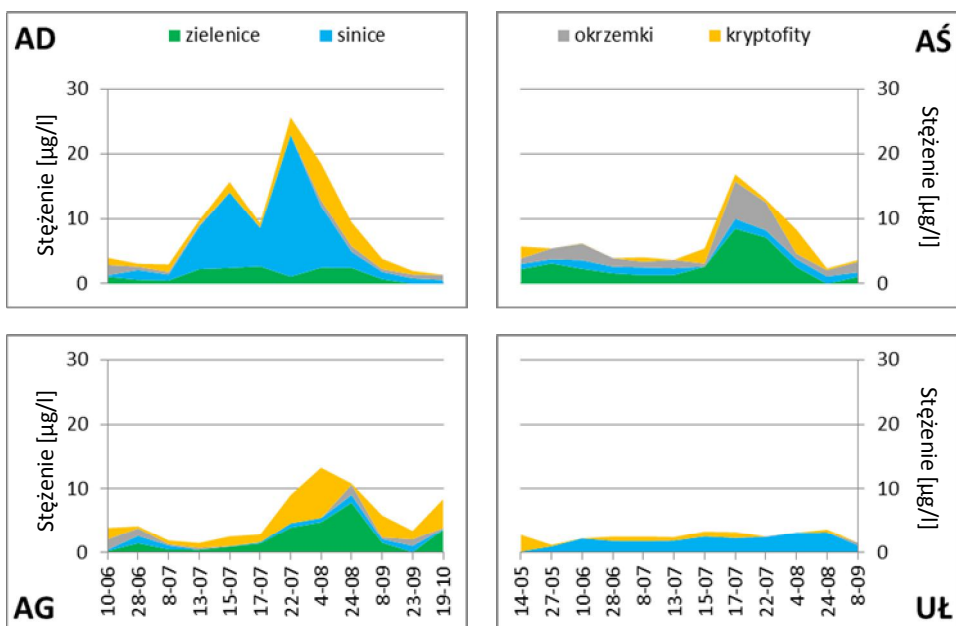
Fitoplankton jako najniższy element piramidy troficznej w ekosystemach wodnych, stanowiący podstawowe źródło substancji pokarmowych dla wyższych poziomów troficznych, pełni niezwykle ważną rolę w kształtowaniu obiegu materii i przepływu energii przez ekosystem oraz utrzymuje jego równowagę. W ekosystemach niezaburzonych wczesną wiosną dominują kryptofity, wiosną i jesienią okrzemki, zaś latem mogą pojawiać się sinice (Reynolds 1999). Zgodnie z koncepcją regulacji *bottom-up*, nadmiar dostających się do ekosystemu substancji biogenicznych (szczególnie azotu i fosforu) stymuluje nadmierny wzrost fitoplanktonu i zmienia dynamikę wzrostu oraz

skład jego zespołu. W warunkach wysokiej temperatury, a także niskiego mieszania wód może prowadzić do wyraźnej dominacji sinic, które mogą być źródłem substancji allelopatycznych oraz toksycznych (Kajak 1998; Reynolds 1999). Obecnie fitoplankton, oprócz makrofytów i okrzemek, pełni jedną z najistotniejszych funkcji w biologicznej ocenie stanu wód.

STAN OBECNY

Wyniki otrzymane w roku 2010 ukazują typowe sezonowe zróżnicowanie składu gatunkowego fitoplanktonu, z wiosenną i jesienną dominacją okrzemek i zielenic oraz letnim rozwojem sinic. Masowe zakwity sinic w roku 2010 zaobserwowano jedynie w zbiorniku dolnym Arturówek (rys. 16). Najwyższe stężenie chlorofilu *a* pochodzącego od sinic odnotowano 22 lipca i wyniosło ono 21,76 µg/l przy 80% dominacji sinic w zbiorniku. W zbiorniku środkowym i górnym Arturówek udział procentowy sinic wyniósł odpowiednio zaledwie 10% i 5%. Badania mikroskopowe potwierdziły, że gatunkami tworzącymi zakwit były *Microcystis aeruginosa* (zakwit odnotowano w okresie od 8 lipca do 24 sierpnia 2010 r.), *M. viridis*, *M. wesenbergii*, *Aphanizomenon flos-aquae* (fot. 4). Największą liczbę komórek sinic odnotowano na stanowisku AD w dniu 13 lipca i wyniosła ona 534 333 kom/ml, co stanowiło około 27 mg/l biomasy sinic. Czynniki determinującymi zakwity sinicowe w zbiorniku dolnym są: wysoka temperatura wody (20–25°C), nasłonecznienie oraz dopływ substancji biogenicznych (okresowo bardzo wysokie stężenie fosforu >3 mg/l), jak też stabilne warunki pogodowe (Schreurs 1992, Tarczyńska i in. 1997). Ponad 47% wszystkich pomiarów temperatury wody w trakcie całego sezonu na stanowisku AD to wartości przekraczające 20°C, z czego połowa była wyższa niż 25°C. Optymalna temperatura wody dla masowego rozwoju sinic jest wyższa niż 20°C, zaś dla dominacji rodzaju *Microcystis* sp. wyższa niż 25°C (McQueen, Lean 1987; Robarts, Zohary 1987).

Dominacja sinic obserwowana w roku 2010 w zbiorniku Uł spowodowana była ich przemieszczeniem się w kaskadzie zbiorników ze zbiornika zlokalizowanego powyżej ul. Boruty. Ze względu na znaczne zacienienie stawu Uł, a tym samym niższą o 3°C średnią temperaturę wody w porównaniu ze zbiornikiem AD, mało prawdopodobne jest pojawienie się zakwitu sinicowego na tym stanowisku. Pomiaru temperatury wody przekraczające 20°C na stanowisku Uł stanowiły 28% wszystkich pomiarów w całym sezonie badań, a temperatury wyższej niż 25°C nie zanotowano. Potwierdza to hipotezę, że masowy zakwit *Microcystis aeruginosa* odnotowany na stanowisku Uł należy powiązać z symptomami silnej eutrofizacji zbiornika zlokalizowanego powyżej ul. Boruty, w którym ze względu na sprzyjające warunki (m.in. nasłonecznienie) obserwowany jest coroczny zakwit sinic (fot. 4C). Ze względu na brak możliwości poboru próbek wody (teren prywatny), badania na tym zbiorniku nie zostały przeprowadzone.



Rys. 16. Dynamika występowania fitoplanktonu w roku 2010, wyrażona stężeniem chlorofilu *a* [µg/l] mierzonego za pomocą fluorymetru Alga Online Analyser (AOA) firmy BBE Moldeanke – dodatkowe badania monitoringowe związane z pojawieniem się zakwitu sinicowego w zbiorniku AD

Źródło: opracowanie własne.



Fot. 4. Letnie zakwity sinicowe: A – na stanowisku AG (*Aphanizomenon* sp.) powstały w wyniku opróżnienia wody ze zbiornika powyżej ul. Wycieczkowej (czerwiec 2011); B – na stanowisku AD (lipiec 2010); C – na zbiorniku zlokalizowanym powyżej stanowiska UŁ (lipiec 2011) (fot. T. Jurczak)

STAN WYMAGANY

Zawartość chlorofilu *a* w wodzie do 2011 r. była jednym z podstawowych wskaźników biologicznych, służących określeniu stanu wód m.in. w ciekach naturalnych i zbiornikach wodnych zgodnie z rozporządzeniem ministra środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych (Dz.U. nr 162, poz. 1008). Rozporządzenie ministra środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. nr 257, poz. 1545), które zastąpiło rozporządzenie z roku 2008, wprowadziło konieczność określania wskaźnika fitoplanktonowego w ciekach naturalnych w miejsce określania chlorofilu *a*. Dla pozostałych rodzajów wód pozostawiono chlorofil *a* jako jeden z parametrów służących biologicznej ocenie wód. Wartości dopuszczalne chlorofilu *a* dla zbiorników wodnych charakteryzujących się współczynnikiem Schindlera >2 dla klas I–V wynoszą odpowiednio: <10, ≤23, ≤40, ≤68 i >68 µg/l (tab. 5).

Dodatkowo w celu określenia poziomu zagrożeń występowaniem sinic w ekosystemach wodnych opracowano trójstopniową skalę na bazie uregulowań WHO (2003) wykorzystując ilość komórek sinic lub stężenie chlorofilu *a* w wodzie (tab. 9; Chorus i Bartram 1999).

Tabela 9. Porównanie wartości granicznych stężenia chlorofilu *a*, obecności komórek sinic oraz stężenia mikrocystyn dla poziomów alarmowych w wodach na kąpieliskach

Woda kąpieliskowa	Liczba komórek w 1 ml	Stężenie chlorofilu <i>a</i> [µg/l]	Średnie stężenie mikrocystyn [µg/l]	Możliwe* stężenie mikrocystyn [µg/l]
Poziom 1	20 000	<10	2–4	<10
Poziom 2	100 000	10–50	<20	50–100
Poziom 3	>100 000	>50	>20	>100

* W przypadku wystąpienia bardzo toksycznych gatunków sinic, np. *Planktothrix agardii*.

Źródło: Chorus i Bartram 1999; WHO 2003.

Na tej podstawie można stwierdzić, że stężenie chlorofilu *a* w zbiorniku AD na poziomie >20 µg/l wskazuje na poziom 2 zagrożenia sinicami, co potwierdzają również wyniki badań na obecność mikrocystyn w wodzie. Jednakże ze względu na funkcję, jaką pełni ten zbiornik (miejsce kąpieliskowe), konieczna jest redukcja symptomów eutrofizacji poprzez ograniczenie czynników powodujących nasilanie się tego procesu.

ZAGROŻENIA:

- Okresowo wysokie stężenia substancji biogenicznych, które przy wysokiej temperaturze wody (płytkie zbiorniki) wywołają pojawianie się zakwitu glonów, w tym sinic;
- w okresie letnim występujące zakwity glonów oraz stężenie chlorofilu *a* na poziomie >20 µg może być powodem okresowego zamykania kąpieliska.

SZANSE:

- Redukcja dopływu związków biogenicznych do kaskady zbiorników Arturówek (rekomendowana wartość docelowa stężenia fosforu w wodzie średnio <0,1 mg/l) ze zlewni bezpośredniej i pośredniej;
- kontrola struktury biotycznej ekosystemu, np. ograniczenie udziału ryb zooplanktonożernych w strukturze zespołu ichtiofauny i umocnienie strefy litoralu dla rozwoju zooplanktonu;
- regulacja gospodarki sanitarnej wokół miejsca kąpieliskowego (dostępność toalet dla osób korzystających z kąpieliska).

OSZACOWANY POZIOM ZAGROŻENIA:**średni****Toksyny sinicowe (mikrocystyny)**

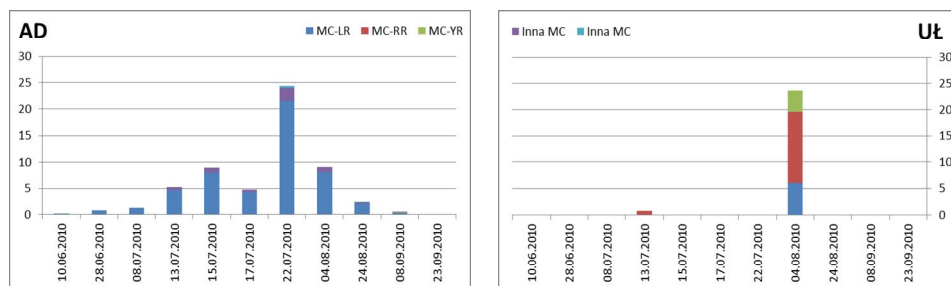
Eutrofizacja prowadzi zazwyczaj do namnożenia fitoplanktonu, znacznego spadku stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie, śmierci ryb oraz zubożenia bioróżnorodności (Gold, Sims 2005), a w konsekwencji do utraty ważnych dla człowieka funkcji, jaką mają pełnić zbiorniki wodne. Jednym z efektów eutrofizacji są intensywne zakwity sinic, które – zgodnie z obowiązującymi przepisami prawnymi – wykluczają akwen z użytkowania rekreacyjnego. Zakwity sinicowe są najintensywniejsze w temperaturze wody oscylującej w granicach 20–25°C, przy bezwietrznej pogodzie oraz pH wynoszącym 6–9 (Tarczyńska i in. 1997). W przeciwieństwie do wielu gatunków fitoplanktonu, rozwijają się efektywnie przy niskim stosunku N:P, dlatego też niedobory azotu nie są dla nich czynnikiem limitującym (Kawecka, Eloranta 1994). Niektóre gatunki sinic (*Aphanizomenon spp.*, *Anabaena spp.*) są nawet zdolne do pobierania azotu cząsteczkowego (Reynolds 1984). Dodatkowo, sinice są zdolne do produkcji substancji toksycznych, stanowiących zagrożenie dla osób korzystających z wód. Ze względu na charakter ich oddziaływania wyróżniono cztery grupy substancji toksycznych: hepato-, neuro-, cyto- i dermatotoksyny. Wszystkie te związki są produkowane głównie przez sinice z rodzajów: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Spirulina*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngba* (Codd i in. 2005). Najczęściej występującymi toksynami są mikrocystyny, należące do hepatotoksyn. Na chwilę obecną znanych jest ponad 90 różnych mikrocystyn

(MC) (Neffling i in. 2010) i wciąż oznaczane są nowe struktury. Najczęściej występującymi i najlepiej poznanymi są MC-LR, MC-RR i MC-YR, powszechnie występujące również w polskich zbiornikach wodnych (Jurczak i in. 2004).

STAN OBECNY

Obecność mikrocystyn stwierdzono w roku 2010 w komórkach sinic na stanowiskach AD i Uł (rys. 17), w tym silnie toksycznego wariantu MC-LR na stanowisku zlokalizowanym w zbiorniku dolnym Arturówek (kąpielisko) (fot. 5). Wysokie, przekraczające poziom 1 zagrożenia (WHO 2003) (tab. 9), stężenie mikrocystyn utrzymywało się przez prawie cały okres wakacyjny (lipiec i sierpień). Maksymalne stężenie MC-LR (21,5 $\mu\text{g/l}$) odnotowano 22 lipca 2010, kiedy wykryto również dwie inne mikrocystyny w stężeniu 2,9 $\mu\text{g/l}$ (ze względu na brak standardów ich identyfikacja nie była możliwa).

Na stanowisku Uł w dniu 4 sierpnia 2010 zidentyfikowano maksymalne stężenie MC-LR, -RR i -YR, wynoszące ogólnie 23,7 $\mu\text{g/l}$. Toksyczny zakwit sinicowy pochodził ze zbiornika zlokalizowanego powyżej stanowiska Uł i był spowodowany przemieszczeniem się zakwitu wraz ze spływającą wodą.



Rys. 17. Dynamika występowania mikrocystyn [$\mu\text{g/l}$] w zbiornikach AD i Uł w roku 2010

Źródło: opracowanie własne.

STAN WYMAGANY

Zgodnie z rozporządzeniem ministra zdrowia z dnia 8 kwietnia 2011 r. w sprawie prowadzenia nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i w miejscu wykorzystywanym do kąpieli (Dz.U. nr 86, poz. 478), w Polsce obowiązuje jedynie wizualna ocena stanu jakości wody pod kątem obecności sinic, które mogą wystąpić w postaci smug, kożucha lub piany.

Z uwagi na narastające zagrożenie zdrowia i życia ludzkiego na świecie, spowodowane zakwitami sinicowymi, Światowa Organizacja Zdrowia ustaliła w 1998 r. maksymalne stężenie MC-LR, wynoszące 1 $\mu\text{g/l}$ w wodzie pitnej (WHO 1998). Limit ten w latach 2002–2007 obowiązywał również w Polsce na podstawie rozporządzenia ministra zdrowia z dnia 19 listopada 2002 r. (Dz.U.

nr 203, poz. 1718), określającego wymagania dotyczące jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Jednak wskaźnik ten został wycofany z polskiego prawodawstwa. Obecnie brakuje w Polsce uregulowań prawnych precyzujących ilościowe wartości graniczne dla toksyn sinicowych w wodach kąpieliskowych.

Wymogi dyrektywy 2006/7/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 lutego 2006 r., dotyczącej zarządzania jakością wody w kąpieliskach, zobowiązują Polskę do uzyskania dobrej jakości wody w zbiornikach rekreacyjnych oraz do zapewnienia wysokiego poziomu ochrony wody na kąpieliskach. Zgodnie z art. 8 w rozdziale II wspomnianej dyrektywy, obecność sinic powinna być monitorowana, a „w przypadku, gdy występuje namnażanie się sinic i stwierdzono zagrożenie dla zdrowia lub można przypuszczać jego wystąpienie, niezwłocznie podejmuje się odpowiednie środki zarządzania w celu zapobieżenia temu niebezpieczeństwu, włączając informowanie ludności”. W 2003 r. w dokumencie *Guidelines for safe recreational water environments* (WHO 2003) zaproponowano również trójstopniową skalę zagrożenia dla wód kąpieliskowych (tab. 9).

W niektórych krajach europejskich wprowadzono prawodawstwo określające limit zawartości mikrocytyn w wodach użytkowanych rekreacyjnie. I tak, dla przykładu:

- we Francji Generalna Dyrekcja ds. Zdrowia zaleca zakaz kąpieli oraz ograniczenie niektórych sportów wodnych, gdy widoczny jest kożuch zakwitu lub gdy stężenie mikrocytyn przekracza 25 µg/l; limit 100 000 komórek sinic w 1 ml wody jest podstawą do rozpoczęcia monitorowania toksyn sinicowych;
- w Holandii przyjęto tymczasowy limit WHO (wartość TDI – tolerowane dzienne spożycie) dla mikrocytyny-LR, obejmujący 10 µg/l dla wydawania ostrzeżeń i 20 µg/l do zamknięcia kąpielisk, a pojawienie się kożucha – do uruchomienia co najmniej ostrzegania i podejmowania działań monitoringowych.

ZAGROŻENIA:

- Występowanie toksycznych zakwitów sinicowych na kąpielisku w zbiorniku Arturówek dolny (stanowisko AD);
- według skali rekomendowanej przez WHO (2003) na stanowisku AD zarówno ilość fitoplanktonu (ponad 500 tys. komórek sinic w 1 ml wody), jak i stężenie mikrocytyn (25 µg/l sumarycznego stężenia wszystkich mikrocytyn) przekraczały poziom 3 zagrożenia dla zdrowia człowieka.

SZANSE:

- Ograniczenie toksyn sinicowych poprzez eliminację fitoplanktonu z wody możliwe jest do uzyskania dzięki redukcji zasilania zbiorników w związku biogeniczne (patrz: zagrożenia i szanse we fragmencie zatytułowanym *Fitoplankton i chlorofil a*).

OSZACOWANY POZIOM ZAGROŻENIA:

wysoki

Zooplankton

Roślinożerny zooplankton pełni bardzo istotną rolę w przesyłaniu materii i energii z poziomu producentów pierwotnych (fitoplankton, w tym toksyczne sinice) do wyższych poziomów troficznych (ryby i drapieżniki bezkręgowce) (Strecker, Arnott 2008). W efekcie spasanego zooplanktonu znacząco wpływa na strukturę i liczebność populacji fitoplanktonu, dzięki czemu może ograniczać występowanie zakwitów lub nawet im zapobiegać (Kajak 1998). Efektywność tych procesów zależy jednak od wielu czynników, m.in. biomasy i składu gatunkowego zooplanktonu w danym ekosystemie wodnym. Zooplankton wód powierzchniowych strefy umiarkowanej tworzą głównie pierwotniaki, wrotki, wioślarki i widłonogi. W zbiornikach wodnych wiosną i jesienią dominują drobne organizmy (głównie wrotki), natomiast latem większe (głównie wioślarki i widłonogi). Zooplankton zimuje najczęściej w postaci form przetrwalnych. Dla jakości wód szczególnie ważne są duże roślinożerne wioślarki z rodzaju *Daphnia*, które efektywnie wyżerując fitoplankton (tzw. efekt *top-down*), stanowią wydajny element kontroli zakwitów fitoplanktonu (Rautio 2007).

