

SYSTEM WSPIERANIA DECYZJI w rekultywacji MAŁYCH ZBIORNIKÓW WODNYCH

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

Autorzy:

Tomasz Jurczak
Iwona Wagner
Dorota Mirosław-Świątek
Michał Jaglewicz
Zbigniew Kaczkowski
Zuzanna Oleksińska
Małgorzata Łapińska

2015



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

SYSTEM WSPIERANIA DECYZJI w rekultywacji MAŁYCH ZBIORNIKÓW MIEJSKICH

LIFE08 ENV/PL/000517

Finansowanie



WFOŚiGW w Łodzi

Koordinacja



Uniwersytet
ŁÓDZKI



Beneficjenci



Autorzy opracowania

Tomasz Jurczak (Uniwersytet Łódzki, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Katedra Ekologii Stosowanej)

Iwona Wagner (Uniwersytet Łódzki, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Katedra Ekologii Stosowanej; Europejskie Regionalne Centrum Ekohydrologii Polskiej Akademii Nauk)

Dorota Mirosław-Świątek (Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Katedra Inżynierii Wodnej)

Michał Jaglewicz (Webii MICHAŁ JAGLEWICZ)

Zbigniew Kaczkowski (Uniwersytet Łódzki, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Katedra Ekologii Stosowanej)

Zuzanna Oleksińska (Uniwersytet Łódzki, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Katedra Ekologii Stosowanej)

Małgorzata Łapińska (Uniwersytet Łódzki, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Katedra Ekologii Stosowanej)

Zdjęcia

Tomasz Jurczak

Recenzja

Dr hab. inż. Paweł Licznar, Wydział Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej

Redakcja i korekta

Zdzisław Gralka

Projekt okładki

Małgorzata Łapińska

Na okładce wykorzystano fotografię autorstwa Tomasza Jurczaka

Publikacja dofinansowana ze środków Komisji Europejskiej (LIFE08 ENV/PL/000517) oraz Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Warszawie

Publikacja jest dystrybuowana bezpłatnie

© Copyright by Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki, 2015

Druk

AGENT PR

ISBN 978-83-902280-5-1

Spis treści

1. Wstęp	5
1.1. Małe miejskie zbiorniki retencyjne.....	5
1.2. Cele opracowania	7
2. Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników miejskich	8
2.1. Etapy działania.....	8
2.2. Rekultywacja zbiorników Arturówek w Łodzi – Projekt LILE+	11
3. System wspierania decyzji EH-REK: Cele.....	14
4. Model obliczeniowy EH-REK v 1.0.....	17
4.1. Opis modelu obliczeniowego przemian fosforu i azotu w zbiorniku	18
4.2. Opis danych do modelu	21
4.3. Wyniki i proponowane rozwiązania ekohydrologiczne	22
5. System wspierania decyzji: proponowane działania.....	24
5.1. Minimalizacja zagrożeń: ograniczanie dopływu substancji biogenicznych do zbiornika	24
System do doczyszczania wód deszczowych z ulic o średnim stopniu użytkowania i średniej wielkości zlewni (obszar demonstracyjny: ulica Wycieczkowa)	26
System do podczyszczania wód deszczowych z terenów o niskim stopniu użytkowania i małej powierzchni zlewni (obszar demonstracyjny: ulica Studencka)	29
System do podczyszczania odpływów wód deszczowych z terenów nieutwardzonych o niskim stopniu urbanizacji (obszar demonstracyjny: Las Łągiewnicki)	32
System do podczyszczania niewielkich cieków zasilających zbiornik (obszar demonstracyjny: Arturówek Górny).....	35
Ograniczenie ładunku substancji biogenicznych z dokarmiania ptactwa wodnego.....	38
Ograniczanie ładunku substancji biogenicznych z nadmiernego nęcenia ryb..	39
Ograniczanie ładunku substancji biogenicznych z kąpielisk	39
	3

5.2. Maksymalizacja szans: poprawa struktury biologicznej zbiornika	40
Wprowadzenie i eksploatacja strefy przybrzeżnej roślinności wynurzonej i wysp pływających	40
Kształtowanie struktury troficznej zespołu ryb	43
Usuwanie osadów dennych	45
6. Podsumowanie.....	47
7. Literatura.....	49
8. Spis rysunków	51
9. Spis tabel	52

1. Wstęp

1.1. Małe miejskie zbiorniki retencyjne

Małe zbiorniki wodne są cennym elementem krajobrazu miasta. Właściwie zarządzane, zapewniają przestrzeń rekreacyjną, wypoczynkową i edukacyjną, budują wizerunek miasta, poprawiają jego estetykę, jakość przyrody i warunki życia ludzi (Zalewski i Wagner 2008, Zalewski i in, 2012, Zalewski 2014). Dla mniej zamożnych mieszkańców są często jedyną możliwością spędzenia wakacji na świeżym powietrzu.

Utrzymanie wysokiej jakości wody w zbiornikach miejskich jest jednak niezwykle trudne. Gromadzą się w nich liczne, spłukiwane z powierzchni miasta zanieczyszczenia (piasek, metale ciężkie, dioksyny, związki ropopochodne, odchody zwierząt, patogeny, nutriety), które płyną do zbiorników rzekami i kanalizacją deszczową w okresie opadów. Letnie niżówki powodują rozkład zgromadzonych osadów, uwalniając zanieczyszczenia do wód. Dodatkowo, przestarzałe koncepcje konstruowania zbiorników – proste geometryczne kształty, umocnione, często betonowe, brzegi, brak roślinności wodnej i ukształtowanej struktury biologicznej, uniemożliwiają neutralizację tych zanieczyszczeń i obniżają potencjał zbiorników do tzw. samooczyszczania¹ i samoregulacji². W rezultacie, możliwość wystąpienia złej jakości wody jest bardzo wysokie.

Podstawowym problemem związanym z funkcjonowaniem zbiorników retencyjnych jest ich eutrofizacja. Wynika ona z dopływu substancji biogenicznych – zwłaszcza fosforu (P) i azotu (N) – do wód. Proces ten, przyspieszony w miejskich zbiornikach, powoduje wiele negatywnych zjawisk, w tym nadmierny rozwój sinic. W okresie lata, często tworzą one toksyczne zakwity, które mogą powodować wśród użytkowników zbiorników szereg problemów zdrowotnych,

¹ Samooczyszczanie wód powierzchniowych – jest zjawiskiem prowadzącym do zmniejszenia się stopnia zanieczyszczenia wód, bez stosowania kosztownych technologii inżynierskich, zachodzącym w wyniku naturalnych procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych. Wydajność procesu jest zależna od wielu czynników abiotycznych oraz od struktury biologicznej i bioróżnorodności ekosystemów.

² Samoregulacja – jest to zdolność ekosystemów do zachowania własnych cech w obliczu działających na nie czynników stresowych, np.: dopływającego zanieczyszczenia, zaburzeń wielkości przepływu czy zmian klimatu. Zdolność ekosystemów do samoregulacji jest mniejsza w systemach zdegradowanych.

takich jak biegunka, wymioty, podrażnienia skóry, uszkodzenia wątroby i układu nerwowego (Codd i in. 2005). Dla mieszkańców miasta oznacza to rezygnację z użytkowania zbiorników lub poważne zagrożenie dla ich zdrowia.

Powyższe problemy są wywołane zaburzeniami funkcjonowania środowiska – zmianami w obiegu wody i materii (w tym substancji biogenicznych: fosforu i azotu) w krajobrazie miasta, oraz ubożącą bioróżnorodnością. Przy ich rozwiązaniu nie sprawdzi się więc stosowanie wyłącznie konwencjonalnych rozwiązań inżynierii wodnej (takich jak kanalizacja ogólnospławna, deszczowa, separatory, oczyszczalnie), które ogniskują się na próbach ograniczania **zagrożeń** związanych z urbanizacją (Zalewski, 2015). Co więcej, takie rozwiązania mogą nawet nasilać niektóre problemy – np., kanalizacja deszczowa przyspiesza odpływ zanieczyszczonych wód opadowych z terenu miasta, zwiększając stres hydrauliczny i chemiczny w rzekach, niszcząc ich strukturę fizyczną i biologiczną i upośledzając ich funkcjonowanie (Wagner i Breil 2013).

Poszerzenie repertuaru metod gospodarki wodnej o rozwiązania wspomagające funkcjonowanie systemów przyrodniczych jest więc **szansą** na skuteczną poprawę jakości wody w małych zbiornikach. Podstawą takiego działania jest ograniczenie dopływających do nich zanieczyszczeń oraz rehabilitacja struktury fizycznej i biologicznej zlewni i zbiorników w oparciu o zachodzące w nich procesy ekohydrologiczne³ (Zalewski, 2015). Działania te przekładają się na sposób funkcjonowania przyrody – zarówno w przestrzeni miasta jak i w samych zbiornikach. Wpisują się w zasady zrównoważonego rozwoju (Kronenberg i in. 2010), obniżają koszty utrzymania miasta i znacząco poprawiają warunki życia. Takie podejście pomaga też w efektywnej realizacji zapisów wielu dokumentów europejskich, w tym: Ramowej Dyrektywy Wodnej (2000/60/EC), Dyrektywy dotyczącej zarządzania jakością wody w kąpieliskach (2006/7/WE), komunikatu KE: „Zielona Infrastruktura — zwiększanie kapitału naturalnego Europy”⁴, oraz wpisuje się w unijną strategię wzrostu na lata od 2010 do 2020 r. – „Europa 2020”⁵ (Wagner i in., 2014).

³ Ekohydrologia opiera się na poznaniu wzajemnych powiązań i zależności pomiędzy procesami hydrologicznymi (np.: opad, infiltracja, formowanie odpływu, intercepcja, parowanie, wielkość i czasowy rozkład przepływu rzeczno, czas retencji wody) i ekologicznymi (np.: transpiracja, biodegradacja, produkcja pierwotna, denitryfikacja, efekt kaskadowy w ekosystemach, pętla mikrobiologiczna) w zlewniach i ekosystemach wodnych. Zależności te wykorzystuje się do zarządzania systemem przyrodniczym dla poprawy jego jakości i podniesienia odporności na stres (Zalewski, 2015).

⁴ Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów „Zielona Infrastruktura – zwiększanie kapitału naturalnego Europy” (Bruksela, 6.5.2013, KOM(2013)249).

⁵ „Europa 2020 – Strategia na rzecz inteligentnego i zrównoważonego rozwoju sprzyjającego włączeniu społecznemu” jest długookresowym programem rozwoju społeczno-gospodarczego Unii Europejskiej na lata 2010–2020. Została zatwierdzona przez Radę Europejską 17 czerwca 2010 r. zastępując, realizowaną w latach 2000–2010, Strategię Lizbońską.

1.2. Cele opracowania

Celem niniejszego opracowania jest pomoc w podejmowaniu decyzji przy zintegrowanym zarządzaniu i rekultywacji małych zbiorników miejskich, w oparciu o zasady ekohydrologii. Podstawowym celem działań jest poprawa jakości wód i ograniczenie występowania zakwitów sinicowych, co umożliwia rekreacyjne korzystanie ze zbiorników.

Kluczowym elementem zaproponowanego systemu wspierania decyzji jest model obliczeniowy EH-REK v1.0, który pozwala ocenić zagrożenie wystąpienia zakwitu sinicowego w małym zbiorniku miejskim oraz wskazuje działania pozwalające na jego zmniejszenie. Przedstawiony model obliczeniowy jest przystępnym narzędziem analitycznym. Jego podstawą jest bilans związków biogenicznych doprowadzanych punktowo ze zlewni miejskich, na podstawie parametrów mierzonych przy ich ujściu do zbiornika. Dzięki ograniczonej liczbie danych wejściowych i możliwości przyjmowania przybliżonych oszacowań, pozwala dokonać szybkiej analizy stanu zbiornika bez konieczności wykonywania specjalistycznych analiz, pozyskiwania danych przestrzennych lub wieloletnich, czy korzystania z pomocy specjalistów. Stąd mamy nadzieję, że model EH-REK będzie przydatny w praktycznej eksploatacji małych zbiorników miejskich. Model jest dostępny na stronie projektu⁶.

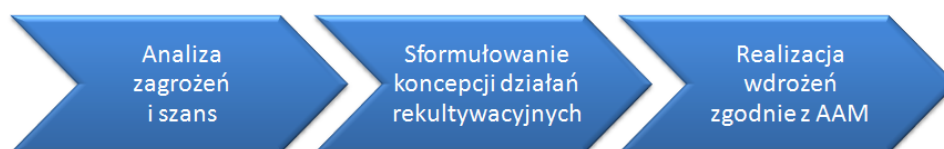
Katalog rozwiązań proponowanych zarówno w tym opracowaniu, jak i w samym modelu, jest opracowany w oparciu o koncepcję ekohydrologii i innowacyjne rozwiązania przetestowane w Łodzi, w ramach projektu europejskiego LIFE+ „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich (EH-REK)” (LIFE08 ENV/PL/000517).

⁶ www.arturowek.pl

2. Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników miejskich

2.1. Etapy działania

Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników miejskich jest procesem wielo-etapowym. Pierwszym z nich jest rozpoznanie problemu – analiza zagrożeń i szans związanych z funkcjonowaniem zbiornika, z uwzględnieniem jego zlewni i dopływów (Jurczak i in., 2012). Stanowi ona podstawę do sformułowania koncepcji wdrożeń, która następnie jest realizowana w oparciu o zasadę adaptacyjnego zarządzania środowiskiem (Rys. 1).



Rysunek 1. Etapy realizacji zintegrowanych projektów środowiskowych w oparciu o analizę zagrożeń i szans

Zgodnie z teorią podejmowania decyzji, skuteczna strategia zarządzania środowiskiem zawiera dwa kluczowe komponenty: minimalizację ZAGROŻEŃ oraz maksymalizację SZANS (Zalewski 2002). „Analiza zagrożeń i szans” to opracowanie służące zidentyfikowaniu i oszacowaniu tych elementów i będące etapem przygotowawczym do opracowania koncepcji działań rekultywacyjnych.

Analiza zagrożeń i szans opiera się o różnorodne źródła informacji, pozwalające działać zgodnie ze strategią wyprzedzania (Zalewski 2002), czyli opracowywać rozwiązania uwzględniające prawdopodobieństwo przyszłych zdarzeń, zwiększające szansę na wdrożenie skutecznego planu rehabilitacji. Źródła te obejmują dane środowiskowe, infrastrukturalne, administracyjne, aspekty społeczne i towarzyszące im aspekty prawne, lokalne, wizje terenowe, oraz informacje wygenerowane na podstawie badań własnych, wywiadów, informacji pochodzących z jednostek terenowych i środowiskowych odpowiedzialnych za utrzymanie lub prowadzących działalność na terenie rehabilitowanego zbiornika (Jurczak i in. 2012). Istotne znaczenie dla pełnej analizy ma wykorzystanie wiedzy eksperckiej. Modele matematyczne, jako element systemu wspierania

decyzji, mogą być również pomocnym narzędziem już na tym etapie działań rekultywacyjnych.

Analiza zagrożeń i szans jest podstawą do opracowania koncepcji działań rekultywacyjnych. Działania te ukierunkowane są na eliminację lub minimalizację zdefiniowanych w pierwszym etapie zagrożeń oraz maksymalizację szans ekosystemów.

Zagrożenia obejmują przede wszystkim takie zjawiska jak: zanieczyszczenia zewnętrzne (punktowe i rozproszone), zmiana reżimu hydrologicznego (np. ekstremalne przepływy w systemach miejskich w czasie opadów), zanieczyszczenia wewnętrzne (związane z uwalnianiem substancji biogenicznych i zanieczyszczeń z osadów dennych do toni wodnej), negatywny wpływ zmian zagospodarowania zlewni, skutki zmieniającego się klimatu.

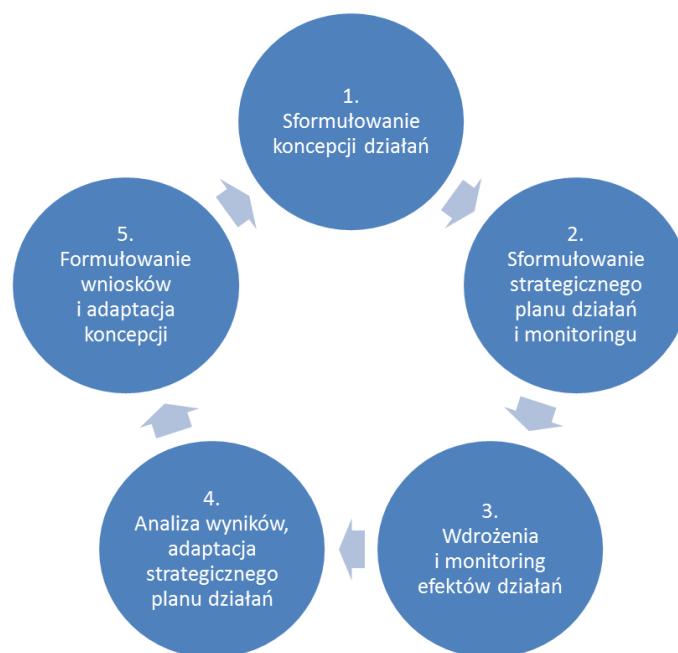
Maksymalizacja szans ekosystemów to przede wszystkim wykorzystanie ich naturalnych cech jako narzędzia w procesie rekultywacyjnym. Cechy te, w wyniku urbanizacji i anachronicznych koncepcji hydrotechnicznych, bardzo często uległy jednak znaczącej degradacji. W konsekwencji, w małych zbiornikach miejskich, zbyt często mamy do czynienia z niekontrolowanymi zmianami reżimu hydrologicznego zasilających je rzek, z ich umocnieniem i regulacją, betonowymi (trylinkowymi) i pozbawionymi roślinności brzegami zbiorników oraz zredukowanym i zmienionym składem gatunkowym ekosystemów wodnych (obniżoną bioróżnorodnością). W takich warunkach środowisko nie może poprawnie funkcjonować. Obniżona funkcjonalność przekłada się bezpośrednio na pogorszenie jakości życia mieszkańców miast oraz na zwiększenie kosztów zarządzania środowiskiem. Korzyści płynące z ekosystemów, nazwane usługami ekosystemów (Mizgajski 2010, Kronenberg i in, 2011)⁷, wymagają więc zatroszczenia się nie tylko o minimalizację zagrożeń, ale również odtworzenie zróżnicowanej struktury biologicznej systemów przyrodniczych i włączenia elementów biologicznych jako narzędzi w procesach rekultywacyjnych (np. fitoremediacja⁸).

⁷ Usługi lub świadczenia ekosystemów (ecosystem services) to pojęcie, które odnosi się do korzyści, jakie społeczeństwo i gospodarka czerpią ze środowiska. Usługi ekosystemów dzielą się na cztery kategorie (tłumaczenie: Mizgajski, 2010): 1. Podstawowe (supporting), które umożliwiają życie i funkcjonowanie innych elementów ekosystemów, w tym człowieka, np. produkcja tlenu przez rośliny w miastach; 2. Zaopatrujące (provisioning), polegające na dostarczaniu dóbr, tak ich jak np. woda ze studni głębinowych; 3. Regulacyjne (regulating), związane z regulowaniem lokalnego mikroklimatu lub retencją wody przez drzewa i przeciwdziałaniu powodziom przez naturalne tereny zalewowe; 4. Kulturowe (cultural), odnoszące się do walorów estetycznych, rekreacyjnych, edukacyjnych miasta itp.

⁸ Fitoremediacja to alternatywa dla tradycyjnych metod oczyszczania środowiska (gleb, wód gruntowych i powierzchniowych, osadów ściekowych i powietrza) wykorzystująca w tym celu rośliny wyższe.

Ostatnim etapem rehabilitacji zbiorników miejskich jest wdrażanie wytypowanych rozwiązań zarówno twardych (infrastrukturalnych) i miękkich (działania planistyczne, edukacyjne, prawne). Proponowane w tym systemie wspierania decyzji rozwiązania obejmują działania z zakresu biotechnologii ekohydrologicznych, integrujące tradycyjne działania hydrotechniczne z innowacyjnymi systemami wykorzystującymi naturalne procesy hydrologiczne i biologiczne. Tego typu podejście nie jest powszechnie stosowane w obszarach zurbanizowanych, gdzie tradycyjnie korzysta się z rozwiązań inżynierskich, a możliwości sterowania cyklami naturalnymi są silnie ograniczone z uwagi na stopień presji antropogenicznej. Zastosowanie biotechnologii ekohydrologicznych przynosi jednak wiele korzyści – nie tylko w aspekcie fizykochemicznej poprawy jakości wody, ale również w poprawie jakości środowiska, poprzez zwiększenie bioróżnorodności i podniesienie zdolności zbiorników wodnych do elastycznego reagowania na stres antropogeniczny. W takim podejściu, ekosystemy stają się integralnym narzędziem procesu zarządzania środowiskiem, poprawy jakości życia i rozwoju gospodarczego i społecznego (podejście systemowe). Takie podejście cechuje się również niskim współczynnikiem koszty–efektywność podejmowanych działań rekultywacyjnych, dzięki wykorzystaniu bezpośrednich korzyści wynikających z usług ekosystemów. Wybór działań ułatwia model EH-REK v1.0, który wskazuje na kluczowe elementy systemu przyczyniające się do pogarszania jakości wody, prognozuje skuteczność planowanych rozwiązań i ich efektywność kosztową (skuteczności ich działania względem poniesionych nakładów finansowych).

Ze względu na stosowanie rozwiązań innowacyjnych, wdrażanie działań ekohydrologicznych w obszarach miejskich powinno opierać się na tzw. adaptacyjnym zarządzaniu środowiskiem (*Adaptive Assessment Management – AAM* lub *Adaptive management, Adaptive Resource Management Adaptive Environmental Assessment and Management*; Holling 1978, Allan i Stankey, 2009). Zarządzanie takie, to zorganizowany, cykliczny proces podejmowania decyzji w obliczu niepewności (np. związanej z zastosowaniem rozwiązań innowacyjnych), mający na celu zmniejszenie tej niepewności w czasie, za pomocą systemu monitorowania efektów projektu i korygowania rozwiązań (Rys. 2). W modelu zarządzania AAM ważny jest proces uczenia się, w którym zbiera się i analizuje informacje na temat funkcjonowania wdrażanych rozwiązań i w ten sposób zapewnia się dane niezbędne do poprawy zarządzania w przyszłości. Wyzwaniem jest natomiast osiągnięcie najlepszych krótkoterminowych wyników w oparciu o aktualny stan wiedzy.



Rysunek 2. Cykl adaptacyjnego zarządzania środowiskiem⁹

2.2. Rekultywacja zbiorników Arturówek w Łodzi – Projekt LILE+

Zaproponowane w niniejszym opracowaniu technologie poprawiające jakość wody w zbiornikach miejskich zostały opracowane w oparciu o koncepcję ekohydrologii i rozwiązania systemowe testowane w ramach projektu europejskiego LIFE+ „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich (EH-REK)” (LIFE08 ENV/PL/000517). Jednym z wyników projektu jest system wspierania decyzji wraz z modelem obliczeniowym EH-REK v1.0, który pozwala ocenić przyczyny (bilans ładunku biogenów) i zagrożenie wystąpieniem zakwitu sinicowego oraz wskazuje działania pozwalające na jego zmniejszenie w małych zbiornikach miejskich.

⁹ Zmienione, za: Conservation Measures Partnership (CMP) common standards and guidelines for applying adaptive management to conservation projects and programs – <http://cmp-openstandards.org>.

Zadanie 1

Konstrukcja stref buforowych z barierami biogeochemicznymi i mat roślinności pływającej (ograniczenie dopływu substancji biogenicznych ze zlewni bezpośrednio; stworzenie kryjówek dla zooplanktonu)

**Zadanie 2**

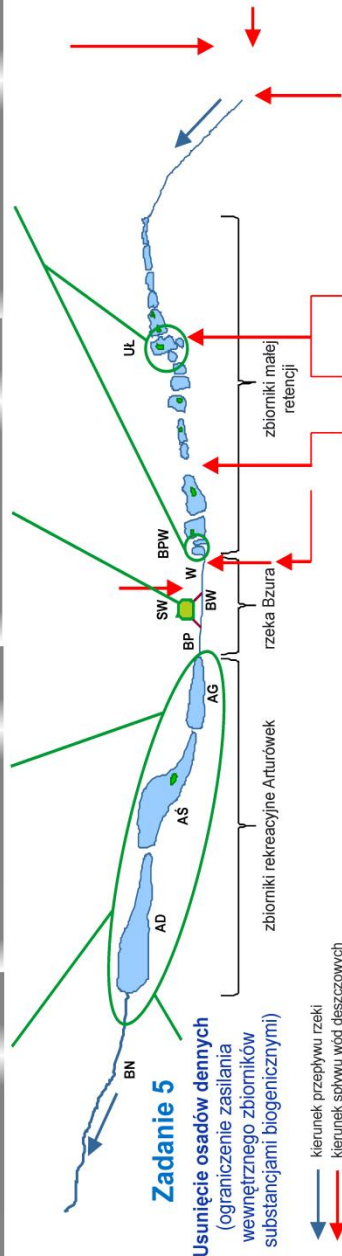
Ekohydrologiczna adaptacja zbiornika (intensyfikacja sedymentacji i samoczyszczania wody)

**Zadanie 3**

Konstrukcja Sekwencyjnego Systemu Sedymentacyjno-Bifiltracyjnego - SSSB (redukcja zagrożenia zanieczyszczeniami ze spływów powierzchniowych)

**Zadanie 4**

Ekohydrologiczna adaptacja zbiorników małej retencji (intensyfikacja samoczyszczania w górze rzeki)

**Legenda * - STANOWISKA:**

BN - rzeka Bzura poniżej zbiorników Arturówek, AD - zbiornik Arturówek Dolny, AS - zbiornik Arturówek Środkowy, AG - zbiornik Arturówek Górny, BP - rzeka Bzura powyżej zbiorników Arturówek, BW - rzeka Bzura poniżej ul. Wycieczkowej, SW - staw przy ulicy Wycieczkowej, W - ulica Wycieczkowa, BPW - zbiornik nr 17 w kaskadzie powyżej ul. Wycieczkowej, UL - zbiornik nr 7 w kaskadzie powyżej ul. Wycieczkowej

Rysunek 3. Schemat zbiorników w Arturówku wraz z wdrożonymi działaniami rekultywacyjnymi

Zbiorniki Arturówek to kaskada trzech retencyjnych zbiorników zaporowych położonych na rzece Bzurze, w dużym kompleksie leśnym położonym na północy Łodzi – ważnym obszarze turystyczno-rekreacyjnym dla jej mieszkańców. Podejmowane w przeszłości próby poprawy jakości wody (np. poprzez usuwanie osadów dennych) były kosztowne, a ze względu na swój wycinkowy charakter nie przynosiły trwałej poprawy. Dlatego też zostały one objęte programem rehabilitacji w ramach projektu EH-REK (Rys. 3), którego celem było ograniczenie występowania zakwitów sinic, które przez wiele lat uniemożliwiały bezpieczne, rekreacyjne użytkowanie tych zasilanych wodami opadowymi zbiorników.