STAN OBECNY

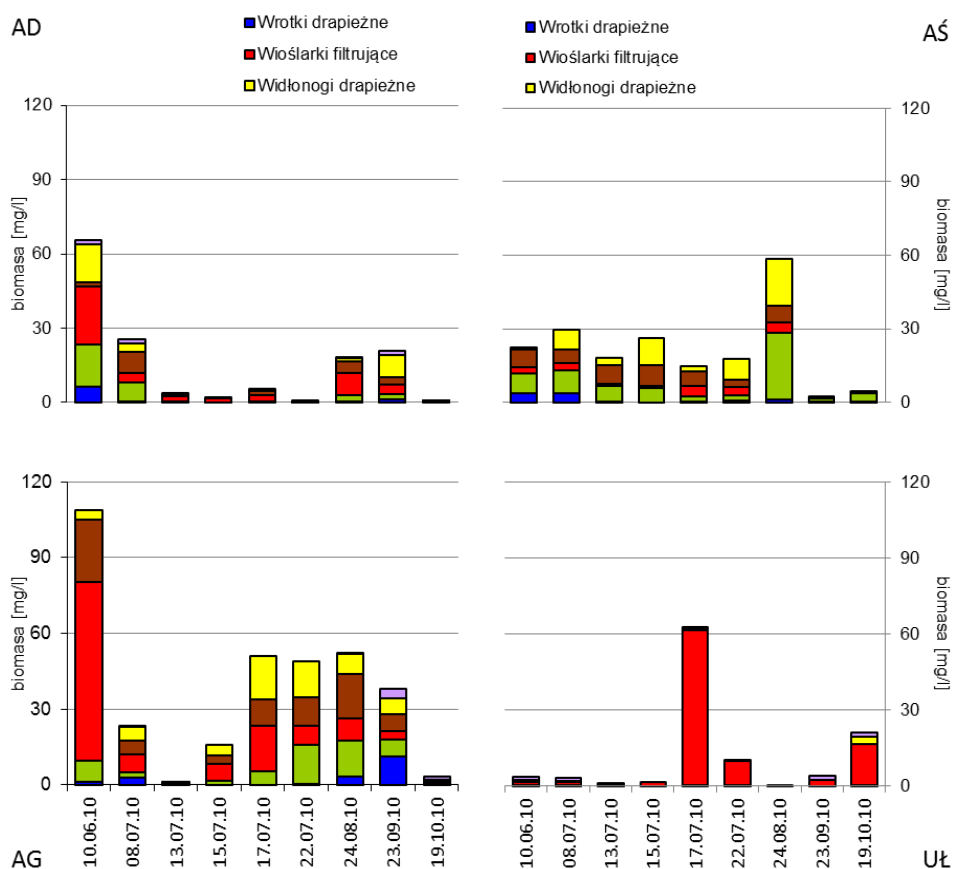
W roku 2010 w monitorowanych zbiornikach zidentyfikowano 11 gatunków/rodzajów zooplanktonu. Wśród nich znajdowały się: wrotki drapieżne (*Asplanchna* sp.), wrotki filtrujące (*Keratella* sp., *Polyarthra* sp., *Trichocerca* sp., *Brachionus* sp., *Filinia* sp.), wioślarki filtrujące (*Daphnia galeata*, *Diaphanosoma branchyurum*, *Ceriodaphnia* sp., *Scapholeberis mucronata*, *Bosmina* sp.), widłonogi – formy młodociane (*Copepoda* – *nauplius*), widłonogi drapieżne (*Cyclopoida*) oraz widłonogi roślinożerne (*Calanoida*) (rys. 18).

Największą bioróżnorodnością charakteryzowały się stanowiska AD i AG w zespole zbiorników Arturówek, zaś najmniejszą – staw Uniwersytetu Łódzkiego (stanowisko UŁ).

W zbiornikach Arturówek (stanowiska AD, AŚ, AG) dominowały wrotki, widłonogi (*Copepoda*) oraz małe gatunki wioślarek, czyli formy charakterystyczne dla eutroficznych ekosystemów wodnych (Piasecki i in. 2004). Małe filtratory (wrotki, wioślarki z rodzaju *Bosmina*), ze względu na swe rozmiary, nie mogą w znaczący sposób ograniczać rozwoju fitoplanktonu, a zatem kontrolować masowych pojawów glonów i sinic. Jedynie na stanowisku UŁ zaobserwowano gatunek dużej filtrującej wioślarki – *Daphnia galeata*. W pozostałych zbiornikach jej biomasa była niewielka i nie przekroczyła średnio 0,7 mg/l.

W zespole zbiorników Arturówek odnotowano zaledwie 5 gatunków wioślarek, co prawdopodobnie jest efektem presji zooplanktonożernych ryb okoniowatych (okoń, jazgarz) oraz karpiowatych (jaź, kiełb, karaś pospolity, karaś srebrzysty, lin, płoć, słonecznica, wzdrenga).

Największa biomasa drapieżnych gatunków zooplanktonu występowała w zbiorniku górnym (AG), czego bezpośrednim skutkiem było ograniczanie liczebności gatunków filtrujących. Stosunkowo niski poziom symptomów eutrofizacji w tym zbiorniku wynika z ograniczającego działania czynników abiotycznych (np. niższej temperatury, bardziej zróżnicowanej struktury habitatów, płytszej penetracji światła w wyniku zwiększonej mętności).



Rys. 18. Dynamika występowania zooplanktonu w zbiornikach Arturówek [mg/l]: wrotki drapieżne (*Asplanchna sp.*), wrotki filtrujące (*Keratella sp.*, *Polyarthra sp.*, *Trichocerca sp.*, *Brachionus sp.*, *Filinia sp.*), wioślarki filtrujące (*Daphnia galeata*, *Diaphnosoma branchyurum*, *Ceriodaphnia sp.*, *Scapholeberis mucronata*, *Bosmina sp.*), widłonogi – formy młodociane (*Copepoda* – nauplius), widłonogi drapieżne (*Cyclopoida*), widłonogi roślinożerne (*Calanoida*)

Źródło: opracowanie własne.

STAN WYMAGANY

Stan jakości wody w zbiornikach nizinnych jest w znacznym stopniu zależny od składu gatunkowego zooplanktonu (Jeppesen i in. 1999). Im większy udział dużych filtrujących wioślarek z rodzaju *Daphnia*, tym skuteczniejsza kontrola fitoplanktonu i lepsza jakość wody. Dominacja form drapieżnych lub/i drobnych filtratorów, np. wrotków lub wioślarek z rodzaju *Bosmina* lub *Chydorus*, wskazuje na znacznie ograniczoną kontrolę biomasy fitoplanktonu przez zooplankton i często skutkuje występowaniem zakwitów.

Na jakość wód wpływa także stosunek biomasy dużych filtratorów (*Daphnia spp.*) do biomasy fitoplanktonu. Stosunek ten może się dynamicznie zmieniać w zależności od presji ryb planktonożernych na zooplankton oraz ilości całkowitego fosforu.

Przy słabej/umiarkowanej presji ryb planktonożernych lub/i stężeniu TP = 0,003–0,05 mg P/l stosunek *Daphnia* : fitoplankton może utrzymywać się w granicach 0,5 (Jeppesen i in. 1991), co gwarantuje silny efekt *top-down* i skuteczną kontrolę fitoplanktonu przez zooplankton (Shapiro, Wright 1984). Przy silnej presji ryb planktonożernych lub/i stężeniu TP > 0,05 mg P/l stosunek *Daphnia* : fitoplankton może spadać do 0,2 (Jeppesen i in. 1991), co wskazuje na silny efekt *bottom-up* (czyli zasilania związkami biogenicznymi) i brak kontroli biomasy fitoplanktonu przez zooplankton (Shapiro, Wright 1984).

W zbiornikach Arturówek stosunek biomasy *Daphnia* : fitoplankton w lipcu, gdy zagrożenie toksycznymi zakwitami sinic jest największe, wynosił średnio 0,03 przy stężeniu TP przekraczającym wartość 0,05 mg/l. Taki wynik wskazuje na brak kontroli biomasy fitoplanktonu w wyniku mechanizmów *top-down*.

ZAGROŻENIA:

- Struktura gatunkowa zooplanktonu w zespole zbiorników Arturówek jest zdominowana przez drobne filtratory (głównie wrotki) i drapieżne widłonogi;
- w zbiornikach Arturówek stosunek biomasy *Daphnia* : fitoplankton w lipcu wynosił średnio 0,03 przy stężeniu TP przekraczającym wartość 0,05 mg P/l;
- wzmożona presja zooplanktonożernych ryb okoniowatych (okoń, jazgarz) oraz karpowatych (jaź, kiełb, karaś pospolity, karaś srebrzysty, lin, płoć, słonecznica, wzdręga) ograniczała liczebność dużych filtratorów.

SZANSE:

- Zdecydowana kontrola ładunków związków biogenicznych ograniczająca efekt *bottom-up*;
- kontrola składu gatunkowego i zagęszczenia ryb planktonożernych, która może skutkować większym udziałem wioślarek z rodzaju *Daphnia*;
- utworzenie stref roślinności, dostarczających kryjówek dla zooplanktonu.

OSZACOWANY POZIOM ZAGROŻENIA:

wysoki

Ichtiofauna

Ryby ze względu na siłę oddziaływania w piramidzie troficznej mają istotny udział w kształtowaniu procesów eutrofizacji w zbiornikach wody stojącej. Intensywność tego wpływu zależy głównie od dominacji gatunków o określonych przystosowaniach troficznych, a prawdopodobieństwo pojawienia się symptomów eutrofizacji jest niższe przy wysokim udziale ryb rybożernych – sandacza i szczupaka (Wysujack, Mehner 2002). Dominacja ryb planktonożernych może prowadzić do gwałtownego rozwoju glonów nie tylko poprzez ograniczenie liczebności zooplanktonu, ale także poprzez przyspieszenie obiegu materii na skutek uproszczenia sieci pokarmowych (Gliwicz 1985; Opuszyński 1987). Podobny skutek może wywoływać nadmierna dominacja bentofagów, tj. ryb żerujących w osadzie dennym. Substancje biogeniczne zakumulowane w osadzie zostają przez nie przywrócone do obiegu na drodze resuspensji do toni wodnej w trakcie żerowania, a następnie poprzez wydalenie towarzyszące asymilacji strawionych substancji organicznych (Gliwicz 1985; Opuszyński 1987; Kajak 1998). W wodach strefy umiarkowanej takie oddziaływania wiążą się głównie z występowaniem przedstawicieli ryb karpiozących (np. płoć, leszcz, karaś, lin, jaź) oraz młodocianych stadiów ryb okoniowatych (okoń, sandacz) (Frankiewicz 1998). Naturalny wpływ zespołów ryb jest jednak często zaburzany działalnością człowieka, który zarybiając, nęcąc i odławiając selektywnie gatunki, może zmieniać tempo i kierunek oddziaływań ichtioeutrofizacyjnych (Shapiro, Wright 1984; Czerniawski i in. 2010).

STAN OBECNY

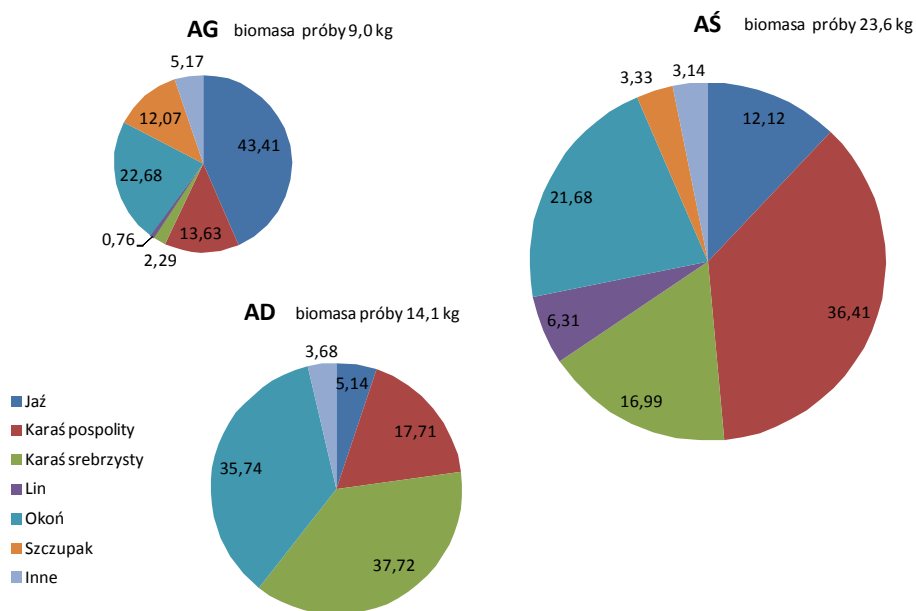
Aktualny skład ichtiofauny zbiorników w Arturówku jest w głównej mierze efektem prowadzonej gospodarki rybacko-wędkarskiej. Łącznie w trzech zbiornikach Arturówek (AG, AŚ, AD) złowiono 11 gatunków ryb, w tym dwa gatunki należące do rodziny okoniowatych (okoń, jazgarz), jeden do szczupakowatych (szczupak) oraz osiem do karpiozących (jaź, karaś pospolity, karaś srebrzysty, kiełb, krąp, lin, płoć, słonecznica) (rys. 19).

Największą różnorodność gatunkową (8 gatunków) wykazano na stanowisku AG. We wszystkich zbiornikach dominował okoń, którego liczebność latem była najwyższa w zbiorniku środkowym (87,9%), zaś jesienią w zbiorniku górnym (70,4%). Gatunkami współdominującymi są karasie, w szczególności karaś pospolity, którego najwyższą liczebność wykazano jesienią w zbiorniku środkowym (stanowił 50% osobników w badanym zespole ryb).

Pomimo dużej liczebności okonia, przeważają osobniki młodociane o nieznacznych rozmiarach ciała (długość całkowita większości odłowionych osobników nie przekraczała 15 cm), co sprawia, że nie pełni on funkcji regulacyjnej w odniesieniu do zespołu ryb, natomiast w znaczącym stopniu może ograniczać

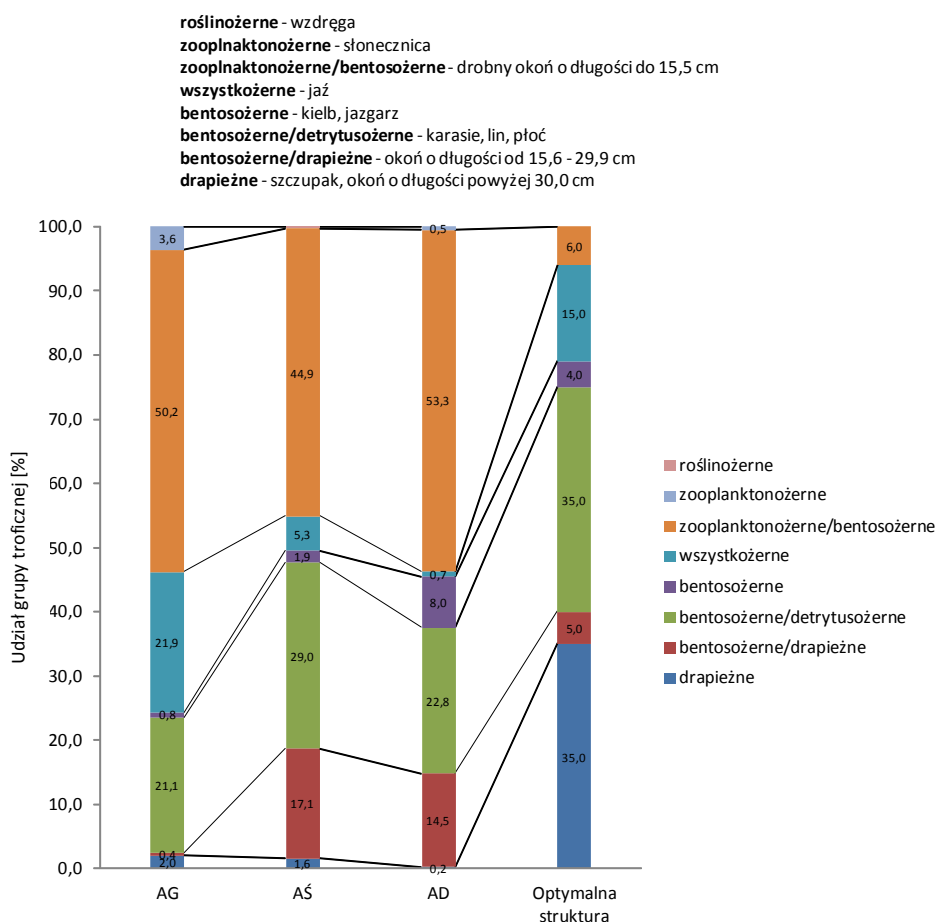
udział dużych form zooplanktonu oraz efektywność zarybień narybkiem letnim szczupaka, a przez to negatywnie wpływać na jakość wody.

Drugą grupą troficzną pod względem liczebności i biomasy są bentofagi, które jednak nie osiągają dużych zagęszczeń i są skutecznie kontrolowane przez wędkarzy (informacja: Polski Związek Wędkarski, Łódź). Fakt silnej presji wędkarskiej pośrednio potwierdzają także wyniki odłowów badawczych, które wykazują znaczący spadek liczebności ryb karpiowatych w odłowach jesiennych. Najlepiej obrazują to zmiany liczebności karasia pospolitego, którego liczebność w stawie dolnym i górnym wynosiła odpowiednio 56 i 12,5%. Podobną zależność obserwowano także dla lina i jazia. Jedynym wyjątkiem stanowił odłów w stawie środkowym, w którym jesienią pozyskano więcej karasi niż latem. Biorąc pod uwagę wielkość badanych zbiorników, niższe liczebności ryb w odłowach jesiennych nie mogą być tłumaczone jedynie mniejszą efektywnością odłowu przy niskich temperaturach wody. Znacząco niższą liczbę odławianych osobników w okresie jesiennym obserwuje się także w przypadku okonia, którego liczebność w odłowach jesiennych stanowiła zaledwie 4,3–25,5% ryb odławianych latem. W przypadku okonia zmian liczebności nie można jednak tłumaczyć presją wędkarską, a raczej konkurencją wewnątrzgatunkową o ograniczone zasoby pokarmowe (rys. 20).



Rys. 19. Struktura dominacji gatunkowej ryb w poszczególnych zbiornikach Arturówek (%), dane skumulowane z odłowów jesiennych z lat 2009–2010)

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 20. Obecna i optymalna struktura dominacji ryb z poszczególnych grup troficznych w Arturówku (%; dane skumulowane z odłowów wiosennych i jesiennych z lat 2009–2010)

Źródło: opracowanie własne.

STAN WYMAGANY

Zbiorniki w Arturówku są sztucznymi akwenami wodnymi, których rybostan jest wypadkową planowanych działań rybacko-wędkarskich oraz niekontrolowanych zarybień. Proponując przebudowę ichtiofauny, należy brać pod uwagę zarówno cele związane z fizyczno-chemiczną jakością wody, jak również cele rybacko-wędkarskie. Możliwość wędkowania jest bowiem jednym z elementów decydujących o atrakcyjności tych akwenów dla ludności łodzi. Jednym z podstawowych problemów zarządzania zespołem ryb w Arturówku jest jego mała stabilność. Wiąże się ona z jednej strony z nadmierną eksploatacją zasobów pokarmowych przez niektóre gatunki, co prowadzi do gwałtownych zmian ich

liczebności (np. okonia). Z drugiej strony gatunki atrakcyjne wędkarsko są intensywnie odławiane, czemu nie są w stanie w pełni zapobiec działania ochronne. Zarybienia rybami karpiowatymi, na których koncentruje się presja wędkarska, są realizowane wyłącznie w okresie jesiennym i ograniczone do górnego stawu, więc już latem może dochodzić do przełowienia ich populacji.