Realizacja projektu EH-REK koordynowana była przez Katedrę Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego, we współpracy z Miastem Łódź reprezentowanym przez Miejski Ośrodek Sportu i Rekreacji oraz Łódzką Spółką Infrastrukturalną. Projekt został sfinansowany przez Komisję Europejską, Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz wkład własny beneficjentów projektu, współfinansowany przez Wojewódzki Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Łodzi.

3. System wspierania decyzji EH-REK: Cele

Systemy wspierania decyzji mają na celu niesienie pomocy we wszystkich etapach procesu decyzyjnego: od rozpoznania i zdefiniowania problemu, poprzez wybór i analizę odpowiednich danych, generowanie wariantów możliwych rozwiązań oraz wybór najlepszego rozwiązania. Systemy takie nie mają na celu automatyzacji decyzji, skrócenia czasu jej podejmowania, ani poprawy sprawności zarządzania. Wykorzystują natomiast dane, modele matematyczne i zgromadzoną wiedzę ekspercką dla podniesienia skuteczności decyzji i lepszego efektu zarządzania.

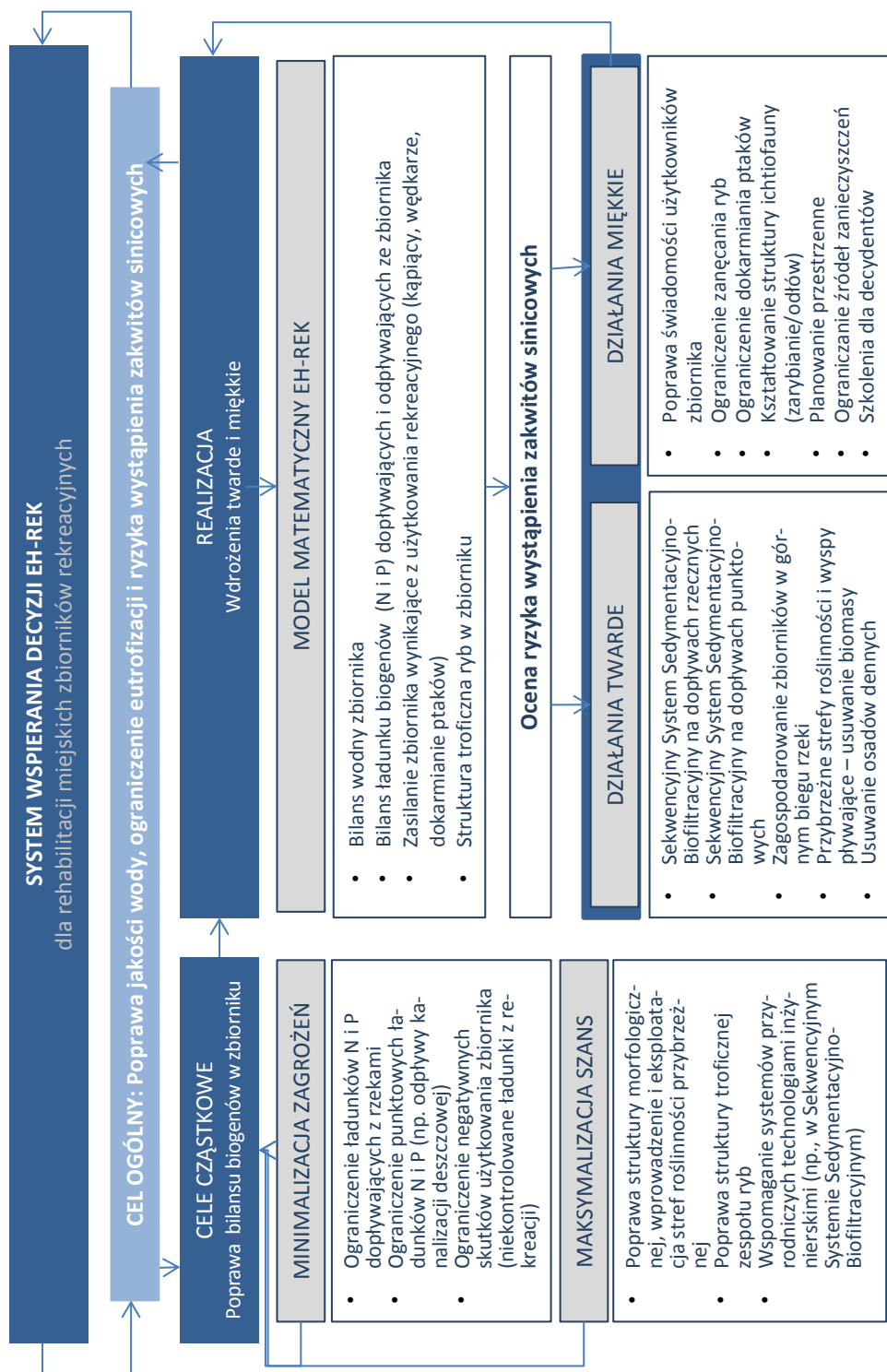
Systemy wspierania decyzji są stosowane przede wszystkim wówczas, gdy jej podjęcie jest zadaniem złożonym, a problem jest słabo ustrukturalizowany. Zarządzanie zbiornikami miejskimi jest takim właśnie przypadkiem, gdyż wielość motywacji i sprzecznych interesów związanych z zagospodarowaniem i użytkowaniem zbiorników i przyległych terenów oraz siła oddziaływania urbanizacji znacznie utrudniają utrzymanie ich w dobrej jakości.

Głównym celem proponowanego systemu wspierania decyzji EH-REK jest ocena zagrożenia eutrofizacji i wystąpienia toksycznych zakwitów sinicowych w małych zbiornikach miejskich oraz zaproponowanie rozwiązań ekohydrologicznych dla ich zarządzania i rekultywacji (Rys. 4).

W oparciu o koncepcję ekohydrologii, system wspierania decyzji EH-REK osiąga cel główny poprzez działania realizowane w dwóch kierunkach (tzw. **cele cząstkowe**):

Minimalizacja zagrożeń związanych z silną presją antropogeniczną (urbanizacją) i sprzecznymi interesami użytkowników zbiorników jest kluczowym działaniem w rekultywacji ekosystemów miejskich. W przedstawionym systemie wspierania decyzji minimalizacja zagrożeń jest związana z zastosowaniem rozwiązań ograniczających dopływ ładunków zanieczyszczeń doprowadzanych do zbiornika przez zasilające go cieki (rzeki, kolektory deszczowe) oraz pochodzących z jego niewłaściwego użytkowania rekreacyjnego (nadmierne dokarmianie ptaków wodnych, zanęcanie ryb, kąpieliska pozbawione systemów sanitarnych).

Maksymalizacja szans polega na wykorzystaniu potencjału środowiska do samooczyszczania, wynikającego np. z morfologii i struktury biologicznej zlewni, zbiorników i zasilających go cieków, ich usytuowania, charakterystyki hydrologicznej itp. Maksymalizacja szans ma na celu zarówno poprawę jakości wód, jak



i podniesienie odporności i elastyczności reagowania zbiorników na presję antropogeniczną (Zalewski, 2002). W proponowanym opracowaniu obejmuje ona działania związane z poprawą struktury biologicznej i bioróżnorodności zbiornika (za pomocą stref roślinności przybrzeżnej, wysp pływających, kontroli zespołu ryb), wspomaganie technologii inżynierskich biotechnologiami ekologicznymi (np. fitoremediacją, regulacją hydrodynamiki przepływu, sedymentacją, adsorpcją związków rozpuszczonych w złożach wapiennych i dolomitowych).

4. Model obliczeniowy EH-REK v1.0

Podstawowym narzędziem wykorzystywanym przez proponowany system wspierania decyzji jest **model obliczeniowy EH-REK v1.0** (Rys. 5). Służy on do oceny zagrożenia wystąpienia zakwitów sinicowych w małym zbiorniku miejskim i wspierania decyzji w jego zarządzaniu i rekultywacji. Model jest przeznaczony

Rysunek 5. System wspierania decyzji – model obliczeniowy EH-REK v1.0. (rzut ekranu)

dla zbiorników o powierzchni poniżej 10 tys. m² przy średniej głębokości do 2 m i umożliwia:

- analizę wielkości dopływu związków biogenicznych (**fosforu całkowitego i azotu całkowitego**) z poszczególnych źródeł i ich bilansu w zbiorniku¹⁰,
- ocenę ryzyka wystąpienia zakwitów sinicowych przy danej morfologii zbiornika, jego parametrach hydrologicznych, charakterystyce biologicznej, określonym zasilaniu w związki biogeniczne, oraz warunkach klimatycznych,

¹⁰ W niniejszym opracowaniu: fosfor całkowity (ogólny) jest oznaczony jako P i jest rozumiany jako suma organicznych i nieorganicznych form fosforu; azot całkowity (ogólny) jest oznaczony jako N i jest rozumiany jako suma organicznych i nieorganicznych form azotu.

- wybór rozwiązań ekohydrologicznych redukujących zasilanie zbiornika w substancje biogeniczne wraz z ich efektywnością (skutecznością usuwania związków biogenicznych i zawiesiny i analizą kosztową rozwiązań),
- wybór rozwiązań ekohydrologicznych w zakresie adaptacji struktury biologicznej zbiornika wspierających jego odporność, status ekologiczny i asymilację związków biogenicznych.

4.1. Opis modelu obliczeniowego przemian fosforu i azotu w zbiorniku

Model analizuje bilans fosforu całkowitego i azotu całkowitego, przy następujących założeniach:

- suma ilości wody doprowadzanej przez dopływy punktowe (rzeki i kolektory) jest równa ilości wody odprowadzanej przez odpływ punktowy ze zbiornika,
- objętość zbiornika zmienia się w niewielkim zakresie i związana jest z opadem, parowaniem i przesiekaniem wody przez dno zbiornika (zaniedbywane jest zasilanie ze strony wód gruntowych oraz spływ powierzchniowy do zbiornika),
- zbiornik nie jest uwarstwiony i jest dobrze wymieszany,
- zmiany stężenia azotu i fosforu w zbiorniku spowodowane są dopływem, odpływem, sedymentacją N i P proporcjonalną do ilości N i P w zbiorniku (Arnold i in. 2012) oraz innymi źródłami dopływu biogenów do zbiornika (rekreacja, ptactwo).

Przy powyższych założeniach model opisujący dynamikę przemian fosforu i azotu ma następującą postać:

$$V(t) \frac{dC_P}{dt} = \sum_{i=1}^{LR} \left(Q_i(t) \cdot C_{p,i}(t) \right) - Q_{out}(t) \cdot C_P + W_{p,p}(t) + W_{R,p}(t) + W_{w,p}(t) + v_p(t) \cdot C_P \cdot A \quad (1a)$$

$$V(t) \frac{dC_N}{dt} = \sum_{i=1}^{LR} \left(Q_i(t) \cdot C_{N,i}(t) \right) - Q_{out}(t) \cdot C_N + W_{p,N}(t) + W_{R,N}(t) + W_{w,N}(t) + v_N(t) \cdot C_N \cdot A \quad (1b)$$

gdzie:

$C_P(t)$ – stężenie fosforu [M/L^3],

$C_N(t)$ – stężenie azotu [M/L^3],

$V(t)$ – objętość zbiornika [L^3],

A – powierzchnia zbiornika [L^2],
 $Q_i(t)$ – natężenie przepływu w i -tym cieku lub kolektorze dopływającym do zbiornika [L^3/T],
 $C_{p,i}(t)$ – stężenie fosforu w i -tym dopływie [M/L^3],
 $C_{N,i}(t)$ – stężenie azotu w i -tym dopływie [M/L^3],
 LR – sumaryczna liczba cieków i kolektorów dopływających do zbiornika,
 $Q_{out}(t)$ – natężenie odpływu ze zbiornika [L^3/T],
 $W_{p,p}(t)$ – ładunek fosforu pochodzący od ptaków [M/T],
 $W_{R,p}(t)$ – ładunek fosforu wprowadzany do zbiornika przez rekreację [M/T],
 $W_{w,p}(t)$ – ładunek fosforu dostarczany do zbiornika przez wędkarstwo [M/T],
 ν_p – współczynnik sedymentacji fosforu [L/T],
 $W_{p,N}(t)$ – ładunek azotu pochodzący od ptaków [M/T],
 $W_{R,N}(t)$ – ładunek azotu wprowadzany do zbiornika przez rekreację [M/T],
 $W_{w,N}(t)$ – ładunek azotu dostarczany do zbiornika przez wędkarstwo [M/T],
 ν_N – współczynnik sedymentacji azotu [L/T],
 L, M, T – jednostka długości, masy i czasu.