Podstawowym wyzwaniem dotyczącym regulacji zespołu ryb Arturówka jest ograniczenie udziału drobnego okonia do poziomu co najmniej 30–40%. Działaniom tym może towarzyszyć nieznaczny wzrost udziału cennych wędkarsko ryb karpiowatych (karasia pospolitego, lina i jazia) do poziomu nawet powyżej 40%, pod warunkiem, że udział ryb typowo rybożernych (szczupaka lub sandacza) w okresie od wiosny do końca lata utrzymywałby się na poziomie co najmniej 25%. Zarybienie rybami karpiowatymi powinno ograniczać się do krocza lub narybku jesiennego karasia pospolitego, lina i jazia w proporcji 1:1:1, a do czasu uzyskania dokładniejszych szacunków presji wędkarskiej nie powinno przekraczać łącznie 100 kg/ha (naturalna produktywność zbiorników w Arturówku szacowana według tabeli bonitacyjnej stawów karpiowych wynosi około 50–70 kg/ha). Z kolei do uzyskania sugerowanego udziału ryb drapieżnych konieczne będą regularne działania zarybieniowe, które powinny być realizowane w okresie wiosennym i obejmować wszystkie trzy akweny. Niezbędne będzie wykorzystanie podchowanego materiału ryb drapieżnych (osobniki o długości co najmniej 30 cm), które same niezagrożone drapieżnictwem okonia byłyby w stanie skutecznie kontrolować jego liczebność. Istotnym działaniem wspierającym byłoby wykorzystanie okresu opróżniania zbiorników w celu przeprowadzenia prac rekultywacyjnych (np. usunięcia osadów dennych) do przyżyciowego odłowu części populacji okonia celem jego translokacji do rzeki Bzury poniżej Arturówka. Uzyskanie właściwego efektu proponowanej biomanipulacji wymagać będzie wprowadzenia czasowych ograniczeń w odławie gatunków drapieżnych, polegających na wydłużeniu okresu ochronnego dla szczupaka i sandacza oraz zakazu stosowania metody spinningowej, żywca i martwej rybki do końca sierpnia. Zastosowanie wymienionych restrykcji w połączeniu z utrzymaniem zarybienia wybranymi gatunkami ryb karpiowatych (kroczkiem karasia pospolitego, lina i jazia), które z racji wysokości ciała lub rozmiaru wypuszczanych ryb będą w mniejszym stopniu podatne na ich drapieżnictwo, pozwoliłoby ograniczyć liczebność okonia, jednocześnie zachowując walory wędkarskie tych akwenów. Dodatkowo, ze względu na obecność w środowisku dioksyn, które mogą się kumulować w ciałach ryb, szczególnie drapieżnych, wskazane byłoby podjęcie kampanii zachęcającej wędkarzy do stosowania metody „złów i wypuść”, co w dłuższym okresie mogłoby pomóc w stabilizacji zespołów ryb w Arturówku. Potencjalnym ryzykiem związanym z ograniczeniem liczebności okonia może być uwolnienie się spod jego presji larw i narybku obecnie nielicznej płoci i słonecznicy, co mogłoby doprowadzić do niepożądanego dominacji tych gatunków. Dlatego też niezbędne będzie stałe monitorowanie populacji okonia i ryb karpiowatych oraz poziomu presji wędkarskiej.

ZAGROŻENIA:

- Niski udział ryb drapieżnych i utrzymywanie się zespołu ryb zdominowanego przez drobnego okonia, który poprzez presję pokarmową na duże formy zooplanktonu osłabia efekt spasanania fitoplanktonu (ryby zaczynają dominować w diecie okonia dopiero po przekroczeniu 20 cm TL, według: Terlecki 2000);
- znaczny udział ryb należących do grupy troficznej bentofagów przywracających do obiegu materię organiczną zdeponowaną w osadach dennych;
- skład ichtiofauny w zbiornikach w Arturówku zależy głównie od aktywnych zabiegów ochronno-gospodarczych, ale istnieje ryzyko nielegalnych zarybień, które mogą wprowadzić mniej pożądane gatunki ryb karpiowatych (głównie płóc lub krąp);
- presja wędkarska nakierowana na gatunki bentofagiczne zachęca do stosowania zanęt wprowadzających dodatkowy ładunek substancji biogenicznych;
- obecnie brak wystarczająco precyzyjnego oszacowania poziomu presji wędkarskiej i nęcenia.

SZANSE:

- Ryby typowo drapieżne (szczupak lub sandacz) powinny stanowić >25% udziału wszystkich ryb celem zwiększenia kontroli procesów biologicznych w zbiornikach wodnych, w szczególności poprzez regulację liczebności okonia (Wysujack, Mehner 2002);
- nakierowanie presji wędkarskiej na bentofagi, przy ograniczeniu nęcenia (np. poprzez promowanie zanęt o niskim udziale substancji biogenicznych), stwarza możliwość wycofywania części substancji biogenicznych skumulowanych w biomase odławianych ryb i ograniczenia zasilania wewnętrznego;
- ograniczenie presji na gatunki drapieżne, pełniące rolę wewnętrznego regulatora liczebności ryb planktonożernych, na drodze wydłużenia okresu ochronnego oraz poprzez zakaz stosowania metody spinningowej, żywca i martwej rybki dla szczupaka i sandacza do końca sierpnia.

OSZACOWANY POZIOM ZAGROŻENIA:

średni

6. Podsumowanie

Zagrożenia i szanse w zlewni górnej Bzury i zbiorników Arturówek oraz wskazania do działań rehabilitacyjnych

Główne wyzwania środowiskowe w zlewni górnej Bzury i zbiorników Arturówek są związane ze zwiększonym zasilaniem systemu w związki biogeniczne oraz wynikające stąd pojawiające się okresowo zakwity fitoplanktonu, w tym toksycznych sinic. Dodatkowo, charakterystyka samych zbiorników w Arturówku (długi czas retencji, wysoka temperatura wody latem, niekorzystna struktura zespołu planktonu i ichtiofauny) intensyfikuje symptomy eutrofizacji. Z drugiej strony, stosunkowo naturalny jak na obszar miejski charakter zlewni i ograniczona ilość zagrożeń o wysokim statusie stwarza szereg możliwości poprawy stanu środowiska.

Analiza zagrożeń i szans we wszystkich kategoriach (parametry hydrologiczne, jakość wód powierzchniowych, jakość wód podziemnych, substancje biogeniczne, metale ciężkie i TZO w osadach dennych, fitoplankton i chlorofil *a*, toksyny sinicowe (mikrocystyny), zooplankton i ichtiofauna) wskazuje na bezwzględną konieczność podjęcia zdecydowanych działań na rzecz ograniczenia zasilania systemu w związki biogeniczne, głównie związki fosforu. Działania te powinny obejmować rozwiązania ukierunkowane na ograniczenie spływów powierzchniowych, a także redukcję zanieczyszczeń wprowadzanych wodami gruntowymi ze zlewni pośredniej i bezpośredniej, dopływów zanieczyszczeń z wodami burzowymi oraz zasilania z systemów kanalizacji sanitarnej z obszarów mieszkalnych i rekreacyjnych. Sugeruje się zastosowanie zarówno działań technicznych (np. separatory i osadniki dla ograniczenia dopływu TZO oraz metali ciężkich i zawiesiny), jak i z zakresu biotechnologii ekohydrologicznych (np. buforowe strefy roślinności, biofiltracyjny system sekwencyjny (BSS), ekohydrologiczną rehabilitację zbiornika górnego Arturówek i wybranych zbiorników kaskady górnej Bzury). Dodatkowe szanse stwarza możliwość kontroli struktury biologicznej systemu przez zastosowanie biotechnologii ekohydrologicznych (np. strefy roślinności przybrzeżnej i pływające wyspy dostarczające kryjówek dla zooplanktonu) oraz wykorzystanie możliwości instytucjonalnych (Polski Związek Wędkarski) w celu realizacji właściwej gospodarki rybacko-wędkarskiej w zbiornikach.

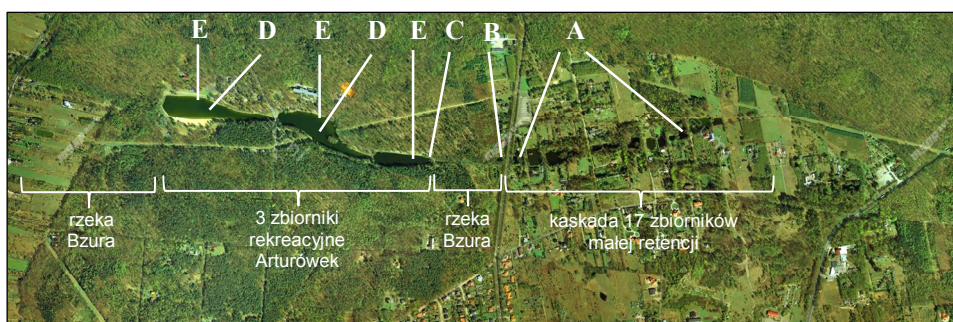
Tabela 10 prezentuje zestawienie zidentyfikowanych zagrożeń i szans dla zlewni górnej Bzury oraz zbiorników Arturówek, a także rekomendacje dla działań rehabilitacyjnych.

Tabela 10. Zestawienie zagrożeń i szans analizowanych aspektów (kolor tła oznacza oszacowany poziom ryzyka: czerwony – wysoki, żółty – średni, zielony – niski)

	ZAGROŻENIA	SZANSE	REKOMENDACJE
Parametry hydrologiczne	• Długi czas retencji wody (zwłaszcza w zbiorniku Arturówek dolny); • niska zasobność wodna Bzury uniemożliwiająca przyspieszenie tempa wymiany wody w zbiornikach; • duża dysproporcja bilansu zasilania (zrzut wód deszczowych i roztopowych z ul. Wycieczkowej) względem odpływu poniżej zbiorników Arturówek; • duża ilość zawiesiny wnoszonej i zatrzymywanej w zbiorniku AG; • brak zachowania wielkości przepływu nienaruszalnego (biologicznego) poniżej zbiorników Arturówek; • swobodny charakter zwierciadła wód podziemnych i brak izolacji pierwszego poziomu wodonośnego sprzyjające migracji zanieczyszczeń oraz pogorszeniu jakości wody w rzece i zbiornikach.	• Znacząca rola zasilania podziemnego w kształtowaniu bilansu przepływu, a szczególnie w zbiornikach Arturówek; • szybka odnawialność zasobów wód podziemnych.	• Wspieranie retencji krajobrazowej wód w zlewni Bzury (zastosowanie najlepszych praktyk w zagospodarowaniu wód opadowych w istniejących i nowo powstających inwestycjach); • rozbudowa sieci kanalizacji sanitarnej i bezwzględna kontrola szczelności systemów przydomowych; • regulacja gospodarki sanitarnej wokół kąpielisk (dostępność toalet dla osób korzystających z kąpieliska).
Jakość WZW powierzchniowych	• Znaczny wpływ zdarzeń ekstremalnych na jakość wód; • wysokie stężenia substancji biogenicznych, głównie związków fosforu; • wysokie stężenia jonów amonowych w kaskadzie zbiorników powyżej ul. Wycieczkowej, które mogą świadczyć o wpływach antropogenicznych lub intensywnych procesach anaerobowych; • bezpośrednie zasilanie zbiorników Arturówek azotem i fosforem, także poprzez punktowe wloty kanalizacji burzowych.	• Ukształtowanie i charakter obszaru poniżej ul. Wycieczkowej umożliwiające jego wykorzystanie do podczyszczania wód burzowych; • zbiornik górny przechwytyuje większość zawiesiny i zanieczyszczeń, działając jak samoczynny biofiltr; • usytuowanie istniejących zbiorników w zlewni górnej Bzury w formie kaskady; • naturalny lub półnaturalny brzeg rzeki i zbiorników.	• Konstrukcja systemu podczyszczania wód burzowych odprowadzanych z ul. Wycieczkowej; • konstrukcja sekwencyjnego systemu sedymentacyjno-biofiltrującego, wzmacniającego wydajność doczyszczania wód w zbiorniku AG; • ekohydrologiczna adaptacja zbiorników w kaskadzie górnej Bzury dla zwiększenia retencji substancji biogenicznych powyżej zbiorników Arturówek; • konstrukcja stref roślinności buforowej ograniczająca zasilanie zbiorników ze zlewni bezpośredniej; • ograniczenie dokarmiania ptactwa wodnego, nęcenia ryb przez wędkarzy i uregulowanie gospodarki sanitarnej w obrębie zbiorników (głównie w miejscach kąpieliskowych).

	ZAGROŻENIA	SZANSE	REKOMENDACJE
Jakość wód podziemnych	• Podwyższone stężenia związków azotu w wodach gruntowych w obszarze zurbanizowanym wskazują na silną presję człowieka na jakość tych wód; • możliwe zasilanie wód Bzury zanieczyszczeniami komunalno-bytowymi (np. nieszczelne szamba).	• Możliwa częściowa redukcja zanieczyszczeń zasilających system z płytkami wodami gruntowymi poprzez procesy fitoremediacji.	• Zastosowanie buforowych stref roślinności wokół zbiorników oraz ochrona roślinności przybrzeżnej i naturalnego charakteru koryta rzeki.
Substancje biogeniczne, metale ciężkie i TZO w osadach dennych	• Wysokie stężenia PCDD, PCDF i dl-PCB oraz ich toksyczność zarówno w osadach rzeki, jak i jej zbiorników, głównie na stanowiskach BW i AG, w wyniku bezpośredniego zrzutu wód burzowych z ul. Wycieczkowej.	• Konieczność usuwania osadów tylko w kluczowych obszarach zbiorników rekreacyjnych (zbiornik górny, miejsca planowanych inwestycji); • niskie zawartości stężenia metali ciężkich w osadach dennych pozwalają wykorzystać usunięty osad, np. na zabiegi związane z tworzeniem lub utrzymywaniem obszarów zielonych w mieście; • redukcja związków TZO poprzez próbę wbudowywania ich w strukturę roślin.	• Instalacja separatorów, osadników, konstrukcja stref buforowych itp. dla ograniczenia dopływu PCDD, PCDF i dl-PCB ze zidentyfikowanych źródeł punktowych.
Fitoplankton i chlorofil <i>a</i>	• Okresowe zakwity glonów, w tym sinic, w wyniku wysokich stężeń substancji biogenicznych, które mogą być powodem okresowego zamykania kąpieliska.	• Stosunkowo niezmieniony jak na zlewnie zurbanizowaną charakter zlewni i ograniczona ilość zagrożeń o wysokim statusie stwarza szereg możliwości ograniczenia zasilania w związki biogeniczne, stanowiącego główną przyczynę toksycznych zakwitów.	• Redukcja dopływu związków biogenicznych do zbiorników (rekomendowana wartość docelowa stężenia fosforu w wodzie <0,1 mg/l): 1) ze zlewni bezpośredniej (np. przez konstrukcję stref buforowych w miejscach intensywnego spływu powierzchniowego wód deszczowych); 2) ze zlewni pośredniej (np. przez konstrukcję systemu sedymentacyjno-biofiltrującego na dopływie do zbiorników rekreacyjnych Arturówek); 3) poprzez regulację gospodarki sanitarnej wokół miejsca kąpieliskowego (dostępność toalet dla osób korzystających z kąpieliska); • kontrola struktury biotycznej ekosystemu, np. ograniczenie udziału ryb zooplanktonożernych w strukturze zespołu ichtiofauny, umocnienie strefy litoralu dla rozwoju zooplanktonu.
Toksyny sinicowe (mikrocystyny)	• Toksyczne zakwity sinicowe na kąpielisku w zbiorniku Arturówek dolny (poziom 3 zagrożenia dla zdrowia człowieka według wytycznych WHO).		

Zooplankton	• Struktura gatunkowa zooplanktonu w zespole zbiorników Arturówek zdominowana przez drobne filtratory (głównie wrotki) i drapieżne widłonogi; • niski stosunek biomasy <i>Daphnia</i> : fitoplankton w zbiornikach Arturówek; • wzmożona presja zooplanktonożernych stadiów rozwojowych ryb okoniowatych (okoń, jaźgarz) oraz karpowatych (jaź, kielb, karaś pospolity, karaś srebrzysty, lin, płoć, słonecznica, wzdregą) ogranicza liczebność dużych filtratorów.	• Możliwa kontrola struktury zooplanktonu poprzez kontrolę składu gatunkowego i zagęszczenia ryb planktonożernych (współpraca z Polskim Związkiem Wędkarskim) oraz stworzenie kryjówek dla zooplanktonu.	• Kontrola ładunków związków biogenicznych, ograniczająca efekt <i>bottom-up</i> i wzmacniająca oddziaływanie efektu <i>top-down</i>; • kontrola składu gatunkowego i zagęszczenia ryb planktonożernych, która może skutkować większym udziałem wioślarek z rodzaju <i>Daphnia</i>; • utworzenie kryjówek dla zooplanktonu (np. strefy buforowe, wyspy pływające).
Ichtiofauna	• Niski udział ryb drapieżnych; • znaczny udział bentofagów przywracających do obiegu materię organiczną zdeponowaną w osadach dennych; • ryzyko nielegalnych zarybień, które mogą wprowadzić mniej pożądane gatunki ryb karpowatych (głównie płoć lub krąp); • presja wędkarska nakierowana na gatunki bentofagiczne zachęca do stosowania zanęt wprowadzających dodatkowy ładunek substancji biogenicznych; • obecnie brak wystarczająco precyzyjnego oszacowania poziomu presji wędkarskiej i nęcenia ryb.	• Skład ichtiofauny w zbiornikach w Arturówku zależy głównie od aktywnych zabiegów ochronno-gospodarczych (struktura zarybienia vs. presja wędkarska), których realizacja może być ułatwiona dzięki współpracy z Polskim Związkiem Wędkarskim, odpowiedzialnym za gospodarkę rybacko-wędkarską.	• Ograniczenie liczebności okonia poprzez: 1) regulację struktury ryb na drodze biomanipulacji, polegającej na wprowadzeniu podrośniętego szczupaka, tzw. krocza; 2) przyżyciowego odłowu części okonia celem jego translokacji do rzeki Bzury poniżej Arturówka (możliwość uwolnienia zooplanktonu spod presji drapieżniczej i wzmocnienia efektu spasanía fitoplanktonu); • ryby typowo drapieżne (szczupak lub sandacz) powinny stanowić >25% udziału wszystkich ryb (zwiększenie kontroli procesów biologicznych w zbiornikach); • nakierowanie presji wędkarskiej na bentofagi przy ograniczeniu nęcenia, np. poprzez promowanie zanęt o niskim udziale substancji biogenicznych; możliwość wycofywania części substancji biogenicznych skumulowanych w biomasie odławianych ryb i ograniczenia zasilania wewnętrznego; • ograniczenie presji na gatunki drapieżne, pełniące rolę wewnętrznego regulatora liczebności ryb planktonożernych, na drodze wydłużenia okresu ochronnego oraz poprzez zakaz stosowania metody spinningowej, żywca i martwej rybki dla szczupaka oraz sandacza, np. do końca sierpnia; • poziom zarybienia rybami karpowatymi powinien być dostosowany do szacunków presji wędkarskiej i ograniczać się do krocza lub narybku jesiennego karasia pospolitego, lina i jazia w proporcji 1:1:1, a do czasu uzyskania dokładniejszych szacunków presji wędkarskiej nie powinien przekraczać łącznie 100 kg/ha (naturalna produktywność zbiorników w Arturówku szacowana według tabeli bonitacyjnej stawów karpowych wynosi około 50–70 kg/ha).



Fot. 5. Lokalizacja proponowanych inwestycji na tle ortofotomapy zlewni zbiorników Arturówek oraz górnego odcinka rzeki Bzury wraz z kaskadą zbiorników powyżej ul. Wycieczkowej (www.zumi.pl)

W wyniku przeprowadzonych analiz proponuje się podjęcie następujących działań rekultywacyjnych i ochronnych (fot. 5), obejmujących źródłowy odcinek rzeki Bzury i zespół zbiorników Arturówek:

- A. Ekohydrologiczna adaptacja dwóch (zbiornik BPW oraz Uł) z 17 niewielkich sztucznych zbiorników małej retencji na rzece Bzurze, zlokalizowanych powyżej ul. Wycieczkowej, pod kątem intensyfikacji samooczyszczania rzeki i ich przekształcenia w systemy biofiltrów, wykorzystując w tym celu zasady ekohydrologii i fitoremediacji.
- B. Konstrukcja biofiltracyjnego systemu sekwencyjnego (BSS) na rzece Bzurze powyżej zbiorników Arturówek i poniżej wylotu z odbieralnika ścieków burzowych zlokalizowanego w ul. Wycieczkowej.
- C. Przekształcenie górnej części czaszy zbiornika górnego Arturówek – o najmniejszej powierzchni, pełniącego obecnie funkcję osadnika – w system sedymentacyjno-biofiltracyjny.
- D. Na zbiornikach dolnym i środkowym, które służą do celów rekreacyjnych, konstrukcja buforowych stref roślinności w miejscach punktowego wlotu wód burzowych dla redukcji spływów powierzchniowych oraz konstrukcja mat roślinności pływającej w celu stworzenia naturalnych kryjówek dla zooplanktonu.
- E. Czyszczenie dna zbiorników w miejscach planowanych inwestycji dla ograniczenia procesu zasilania wewnętrznego.

Na podstawie analizy dostępnych źródeł literaturowych (tab. 11) ocenia się, że wykonanie proponowanych wdrożeń zapewni następujące korzyści:

- poprawę jakości wód rzeki Bzury poniżej ul. Wycieczkowej o 20%, ze szczególnym uwzględnieniem redukcji substancji biogenicznych w wyniku adaptacji ekohydrologicznej zbiorników BPW i Uł;
- poprawę jakości wody wprowadzanej do rzeki Bzury z odpływu burzowego zlokalizowanego w ul. Wycieczkowej o 50%, w szczególności poprzez

obniżenie ładunków substancji biogenicznych i zawiesiny, w wyniku konstrukcji biofiltracyjnego systemu sedymentacyjnego (BSS);

- poprawę jakości wody w zbiorniku Arturówek górny o 20%, ze szczególnym uwzględnieniem redukcji zawiesiny i substancji biogenicznych w wyniku adaptacji ekohydrologicznej czaszy w górnej części tego zbiornika;
- wycofanie związków biogenicznych w ilości min. 2,5 kg/rok poprzez konstrukcję stref buforowych i mat roślinności pływającej dla zbiorników Arturówek;
- redukcję potencjału zasilania wewnętrznego o 20% poprzez usunięcie osadów dennych w zbiornikach Arturówek.