Występujący we wzorze (1) współczynnik sedymentacji oszacowany został zgodnie z wartościami podawanymi w literaturze (Chapra, 1997; Panuska i Robertson, 1999).

Ładunek azotu lub fosforu pochodzący z odchodów ptasich oraz ich dokarmiania szacowany jest w modelu zgodnie z następującą formułą:

$$W_p(t) = L_{ptaki}(t) \cdot (C_{ptaki} \cdot C_{dok}) \quad (2)$$

gdzie:

$L_{ptaki}(t)$ – liczba ptaków,
 C_{ptaki} – ładunek azotu, fosforu produkowany przez 1 ptaka [M/T],
 C_{dok} – ładunek azotu, fosforu wynikające z dokarmiania 1 ptaka [M/T].

Ładunek azotu lub fosforu pochodzący z rekreacji („kąpiący się”) szacowany jest następująco:

$$W_R(t) = L_{ludzie}(t) \cdot C_{ludzie} \quad (3)$$

gdzie:

$L_{ludzie}(t)$ – liczba osób uprawiających rekreację,
 C_{ludzie} – jednostkowy ładunek azotu, fosforu produkowane przez osobę [M/T].

Ładunek $W_w(t)$ azotu lub fosforu wprowadzany do zbiornika przez wędkarzy w wyniku zanęcania obliczany jest według następującej formuły:

$$W_W(t) = L_W(t) \cdot C_W \quad (4)$$

gdzie:

$L_W(t)$ – liczba wędkarzy,

C_W – jednostkowy ładunek azotu, fosforu pochodzący od zanęty dostarczanej przez wędkarza [M/T],

Objętość zbiornika V zmienia się w czasie zgodnie z następującą formułą:

$$V(t) = V_o + (P_A - Q_{seep} - E_A) \cdot t \quad (5)$$

gdzie:

V_o – początkowa objętość zbiornika [L^3],

Q_{seep} – natężenie przesączania się wody przez dno zbiornika [L^3/T],

E_A – natężenie parowania z powierzchni zbiornika [L^3/T],

P_A – natężenie opadu na powierzchnię zbiornika [L^3/T].

Ponieważ w modelu założono brak oddziaływania pomiędzy wodą zgromadzoną w zbiorniku, a warstwą wodonośną, w obliczeniach uwzględniane są straty wody w zbiorniku wynikające z pionowego przesiąkania przez dno zbiornika do strefy nienasyconej, a następnie do głębiej położonej nasyconej warstwy wodonośnej. W tej sytuacji pionowy strumień przepływu wody opisany jest równaniem Darcy:

$$Q_{seep} = K_s \cdot A \cdot I \quad (6)$$

gdzie:

K_s – współczynnik filtracji dna zbiornika [L/T],

A – powierzchnia zbiornika [L^2],

I – gradient hydrauliczny pomiędzy zbiornikiem, a warstwą wodonośną, który w tym przypadku (brak bezpośredniego kontaktu) wynosi 1 (Arnold i in., 2012; Guidelines ..., 2000).

Zgodnie z wytycznymi podanymi w Guidelines... (2000), współczynnik filtracji słabo przepuszczalnego dna zbiornika jest od 1000 do 10000 razy mniejszy niż współczynnik przyległych warstw gruntu i w modelu przyjęto dla niego stałą wartość wynoszącą $1 \cdot 10^{-8}$ [m/s]. Wartość ta zgodna jest z zakresem zmienności współczynnika filtracji dla zakolmatowanego dna zbiornika podanego np. w pracy Chalfena i Molskiego (2011).

Do obliczania natężenia parowania z powierzchni zbiornika stosowany jest poniższy wzór:

$$E_A = E_o \cdot A \quad (7)$$

gdzie:

E_o – parowanie potencjalne [L/T].

Wartości współczynników parowania potencjalnego dla poszczególnych miesięcy w roku zaczerpnięto z pracy Kołodziej (2008).

W analogiczny sposób szacowane jest natężenie opadu na powierzchnię zbiornika:

$$P_A = P \cdot A \quad (8)$$

gdzie:

P – opad [L/T].

Równanie różniczkowe (1) rozwiązywane jest numerycznie przy użyciu metody niejawnej drugiego rzędu (Potter, 1982). Powyższy model oblicza wartości CP(t) i CN(t) z krokiem 1 dobowym. Obliczane stężenia są następnie wykorzystywane do określania zagrożenia występowania zakwitów sinicowych.

4.2. Opis danych do modelu

Model obliczeniowy wymaga od użytkownika wprowadzenia danych dotyczących charakterystyki zbiornika, takich jak: nazwa zbiornika i jego lokalizacja, szerokość i długość geograficzna, średnia głębokość i powierzchnia. Wymaga również określenia takich danych początkowych jak: dzień rozpoczęcia symulacji, średnie stężenie azotu i fosforu całkowitego w zbiorniku w dniu rozpoczęcia symulacji oraz podanie informacji o przybliżonym czasie ostatniego usuwania osadów dennych w zbiorniku.

Wprowadzane **dane meteorologiczne** obejmują temperaturę wody, powietrza i warstwę opadów. Dane można wprowadzać w postaci średnich miesięcznych, dziennych (z pliku zewnętrznego) lub – w przypadku braku takich danych – model proponuje wartości domyślne w oparciu o analizę średnich miesięcznych wartości dla obszaru Polski wyznaczonego na podstawie zadeklarowanych w części „charakterystyka zbiornika” współrzędnych geograficznych.

Struktura biologiczna zbiornika obejmuje informacje na temat strefy roślinności przybrzeżnej (wodnej i lądowej) i struktury zespołu ryb. Dane dotyczące **strefy roślinności przybrzeżnej** obejmują wprowadzenie takich informacji jak: długość brzegów zbiornika, długość i szerokość stref przybrzeżnej roślinności wodnej oraz ich eksploatacji (regularnym usuwaniu osadów lub braku takich działań), charakter i długość brzegu o różnym sposobie zagospodarowania przybrzeżną roślinnością lądową. Zgodnie z zaleceniami RHS (EA, 2003) wyróż-

niono strefy: bez roślinności, z roślinnością jednolitą, prostą i złożoną. **Struktura zespołu ryb** obejmuje dane dotyczące masy i/lub liczby odławianych ryb oraz ich składu gatunkowego, w oparciu o dane pozyskane z rekreacyjnego odłowu wędkarskiego, sieciowego odłowu badawczego lub odłowu gospodarczego.

Zasilanie zewnętrzne jest obliczane w oparciu o informację o ilości dopływających do zbiornika cieków (rzek i kolektorów) i ich charakterystykę hydrologiczną i hydrochemiczną. Model proponuje opcjonalne wprowadzenie dla każdego cieku: średniej rocznej (lub pomiaru jednorazowego), wartości miesięcznej lub szczegółowych danych z określonym krokiem czasowym z pliku zewnętrznego dla przepływu i stężeń N i P.

Wewnętrzne źródła zanieczyszczeń obejmują ładunki substancji biogenicznych uwalnianych w wyniku niewłaściwego użytkowania rekreacyjnego zbiornika. W celu jego oceny do modelu wprowadzane są dane dotyczące ilości kąpiących się osób, szacowanej liczby wędkarzy i wykorzystywanej przez nich zanęty, szacowanej sumarycznej liczby ptaków w poszczególnych miesiącach i informacji o tym, czy dozwolone jest karmienie ptactwa wodnego bytującego w zbiorniku.

4.3. Wyniki i proponowane rozwiązania ekohydrologiczne

Model generuje trzy kategorie wyników, których jakość (szczegółowość analizy i dokładność prognozy) zależy od jakości danych (wartości i ich zmienności w czasie) wprowadzonych na wcześniejszych etapach. Wyniki obejmują:

- wizualizację zmienności wprowadzonych danych podstawowych w czasie,
- bilans zewnętrznych i wewnętrznych ładunków N i P,
- analizę zagrożenia związanego z wystąpieniem zakwitów sinic w czasie i rozwiązania proponowane dla ich ograniczenia.

Zagrożenie wystąpienia zakwitów sinic w zbiorniku jest prognozowane w oparciu o analizę czynników sprzyjających ich intensywnemu wzrostowi. Jednoczesne wystąpienie warunków korzystnych (przekroczenie wartości granicznych) w przypadku wszystkich analizowanych czynników jest jednoznaczne z wystąpieniem zagrożenia pojawienia się sinic i utrzymywaniem się go przez kolejne 4 tygodnie. Czynniki i ich wartości graniczne obejmują:

- temperaturę wody (średnia wartość miesięczna $> 17^{\circ}\text{C}$),
- stężenie fosforu całkowitego ($> 0,1 \text{ mg} / \text{dm}^3$),
- stosunek N : P ($< 5:1$),
- czas retencji (> 7 dni).

Na podstawie uzyskanych wyników model sugeruje rozwiązania, których zastosowanie ograniczy wielkość dopływu zanieczyszczeń do zbiornika, tym samym eliminując zagrożenie związane z pojawieniem się sinic. Użytkownik

modelu ma możliwość wyboru spośród działań twardych kilku dostępnych rozwiązań (testowanych i zoptymalizowanych w ramach projektu EH-REK), których opisy zawierające również koszty inwestycji oraz skuteczność redukcji zanieczyszczeń dołączone są do każdego z proponowanych systemów rozwiązań. Ponadto model prezentuje przykłady dodatkowych działań, które można rozważyć do realizacji jako elementy wspomagające działania rekultywacyjne i/lub pomocne w zarządzaniu zbiornikami miejskimi.

5. System wspierania decyzji: proponowane działania

Zapobieganie eutrofizacji zbiornika i ograniczanie zakwitów sinic, odbywa się w oparciu o wdrażanie tzw. działań twardych i miękkich. Decyzje w zakresie ich stosowania są wspierane przez model obliczeniowy EH-REK v1.0.

Działania twarde są związane z inwestycjami infrastrukturalnymi i działaniami konserwacyjnymi zbiorniki i zasilające je rzeki, i zmierzają do ograniczenia wielkości dopływającego zewnętrznego i wewnętrznego ładunku substancji biogenicznych (minimalizacja zagrożeń) oraz do poprawy struktury biologicznej zbiornika (maksymalizacja szans).

Działania miękkie są ukierunkowane na poprawę szeroko pojętej świadomości i odpowiedzialności społecznej, kształtowanie pro-środowiskowych zachowań użytkowników zbiorników miejskich oraz zmianę podejścia do ich zarządzania.

Minimalizacja zagrożeń obejmuje działania ograniczając ładunki N i P dopływające do zbiornika rzekami i ze źródłami punktowymi (np. z odpływami kanalizacji deszczowej) oraz zasilające zbiornik w wyniku jego niekontrolowanego rekreacyjnego użytkowania (nadmierne nęcenie ryb, dokarmianie ptaków, kąpieliska).

Maksymalizacja szans obejmuje działania polegające na odtworzeniu lub wzmocnieniu potencjału struktury biologicznej ekosystemów, zwiększające odporność i elastyczność ekosystemów oraz konkurencję o wykorzystanie biogenów przez roślinność naczyniową, ograniczając w ten sposób ryzyko powstawania zakwitów sinic.

5.1. Minimalizacja zagrożeń: ograniczanie dopływu substancji biogenicznych do zbiornika

Podstawą rozwiązań ograniczających ładunki substancji biogenicznych pochodzących z rzeki i źródeł punktowych jest sekwencyjny **system sedymentacyjno-biofiltracyjny (SSSB)** do przechwytywania i podczyszczania wody opadowej.

SSSB jest konstruowany bezpośrednio na dopływie wód do zbiornika (w cieku wodnym lub jego dolinie albo na wylocie kolektora) lub w czaszy

zbiornika. Składa się on z dwóch części: górnej (sedymentacyjnej) i dolnej (biologicznej) przedzielonych konstrukcją dolomitowo-wapienną.

Część sedymentacyjna systemu, dzięki stosunkowo dużej powierzchni, pozwala efektywnie przechwytywać transportowane do zbiornika zawiesiny. Jej wielkość jest dostosowana do ilości wody dopływającej ciekami lub kolektorem w czasie opadów. Zbyt mała powierzchnia części sedymentacyjnej niesie ryzyko uszkodzenia przegrody gabionowej i/lub roślinności znajdującej się w kolejnych częściach systemu przez wody opadowe. Dno części sedymentacyjnej umocnione jest ażurowymi płytami żelbetowymi ułożonymi na geowłókninie, rozpostartej na żwirowej warstwie odsączającej lub pospółce. Taka konstrukcja, wraz z umocnionym zjazdem, pozwala na łatwe usuwanie nagromadzonego namułu w procesie eksploatacji osadnika. W przypadku systemów sedymentacyjno-biofiltracyjnych stanowiących osobne zbiorniki retencyjne (poza czasą zbiornika) możliwe jest zastosowanie rozwiązań hydrotechnicznych do regulacji poziomu dopływających wód, co pozwala na czasowe retencjonowanie wód opadowych w systemie poprzez ich spiętrzenie, a następnie ich powolny odpływ w okresie bezopadowym.