Tabela 11. Porównanie skuteczności metod w usuwaniu związków biogenicznych i zawiesiny

Działanie	Bibliografia	N	P	TSS	Skuteczność	Informacje dodatkowe
Strefa buforowa	Haberl i in. 1995	+	+		N – 39,6% P – 47,1%	strefy poziome, pionowe i łączone; gleba lub żwir, trzcina
	Leverenz i in. 2010	+			N – 1–1,8 czas retencji	żwir, wióry drzewne; pałka wodna
	Blecken i in. 2010	+	+	+	N _{NH4} – 74 ± 18% TP – 91,4 ± 6,6% TSS – >94%	kolumny biofiltracyjne: 1 warstwa: piasek, muł, żwir, 2 warstwa: piasek; turzyce
	Bratieres i in. 2008	+	+	+	[zależnie od rodzaju filtra] TN – 96% (max) TP – 79% (max) TSS – 95–99%	kolumny biofiltracyjne: piasek i żwir; turzyce, <i>Melaleuca ericifolia</i> , <i>Microleana stipoides</i> , <i>Dianella rezoluta</i> , <i>Leucophyta brownii</i>
Usuwanie osadów dennych	Yuvanatemiya, Boyd 2006	+	+		N – t = 2,78 P – t = 4,03	warstwa usuniętych osadów maksymalnie 0,4–0,6m; t – stosunek wartości średnich parametru ze zbiorników z usuniętym osadem i zbiorników bez usuwanych osadów
Zbiornik sedymentacyjny	Pütz, Benndorf 1998	+	+		P – 22–46%; czas retencji 2–12 dni	porównanie z 11 saksońskich zbiorników sedymentacyjnych

Objaśnienia: N – azot, N_{NH4} – azot amonowy, P – fosfor, TSS – zawiesina.

Źródło: opracowanie własne.

1. Analiza prawna

1.1. Analiza własności gruntów

Analiza określa kwestie związane z możliwością realizacji projektu w zakresie własności/dostępności gruntu/obiektów, na których planowane jest jego wykonanie. Analiza pozwoli ocenić, w jakim stopniu proponowane rozwiązania projektowe są możliwe do wdrożenia pod względem prawnym lub jakie decyzje/pozwolenia/opinie należy pozyskać w celu zapewnienia realizacji inwestycji i eksploatacji powstałej infrastruktury.

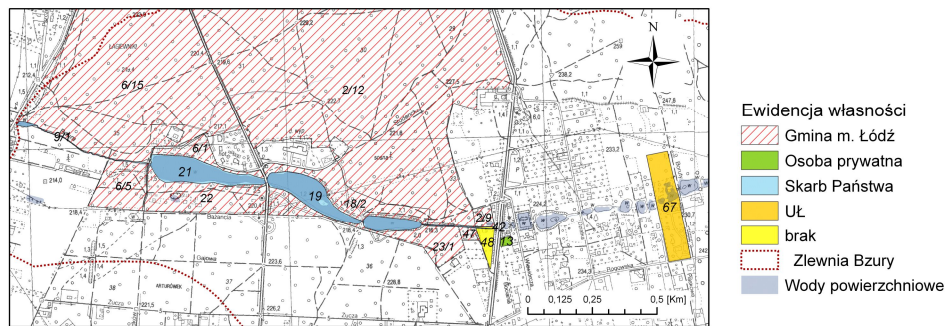
STAN OBECNY

Łącznie do analizy prawnej wytypowano 26 jednostek geodezyjnych (działki), z czego w obrębie 24 zaplanowano bezpośrednio działania inwestycyjne (tab. 12 i 13). Znaczna większość obszaru (20 działek), na którym planowane są działania związane z realizacją niniejszego projektu należą do Gminy Miasta Łódź oraz Marszałka Województwa Łódzkiego (tereny pod wodami płynącymi), a władającymi tymi nieruchomościami są Miejski Ośrodek Sportu i Rekreacji w Łodzi, Lasy Miejskie Łódź, Zarząd Dróg i Transportu w Łodzi oraz Wojewódzki Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Łodzi.

Działka nr 67 w obrębie B-19 jest we władaniu Uniwersytetu Łódzkiego, beneficjenta projektu.

W rękach prywatnych pozostają działki nr 14 w obrębie B-19 oraz nr 33/17 i 41 w obrębie B-14, na których proponuje się realizację dwóch zadań. Na pierwszej z nich planowana jest ekohydrologiczna adaptacja jednego z dwóch zbiorników powyżej ul. Wycieczkowej, pod kątem intensyfikacji samooczyszczania rzeki oraz przekształcenia zbiornika w system biofiltrów, wykorzystując w tym celu zasady ekohydrologii i fitoremediacji. Ze względu na nieuregulowaną sytuację prawną – brak wydzielenia działek znajdujących się bezpośrednio pod wodami rzeki Bzury powyżej ul. Wycieczkowej – administracyjna realizacja inwestycji będzie znacznie utrudniona. Konieczne staje się przeprowadzenie prac inwestycyjnych jedynie za zgodą i w ramach bliskiej współpracy z właścicielami nieruchomości. W przyszłości zalecane jest przeprowadzenie prac inwentaryzacyjnych w celu wydzielenia osobnych działek pod wody. Zabieg ten pozwoli na uproszczenie procedury zarządzania ekosystemami wodnymi zgodnie z wymogami prawa wodnego. Przez dwie pozostałe działki (33/17 i 41) planowane

jest odprowadzenie systemem rur wód burzowych, z ul. Wycieczkowej do zlokalizowanego w pobliżu ulicy zbiornika. Zbiornik ten ma pełnić po adaptacji funkcję systemu sedymentacyjno-biofiltracyjnego. Na miejsce realizacji tej inwestycji brano również pod uwagę działki nr 42/1 i 42/2 w obrębie B-14. Jednak ze względu na brak uregulowanych stosunków własnościowych tych nieruchomości zostały one pominięte na etapie planowania zadań inwestycyjnych, które zostały przeniesione na działki 33/17 i 41 (mapa 8).



Mapa 8. Mapa ewidencji własności działek terenów przewidzianych pod inwestycje służące rekultywacji zbiorników Arturówek

Źródło: mapa topograficzna 1:10 000, arkusze M-34-4-A-c-3; M-34-4-C-a-1; M-34-3-B-d-4; M-34-3-D-b-2.

Tabela 12. Wykaz działek znajdujących się bezpośrednio pod zbiornikami Arturówek i rzeką Bzurą

Dzielnica	Obręb	Działka	Właściciel	Władający
Bałuty	14	9/1	Skarb Państwa	Marszałek Województwa Łódzkiego – Wojewódzki Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych w Łodzi
Bałuty	14	19/1	Skarb Państwa	Miejski Ośrodek Sportu i Rekreacji
Bałuty	14	19/2	Skarb Państwa	MOSiR
Bałuty	14	19/5	Skarb Państwa	Marszałek Województwa Łódzkiego – WZMiUW w Łodzi
Bałuty	14	21/1	Skarb Państwa	MOSiR
Bałuty	14	21/2	Skarb Państwa	Marszałek Województwa Łódzkiego – WZMiUW w Łodzi
Bałuty	14	21/3	Skarb Państwa	MOSiR
Bałuty	14	19/3	Gmina M. Łódź	Leśnictwo Miejskie
Bałuty	14	19/4	Gmina M. Łódź	Leśnictwo Miejskie

Tabela 13. Wykaz działek bezpośrednio graniczących ze zbiornikami Arturówek i rzeką Bzurą

Dzielnica	Obręb	Działka	Właściciel	Władający
Bałuty	14	18/3	Gmina M. Łódź	MOSiR
Bałuty	14	18/4	Gmina M. Łódź	Leśnictwo Miejskie
Bałuty	14	17/2	Gmina M. Łódź	Zarząd Dróg i Transportu
Bałuty	14	6/1	Gmina M. Łódź	MOSiR/Leśnictwo Miejskie
Bałuty	14	33/17	Osoba prywatna	Osoba prywatna
Bałuty	14	41	Osoba prywatna	Osoba prywatna
Bałuty*	14	42/1	brak	Osoby prywatne
Bałuty*	14	42/2	brak	Osoby prywatne
Bałuty*	14	47	Gmina M. Łódź	Leśnictwo Miejskie
Bałuty*	14	48	brak	Osoby prywatne
Bałuty*	14	43	Gmina M. Łódź	Leśnictwo Miejskie
Bałuty	14	2/9	Gmina M. Łódź	Leśnictwo Miejskie
Bałuty	14	33/14	Gmina M. Łódź	Zarząd Dróg i Transportu
Bałuty	14	33/16	Gmina M. Łódź	Zarząd Dróg i Transportu
Bałuty	14	33/15	Skarb Państwa	Marszałek Województwa Łódzkiego – WZMiUW w Łodzi
Bałuty	19	14	Osoba prywatna	Osoba prywatna
Bałuty	19	67	Uniwersytet Łódzki	Uniwersytet Łódzki

* Nieruchomości położone w pobliżu planowanych inwestycji, których usytuowanie może mieć wpływ na realizację zadania.

Źródło: opracowanie własne.

STAN WYMAGANY

Inwestycja może zostać przeprowadzona jedynie na nieruchomościach o uregulowanym stanie prawnym. 20 spośród 24 działek należy do Gminy Miasta Łódź i Marszałka Województwa Łódzkiego, zatem dla nich istnieje formalna możliwość realizacji inwestycji w ramach bliskiej współpracy z Miastem. Jedna z działek jest własnością Uniwersytetu Łódzkiego (beneficjenta projektu), a trzy kolejne należą do osób prywatnych. Osoby te jako *stake-holders* mogą włączyć się w wykonanie projektu lub użyć teren na ten cel.

Analiza prawna przeprowadzona na potrzeby realizacji projektu inwestycyjnego wykazała konieczność opracowania następujących dokumentów oraz uzyskania stosownych pozwoleń i uzgodnień:

- wykonanie projektu budowlano-wykonawczego, zawierającego m.in. plan realizacyjny i zagospodarowania terenu, projekt sieci instalacji elektrycznej zewnętrznej, projekt sieci zewnętrznej wodociągowej i kanalizacyjnej, projekt drogowy, projekt technologiczny (projekt nasadzeń);
- uzyskanie pozwolenia wodnoprawnego i pozwolenia na budowę;
- dokumentacja geotechniczna podłoża gruntowego i projekt odwodnienia;
- projekt rozruchu (sprawdzenie możliwości osiągnięcia efektu ekologicznego);

- decyzje środowiskowe;
- raport oddziaływania na środowisko (jeżeli niezbędny);
- operat wodnoprawny;
- operat terenowo-prawny;
- instrukcja eksploatacji;
- przedmiar robót;
- zbiorcze zestawienie kosztów;
- kosztorys inwestorski i nakładczy;
- specyfikacja techniczna wykonania i odbioru robót;
- informacja BIOZ;
- inwentaryzacja zieleni (wraz z wyceną);
- projekt odtworzenia nawierzchni zgodnie z wytycznymi zarządcy drogi (jeżeli niezbędny).

ZAGROŻENIA:

- Brak zgody właścicieli nieruchomości, głównie osób prywatnych, na realizację części inwestycji może skutkować koniecznością modyfikacji proponowanych metod lub zmianą ich lokalizacji, a w ostateczności – długotrwałą procedurą wykupu/wywłaszczenia gruntów na realizację celów publicznych;
- istnieje ryzyko wydłużenia czasu realizacji zadań na nieruchomościach należących do Gminy Miasta Łódź oraz Marszałka Województwa Łódzkiego w wyniku długich procedur administracyjnych.

SZANSE:

- Większość działek, na których planowane są działania wdrożeniowe projektu, posiada status ewidencyjny (grunty jednostek publicznych) pozwalający na ich realizację;
- dobra współpraca pomiędzy instytucjami realizującymi zadania projektowe i właścicielami terenu stwarza szanse na sprawną realizację celów inwestycyjnych.

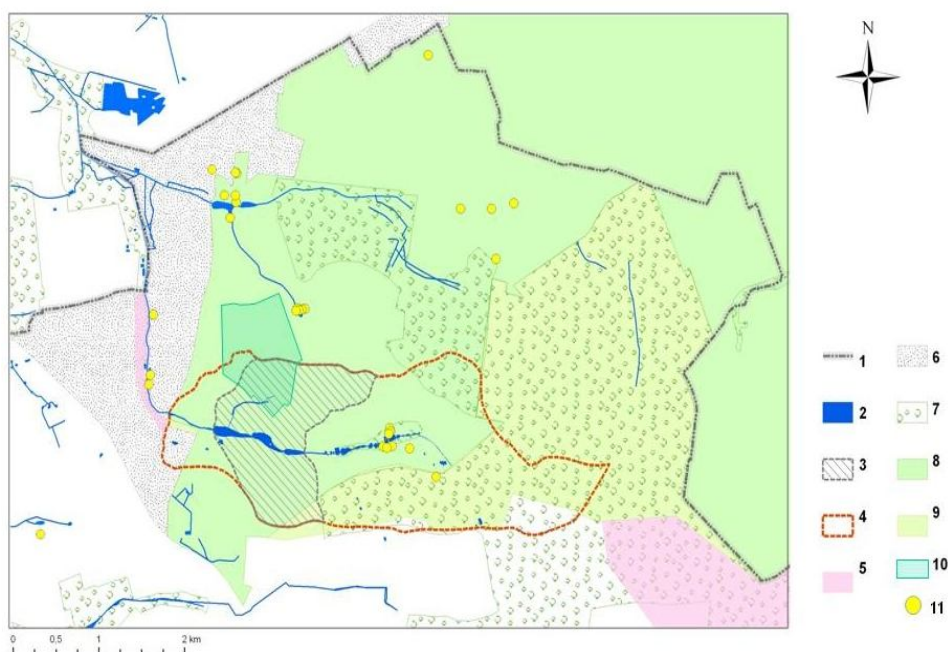
OSZACOWANY POZIOM ZAGROŻENIA:

średni

1.2. Analiza form ochrony przyrody w obszarze realizacji inwestycji

Ochrona przyrody jest to ogół działań zmierzających do zachowania w niezmienionym lub optymalnym stanie przyrody ożywionej i nieożywionej, a także krajobrazu. Głównym celem ochrony przyrody jest utrzymanie stabilności ekosystemów i procesów ekologicznych oraz zachowanie różnorodności biologicznej.

W Polsce, z mocy ustawy o ochronie przyrody (Dz.U. z 2004 r., nr 92, poz. 880), obiekty i obszary przyrodnicze podlegają ochronie w ramach 6 form prawnych (parki narodowe, rezerваты przyrody, parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu, ochrona gatunkowa roślin i zwierząt, ochrona indywidualna), które określają warunki ich użytkowania oraz możliwe działania na terenie objętym ochroną. Właściwa identyfikacja form ochrony przyrody na obszarze realizacji projektu pozwoli na uniknięcie kolizji prawnych z proponowanymi działaniami inwestycyjnymi (mapa 9).



Mapa 9. Istniejące i proponowane formy ochrony przyrody

Objaśnienia: 1 – granica miasta Łodzi; 2 – wody powierzchniowe; 3 – zlewnia bezpośrednia zbiorników Arturówek; 4 – badana w projekcie zlewnia górnej Bzury; 5 – proponowany zasięg otuliny Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich*; 6 – obszary o wysokich walorach krajobrazowych i wartościach ekologicznych; 7 – zespoły przyrodniczo-krajobrazowe** (a – Źródłisko Bzury; b – Nad Łągiewniczanką; c – Doliny Miazgi). Obiekty konserwatorskiej ochrony przyrody: 8 – Park Krajobrazowy Wzniesień Łódzkich; 9 – otulina Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich; 10 – rezerwat przyrody Las Łągiewnicki; 11 – pomniki przyrody.

* Obszary proponowane do objęcia ochroną prawną według opracowań naukowych i innych specjalistycznych (mapa nr 12b do *Opracowania ekofizjograficznego...* 2007).

** Obszary proponowane do objęcia ochroną prawną według obowiązujących dokumentów planistycznych (mapa nr 122 do *Opracowania ekofizjograficznego...* 2007).

Źródło: opracowanie własne.

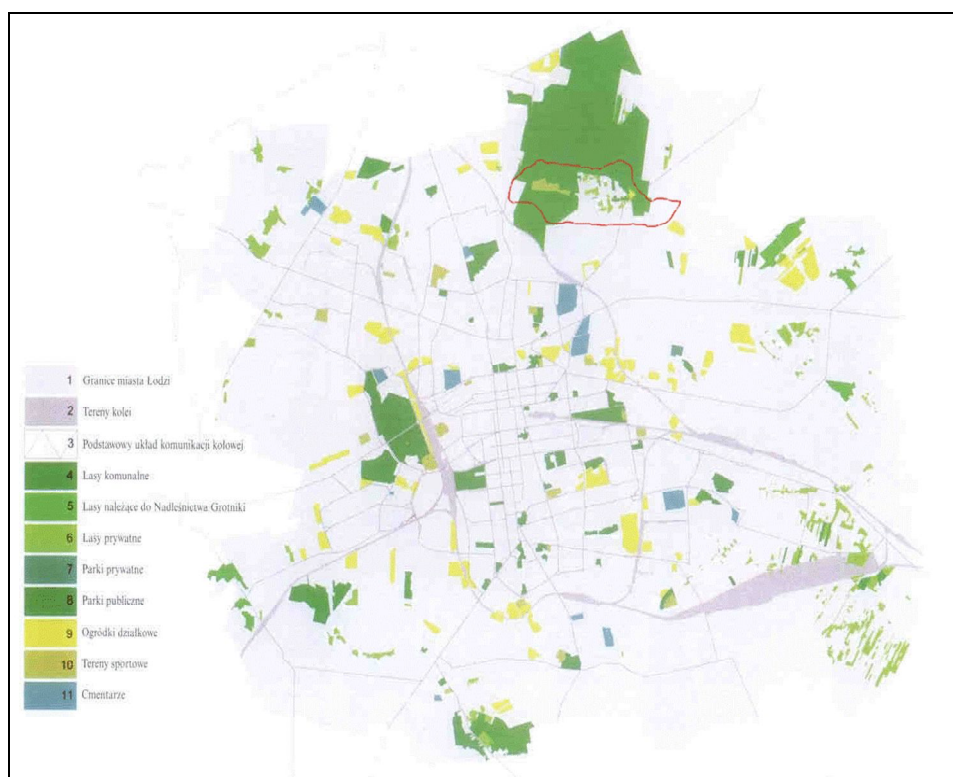
Polskę, jako kraj członkowski Unii Europejskiej, obowiązują również dyrektywy europejskie w zakresie ochrony środowiska, wśród których na szczególne podkreślenie zasługują: dyrektywa w sprawie dzikiego ptactwa (2009/147/WE) oraz dyrektywa w sprawie ochrony siedlisk naturalnych dzikiej fauny i flory (92/43/EWG). Stanowią one podstawę do budowania Europejskiej Sieci Ekologicznej Specjalnych Obszarów Chronionych pod nazwą *Natura 2000*, mającej na celu stymulowanie rozwoju krajowych sieci ekologicznych, składających się z obiektów zawierających naturalne siedliska oraz gatunki objęte dyrektywami, i powiązanie ich z Siecią Europejską. Inną ważną inicjatywą jest tworzenie ogólnoeuropejskiej sieci ochrony przyrody pod nazwą EECNET (European Ecological Network). Ma ona służyć zintegrowaniu w jeden wspólny system istniejących obszarów chronionych w poszczególnych krajach europejskich.

STAN OBECNY

Bazą systemu przyrodniczego Łodzi jest zieleń miejska: głównie lasy, parki, ogrody działkowe, cmentarze. Wykaz tych obszarów oraz sposób ich użytkowania przedstawiono w *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta Łodzi* autorstwa Gorgula i Wiśniewskiego (mapa 10 i 11). Lasy w granicach administracyjnych Łodzi zajmują ogółem 2378 ha (Kurowski [red.] 2001). Łódź może się szczycić największym w Europie obszarem leśnym w granicach administracyjnych miasta. Jest nim Las Łagiewnicki, który ma powierzchnię 1245 ha i od roku 1940 znajduje się w granicach administracyjnych miasta (Witośławski i in. 2006). Las Łagiewnicki stanowi część Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich (PKWł), utworzonego rozporządzeniem podpisanym w dniu 31 grudnia 1996 r. przez wojewodów łódzkiego i skierniewickiego. Powierzchnia parku wynosi 10 747 ha, z czego 60% znajduje się w województwie łódzkim (Szymańska [red.] 1998). Realizacja niniejszego projektu odbywa się w obszarze wpisuującym się w granice parku (Arturówek jest jednostką administracyjną PKWł), od północy zaś sąsiaduje z Lasem Łagiewnickim i jego otuliną (mapa 12).