Przegroda gabionowa oddzielająca część sedymentacyjną od części biologicznej jest wypełniona kamieniem dolomitowym lub wapiennym i osłonięta od górnej wody matą kokosową. Pełni ona funkcję bariery geochemicznej, zatrzymującej zawieszinę dopływającą do pierwszej części osadnika oraz oczyszczającej przepływającą do kolejnej strefy wodę poprzez chemiczną adsorpcję zanieczyszczeń rozpuszczonych na podłożu dolomitowo-wapiennym. Przegroda gabionowa posiada przepusty pozwalające na swobodną migrację ryb.

Część biologiczna to strefa znajdująca się poza przegrodą gabionową i porośniętą rodzimą roślinnością wodną (np. pałka wąskolistna, pałka szerokolistna, turzyca błotna, turzyca dzióbkowata, turzyca brzegowa, sitowie leśne, manna mielec, kosaciec żółty itp.). Redukuje ona zanieczyszczenia rozpuszczone poprzez ich wbudowywanie w biomasę roślinną (fitoremedjacja). Ponadto, poprawia wartość estetyczną i krajobrazową rozwiązań oraz podnosi bioróżnorodność systemu przyrodniczego.

Decyzje dotyczące usytuowania i wielkości poszczególnych części SSSB, jak również dobór dodatkowych, wspomagających elementów technicznych (podziemny system separatorów i osadników), są uwarunkowane zagospodarowaniem zlewni, jej wielkością oraz intensywnością użytkowania. W ramach realizowanego projektu przetestowano cztery systemy do odbierania i podczyszczania wód deszczowych wprowadzanych bezpośrednio do zbiorników w Arturówku:

- System do doczyszczania wód deszczowych z ulic o średnim stopniu użytkowania i średniej wielkości zlewni (obszar demonstracyjny: ulica Wycieczkowa);

- System do podczyszczania wód deszczowych z terenów o niskim stopniu użytkowania i małej powierzchni zlewni (obszar demonstracyjny: ulica Studencka);
- System do podczyszczania odpływów wód deszczowych z terenów nieutwardzonych o niskim stopniu urbanizacji (obszar demonstracyjny: Las Łagiewnicki);
- System do podczyszczania niewielkich cieków zasilających zbiornik (obszar demonstracyjny: Arturówek Górny).

Zaproponowano również takie działania jak:

- Ograniczenie ładunku biogenów z innych źródeł (dokarmiania ptactwa wodnego, nadmiernego nęcenia ryb, kąpielisk);
- Poprawę struktury biologicznej zbiornika (wprowadzenie i eksploatację strefy przybrzeżnej roślinności wynurzonej i wysp pływających, kształtowanie struktury troficznej zespołu ryb i usuwanie osadów dennych);

Dla każdego rozwiązania podano **tabelę efektywności** usuwania biogenów, zawierającą dwa komponenty: koszty i skuteczność redukcji związków biogenicznych i – w niektórych przypadkach – zawiesiny.

Koszty poszczególnych rozwiązań, dla wygody użytkowników uwzględniają dwie wartości: 1) **koszty faktyczne** – poniesione przy ich realizacji w ramach projektu EH-REK w roku 2013, oraz 2) bezwymiarowy **wskaźnik** – obliczany jako koszt planowanych/poniesionych inwestycji w stosunku do przeciętnego miesięcznego wynagrodzenia brutto w sektorze przedsiębiorstw obowiązujący w danym roku kalendarzowym, według GUS (dla prowadzonych w roku 2013 inwestycji wynosił on 3 728 zł – dane z roku 2012, GUS, 2013).

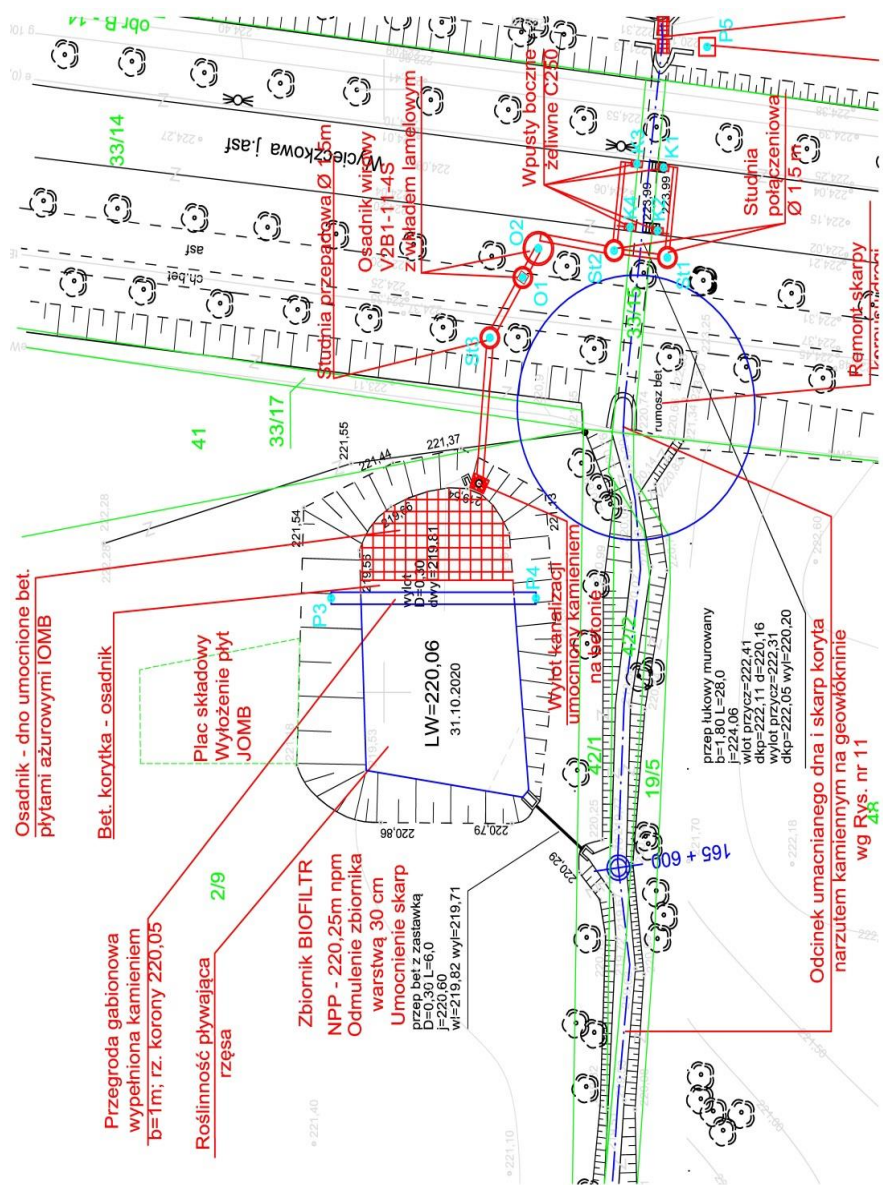
Wyniki dotyczące skuteczności usuwania biogenów zostały wyliczone na podstawie pomiarów terenowych wykonanych w ramach projektu EH-REK. W przypadku redukcji zasilania związanego z ograniczeniem dokarmiania ptaków przyjęto wartości szacunkowe na podstawie danych empirycznych i wiedzy eksperckiej.

System do doczyszczania wód deszczowych z ulic o średnim stopniu użytkowania i średniej wielkości zlewni (obszar demonstracyjny: ulica Wycieczkowa)

Zastosowanie: odpływ wód opadowych z utwardzonych ciągów komunikacyjnych (ulice, ścieżka rowerowa, chodnik, parking) bezpośrednio do rzeki. System zastosowano dla ulicy o średniej przepustowości (ok. 30–50 pojazdów w ciągu godziny), wielkość powierzchni utwardzonej około 2–3 ha.

Charakterystyka systemu: konstrukcja obejmuje: system wpustów ulicznych + studnia połączeniowa + osadnik wirowy + separator lamelowy + studnia wyrównawcza + SSSB o powierzchni 300 m² (Rys. 6, 7, Tab. 1).

Obszar demonstracyjny: rzeka Bzura na wysokości ulicy Wycieczkowej 83.





Rysunek 7. System przy ulicy Wycieczkowej – wizualizacja (górne zdjęcie), stan sprzed inwestycji (zdjęcie z lewej, 2012), stan po inwestycji (zdjęcie z prawej, 2013)

Tabela 1. Efektywność systemu przy ul. Wycieczkowej w usuwaniu substancji biogenicznych i zawiesiny

Skuteczność systemu	N	P	zawiesina
	75,9%	76,4%	90,0%
Koszt inwestycji	zł brutto	wskaźnik	
	274 855	73,73	

Opis szczegółowy: Konstrukcja SSSB i jego połączenie z systemem kanalizacji deszczowej odprowadzającej wody z ulicy umożliwia przejmowanie spływających z nich wód opadowych i ich podczyszczenie w półnaturalnym systemie

biofiltracyjnym. Procesy wstępnego mechanicznego podczyszczania przebiegają w osadniku wirowym i separatorze lamelowym, które redukują znaczną część zawiesiny i substancji ropopochodnych wprowadzanych do systemu. Następnie wody przejmuje SSSB, który został zlokalizowany w miejscu istniejącego wcześniej, choć nie wykorzystywanego do przechwytywania i doczyszczania wód opadowych stawu zlokalizowanego przy korycie rzeki. System składa się z 1) części sedymentacyjnej zajmującej około 1/3 powierzchni; 2) przegrody gabionowej wypełnionej kamieniem dolomitowo-wapiennym i osłoniętej od strony górnej wody włókniną kokosową; 3) części biofiltracyjnej z pływającą roślinnością wodną, zajmująca około 2/3 powierzchni całego systemu.

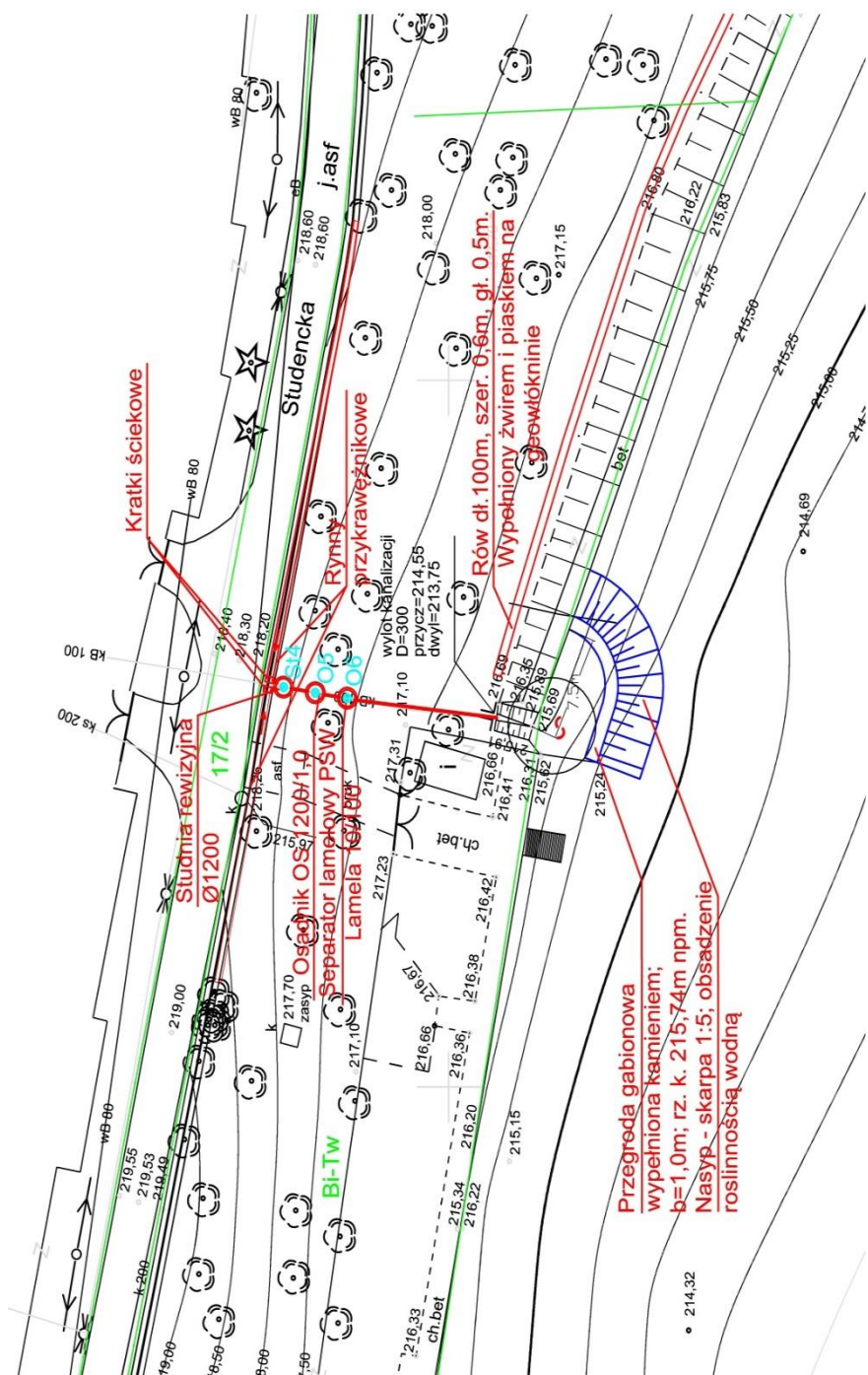
System do podczyszczania wód deszczowych z terenów o niskim stopniu użytkowania i małej powierzchni zlewni (obszar demonstracyjny: ulica Studencka)

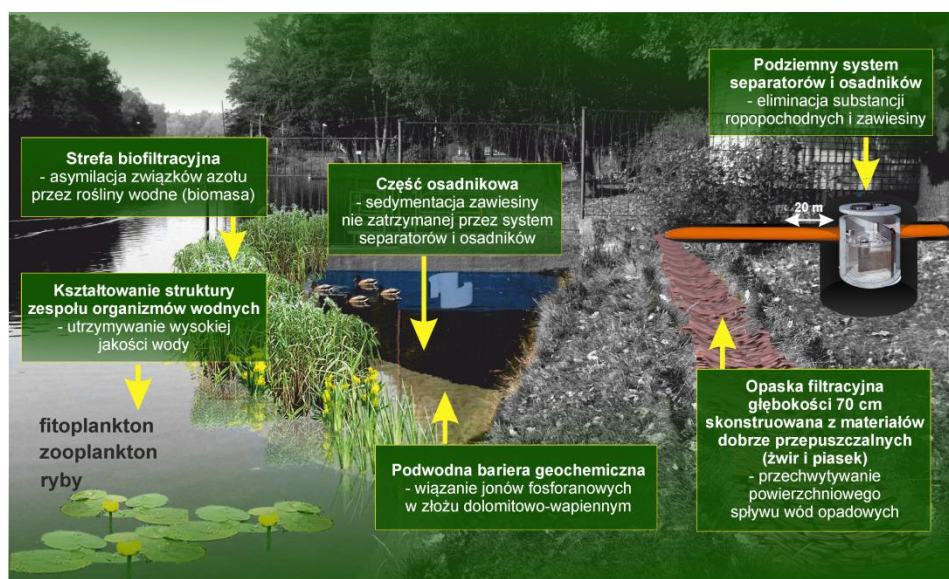
Zastosowanie: odpływ wód opadowych z terenów utwardzonych (ulica, parking, teren dachu hotelowego) bezpośrednio do zbiornika. System zastosowano do podczyszczania wód odprowadzanych z terenów o niskim natężeniu ruchu pojazdów (poniżej 10 pojazdów w ciągu godziny) i wielkości powierzchni utwardzonej poniżej 1 ha.

Charakterystyka systemu: konstrukcja obejmuje: systemem ulicy wpustów ulicznych + studnia połączeniowa + osadnik wirowy + separator lamelowy + SSSB o powierzchni 120 m².

Obszar demonstracyjny: ul. Studencka 20/24 (OWH Prząśniczka / zbiornik rekreacyjny Arturówek Środkowy; Rys. 8, 9, Tab. 2).

Opis szczegółowy: Podstawą proponowanego rozwiązania jest SSSB, zabezpieczający i oczyszczający odpływ z zamkniętego kanału deszczowego doprowadzającego wody z niewielkich powierzchni utwardzonych, zainstalowanego w obrębie samego zbiornika wodnego. Woda dopływająca do systemu jest wstępnie oczyszczona przez osadnik wirowy, a następnie separator lamelowy, które usuwają zawiesinę pochodzącą ze spływu powierzchniowego i substancje ropopochodne z terenu ulicy i parkingu. Na wylocie kanału deszczowego znajduje się konstrukcja gabionowa osłonięta od góry matą kokosową i wypełniona kamieniem dolomitowo-wapiennym, wspomagającym adsorpcję rozpuszczonych form substancji biogenicznych. Znajdująca się w dalszej części roślinność wodna (pałka wąskolistna, pałka szerokolistna, turzycza błotna, turzycza dzióbkowata, turzycza brzegowa, sitowie leśne, manna mielec, kosaciec żółty itp.) redukuje stężenie rozpuszczonych form biogenów przez ich wbudowanie w strukturę roślinną.





Rysunek 9. System przy ul. Studenckiej, w OWH Prążniczka – wizualizacja (górne zdjęcie), stan sprzed inwestycji (zdjęcie z lewej, 2012), stan po inwestycji (zdjęcie z prawej, 2013)

Tabela 2. Efektywność systemu przy ul. Studenckiej, w OWH Prążniczka, w usuwaniu substancji biogenicznych i zawiesiny

Skuteczność systemu	N	P	zawiesina
	89,6%	83,6%	98,6%
Koszt inwestycji	zł brutto	wskaźnik	
	67 404	18,08	

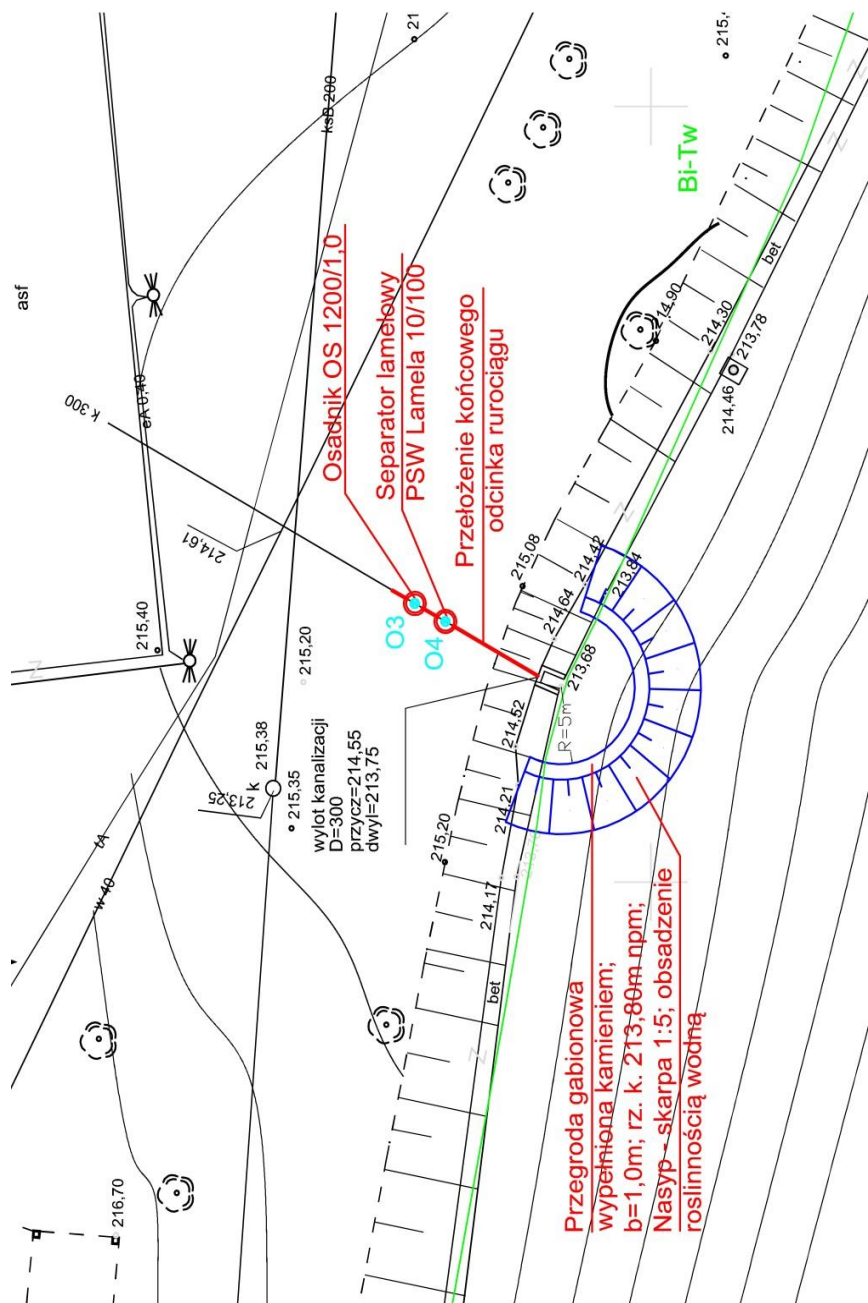
System do podczyszczania odpływów wód deszczowych z terenów nieutwardzonych o niskim stopniu urbanizacji (obszar demonstracyjny: Las Łagiewnicki)

Zastosowanie: odpływ wód opadowych z terenów nieutwardzonych (terenów zielonych: parki, skwery, trawniki, obszar lasu) systemem otwartego rowu przechodzącego w zamknięty kanał zrzucający wody bezpośrednio do zbiornika.

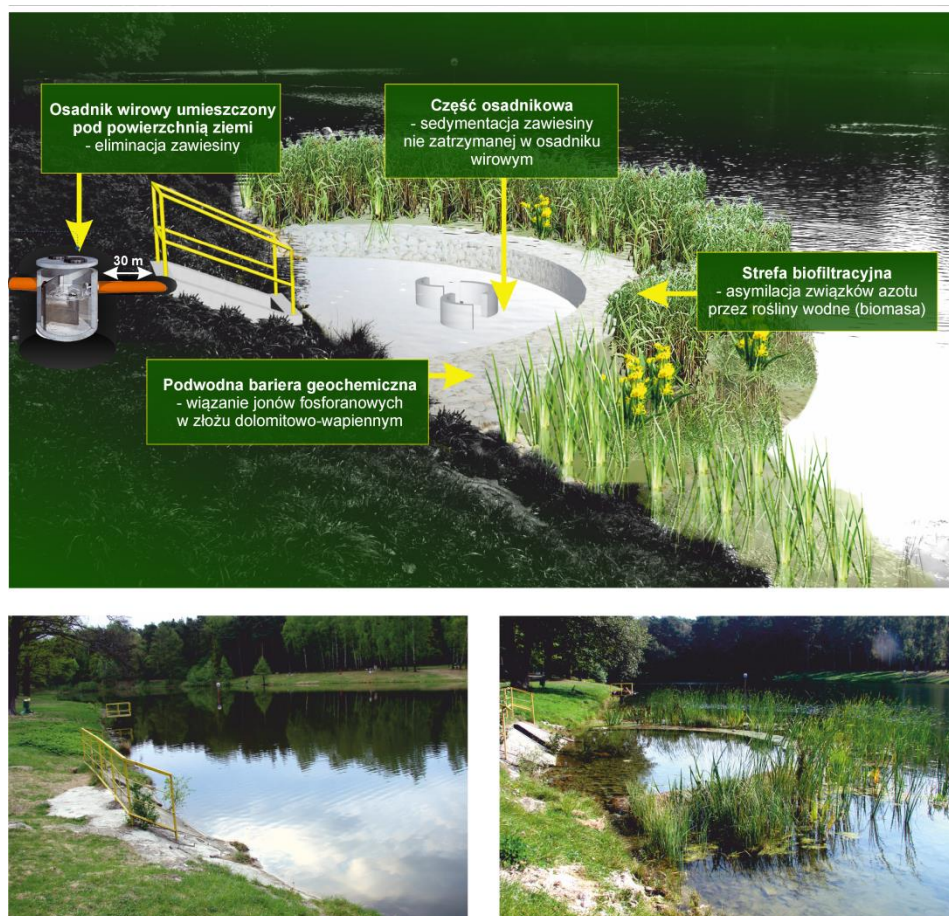
Charakterystyka systemu: konstrukcja systemu obejmującego: osadnik wirowy na istniejącym systemie odprowadzania wód opadowych + SSSB o powierzchni 150 m².

Obszar demonstracyjny: ul. Studencka 2/4 (obszar Lasu Łagiewnickiego / zbiornik rekreacyjny Arturówek Dolny; Rys. 10, 11, Tab. 3).

Opis szczegółowy: Konstrukcja obejmuje osadnik wirowy zainstalowany na istniejącym systemie podziemnej kanalizacji deszczowej Sekwencyjny System Sedymentacyjno-Biofiltracyjny znajdujący się w czaszy zbiornika na wylocie odprowadzanych wód opadowych. Usytuowanie korony przegrody gabionowej 10 cm poniżej normalnego poziomu piętrzenia wody w zbiorniku retencyjnym oraz usypanie skarpy od strony zewnętrznej gabionu umożliwia swobodny przepływ wody w warstwie powierzchniowej oraz rozwój roślinności wodnej. Gabion zbudowany z kamienia wapiennego i dolomitu adsorbuje związki fosforu dopływające z wodami opadowymi. Dodatkowo chroni roślinność wodną przed wymywaniem przez gwałtowne odpływy wód opadowych. Roślinność redukuje ładunek zanieczyszczeń w zbiorniku poprzez wbudowanie związków biogenicznych w biomase, która powinna być systematycznie usuwana.