Urozmaicona rzeźba terenu, zróżnicowana szata roślinna oraz bogaty świat zwierzęcy decyduje o atrakcyjności PKWł. Obecnie na tym obszarze zachowały się stanowiska szeregu cennych gatunków roślin (mapa 13). Prawnej ochronie podlega 28 gatunków, w tym 18 ochronie ścisłej (barwinek pospolity, bluszcz pospolity, gnieźnik leśny, grzybień północny, kruszczyk szerokolistny, kukułka (storczyk) szerokolistna, lilia złotogłów, listera jajowata, naparstnica zwyczajna, pełnik europejski, podkolan biały, pomocnik baldaszkowy, rojownik pospolity, rosiczka okrągłolistna, śniadek baldaszkowaty, wawrzynek wilczełyko, widłak goździsty, widłak jałowcowaty), a 10 jest chronionych częściowo (centuria pospolita, kalina koralowa, kocanki piaszkowe, konwalia majowa, kopytnik pospolity, kruszyna pospolita, paprotka zwyczajna, pierwiosnka lekarska,

porzeczka czarna, przytulina (marzanka) wonna). Około 45 gatunków niepodlegających prawnej ochronie posiada ważne znaczenie dla fitogeografii i ochrony przyrody w skali regionu. Są one cenne ze względu na ich zasięg, małą liczbę stanowisk, zmniejszanie się ich liczebności lub zanik populacji. Pełną ich listę wykazano w opracowaniu *Park Krajobrazowy Wzniesień Łódzkich* (Szymańska [red.] 1998). Dodatkowo, około kilkudziesięciu gatunków roślin ma status gatunków zagrożonych w Lesie Łągiewnickim (Witośławski i in. 2006). Ponadto na obszarze PKWŁ rośnie ponad 100 drzew o wymiarach kwalifikujących je do miana pomnika przyrody (Szymańska [red.] 1998).



Mapa 10. Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego Łodzi (lasy, parki, ogrody działkowe, tereny sportowe i cmentarze)

Źródło: Kurowski [red.] 2001.

Na terenie PKWŁ oznaczono około 1000 gatunków bezkręgowców lądowych i około 100 wodnych, z czego 25 gatunków owadów ma status gatunków chronionych oraz 22 gatunki bezkręgowców znajdują się na czerwonej liście zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Ponadto stwierdzono gniazdowanie 112 gatunków ptaków, z czego na Las Łągiewnicki przypada 97, a także obec-

ność 34 gatunków ssaków. Najslabiej poznana jest herpetofauna (płazy, gady) tego obszaru, ze względu na brak szczegółowych opracowań. Pełna lista gatunków dostępna jest w opracowaniu *Park Krajobrazowy Wzniesień Łódzkich* (Szymańska [red.] 1998).

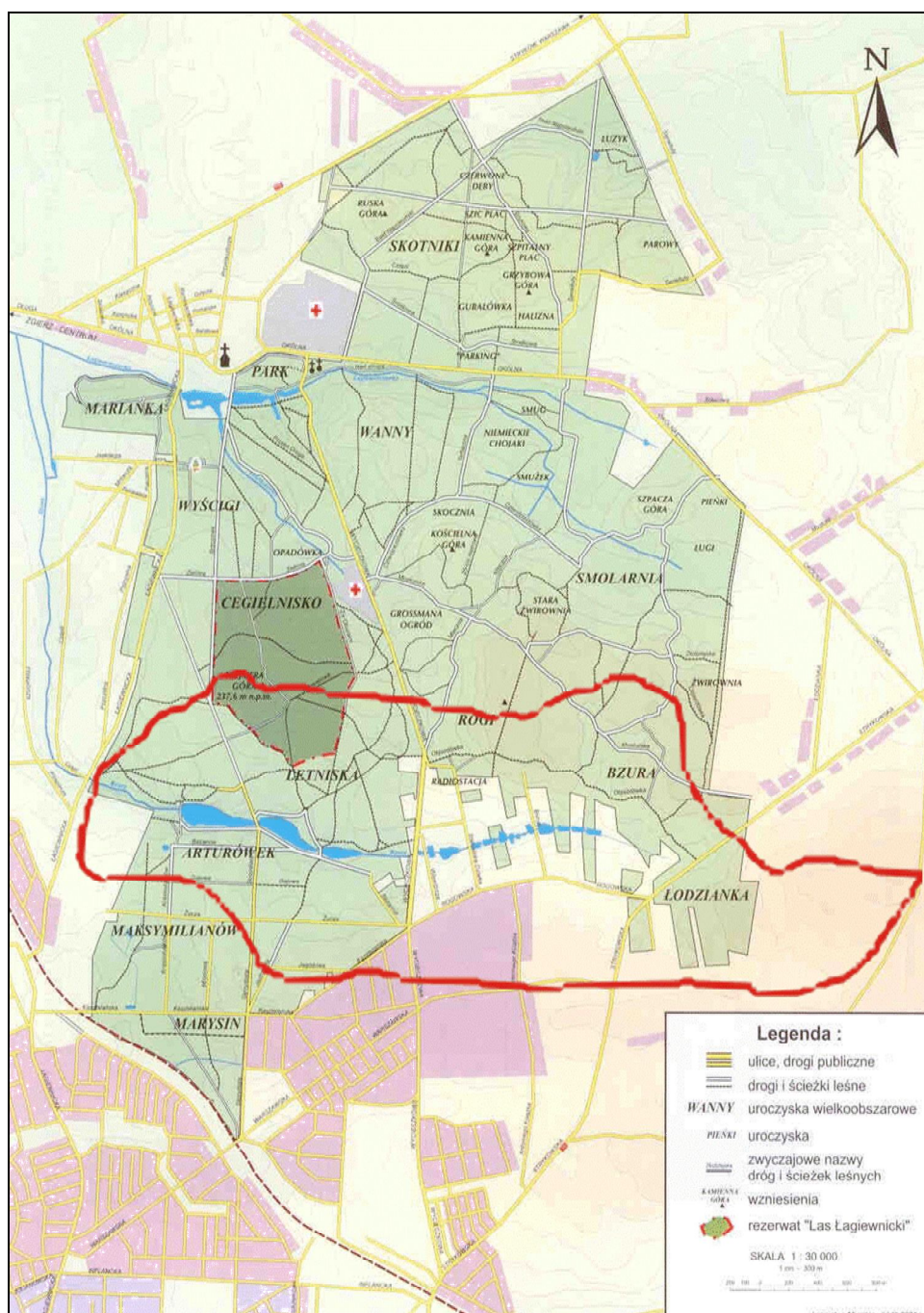


Mapa 11. Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego Łodzi
(sposób użytkowania terenów zielonych)

Źródło: Kurowski [red.] 2001.

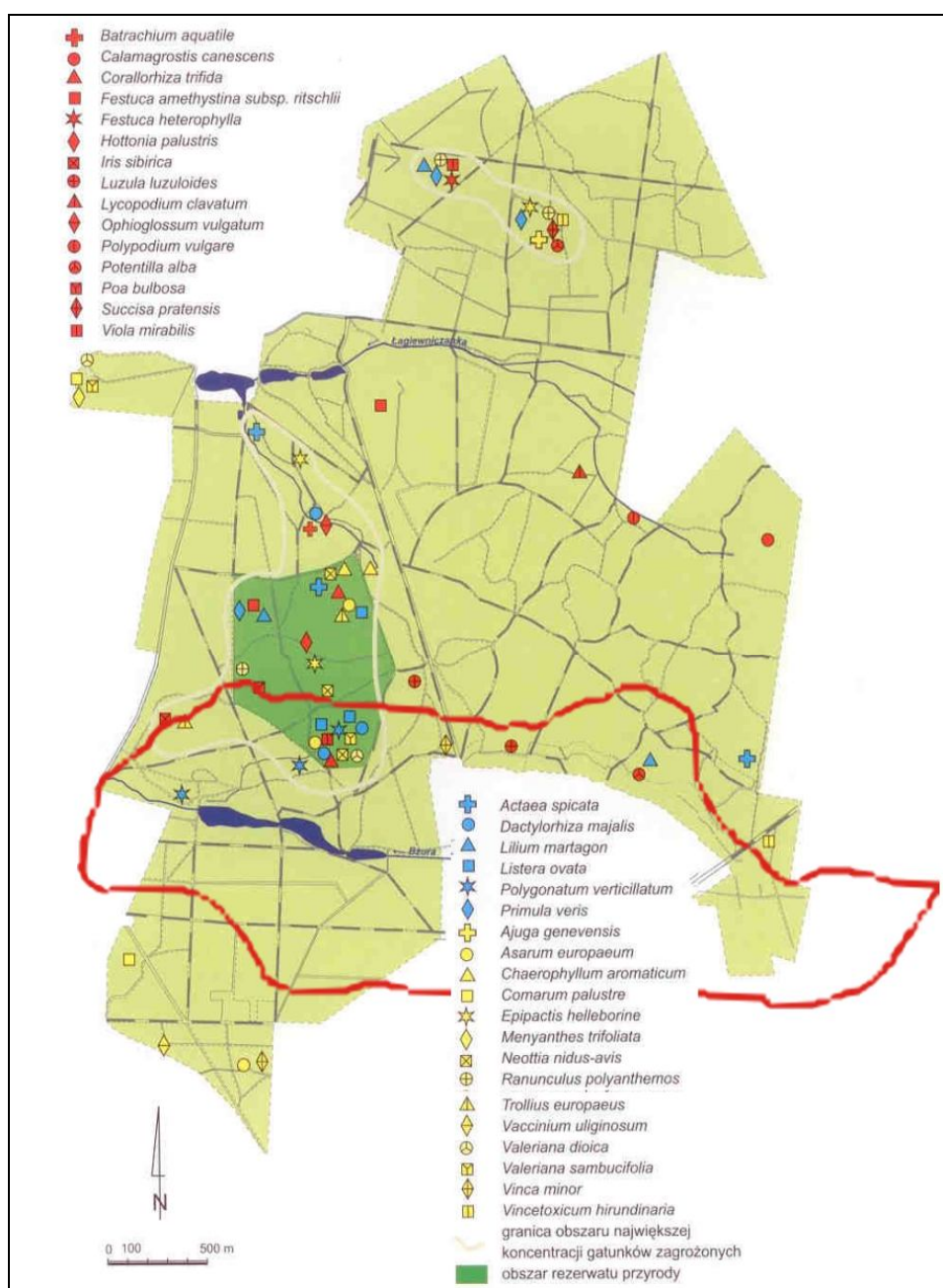
Na terenie PKWŁ znajdują się dwa rezerваты przyrody (Struga Dobieszkowska i Las Łągiewnicki) o łącznej powierzchni 107,5 ha, a dwa inne są obecnie projektowane.

Rezerwat Las Łągiewnicki, utworzony w 1996 r., położony jest wewnątrz 1200-hektarowego kompleksu leśnego, w odległości 200 m na zachód od ul. Wycieczkowej. Jego południowa granica znajduje się 300 m na północ od stawów na Bzurze w Arturówku. Celem rezerwatu jest ochrona fragmentu leśnego o wybitnych walorach przyrodniczych, z dobrze wykształconymi fitocenozami różnorodnych postaci grądu. Obszar rezerwatu wyróżnia się zróżnicowaniem geomorfologicznym, które warunkuje istnienie mozaiki różnorodnych troficznie i wilgotnościowo siedlisk (Szymańska [red.] 1998).



Mapa 12. Uroczyska Lasu Łęgiewnickiego

Źródło: Kurowski [red.] 2001.

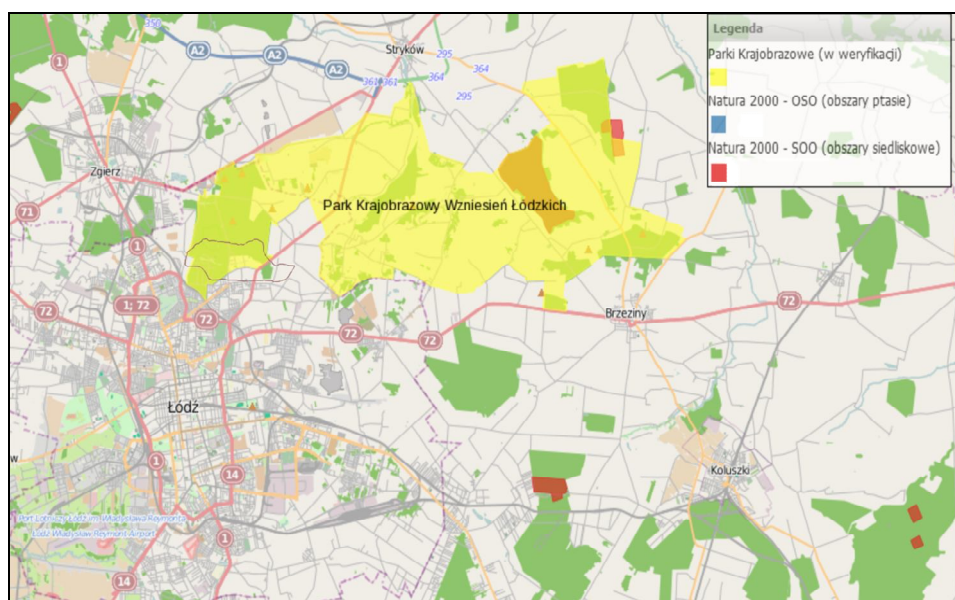


Mapa 13. Ginące i zagrożone rośliny naczyniowe Lasu Łagiewnickiego w Łodzi
 Źródło: Witosławski i in. 2006 (oprac. P. Witosławski, H. Andrzejewski, J. K. Kurowski).

STAN WYMAGANY

Obszar Arturówka to jednostka administracyjna PKWŁ, obszar cenny przyrodniczo, charakteryzujący się zróżnicowanymi formami ochrony. Od północy Arturówek sąsiaduje z Lasem Łagiewnickim, który wraz z otuliną i rezerwatem stanowi element Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich. Na jego obszarze znajdują się liczne drzewa spełniające kryteria pomników przyrody oraz obszary ochrony gatunkowej roślin i zwierząt. W wyniku analizy stwierdzono, że:

- obszar badanej zlewni niemal w całości objęty jest konserwatorską ochroną przyrody (Park Krajobrazowy Wzniesień Łódzkich, otulina PKWŁ, rezerwat przyrody); dodatkowe ograniczenia w sposobie użytkowania terenu zlewni przewidują opracowania Miejskiej Pracowni Urbanistycznej w Łodzi, w których jest mowa o utworzeniu zespołów przyrodniczo-krajobrazowych;
- przedstawione w opracowaniu formy ochrony przyrody nie występują w bezpośrednim sąsiedztwie działań projektu. Teren realizacji projektu znajduje się również poza zasięgiem obszaru *Natura 2000* (mapa 14).



Mapa 14. *Natura 2000* w regionie łódzkim

Źródło: opracowanie własne.

Działania prowadzone w ramach projektu nie ingerują, lecz mogą przyczynić się do zachowania nadrzędnych celów ochrony przyrody, takich jak:

- utrzymanie procesów ekologicznych i stabilności ekosystemów;
- zachowanie różnorodności biologicznej;

- zachowanie dziedzictwa geologicznego;
- zapewnienie ciągłości istnienia gatunków roślin lub zwierząt wraz z siedliskami poprzez utrzymywanie lub przywracanie ich do właściwego stanu;
- utrzymywanie lub przywracanie do właściwego stanu siedlisk przyrodniczych, a także innych zasobów przyrody i jej składników;
- kształtowanie właściwych postaw człowieka wobec przyrody.

Obecnie jednym z najważniejszych zagrożeń dla omawianych obszarów jest rozprzestrzeniająca się zabudowa, czasami wnikać na najbardziej cenne przyrodniczo tereny, np. dolin rzecznych. Celem projektu jest objęcie tego typu obszarów dodatkową ochroną ze względu na jakość środowiska przyrodniczego ekosystemów wodnych. Kompatybilność tych dwóch form ochrony środowiska – przyrodniczego i wodnego – pozwoli na zwiększenie atrakcyjności ekologicznej i edukacyjnej obszaru.

Zgodnie z aktualną wiedzą, nie ma przeciwwskazań do realizacji działań inwestycyjnych. Nic nie przemawia za ich negatywnym wpływem na występujące formy ochrony przyrody PKWŁ, w tym rezerwatu Lasu Łągiwnickiego. Działania proponowane w projekcie nie są zaliczane do przedsięwzięć wymagających oceny oddziaływania na środowisko na podstawie rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2010 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko (Dz.U. nr 213, poz. 1397).

ZAGROŻENIA:

- Możliwość nałożenia się lokalizacji planowanych działań wdrożeniowych z obszarami cennymi przyrodniczo i/lub obszarami występowania chronionych bądź rzadkich gatunków flory i fauny; sytuacja taka może spowodować konieczność rezygnacji z inwestycji, przesunięcia lokalizacji inwestycji lub podjęcia dodatkowych działań wydłużających czas jej realizacji.

SZANSE:

- Efekty inwestycyjne projektu zapewnią trwałość istniejącym formom ochrony przyrody oraz dają szansę na zwiększenie popularyzacji wiedzy na temat proponowanych rozwiązań rekultywacyjnych;
- wystąpienie w obszarze realizacji inwestycji obszaru cennego przyrodniczo i/lub chronionych bądź rzadkich gatunków flory i fauny spowoduje dodatkową ochronę w wyniku działań rekultywacyjno-ochronnych związanych z doliną rzeczna.

OSZACOWANY POZIOM ZAGROŻENIA:

niski

1.3. Analiza infrastrukturalna

Przedmiotem analizy jest infrastruktura techniczna, umożliwiająca świadczenie usług komunikacyjnych i transportowych. W klasycznym ujęciu obejmuje ona drogi kolejowe, lądowe, wodne, lotnicze, mosty; umożliwia świadczenie usług z dziedziny łączności, energetyki oraz dostarczania ciepła i wody (np. wodociągi), a także usuwania ścieków i odpadów (kanalizacje, oczyszczalnie ścieków, urządzenia oraz instalacje redukujące zanieczyszczenia gazowe i pyłowe).

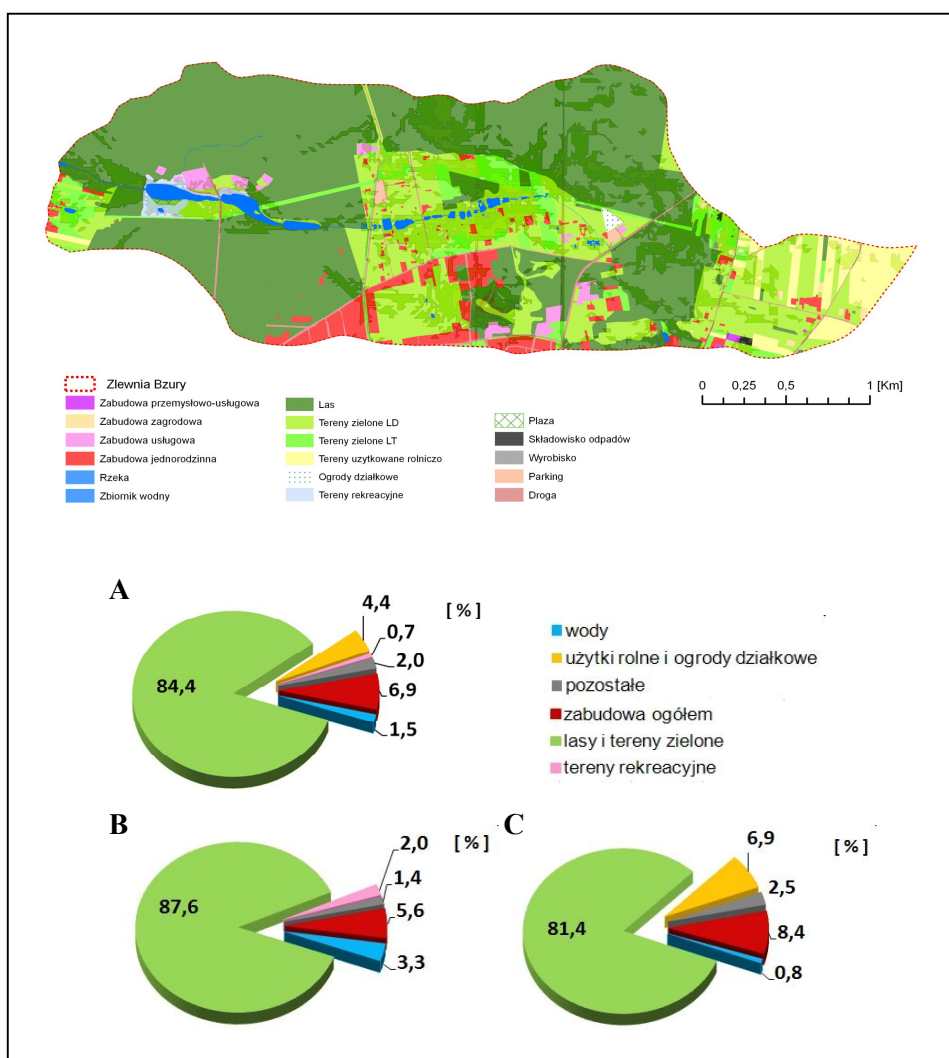
W opracowaniu skupiono się na oddziaływaniu infrastruktury technicznej, głównie związanej z systemem dostarczania wody i odprowadzania ścieków w zakresie, w jakim te inwestycje mogą oddziaływać na stan środowiska wodnego.

STAN OBECNY

Użytkowanie zlewni

Dominującym typem użytkowania terenu w zlewni górnej Bzury są tereny zielone (84,8%), do których zaliczono zarówno duże kompleksy leśne, jak i tereny z zielenią niską i rzadkimi zadrzewieniami. Tereny użytkowane rolniczo, w tym cechujące się silną antropopresją ogródki działkowe, stanowiące 4,4% obszaru zlewni, występują jedynie w zlewni pośredniej, czyli są zlokalizowane powyżej zbiorników Arturówek. Lokalizacja stref rekreacyjnych i usługowych w bezpośrednim sąsiedztwie linii brzegowej zbiorników może być zagrożeniem z punktu widzenia jakości wód retencjonowanych w trzech głównych akwenach w Arturówku. Tereny te stanowią zaledwie 1% obszaru zlewni, jednak z uwagi na intensywność ich wykorzystania i lokalizację bezpośrednio przy zbiornikach, wywierają bardzo duży wpływ na stan wód (rys. 21).

W zlewni górnej Bzury dominującą formą oddziaływania antropogenicznego jest zabudowa mieszkaniowa. Pomimo niskiego udziału zabudowy, zlewnia górnego odcinka rzeki Bzury (poniżej 7%) jest pod jej silną presją. Brak systemu kanalizacji powoduje wzrost presji na środowisko ze strony ścieków bytowych (nieszczelność szamb, nielegalne zrzuty zanieczyszczeń). Budowa geologiczna zlewni i charakter rzeźby terenu zwiększają podatność na ten rodzaj antropopresji. Dodatkowo, 81% osadów powierzchniowych zlewni charakteryzuje się średnią przepuszczalnością (przede wszystkim piaski), co sprzyja migracji zanieczyszczeń i obniżeniu jakości wód podziemnych. Największe lokalne deniwelacje w zlewni, występujące w strefach przykorytowych, świadczą o głębokim wcięciu doliny rzecznej, a zatem o silnym związku hydraulicznym wód powierzchniowych i podziemnych (intensywna alimentacja wodami podziemnymi). Mimo niewielkich rozmiarów, zlewnia posiada bardzo dobrze rozwiniętą rzeźbę sprzyjającą powstawaniu spływu powierzchniowego, którego intensywność łagodzona jest przez pokrycie terenu w postaci dużego, zwartego kompleksu leśnego Lasu Łagiewnickiego.



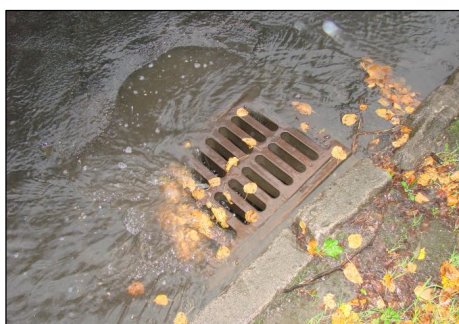
Rys. 21. Udział zabudowy mieszkaniowej w użytkowaniu terenu

Objaśnienia: A – wyniki dla całej zlewni górnej Bzury; B – wyniki dla zlewni bezpośredniej; C – wyniki dla zlewni pośredniej.

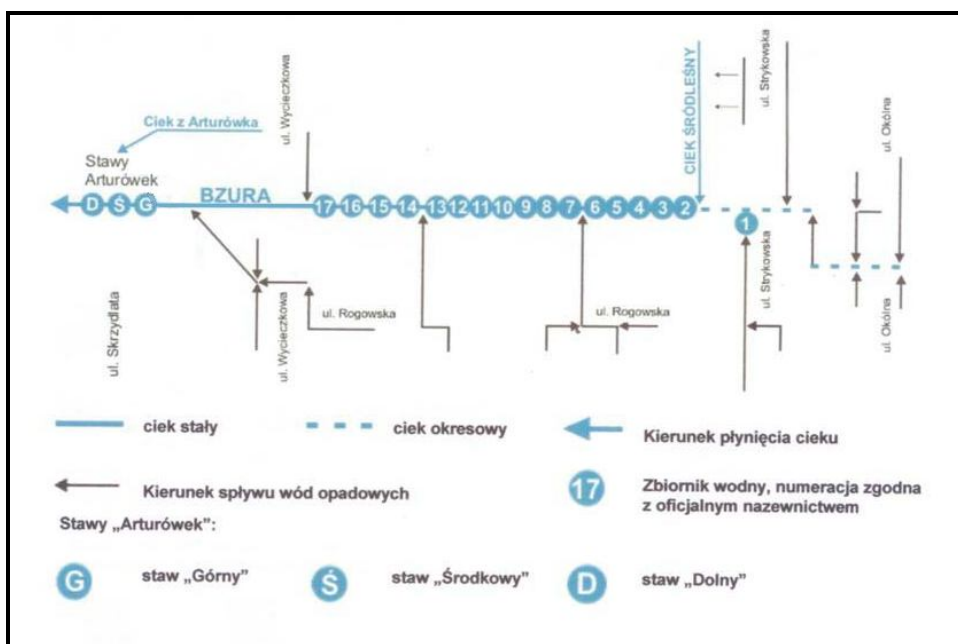
Źródło: opracowanie własne.

Infrastruktura drogowa

Słabo rozwinięta infrastruktura drogowa w obrębie górnego odcinka rzeki Bzury wskazywałaby na niewielki jej wpływ na jakość wód powierzchniowych tej rzeki i zbiorników Arturówek. Jednakże brak kanalizacji sanitarnej i deszczowej w zlewni pośredniej demonstracyjnego obszaru (mapa 15) przyczynia się do



Fot. 6. Odprowadzanie wód deszczowych z ul. Wycieczkowej systemem kanalizacji rozdzielnej bezpośrednio do wód rzeki Bzury (fot. T. Jurczak, M. Podawca)



Rys. 22. Schemat badanego odcinka Bzury z uwzględnieniem elementów kanalizacji deszczowej

Źródło: Kocemba 2008.

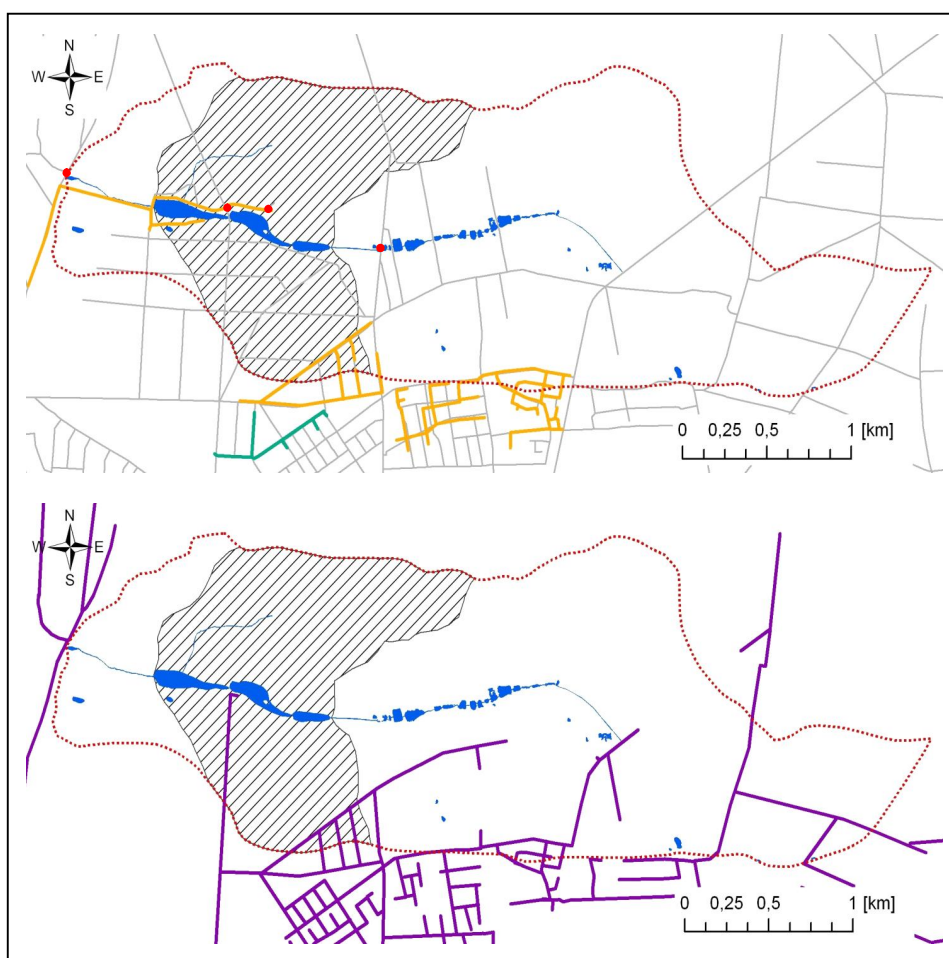
odprowadzania tych wód spływem powierzchniowym oraz podziemnym bezpośrednio do systemu rzecznej Bzury i jej zbiorników. Kierunek spływu wód opadowych przedstawiono na rys. 22. Poważnym zagrożeniem dla jakości wód zbiorników Arturówek jest zwarta zabudowa, zlokalizowana w południowej części kompleksu leśnego Arturówek powyżej ulic Kasztelańskiej i Strusiej. Brak indywidualnych przyłączy kanalizacji sanitarnej na tym obszarze może

przyczyniać się do migracji zanieczyszczeń w dolinę rzeczną, na co wskazują podwyższone wartości wybranych parametrów wód gruntowych. Istniejąca kanalizacja rozdzielna, zlokalizowana w ulicach Okólnej, Łagiewnickiej, Strykowskiej, znajdująca się w zlewni pośredniej, odwadnia ten obszar za pomocą przydrożnych studzienek bezpośrednio do koryta rzeki Bzury (mapa 15; rys. 22). Przykładem takiego rozwiązania jest system odprowadzający wody burzowe z ul. Wycieczkowej (fot. 6). Ulica Wycieczkowa, przecinająca tuż powyżej zbiorników w Arturówku mocno wciętą dolinę rzeki, powoduje jej silne okresowe zanieczyszczanie w czasie opadów deszczu i roztopów. Studzienki systemu odwadniania drogi, zlokalizowane tuż nad korytem, odprowadzają wody deszczowe i roztopowe w sposób bezpośredni do rzeki, tym samym zasilając zbiorniki znaczną ilością zawiesiny, substancji biogenicznych, TZO i metali ciężkich. Dodatkowo zły stan techniczny kanalizacji (zapychanie krętek, niska skuteczność w odbiorze wód burzowych) powoduje dodatkowe problemy związane m.in. z niszczeniem krajobrazu.

Infrastruktura wodno-ściekowa

W analizie rozmieszczenia infrastruktury sieci wodociągowej i kanalizacyjnej zlewni zwrócono uwagę na wzajemne relacje przestrzenne między istniejącymi oraz planowanymi systemami. Aktualny przebieg sieci kanalizacji sanitarnej, z wyjątkiem zlokalizowanych w czasie wizji terenowej punktów zrzutu ścieków wód deszczowych z dróg (studzienki systemu odwodnienia dróg), określonych jako *hot spot*, kieruje nieczystości poza granice zlewni (mapa 15). Na terenach zurbanizowanych zlewni rzeki Bzury sieć infrastruktury wodociągowej jest znacznie bardziej rozbudowana niż sieć kanalizacji sanitarnej. W tej części zlewni gospodarka odpadami bytowymi odbywa się na drodze rozwiązań indywidualnych, np. szamb, oczyszczalni przydomowych. Brak kanalizacji miejskiej rodzi ryzyko pojawienia się dodatkowych źródeł zanieczyszczeń, np. w wyniku nielegalnych zrzutów ścieków do wód powierzchniowych, wskutek rozszczelnienia szamb lub rozsądzania zanieczyszczeń. W chwili obecnej nie są znane plany rozbudowy infrastruktury kanalizacji sanitarnej w zlewni rzeki Bzury, aczkolwiek istnieje konieczność jej rozbudowy w celu redukcji zagrożenia zanieczyszczeniami bytowymi.

Biorąc pod uwagę wyniki przeprowadzonej analizy, należy podkreślić, iż stwierdzone w 2010 r. w czasie letnich opadów oraz wiosennych roztopów zrzuty wód deszczowych z dróg (ulice Wycieczkowa, Rogowska, Skrzydlata) wyraźnie zmieniają ustrój hydrologiczny oraz parametry fizyczno-chemiczne wód rzeki Bzury i zbiorników Arturówek.



Mapa 15. Sieci infrastruktury wodno-kanalizacyjnej w zlewni Bzury według stanu na 2010 r.

Objaśnienia: mapa górna – sieć kanalizacji sanitarnej (linie zielone), kanalizacji deszczowej (linie żółte) oraz aktualnie istniejące punkty zrzutu ścieków wód deszczowych z dróg (studzienki systemu odwodnienia dróg) (czerwone punkty); mapa dolna – sieć wodociągowa (linie fioletowe).

Źródło: mapa górna – dane udostępnione przez ZWiK w Łodzi; mapa dolna – *Projekt generalny* 2001.



Projekt Funduszu Spójności Nr 2004/PL/16/C/PE/010 "Wodociągi i oczyszczalnia ścieków w Łodzi II", współfinansowany przez Unię Europejską przyczynia się do zmniejszenia różnic społecznych i gospodarczych pomiędzy obywatelami Unii.

Mapa 16. Zakres realizacji Projektu Funduszu Spójności w latach 2007–2009 pt. *Wodociąg i oczyszczalnia ścieków w Łodzi II* na tle gospodarki wodno-ściekowej Łodzi

Źródło: Projekt Funduszu Spójności nr 2004/PL/16/C/PE/010.

STAN WYMAGANY

Obecna polityka państwa w zakresie gospodarki wodno-ściekowej nastawiona jest na realizację postanowień Traktatu Akcesyjnego w zakresie wdrażania dyrektywy Rady 91/271/EWG, dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych. Realizowany obecnie Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK) ma na celu – poprzez budowę i modernizację oczyszczalni ścieków oraz sieci kanalizacji sanitarnej – doprowadzić do osiągnięcia wyznaczonych założeń, zgodnie z wymogami dyrektywy, do końca 2015 r.

Wody burzowe i roztopowe w wyniku zwartej zabudowy oraz dużego uszczelnienia miast stanowią zagrożenie dla funkcjonowania człowieka i środowiska. Stosowane w tych przypadkach rozwiązania techniczne nie zawsze uwzględniają te aspekty środowiskowe, a ponadto charakteryzują się wysokim współczynnikiem koszty/efektywność. Jedynie integracja rozwiązań technicznych (np. zastosowanie separatorów czy osadników dla ograniczenia dopływu zawiesiny, TZO, metali ciężkich i substancji ropopochodnych) z rozwiązaniami ekohydrologicznymi (np. zastosowanie biofiltracyjnego systemu sekwencyjnego dla podczyszczania i retencjonowania wód burzowych w krajobrazie czy zabiegi biomanipulacyjne dla redukcji symptomów eutrofizacji) pozwala zwiększyć efektywność gospodarki wodnej w połączeniu z poprawą jakości środowiska wodnego oraz ograniczeniem negatywnych skutków wywoływanych przez wody burzowe.

W kontekście obszarów miejskich integracja rozwiązań hydrotechnicznych z ekologicznymi przyczynia się do minimalizacji negatywnego wpływu urbanizacji na środowisko oraz zwiększenia zdolności absorpcji skutków nasilonej działalności ludzkiej.

ZAGROŻENIA:

- Ograniczona w stosunku do infrastruktury wodnej infrastruktura kanalizacji sanitarnej w zlewni pośredniej zbiorników jest jedną z możliwych przyczyn zanieczyszczenia wód rzeki Bzury i zbiorników Arturówek, głównie w obszarach znajdujących się pod silną presją antropogeniczną;
- odpływ wód burzowych zlokalizowany bezpośrednio w zbiorniku AD i AŚ oraz w ul. Wycieczkowej powoduje okresowy, ale wzmożony dopływ substancji biogenicznych oraz zawiesiny do zbiorników Arturówek, co wzmacnia proces eutrofizacji.

SZANSE:

- Poprzez integrację rozwiązań technicznych z rozwiązaniami ekohydrologicznymi (spowolnienie procesów hydrologicznych fal burzowych i wzmocnienie procesów biologicznych) możliwe jest retencjonowanie podczyszczonych wód deszczowych w krajobrazie.

OSZACOWANY POZIOM ZAGROŻENIA:

wysoki

1.4. Analiza społeczna

Publiczne miejsca kąpieliskowe w obszarach miejskich, takie jak zbiorniki Arturówek w Łodzi, stanowią istotną atrakcję dla wielu rodzin. Korzystanie z nich, głównie w okresie wakacyjnym, wydaje się idealną alternatywą dla niedostępnych ze względów finansowych basenów i pozamiejskich kompleksów wodnych. Niestety, ze względu na pojawiające się corocznie w okresie letnim toksyczne zakwity sinic, świadczące o antropogenicznym zanieczyszczeniu wód, kąpieliska te są zamykane dla użytku publicznego, co uniemożliwia ich rekreacyjne wykorzystanie.

Prezentowane poniżej wyniki stanowią I etap badań, zrealizowanych w sierpniu 2010 r. na terenie Arturówka wśród osób przebywających w bezpośrednim sąsiedztwie zbiorników wodnych oraz miejscach do nich przyległych (Las Łągiewnicki, ośrodki sportowo-wypoczynkowe, plaża, przystań, restauracje itp.).

STAN OBECNY

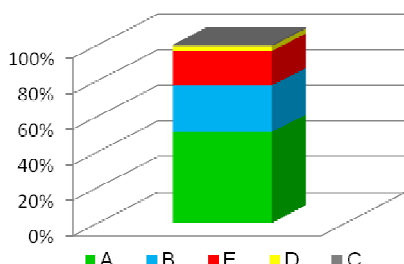
Ponad 89% respondentów za główną funkcję kompleksu rekreacyjnego Arturówek uznało rekreacyjno-zdrowotną i estetyczno-przyrodniczą (rys. 23). Ponad 70% respondentów pobyt w Arturówku łączy ze spotkaniami towarzyskimi i spacerem, a zaledwie 43% z bezpośrednią funkcją zbiornika (kąpiel w stawie lub odpoczynek na plaży). Z kolei 36% ankietowanych jako cel wizyty wybrało uprawianie sportów letnich i zimowych. Z powyższych odpowiedzi jednoznacznie wynika, iż atrakcyjność rekreacyjna zlewni zależy od potencjału środowiska naturalnego (las i akweny), którego jakość określono jako złą (czystość wód) lub średnią (stan fauny i flory; rys. 24). Lecz pomimo złego stanu wód i zakazu kąpieli nie stwierdzono spadku zainteresowania tym obszarem, a wręcz odnotowano zjawisko odwrotne i w stosunku do roku 2009 zaobserwowano wzrost liczby osób odwiedzających Arturówek (33% udzielonych odpowiedzi).

Zdecydowana większość ankietowanych (80%) nie słyszała nigdy o projekcie EH-REK oraz planowanych w ramach projektu inwestycjach, mających na celu poprawę jakości wód, a co trzeci respondent (37%) twierdzi, że nie posiada wiedzy, jakie korzyści dla miasta może przynieść realizacja projektu EH-REK.

Połowa ankietowanych posiadających dzieci oceniła ilość publicznych kąpielisk zlokalizowanych na łódzkich stawach za niewystarczającą, a te, które istnieją, ze względu na złą jakość wód nie spełniają ich oczekiwań.

Co czwarty ankietowany odwiedza wraz z dziećmi Arturówek w celu kąpieli w stawie lub odpoczynku na plaży, a co trzeci ankietowany przebywający w Arturówku w innym celu niż kąpiel i odpoczynek na plaży, uważa również jakość wody w kąpielisku za zdecydowanie złą.