Rysunek 10. Schemat systemu do podczyszczania odpływów wód deszczowych z terenów nieutwardzonych o niskim stopniu urbanizacji przy ul. Studenckiej 2/4



Rysunek 11. System przy ul. Studenckiej 2/4 – wizualizacja (górne zdjęcie), stan sprzed inwestycji (zdjęcie z lewej, 2012), stan po inwestycji (zdjęcie z prawej, 2013)

Tabela 3. Efektywność systemu przy ul. Studenckiej 2/4 w usuwaniu substancji biogenicznych i zawiesiny

Skuteczność systemu	N	P	zawiesina
	84,6%	80,1%	92,2%
Koszt inwestycji	zł brutto	wskaźnik	
	26 218	7,03	

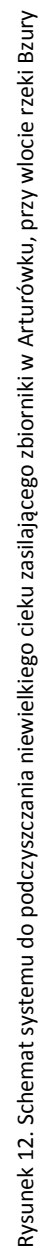
***System do podczyszczania niewielkich cieków zasilających zbiornik
(obszar demonstracyjny: Arturówek Górny)***

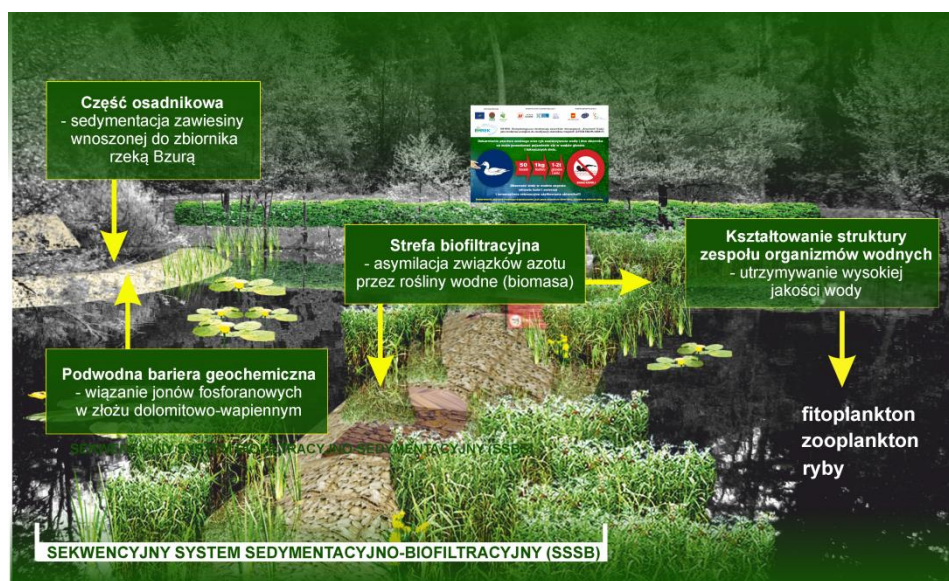
Zastosowanie: podczyszczanie niewielkich cieków miejskich zasilających miejskie zbiorniki retencyjne w wody opadowe. System zastosowano na rzece ze średnim przepływem ok. 4 dm³/s, przepływem w okresie opadów w zakresie ok. 80–100 dm³/s i maksymalnym ok. 180 dm³/s).

Charakterystyka systemu: konstrukcja sekwencyjnego systemu sedymentacyjno-biofiltracyjnego o powierzchni 750 m² w górnej części czaszy zbiornika na wlocie rzeki.

Obszar demonstracyjny: zbiornik Arturówek Górny, przy wlocie rzeki Bzury (Rys. 12, 13, Tab. 4).

Opis szczegółowy: Podstawą proponowanego rozwiązania jest SSSB wydzielony w górnej części czaszy zbiornika w miejscu, gdzie do zbiornika dopływa zasilający go ciek. Dzięki stosunkowo dużej powierzchni system efektywnie usuwa transportowane zawiesiny. Strefa geochemiczna (przegroda gabionowa wypełniona kamieniem dolomitowo-wapiennym, osłonięta od górnej wody matą kokosową) i biologiczna (pałka wąskolistna, pałka szerokolistna, turzycza błotna, turzycza dzióbkwata, turzycza brzegowa, sitowie leśne, manna mielec, kosaciec żółty itp.) redukują związki rozpuszczone. Obniżenia gabionu umożliwiają migrację ryb. Dno części osadnikowej umocnione jest ażurowymi płytami żelbetowymi ułożonymi na geowłókninie, rozpostartej na 15 cm żwirowej warstwie odsączającej lub pospółce. Taka konstrukcja wraz z umocnionym zjazdem pozwala na łatwe usunięcie nagromadzonego namułu, co powinno być stałym elementem konserwacji systemu.





Rysunek 13. System przy wlocie rzeki Bzury do zbiorników w Arturówku – wizualizacja (górne zdjęcie), stan sprzed inwestycji (zdjęcie z lewej, 2012), stan po inwestycji (zdjęcie z prawej, 2013)

Tabela 4. Efektywność systemu podczyszczającego rzekę Bzurę zasilającą zbiorniki w Arturówku, w usuwaniu substancji biogenicznych i zawiesiny

Skuteczność systemu	N	P	zawiesina
	56,9%	57,1%	89,6%
Koszt inwestycji	zł brutto	wskaźnik	
	141 874	38,06	

Ograniczenie ładunku substancji biogenicznych z dokarmiania ptactwa wodnego

Zastosowanie: Celem działania jest ograniczenie zasilania zbiorników w związku azotu i fosforu wprowadzane do wód wraz z wrzucanym do wody pokarmem i odchodami ptactwa wodnego. Stanowią one poważne źródło eutrofizacji, prowadzące do powstawania zakwitów sinic w zbiorniku. Stado 50 kaczek bytujących na zbiorniku wnosi do wody rocznie ok. 1,36 kg N i 0,59 kg P. Taka ilość substancji biogenicznych to pożywka, która może spowodować wzrost od 500 kg do 1 tony sinic. Nadmiernie dokarmiane ptactwo wydala nawet dwukrotnie więcej azotu i fosforu. Niewykorzystany pokarm ulega zaś rozkładowi, wtórnie zanieczyszczając wodę.

Opis działania: Dokarmianie ptactwa wodnego można ograniczyć przez prowadzenie kampanii informacyjnej (np. ulotki, tablice informacyjne; Rys. 14). Podniesienie świadomości ekologicznej może ograniczyć, a nawet wyeliminować problem. Jeśli to możliwe, można rozważyć wprowadzenie regulacji umożliwiających ograniczenie dokarmiania ptaków.



Rysunek 14. Tablica informująca o wpływie dokarmiania ptactwa wodnego na jakość wody

Obszar demonstracyjny: zbiorniki Arturówek

Skuteczność działania: Ograniczenie ilości substancji biogenicznych wprowadzanych do zbiornika wodnego przez ptactwo wodne zależy od intensywności podjętych działań i ich skuteczności. W modelu przyjęto, że realistycznie wartość ta osiągnąć około 25%.

Koszt działania: Stosunkowo niewielkie koszty związane z produkcją i dystrybucją materiałów informacyjnych i kampanią społeczną, zależne są od skali, czasu trwania i intensywności działań. W Arturówku w roku 2013 koszty te wyniosły: 1 tablica informacyjna – ok. 700 zł, 1000 kopii ulotek i ich dystrybucja w trakcie imprez masowych – ok. 1200 zł.

Tabela 5. Koszt działań ograniczających dokarmianie ptactwa wodnego w Arturówku

Koszt działań	zł brutto	wskaźnik
	1900	0,5

Ograniczanie ładunku substancji biogenicznych z nadmiernego nęcenia ryb

Zastosowanie: Celem działania jest ograniczenie nęcenia ryb w celu redukcji ilości substancji biogenicznych dostających się do zbiornika w akwenach użytkowanych wędkarsko. W zbiornikach użytkowanych wędkarsko związki azotu i fosforu wprowadzane wraz z zanętą mogą stanowić poważne źródło eutrofizacji i zwiększać zagrożenie wystąpienia zakwitów sinic. Zakłada się, że statystyczny wędkarz zużywa nawet 2,68 kg zanęty w ciągu dnia. Oznacza to, że dziesięciu wędkarzy łowiących ryby przez 10 dni w roku może wprowadzić do zbiornika nawet około 268 kg zanęty. Niewykorzystany przez ryby pokarm ulega rozkładowi wtórnie zanieczyszczając wody akwenu, a także przyciąga ptactwo wodne, którego zbyt duże ilości podnoszą ryzyko eutrofizacji wody.

Opis działania: Ograniczenie zanęcania można uzyskać poprzez stosowne regulacje dotyczące użytkowania zbiornika (np. zmiana zasad wędkowania wprowadzona do pozwoleń) oraz podnoszenie świadomości ekologicznej korzystających z niego wędkarzy.

Skuteczność systemu: Redukcja ilości związków biogenicznych w zbiorniku będzie proporcjonalna do redukcji masy wprowadzanej zanęty. Każde 100 kg zanęty oznacza wprowadzenie do zbiornika około 0,41 kg azotu i 1,2 kg fosforu.

Koszt inwestycji: Stosunkowo niewielkie koszty zależne od charakteru zaplanowanych działań.

Ograniczanie ładunku substancji biogenicznych z kąpielisk

Zastosowanie: Celem działania jest ograniczenie ładunku substancji biogenicznych, zwłaszcza azotu, dostających się do zbiornika w akwenach użytkowanych rekreacyjnie przez kąpiących się użytkowników (Rys. 15). W okresie lata w Arturówku przebywa nad zbiornikiem i korzysta z kąpieliska kilkaset osób

każdego dnia. W weekendy ilość ta wzrasta nawet do 2000–3000 osób dziennie. Zakłada się, że przy braku sanitariatów w okolicy kąpieliska, w czasie weekendu do zbiornika może trafiać nawet 12 kg N i 0,4 kg P.

Opis działania: Ładunek pochodzący z kąpielisk można ograniczyć zapewniając kąpiącym się dostęp do dobrej jakości sanitariatów i podnoszenie świadomości.



Rysunek 15. Kąpielisko w Arturówku

5.2. Maksymalizacja szans: poprawa struktury biologicznej zbiornika

Wprowadzenie i eksploatacja strefy przybrzeżnej roślinności wynurzonej i wysp pływających

Charakterystyka rozwiązania: zagospodarowanie brzegu zbiornika szuwarową roślinnością przybrzeżną (ekotonową, buforową; Rys. 16) i jej regularne usuwanie pozwala na wyprowadzenie ze zbiornika wraz z biomasą roślin znacznych ilości pierwiastków biogenicznych zakumulowanych w ich tkankach. Ponadto, półnaturalna strefa roślinności przybrzeżnej, jako alternatywa dla regu-

larnych kształtów zbiorników i brzegów umocnionych, ma pozytywny wpływ na wiele aspektów funkcjonowania zbiornika: stanowi siedliska (kryjóWKi, miejsca żerowania i rozrodu) dla dużej liczby gatunków ptaków, ryb i bezkręgowców, w tym poprawiających jakość wody w zbiorniku zooplanktonowych filtratorów; podtrzymuje bioróżnorodność w zbiorniku i jego otoczeniu; poprawia estetykę zbiornika jako miejsca rekreacji i tworzy bardziej kameralne i atrakcyjne miejsca wypoczynku.



Rysunek 16. Strefy przybrzeżnej roślinności ekotonowej na zbiorniku dolnym w Arturówku

Opis szczegółowy:

1) Jeżeli zbiornik nie posiada stref roślinności przybrzeżnej warto rozważyć ich konstrukcję. Strefy te będą przede wszystkim obejmować rośliny wynurzone: błotne (np. skrzyp, sit, manna mielec, mozga) i szuwarowe (np. pałka wąskolistna i szerokolistna, trzcina, tatarak, jeżogłówka) oraz ukorzenione w dnie rośliny o liściach pływających (np. rdestnica pływająca, żabiściek pływający, grążel żółty, grzybień biały). Rośliny strefy buforowej pobierają substancje biogeniczne zgromadzone w glebie i osadach. Ich występowanie ograniczone jest do strefy brzegowej, gdzie głębokość wody nie przekracza 1 m.

Przy konstruowaniu strefy roślinności przybrzeżnej należy brać pod uwagę, następujące założenia: a) rośliny będą lepiej rosnać po stronie nasłonecznionej, osłoniętej od wiatru, o niewielkim spadku dna; b) im większa strefa buforowa

tym lepsze efekty oczyszczania; należy jednak pamiętać, że niektóre gatunki (np. trzcina pospolita) są bardzo ekspansywne i w płytkich zbiornikach mogą się silnie rozprzestrzeniać. Ich występowanie można próbować ograniczać elementami konstrukcyjnymi zbiornika, np. progiem przy dnie; c) do nasadzeń nie wolno wykorzystywać gatunków obcych, a w szczególności gatunków inwazyjnych.