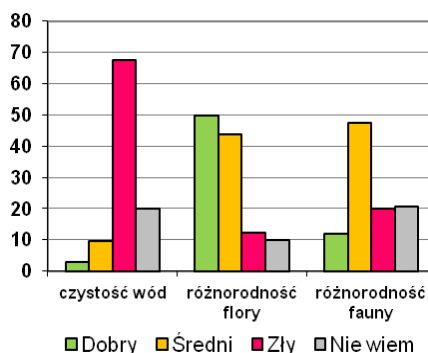
Prawie żaden respondent (<1%) nie dostrzega możliwości edukacyjnych i dydaktycznych związanych z Arturówkiem.



Rys. 23. Wskazane przez respondentów dominujące funkcje Arturówka

Objaśnienia dla funkcji Arturówka:
 A – rekreacyjno-zdrowotna (odpoczynek i sport); B – estetyczno-przyrodnicza (piękno krajobrazu); E – społeczna (spotkania towarzyskie); D – kulturowa (wycieczki krajoznawcze); C – dydaktyczno-wychowawcza (edukacyjna).

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 24. Ocena jakości komponentów przyrodniczych

Objaśnienia: A – czystość wody w kąpielisku; B – różnorodność roślin; C – różnorodność zwierząt.

Źródło: opracowanie własne.

STAN WYMAGANY

W związku z brakiem wiedzy odwiedzających kompleks Arturówek na temat projektu EH-REK oraz planowanych inwestycji służących poprawie jakości wód, konieczne jest rozpowszechnienie wśród mieszkańców Łodzi informacji o celach, założeniach i oczekiwanych rezultatach projektu. Stworzono zatem stronę internetową (www.arturowek.pl), która ma być najszybszym, najprostszym i najbardziej powszechnym źródłem informacji na temat działań realizowanych w ramach projektu na terenie Arturówka.

Także okresowe kampanie reklamowe mają na celu przybliżenie tematyki podjętych inwestycji, a po ich zakończeniu, w ramach systemu szkoleń, rozpragowanie wiedzy wśród społeczeństwa.

Ponadto, celem projektu jest uzyskanie poparcia społecznego odwiedzających oraz mieszkańców zlewni górnej Bzury dla realizowanych wdrożeń rekultywacyjnych. Uzyskanie wysokiego poziomu wrażliwości i świadomości ekologicznej wśród odwiedzających i mieszkańców jest gwarantem utrzymania dobrego stanu jakości środowiska zlewni. Z kolei dobry stan jakości środowiska to wysoki poziom zadowolenia społecznego.

ZAGROŻENIA:

- Rosnąca liczba osób odwiedzających kompleks leśny Arturówek oraz zogniskowanie turystyki i rekreacji w tym obszarze stanowią dodatkową presję na środowisko, która powinna być wzięta pod uwagę przy opracowaniach koncepcji rekultywacji zbiorników Arturówek;
- brak działań ochronnych i rekultywacyjnych spowoduje dalszą degradację środowiska przyrodniczego, a to znajdzie odzwierciedlenie w obniżeniu poziomu zadowolenia wśród mieszkańców i odwiedzających kompleks Arturówek;
- niska świadomość społeczna może znaleźć negatywne przełożenie na jakość środowiska i realizowane cele projektu.

SZANSE:

- Wskazanie potencjału środowiska naturalnego (las i akweny) jako głównego czynnika tworzącego atrakcyjność rekreacyjną oraz edukacyjną zlewni;
- realizacja inwestycji oraz system szkoleń jest szansą na zwiększenie świadomości ekologicznej społeczeństwa (projekt demonstracyjny, tablice edukacyjne, system szkoleń, rozpowszechnienia wiedzy itp.), co zwiększy dbałość o indywidualne działania na rzecz ochrony stanu jakości środowiska wodnego w Arturówku;
- poprawa jakości środowiska i wzrost zadowolenia społecznego jest szansą na rozpowszechnienie podobnych działań w innych ekosystemach o zbliżonym sposobie użytkowania.

OSZACOWANY POZIOM ZAGROŻENIA:

średni

Podsumowanie i dalsze działania

W analizowanej zlewni górnego odcinka rzeki Bzury i zbiorników w Arturówku niezwykle istotnym zagrożeniem jest proces postępującej eutrofizacji oraz jej skutków (występowania toksycznych zakwitów sinicowych), a także – do pewnego stopnia – kumulacji metali ciężkich i trwałych zanieczyszczeń organicznych. Zjawiska te są wynikiem zasilania systemu z punktowych i obszarowych źródeł zanieczyszczeń, a także morfologii samych zbiorników, powodującej nasilenie kumulacji zanieczyszczeń i intensyfikację efektów ich działania.

Jeśli chodzi o aspekty społeczne i ekonomiczne oraz znaczenie badanego obszaru dla mieszkańców Łodzi, wspomniana sytuacja stwarza zagrożenie dla bezpiecznego wykorzystania zbiorników i obniża wartość rekreacyjną obszaru.

Z punktu widzenia prawodawstwa taka sytuacja stanowi zagrożenie dla terminowego osiągnięcia wytycznych dyrektyw europejskich. Polska, jako państwo członkowskie Unii Europejskiej, jest zobowiązana do wdrażania założeń Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady Unii Europejskiej z dnia 23 października 2000 r., ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej i osiągnięcia do 2015 r. dobrego stanu ekologicznego ekosystemów wodnych. Rekreacyjne korzystanie z wód zbiorników zobowiązuje również do przestrzegania zapisów dyrektywy 2006/7/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 lutego 2006 r., dotyczącej zarządzania jakością wody w kąpieliskach.

Proponowany projekt zakłada wdrożenie pionierskich, opartych na zastosowaniu ekohydrologii w obszarze miejskim, rozwiązań systemowych. Kompleksowe wdrożenia komplementarnych metod i technik rekultywacji mają na celu minimalizację wpływu zidentyfikowanych zagrożeń oraz wykorzystanie zidentyfikowanych szans, wynikających ze specyfiki badanej zlewni i ekosystemów wodnych. Realizacja projektu przyczyni się w pierwszej kolejności do poprawy jakości zbiorników Arturówek, a w konsekwencji – do wygenerowania korzyści, wynikających z usług ekosystemowych, takich jak m.in. podniesienie wartości rekreacyjnej obszaru, bezpieczeństwa ekologicznego jego użytkownikom i obniżenie kosztów poprawy jakości wody poprzez usługi regulujące (samooczyszczanie, sedymentacja, retencja wody, struktura ekosystemu i in.).

Realizacja wdrożeń utworzy poligon demonstracyjny, który będzie wykorzystywany do celów szkoleniowych, m.in. dla władz samorządowych, pracowników instytucji kontrolujących jakość środowiska, decydentów, specjalistów oraz osób odpowiedzialnych za przygotowywanie i wdrażanie programów

działań rekultywacyjnych wodnych ekosystemów miejskich. Szkolenia obejmą również obszar edukacji ekologicznej dla nauczycieli i uczniów szkół podstawowych, gimnazjalnych, średnich, studentów szkół wyższych oraz mieszkańców Łodzi.

Wstępna analiza hierarchii potrzeb oraz wyzwań środowiskowych i społecznych na terenie naszego miasta wskazuje na konieczność podjęcia podobnych działań na innych zbiornikach miejskich, przede wszystkim na Stawach Jana i Stawach Stefańskiego.

Zbiornik Stawy Stefańskiego, położony w południowo-zachodniej części Łodzi i zaopatrywany w wodę przez rzekę Ner i Gadka (największy z badanych zbiorników) oraz Stawy Jana, zlokalizowane na rzece Olechówce w południowej części Łodzi, borykają się z podobnymi problemami. Wyniki badań monitoringowych na kąpieliskach obu zbiorników wykazały obecność w wodzie sinic oraz szkodliwych dla zdrowia ludzi toksyn sinicowych w stężeniach znacznie wyższych, niż w przypadku zbiorników rekreacyjnych Arturówek. W wyniku tego zjawiska zbiorniki te okresowo wyłączane są z użytkowania rekreacyjnego i konieczna jest ich natychmiastowa „reanimacja” w celu przywrócenia im niezbędnej dla mieszkańców Łodzi funkcji rekreacyjnej (Jurczak i in. 2007).

Biorąc pod uwagę znaczenie, jakie dla mieszkańców Łodzi mają otwarte, ogólnodostępne obszary rekreacyjne, zgromadzona w trakcie realizacji projektu EH-REK wiedza oraz *know-how* mogą zostać wykorzystane do opracowania strategii rekultywacji innych zbiorników miejskich w Łodzi i regionie łódzkim. Działanie to wpisuje się w przygotowywany obecnie program *Zielona Przyszłość*, łączący środowisko naukowe, decydentów i przedstawicieli biznesu dla wygenerowania inteligentnej specjalizacji dla regionu łódzkiego, opartej na potencjale środowiska oraz jego integracji z potrzebami społeczeństwa i wyzwaniami makroekonomicznymi.

Bibliografia

- Analiza 2007, Analiza zasięgu terenów dolin na obszarze miasta Łodzi i zasad ich zagospodarowania dla potrzeb studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta Łodzi*, Uniwersytet Łódzki/European Regional Centre for Ecohydrology, SWITCH (6FP EC, GOCE 018530), 31 sierpnia.
- Bajkiewicz-Grabowska E., 2002, *Obieg materii w systemach rzeczno-jeziornych*, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- Bajkiewicz-Grabowska E., Magnuszewski A., 2009, *Przewodnik do ćwiczeń z hydrologii ogólnej*, PWN, Warszawa.
- Bald K., Krakowska E., Karski K., 1999, *Program rewitalizacji doliny rzeki Bzury*, Zarząd Miasta Zgierz, Zgierz.
- Bratieres K., Fletcher T. D., Deletic A., Zinger Y., 2008, *Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study*, "Water Research" 42 (14), s. 3930–3940.
- Blecken G.-T., Zinger Y., Deletic A., Fletcher T. D., Hedström A., Viklander M., 2010, *Laboratory study on stormwater biofiltration: Nutrient and sediment removal in cold temperatures*, "Journal of Hydrology" 394, s. 507–514.
- Carmichael W., 1994, *The toxins of cyanobacteria*, "Scientific American" 270, s. 78–86.
- Chorus I., Bartram J., 1999, *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*, E&FN Spon, London.
- Codd G., Morrison L., Metcalf J., 2005, *Cyanobacterial toxins: Risk management for health protection*, "Toxicology and Applied Pharmacology" 203, s. 264–272.
- 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.
- Conner M., 1984, *Fish/sediment concentration ratios for organic compounds*, "Environmental Science and Technology" 18, s. 31–35.
- Czerniawski R., Domagała J., Pilecka-Rapacz M., 2010, *Analiza wielkości presji wędkarskiej oraz poziomu wprowadzanych biogenów w zanętach w wodach zlewni środkowej i dolnej Drawy*, „Roczniki Naukowe PZW” 23, s. 119–130.
- Dokument Strategiczny 2011, Towards integrated water management in the City of Łódź. Current status and strategic options for the future*, Draft Strategic Document, Uniwersytet Łódzki/European Regional Centre for Ecohydrology, SWITCH (6FP EC, GOCE 018530), kwiecień.
- Dokumentacja z wykonania piezometrów obserwacyjnych w rejonie zbiorników rekreacyjnych „Arturówek” w Łodzi*, 2011, oprac. A. Sych, K. Doroz, Przedsiębiorstwo Geologiczne Sp. z o.o., Kielce.

- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r., ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Ramowa Dyrektywa Wodna).
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2006/7/WE z dnia 15 lutego 2006 r. dotycząca zarządzania jakością wody w kąpieliskach.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/105/WE z dnia 16 grudnia 2008 r. w sprawie środowiskowych norm jakości w dziedzinie polityki wodnej.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa.
- Dyrektywa Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1992 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych.
- Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory.
- Figueiredo D., Azeiteiro U., Esteves S., Goncalves F., Pereira M., 2004, *Microcystin-producing blooms – a serious global public health issue*, "Ecotoxicology and Environmental Safety" 59, s. 151–163.
- 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.
- Gągała I., Izydorczyk K., Jurczak T., Mankiewicz-Boczek J., 2012, *The key parameters and early warning methods to identify presence of toxigenic blooms dominated by Microcystis aeruginosa in the Jezioro Reservoir (Central Poland)*, FEB Issue 1 (2) (accepted for publication).
- Gliwicz Z., 1985, *Eutrofizacja jezior tatrzańskich – użyźnianie czy zarybianie?*, „Wiadomości Ekologiczne” 31 (4), s. 351–390.
- Gold A., Sims J., 2005, *Eutrophication*, [w:] Hillel D. [ed.], *Encyclopedia of soils in the environment*, Elsevier Ltd., Oxford.
- Gortat B., 2006, *Reanimacja konieczna – powrót rzeki Sokołówki*, „Kronika Miasta Łodzi” 4, www.uml.lodz.pl/img/kronika/KML2006_4_5.rtf.
- Górski J., 1998, *Problemy zanieczyszczenia i ochrony wód podziemnych na terenach zurbanizowanych na przykładzie miast Poznania i Mosiny*, [w:] Jankowski A. [red.], *Hydrogeologia obszarów zurbanizowanych i uprzemysłowionych*, Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, s. 79–89.
- Gumiński S., 1990, *Fizjologia glonów i sinic*, Wyd. Uniwersytetu Wrocławskiego, Wrocław.
- Haberl R., Perfler R., Mayer H., 1995, *Constructed wetlands in Europe*, "Water Science and Technology" 32 (3), s. 305–315.
- Hac A., 2007, *Jak chce mieszkać łódzianin?*, „Gazeta Wyborcza” nr 40, 16 lutego, s. 3.
- Hilbricht-Ilkowska A., Ryszkowski L., Sharpley A., 1995, *Phosphorus transfer and landscape structure: Riparian sites and diversified land use patterns*, [w:] Tiessen H. [ed.], *Phosphorus in a global environment*, SCOPE, John Wiley & Sons, Chichester.
- Holling C., 1978, *Adaptive environmental assessment and management*, John Wiley & Sons, London.
- Izydorczyk K., Carpentier C., Mrówczyński J., Wagenvoort A., 2009, *Establishment of an Alert Level Framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the*

- Algae Online Analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll a*, "Water Research" 43, s. 989–996.
- Jeppesen E., Jensen J., Søndergaard M., Lauridsen T., 1999, *Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water quality*, „Hydrobiologia” 408/409, s. 217–231.
- Jeppesen E., Kristensen P., Jensen J. P., Søndergaard M., Mortensen E., Lauridsen T., 1991, *Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow eutrophic Danish lakes: Duration, regulating factors and methods for overcoming resilience*, "Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia" 48, s. 137–148.
- Jurczak T., 2006, *Zastosowanie monitoringu toksyn sinicowych w celu optymalizacji technologii uzdatniania wody oraz strategii rekultywacji zbiorników zaporowych*, praca doktorska, Uniwersytet Łódzki, Łódź.
- Jurczak T., Szczepańska A., Izydorczyk K., Zalewski M., 2007, *Możliwość zastosowania ekohydrologii w celu redukcji zakwitów sinicowych w zbiornikach wodnych na terenie miasta Łodzi*, [w:] Gwoździński K. [red.], *Bory Tucholskie i inne obszary leśne. Ochrona, monitoring, edukacja*, Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Jurczak T., Tarczyńska M., Karlsson K., Meriluoto J., 2004, *Characterization and diversity of cyanobacterial hepatotoxins (microcystins) in blooms from Polish freshwaters identified by liquid chromatography – electrospray ionisation mass spectrometry*, "Chromatographia" 59, s. 571–578.
- Kaebernick M., Neilan B., 2001, *Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production*, "FEMS Microbiology Ecology" 35, s. 1–9.
- Kajak Z., 1979, *Eutrofizacja jezior*, PWN, Warszawa.
- Kajak Z., 1995, *Eutrofizacja nizinnych zbiorników zaporowych*, [w:] Zalewski M. [red.], *Procesy biologiczne w ochronie i rekultywacji nizinnych zbiorników zaporowych*, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź, s. 33–41.
- Kajak Z., 1998, *Hydrobiologia-limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*, PWN, Warszawa.
- Karickhoff S., Brown D., Scott T., 1979, *Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments*, "Water Research" 13, s. 241–248.
- Kawecka B., Eloranta P., 1994, *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*, PWN, Warszawa.
- Knezovich J., Harrison F., Wilhelm R., 1987, *The bioavailability of sediment sorbed organic chemicals: A review*, "Water, Air and Soil Pollution" 32, s. 233–245.
- Kocemba A., 2008, *Walory przyrodniczo-rekreacyjne stawów „Arturówek”*, praca licencjacka, Zakład Hydrologii i Gospodarki Wodnej Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Kupryś I., Kuna P., 2003, *Epidemics of allergic diseases: A new health problem in the modern world*, „Polski Mercuriusz Lekarski. Organ Polskiego Towarzystwa Lekarskiego” 14 (83), s. 453–455.
- Kurowski J. [red.], 2001, *Szata roślinna Lasu Łagiewnickiego w Łodzi*, Wydział Ochrony Środowiska Urzędu Miasta Łodzi, Katedra Geobotaniki i Ekologii Roślin Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Macioszczyk A., Dobrzyński D., 2002, *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych*, PWN, Warszawa.

- McQueen D., Lean D., 1987, *Influence of water temperature and nitrogen to phosphorus ration on the dominance of blue-green algae in Lake St. George, Ontario*, "Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences" 44 (3), s. 598–604.
- Mej E., Lechowski Z., 2000, *Wpływ czynników zewnętrznych na wzrost sinic i syntezę toksyn*, „Wiadomości Botaniczne” 44 (1/2), s. 35–49.
- Michalczyk Z., 1998, *Ocena zmian warunków hydrogeologicznych rejonu Lublina*, [w:] Jankowski A. [red.], *Hydrogeologia obszarów zurbanizowanych i uprzemysłowionych*, Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, s. 122–130.
- Neffling M., Lance E., Meriluoto J., 2010, *Detection of free and covalently bound microcystins in animal tissues by liquid chromatography – tandem mass spectrometry*, "Environmental Pollution" 158, s. 948–952.
- Leverenz H. L., Haunschild K., Hopes G., Tchobanoglous G., Darby J. L., 2010, *Anoxic treatment wetlands for denitrification*, "Ecological Engineering" 36, s. 1544–1551.
- Opracowanie ekofizjograficzne sporządzone na potrzeby „Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta Łodzi”*, 2007, oprac. B. Wysmyk-Lamprecht, A. Stobińska, K. Jach, M. Miłosz, Łódź.
- Opuszyński K., 1987, *Sprzężenie zwrotne między procesem eutrofizacji a zmianami zespołu ryb. Teoria ichtioeutrofizacji*, „Wiadomości Ekologiczne” 33, s. 21–30.
- Piasecki W., Goodwin A., Eiras J., Nowak B., 2004, *Importance of Copepoda in freshwater aquaculture*, "Zoological Studies" 43 (2), s. 193–205.
- PN-ER 14757:2005, *Jakość wody – Pobieranie próbek ryb wielooczkowymi sieciami*.
- Projekt generalny 2001, Projekt generalny odprowadzania wód opadowych z północnych i zachodnich terenów miasta Łodzi. KD-3 Rzeką Bzura*, Urząd Miasta Łodzi, Wydział Gospodarki Komunalnej, oprac. MW PROJEKT Sp. z o.o., Łódź.
- Projekt generalny 2002, Projekt generalny rzek dla miasta Łodzi – zlewnie rzeki Ner, rzeki Miazgi i rzeki Bzury. Projekt generalny rzeki Bzury*, oprac. Biuro Inżynierii Wodnej, Środowiska i Melioracji „Aquaprojekt” s.c. w Łodzi, Łódź.
- Projekt generalny 2003, Projekt generalny rzek dla miasta Łodzi – zlewnie rzeki Ner, rzeki Miazgi i rzeki Bzury. Rzeką Sokołówka*, oprac. Biuro Inżynierii Wodnej, Środowiska i Melioracji „Aquaprojekt” s.c. w Łodzi, Łódź.
- Pütz K., Benndorf J., 1998, *The importance of pre-reservoirs for the control of eutrophication of reservoirs*, "Water Science and Technology" 37 (2), s. 317–324.
- Rakowska B., Sitkowska M., Szczepocka E., Szulc B., 2005, *Cyanobacteria water blooms associated with various eukaryotic algae in the Sulejów Reservoir*, "Oceanological and Hydrobiological Studies" 34 (1), s. 31–38.
- Rautio M., Sorvari S., Korhola A., 2007, *Isotopic analysis of the sources of organic carbon for zooplankton in shallow subarctic and Arctic waters*, "Ecography" 30, s. 77–87.
- Reynolds C., 1984, *The ecology of freshwater phytoplankton*, Cambridge University Press, London.
- Reynolds C., 1999, *Phytoplankton assemblages in reservoirs*, [w:] Tundisi J., Straskraba M. [ed.], *Theoretical reservoir ecology and its applications*, Backhuys Publishers, Leiden, s. 439–456.
- Roberts R., Zohary T., 1987, *Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria*, "New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research" 21, s. 391–399.

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 15 listopada 2011 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych, Dz.U. z 2011 r., nr 258, poz. 1550.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony, Dz.U. z 2002 r., nr 55, poz. 498.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, Dz.U. z 2008 r., nr 162, poz. 1008.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych, Dz.U. z 2008 r., nr 143, poz. 896.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz.U. z 2011 r., nr 257, poz. 1545.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych, Dz.U. z 2011 r., nr 258, poz. 1549.
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 19 listopada 2002 r. w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, Dz.U. z 2002 r., nr 203, poz. 1718
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 8 kwietnia 2011 r. w sprawie prowadzenia nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu wykorzystywanym do kąpieli, Dz.U. z 2011 r., nr 86, poz. 478.
- Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2010 r. w sprawie przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko, Dz.U. z 2010 r., nr 213, poz. 1397.
- Rozporządzenie z dnia 31 grudnia 1996 r. wojewody łódzkiego (Dz. Urz. Woj. Łódzkiego z 1996 r., nr 27, poz. 163) i wojewody skierniewickiego (Dz. Urz. Woj. Skierniewickiego z 1996 r., nr 33, poz. 238) w sprawie utworzenia Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich.
- Shapiro J., Wright D., 1984, *Lake restoration by biomanipulation. Round Lake, Minnesota, the first two years*, "Freshwater Biology" 14, s. 371–383.
- Shea D., 1988, *Developing national sediment quality criteria*, "Environmental Science and Technology" 22, s. 1256–1261.
- Schreurs H., 1992, *Cyanobacterial dominance relations to eutrophication and lake morphology*, PhD thesis, University of Amsterdam, Amsterdam.
- Skulberg O., Codd G., Carmichael W., 1984, *Toxic blue-green algal blooms in Europe: A growing problem*, "Ambio" 13, s. 244–247.
- Strecker A., Arnott S., 2008, *Invasive predator, Bythotrephes, has varied effects on ecosystem function in freshwater lakes*, "Ecosystems" 11, s. 490–503.
- Studium 2010, *Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta Łodzi*, uchwała nr XCIX/1826/10 Rady Miejskiej w Łodzi z dnia 27 października 2010 r.
- Szymańska M. [red.], 1998, *Park Krajobrazowy Wzniesień Łódzkich*, Eko-Wynik Sp. z o.o., Łódź.
- Tarczyńska M., Osiecka R., Kątek R., Błaszczuk A., Zalewski M., 1997, *Przyczyny i konsekwencje powstawania toksycznych zakwitów sinicowych*, [w:] Zalewski M., Wi-

- śniewski R. [red.], *Zastosowanie biotechnologii ekosystemalnych do poprawy jakości wód*, „Zeszyty Naukowe Komitetu «Człowiek i Środowisko»” 18, s. 51–72.
- Terlecki J., 2000, *Trawianka Percottus glenii Dybowski, 1877*, [w:] Brylińska M. [red.], *Ryby słodkowodne Polski*, PWN, Warszawa, s. 476–479.
- Thompson A., Allen J., Dodoo D., Hunter J., Hawkins S., Wolff G., 1996, *Distribution of chlorinated biphenyls in mussels and sediments from Great Britain and Irish Sea Cast*, „Marine Pollution Bulletin” 32, s. 232–237.
- Trawczyńska A., Tołoczko W., Niewiadomski A., 2009, *Zawartość pierwiastków śladowych w wodach górnej Bzury*, „Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych” 40, s. 491–496.
- Uchwała w sprawie realizacji ustawy o ochronie i kształtowaniu środowiska z dnia 10 maja 1991 r., Dz.U. z 1991 r., nr 18, poz. 119.
- Urbaniak M., Zieliński M., Wesołowski W., Zalewski M., 2008, *PCB and heavy metal contamination in bottom sediments from three reservoirs of different catchment characteristics*, „Polish Journal of Environmental Studies” 17 (6), s. 941–949.
- Urząd Wojewódzki w Łodzi, 1996, Decyzja w sprawie udzielenia pozwolenia wodnoprawnego na piętrzenie i pobór wód z rzeki Bzury dla potrzeb istniejących zbiorników zlokalizowanych na terenie Ośrodka Przywodnego „Arturówek” w Łodzi przy ul. Skrzydlatej dla celu rekreacji, sportów wodnych i wypoczynku, OS. IVa. 6210/2/B-98/41/96.
- Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, Dz.U. z 2004 r., nr 92, poz. 880.
- Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne, Dz.U. z 2001 r., nr 115, poz. 1229; tekst jednolity: Dz.U. z 2005 r., nr 239, poz. 2019.
- Ustawa z dnia 21 sierpnia 1997 r. o ochronie zwierząt, Dz.U. z 1997 r., nr 111, poz. 724.
- Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska, Dz.U. z 2001 r., nr 62, poz. 627.
- Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach, Dz.U. z 1991 r., nr 101, poz. 444.
- Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych, Dz.U. z 1995 r., nr 16, poz. 78.
- Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko, Dz.U. z 2008 r., nr 199, poz. 1227.
- Waack-Zajac A., 2007, *Łódzkie rzeki i ich renaturyzacja*, „Przegląd Komunalny” 5, www.komunalny.pl/cik/index.php?r=artykuly&id=7370.
- Wagner I., Izydorczyk K., Kiedrzyńska E., Mankiewicz-Boczek J., Jurczak T., Bednarek A., Wojtal-Frankiewicz A., Frankiewicz F., Ratajski S., Zaczekowski Z., Zalewski M., 2009, *Ecohydrological system solution to enhance ecosystem services: the Pilica river Demonstration Project*, „Ecohydrology and Hydrobiology” 9 (1), s. 13–39 (DOI: 10.2478/V10104-009-0042-8).
- Wagner I., Marshalek J., Breil P. [red.], 2008, *Aquatic habitats in sustainable urban water management: Science, policy and practice*, Taylor and Francis/Balkema, Leiden.
- Wagner I., Zalewski M., 2000, *Effect of hydrological patterns of tributaries on biotic process in a lowland reservoir – consequences for restoration*, „Ecological Engineering” 16, s. 79–90.

- Wagner I., Zalewski M., 2009, *Ecohydrology as a basis for the sustainable city strategic planning: Focus on Lodz, Poland*, "Reviews in Environmental Science and Biotechnology" 8, s. 209–217 (DOI 10.1007/s11157-009-9169-8).
- WHO 1998, *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. addendum to vol. 2: *Health criteria and other supporting information*, World Health Organization, Geneva.
- WHO 2003, *Algae and cyanobacteria in fresh water. Guidelines for safe recreational water environments*, vol. 1: *Coastal and fresh waters*, World Health Organization, Geneva.
- Witosławski P., Andrzejewski H., Kurowski J., 2006, *Ginące i zagrożone gatunki roślin naczyniowych Lasu Łagiewnickiego w Łodzi*, „Przyroda Polski Środkowej” 6, s. 4–12.
- Wojtal A., Frankiewicz P., Wagner-Łotkowska I., Zalewski M., 2004, *The evaluation of the role of pelagic invertebrate versus vertebrate predators on the seasonal dynamics of filtering Cladocera in a shallow, eutrophic reservoir*, "Hydrobiologia" 515, s. 123–135.
- Wysujack K., Mehner T., 2002, *Comparison of losses of planktivorous fish by predation and seine-fishing in a lake undergoing long-term biomanipulation*, "Freshwater Biology" 47, s. 2425–2434.
- Wytyczne 2009a, *Wytyczne do Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego Miasta Łodzi w zakresie zrównoważonego zagospodarowania wód opadowych*, Katedra Ekologii Stosowanej, Uniwersytet Łódzki/Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO, PAN, SWITCH (6FP EC, GOCE 018530), 23 kwietnia.
- Wytyczne 2009b, *Wytyczne do Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego Miasta Łodzi w zakresie zagospodarowania elementów przyrodniczych Łodzi: Błękitno-Zielona Sieć*, Katedra Ekologii Stosowanej, Uniwersytet Łódzki/Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO, PAN, SWITCH (6FP EC, GOCE 018530), 17 czerwca.
- Yuvanatemiya V., Boyd C., 2006, *Physical and chemical changes in aquaculture pond bottom soil resulting from sediment removal*, "Aquacultural Engineering" 35, s. 199–205.
- Zalewski M., 2000a, *Ecohydrology the scientific background to use ecosystem properties as management tool toward sustainability of freshwater resources*, Guest editorial "Ecological Engineering" 16, s. 1–8.
- Zalewski M., 2000b, *Strategia wyprzedzania jako maksymalizacja szans rozwoju nauk ekologicznych w Polsce w warunkach postępującej globalizacji*, „Kosmos” 49 (1–2), s. 263–274.
- Zalewski M., 2002, *Ecohydrology – the use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources*, "Hydrological Sciences Journal" 47 (5), s. 825–834.
- Zalewski M., 2005, *Cel: odbudować harmonię*, „Panorama Ekohydrologia. ACADEMIA” 1, s. 4–7.
- Zalewski M. [red.], 1994, *Zintegrowana strategia ochrony i zagospodarowania systemów wodnych*, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź.
- Zalewski M. [red.], 1995, *Procesy biologiczne w ochronie i rekultywacji nizinnych zbiorników zaporowych*, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź.

- Zalewski M. [red.], 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, www.unep.or.jp/ietc/Publications/Freshwater/FMS5.
- Zalewski M., Bielecki S., Rydzynski K., Wagner I., Krauze K., Dziegielewska-Geitz M., Brewińska-Zaraś B., 2008, *Foresight technologiczny dla regionu łódzkiego – projekt LORIS WIZJA. Perspektywy zrównoważonego rozwoju regionu łódzkiego: szanse i zagrożenia*, Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO, Instytut Międzynarodowy PAN, Instytut Biochemii Technicznej Politechniki Łódzkiej, Instytut Medycyny Pracy im. J. Nofera, Katedra Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Zalewski M., Janauer G., Jolankai G., 1997, *Ecohydrology. A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources*, International Hydrological Programme UNESCO Paris, Technical Document in Hydrology 7.
- Zalewski M., Wagner I., 2005, *Ecohydrology – the use of water and ecosystem processes for healthy urban environments*, [w:] *Aquatic habitats in integrated urban water management*, "Ecohydrology and Hydrobiology", Special issue 5 (4), s. 263–268.
- Zalewski M., Wagner I., Frątczak W., Mankiewicz-Boczek J., Parniewski P., 2012, *Blue-Green City for compensating global climate change*, "The Parliament Magazine" 350, 11 June, s. 2–3.

Spis tabel, rysunków, fotografii, map

Tabele

Tab. 1. Zestawienie podstawowych parametrów zbiorników rekreacyjnych Arturówek	24
Tab. 2. Zestawienie numerów i nazw punktów pomiarowych.....	28
Tab. 3. Zestawienie parametrów analizowanych na poszczególnych stanowiskach wraz z zastosowaną metodyką badawczą	28
Tab. 4. Skład granulometryczny materiału dennego rzeki Bzury na wlocie do zbiornika AG	48
Tab. 5. Wartości graniczne wybranych parametrów jakości wód dla klasyfikacji jednolitych części wód powierzchniowych	49
Tab. 6. Zakres wyników badań podstawowych parametrów fizyczno-chemicznych wód gruntowych w roku 2011	52
Tab. 7. Wartości graniczne wybranych parametrów jakości wód dla klasyfikacji jednolitych części wód podziemnych	53
Tab. 8. Zawartość metali ciężkich [mg/kg p.s.m.] w osadach dennych	56
Tab. 9. Porównanie wartości granicznych stężenia chlorofilu <i>a</i> , obecności komórek sinic oraz stężenia mikrocytyn dla poziomów alarmowych w wodach na kąpieliskach	62
Tab. 10. Zestawienie zagrożeń i szans analizowanych aspektów (kolor tła oznacza oszacowany poziom ryzyka: czerwony – wysoki, żółty – średni, zielony – niski)...	75
Tab. 11. Porównanie skuteczności metod w usuwaniu związków biogenicznych i zawiesiny	79
Tab. 12. Wykaz działek znajdujących się bezpośrednio pod zbiornikami Arturówek i rzeką Bzurą.....	81
Tab. 13. Wykaz działek bezpośrednio graniczących ze zbiornikami Arturówek i rzeką Bzurą.....	82

Rysunki

Rys. 1. Minimalizacja zagrożeń i maksymalizacja szans w ekohydrologicznym podejściu do zarządzania zasobami wodnymi	7
Rys. 2. System monitoringu czynników abiotycznych i biotycznych wpływających na dynamikę zakwitów sinicowych w zbiornikach zaporowych.....	8
Rys. 3. Etapy realizacji zintegrowanych projektów środowiskowych z wykorzystaniem analizy zagrożeń i szans.....	15
Rys. 4. Elementy analizy zagrożeń i szans.....	16

Rys. 5. Struktura podsumowania poszczególnych elementów analizy – intensyfikacja oraz hierarchia zagrożeń i szans	19
Rys. 6. Zmienność natężenia przepływu na tle dobowych sum opadów w roku 2010 i 2011	36
Rys. 7. Sezonowa dynamika parametrów fizycznych wód rzeki Bzury i kaskady zbiorników w roku 2010	41
Rys. 8. Sezonowa dynamika całkowitych form azotu i fosforu w rzece Bzurze i kaskadzie zbiorników w roku 2010.....	42
Rys. 9. Sezonowa dynamika form jonowych azotu i fosforu w rzece Bzurze i kaskadzie zbiorników w roku 2010.....	43
Rys. 10. Sezonowa dynamika siarczanów, chlorków, wapnia i magnezu w rzece Bzurze i kaskadzie zbiorników w roku 2010.....	43
Rys. 11. Średnie stężenia TP i TN z incydentalnych zdarzeń (roztopy śnieżne, opady atmosferyczne) na tle średniej sezonowej w roku 2010 (wykres górny) i 2011 (wykres dolny)	46
Rys. 12. Ładunki dobowe wyznaczone na wejściu do systemu zbiorników Arturówek (BP) oraz na wyjściu z systemu (BN) w poszczególnych terminach pomiarów w okresie od 22 lipca do 19 listopada 2010 r.	47
Rys. 13. Zawartość azotu i fosforu [% p.s.m.] w osadach dennych	56
Rys. 14. Dynamika stężenia sumy PCDD, PCDF, dl-PCB w osadach dennych rzeki Bzury i zbiorników Arturówek w roku 2010.....	57
Rys. 15. Dynamika toksyczności (mierzonej jako stężenie WHO-TEQ) próbek osadów dennych rzeki Bzury i zbiorników Arturówek w roku 2010.....	58
Rys. 16. Dynamika występowania fitoplanktonu w roku 2010, wyrażona stężeniem chlorofilu <i>a</i> [µg/l] mierzonego za pomocą fluorymetru Alga Online Analyser (AOA) firmy BBE Moldeanke – dodatkowe badania monitoringowe związane z pojawieniem się zakwitu sinicowego w zbiorniku AD.....	61
Rys. 17. Dynamika występowania mikrocystyn [µg/l] w zbiornikach AD i Uł w roku 2010	64
Rys. 18. Dynamika występowania zooplanktonu w zbiornikach Arturówek [mg/l]: wrotki drapieżne (<i>Asplanchna sp.</i>), wrotki filtrujące (<i>Keratella sp.</i> , <i>Polyarthra sp.</i> , <i>Trichocerca sp.</i> , <i>Brachionus sp.</i> , <i>Filinia sp.</i>), wioślarki filtrujące (<i>Daphnia galeata</i> , <i>Diaphnosoma branchyurum</i> , <i>Ceriodaphnia sp.</i> , <i>Scapholeberis mucronata</i> , <i>Bosmina sp.</i>), widłonogi – formy młodociane (<i>Copepoda – nauplius</i>), widłonogi drapieżne (<i>Cyclopoida</i>), widłonogi roślinożerne (<i>Calanoida</i>).....	67
Rys. 19. Struktura dominacji gatunkowej ryb w poszczególnych zbiornikach Arturówek (% dane skumulowane z odłowów jesiennych z lat 2009–2010).....	70
Rys. 20. Obecna i optymalna struktura dominacji ryb z poszczególnych grup troficznych w Arturówku (% dane skumulowane z odłowów wiosennych i jesiennych z lat 2009–2010).....	71
Rys. 21. Udział zabudowy mieszkaniowej w użytkowaniu terenu	93
Rys. 22. Schemat badanego odcinka Bzury z uwzględnieniem elementów kanalizacji deszczowej	94
Rys. 23. Wskazane przez respondentów dominujące funkcje Arturówka	100
Rys. 24. Ocena jakości komponentów przyrodniczych.....	100

Fotografie

Fot. 1. Dokumentacja fotograficzna lokalizacji stanowisk monitoringu wód powierzchniowych (wiosna 2010 r.).....	30
Fot. 2. Dokumentacja fotograficzna lokalizacji stanowisk monitoringu wód powierzchniowych (zima 2010 r.)	31
Fot. 3. Dodatkowe pomiary wykonane w miejscach zidentyfikowanych jako punktowe źródła zanieczyszczeń rzeki Bzury i zbiorników Arturówek.....	45
Fot. 4. Letnie zakwity sinicowe: A – na stanowisku AG (<i>Aphanizomenon sp.</i>) powstały w wyniku opróżnienia wody ze zbiornika powyżej ul. Wycieczkowej (czerwiec 2011); B – na stanowisku AD (lipiec 2010); C – na zbiorniku zlokalizowanym powyżej stanowiska Uł (lipiec 2011)	61
Fot. 5. Lokalizacja proponowanych inwestycji na tle ortofotomapy zlewni zbiorników Arturówek oraz górnego odcinka rzeki Bzury wraz z kaskadą zbiorników powyżej ul. Wycieczkowej.....	78
Fot. 6. Odprowadzanie wód deszczowych z ul. Wycieczkowej systemem kanalizacji rozdzielnej bezpośrednio do wód rzeki Bzury.....	94

Mapy

Mapa 1. Umiejscowienie Lasu Łągiewnickiego i obszaru realizacji projektu EH-REK w koncepcji Błękitno-Zielonej Sieci miasta Łódź.....	13
Mapa 2. Zlewnia górnej Bzury wraz z lokalizacją stanowisk i jej usytuowanie na tle granic administracyjnych Łodzi.....	23
Mapa 3. Lokalizacja zlewni Bzury na tle ortofotomapy stanowiącej jedną z podstaw wydzielen typów użytkowania terenu	26
Mapa 4. Podział zlewni górnej Bzury ($A = 6,41 \text{ km}^2$) na zlewnię bezpośrednią ($A_b = 1,85 \text{ km}^2$) i pośrednią ($A_p = 3,94 \text{ km}^2$)	26
Mapa 5. Lokalizacja piezometrów w zlewni Bzury	27
Mapa 6. Lokalizacja miejsc zasilania rzeki Bzury wodami podziemnymi	37
Mapa 7. Układ hydroizohips i kierunek ruchu wód pierwszego poziomu wód gruntowych.....	38
Mapa 8. Mapa ewidencji własności działek terenów przewidzianych pod inwestycje służące rekultywacji zbiorników Arturówek.....	81
Mapa 9. Istniejące i proponowane formy ochrony przyrody.....	84
Mapa 10. Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego Łodzi (las, parki, ogrody działkowe, tereny sportowe i cmentarze)	86
Mapa 11. Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego Łodzi (sposób użytkowania terenów zielonych)	87
Mapa 12. Uroczyska Lasu Łągiewnickiego	88
Mapa 13. Ginące i zagrożone rośliny naczyniowe Lasu Łągiewnickiego w Łodzi	89
Mapa 14. Natura 2000 w regionie łódzkim	90
Mapa 15. Sieci infrastruktury wodno-kanalizacyjnej w zlewni Bzury według stanu na 2010 r.	96
Mapa 16. Zakres realizacji Projektu Funduszu Spójności w latach 2007–2009 pt. <i>Wodociąg i oczyszczalnia ścieków w Łodzi II</i> na tle gospodarki wodno-ściekowej Łodzi	97

ISBN: 978-83-902280-2-0



UNIWERSYTET ŁÓDZKI
WYDZIAŁ BIOLOGII I OCHRONY ŚRODOWISKA
Katedra Ekologii Stosowanej (KES)
ul. Banacha 12/16
90-237 Łódź
tel.: 42 635 44 38, 635 45 30
fax: 42 665 58 19
www.kes.uni.lodz.pl
[email:arturowek@biol.uni.lodz.pl](mailto:arturowek@biol.uni.lodz.pl)

www.arturowek.pl