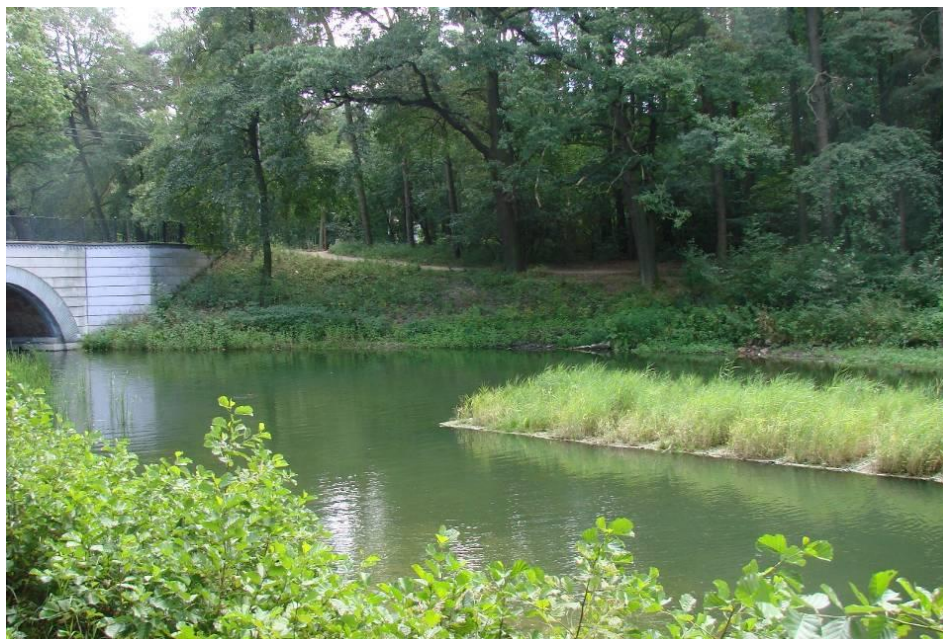
2) Jeżeli zbiornik posiada strefę roślinności przybrzeżnej, można rozpatrzyć jej cykliczną eksploatację. Usuwanie roślinności powinno odbywać się wczesną jesienią, kiedy rośliny zakończyły już okres szybkiego wzrostu i zakumulowały duże ilości substancji biogenicznych, a jeszcze nie zaczęły ich wycofywać do strefy korzeniowej (około października). Należy co roku usunąć ok. 1/3 wszystkich roślin – pozwoli to zachować intensywne tempo wzrostu roślin i akumulacji związków biogenicznych w skali zbiornika, podtrzymać jego bioróżnorodność i estetykę. Zaplanowane w taki sposób usuwanie można powtarzać corocznie. Biomasa roślinną można odsączyć, a następnie wykorzystać jako nawóz w terenach parkowych i leśnych lub – jeśli badania wykazały akumulację szkodliwych związków, np. metali ciężkich – poddać utylizacji.

3) Rozwiązaniem dodatkowo wspomagającym wycofywanie substancji biogenicznych z wód zbiornika jest zastosowanie tzw. wysp pływających (Rys. 17). Wyspy pływające to gotowe do instalacji w zbiorniku wodnym konstrukcje zbudowane z trzech warstw: wysokowytrzymałej, stabilizowanej siatki polipropylenowej, pianki wypornościowej i maty kokosowej z roślinnością wodną. Są to systemy elastyczne i odporne na działanie mrozu i fal, mogą zatem funkcjonować w zbiorniku przez wiele lat. Usuwanie biomasy pozwala trwale wyprowadzić ładunek w niej zgromadzony ze zbiornika. Dodatkowo wyspa taka pełni funkcję siedliskową i krajobrazową.

Obszar demonstracyjny: zbiornik Arturówek Dolny (brzeg od strony północnej w górnej części zbiornika).

Tabela 6. Efektywność usuwania związków biogenicznych wraz z biomasą roślinności ze stref przybrzeżnych i wysp pływających w Arturówku

Wydajność usuwania biogenów	N	P
g/m ²	4,5	0,8
Koszt inwestycji – strefy przybrzeżne	zł brutto (w 2013)	wskaźnik
dla 100 m ² strefy	5184	1,3
Koszt inwestycji – wyspy pływające	zł brutto (w 2013)	wskaźnik
100 m ²	191 880	51,47



Rysunek 17. Wyspa pływająca na zbiorniku dolnym w Arturówku

Kształtowanie struktury troficznej zespołu ryb

Charakterystyka rozwiązania: zbiorniki zasiedlone przez zespół ryb o strukturze niekorzystnej ze względu na jakość wód charakteryzują się zwiększonym ryzykiem wystąpienia zakwitów sinic. Przebudowa struktury troficznej zespołu ryb, w szczególności zwiększenie udziału gatunków drapieżnych w połączeniu z redukcją udziału gatunków zooplanktonożernych oraz stadiów narybkowych gatunków dominujących, zwiększająca szansę poprawy jakości wód.

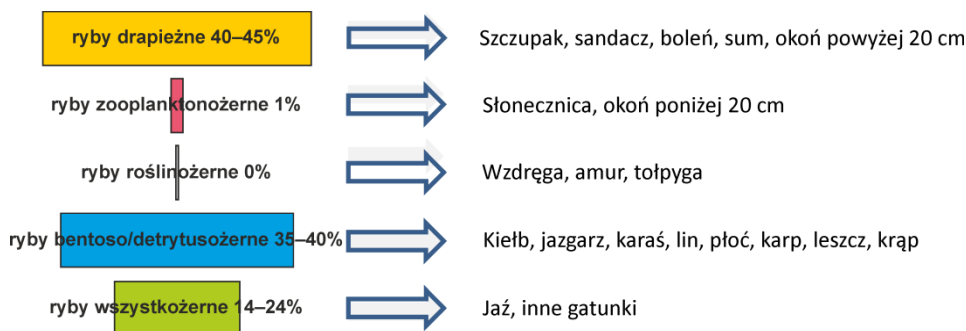
Opis szczegółowy: zespół ryb zdominowany przez ryby karpiowate oraz młodociane stadia okonia sprzyja tzw. ichtioeutrofizacji. Proces ten polega na przyspieszeniu wzrostu trofii akwenu w wyniku zwiększenia tempa wewnętrznego obiegu azotu i fosforu, resuspensji substancji biogenicznych zdeponowanych w osadzie, a także uwolnienia fitoplanktonu spod presji zooplanktonu poprzez eliminację dużych filtratorów (zooplanktonu, który poprzez żerowanie na glonach i sinicach ogranicza ich rozwój). Działania polegają na zwiększeniu udziału gatunków drapieżnych (np. szczupak, sandacz) w zespole ichtiofauny do poziomu co najmniej 30% liczebności i biomasy całego zespołu ryb, w połączeniu z redukcją udziału ryb zooplanktonożernych (np. słonecznicy oraz stadiów narybkowych takich gatunków jak płoć i okoń). Wskazane jest także utrzymywanie na odpowiednio niskim poziomie udziału gatunków bentosożernych

(np. leszcz, krąp, karp) oraz na dominującym udziale gatunków o późnym okresie tarła (np. lin, karaś pospolity).

Skuteczność systemu: ukształtowanie optymalnej struktury zespołu ryb pozwoli zwiększyć efektywność pozostałych działań podejmowanych na rzecz poprawy jakości wody. Utrzymywanie wysokiego udziału gatunków drapieżnych (30% i więcej w udziale danego zespołu ryb w stosunku do pozostałych gatunków ryb) powoduje skuteczniejsze ograniczanie liczebności ryb zooplanktonożernych. Uwolniony spod presji drapieżnika zooplankton (duże filtratory) skuteczniej eliminuje fitoplankton (w tym zakwity glonów i sinic), którego produkcja nasila się w wodach eutroficznych.

Koszt inwestycji: Koszt inwestycji jest uzależniony od stopnia ingerencji w istniejący zespół ryb oraz sposobów uzyskania pożądanej struktury ichtiofauny. Może on obejmować takie działania jak odłow, zarybienie, regulacje dotyczące połowów ryb, które dla każdego akwenu są ustalane indywidualnie. W przypadku Arturówka koszt ten w latach 2011–2014 kształtował się na poziomie od 400 do 1500 zł na ha (wyższa wartość dotyczy okresu bezpośrednio po zalaniu akwenów po zakończeniu prac ziemnych w czaszy zbiornika, wiążąca się z koniecznością całkowitej odbudowy zespołu ichtiofauny). Przy podanych nakładach na zarybienie, krotność przeciętnego miesięcznego wynagrodzenia brutto w sektorze przedsiębiorstw kształtowała się w skali roku na poziomie 0,11–0,39 w przeliczeniu na ha lustra wody.

Obszar demonstracyjny: zbiorniki Arturówek.



Rysunek 18. Pożądana struktura troficzna ryb w zbiorniku i przynależność gatunków popularnie występujących w małych zbiornikach miejskich do poszczególnych grup troficznych

Tabela 7. Koszt działań związanych z optymalizacją struktury troficznej ryb w Arturówku

Koszt inwestycji w roku 2013	zł brutto	wskaźnik
	950,00	0,25

Usuwanie osadów dennych

Charakterystyka rozwiązania: odmulenie dna zbiornika pozwoli, w długoterminowej perspektywie, ograniczyć proces tzw. zasilania wewnętrznego, czyli uwalniania zakumulowanych w osadach dennych zbiornika biogenów (głównie związków fosforu) odpowiedzialnych za powstawanie zakwitów sinic w zbiorniku.

Opis szczegółowy: Odmulenie zbiornika odbywa się poprzez usunięcie za pomocą maszyn budowlanych (koparko-spycharek) 15–30 cm namułu z dna zbiornika. Odmulenie powinno być przeprowadzone w okresie jesienno-zimowym, po osuszeniu zbiornika (Rys. 19). Po odsączeniu, osady mogą być wykorzystane do nawożenia gruntów leśnych, parkowych, zielenców miejskich. Jeżeli zawierają one metale ciężkie lub inne szkodliwe substancje, powinny być wywiezione do utylizacji. Przy odsączeniu osadów, należy zabezpieczyć teren przed przedostaniem się wody osadowej ponownie do zbiornika.



Rysunek 19. Usuwanie osadów dennych ze zbiorników w Arturówku

Skuteczność systemu: usunięcie warstwy co najmniej 15 cm namułu z dna zbiornika przyczynia się do usunięcia z każdego m^3 namułu P w ilości 0,04 kg i N w ilości 1 kg. Odmulanie zbiornika nie powinno odbywać się zbyt często, gdyż w wyniku naruszenia osadów, stężenie związków biogenicznych w wodzie może ulec krótkotrwałemu, lecz znacznemu podwyższeniu, zwiększając ryzyko pojawienia się sinic. W przejrzystych wodach o znacznych stężeniach fosfora-

nów mogą pojawić się glony *Hydrodictyon* (tzw. sieć wodna). Nie jest ona szkodliwa dla zdrowia użytkowników zbiornika i może być stosunkowo łatwo mechanicznie z niego usunięta. Ryzyko pojawienia się sinic i sieci wodnej może zniwelować wysoka bioróżnorodność zbiornika (zwłaszcza obecność roślinności zanurzonej i stref roślinności przybrzeżnej). Ograniczeniem rekultywacji w oparciu wyłącznie o usuwanie namulów z dna zbiornika jest fakt, iż minimalizuje ona ładunek obecny w zbiorniku, nie ogranicza jednak wielkości dopływających do niego zanieczyszczeń, nie poprawia ogólnego stanu ekologicznego zbiornika, jego potencjału do samooczyszczania, i odporności na dopływające zanieczyszczenia.

Obszar demonstracyjny: trzy zbiorniki Arturówek.

Tabela 8. Efektywność usuwania związków biogenicznych w wyniku bagrowania osadów w zbiornikach w Arturówku

Skuteczność systemu	N	P
	1 kg/m ³	0,04 kg/m ³
Koszt inwestycji w roku 2013	zł brutto	wskaźnik
– usunięcie namułu w ilości 12 200 m ³	414 751,55	111,25
w przeliczeniu na 1000 m ³	33 996,03	

6. Podsumowanie

Rehabilitacja przestrzeni miejskiej, w tym małych zbiorników wodnych, w oparciu o podejście wykorzystujące ekohydrologiczną kombinację rozwiązań technicznych i ekosystemowych przynosi szereg społecznych i ekonomicznych korzyści tak dla mieszkańców miast jak i zarządców przestrzeni miejskiej. Działania ekohydrologiczne znacząco poprawiają funkcjonowanie systemu przyrodniczego, co przekłada się między innymi na: poprawę jakości powietrza i wody, lepsze zdrowie mieszkańców, wysoką jakość przestrzeni publicznych, czy bezpieczne obszary rekreacyjno-użytkowe. Podstawy strategiczne, techniczne, finansowe i systemowe takiego podejścia zostały między innymi zawarte w poradniku „Woda w mieście”, powstałym przy wsparciu projektu EH-REK (Bergier i in. 2014).

Podejście ekohydrologiczne obniża również koszty rehabilitacji ekosystemów miejskich i ich utrzymania. Porównanie kosztów poszczególnych rozwiązań zastosowanych w ramach projektu EH-REK zostało przedstawione w tabeli 9. Wynika z niej, że najdroższym zabiegiem, który na ogół jest standardowo stosowany w zbiornikach miejskich, jest odmulanie jako typowe działanie rekultywacyjne zdegradowanych ekosystemów wodnych. Działanie takie, choć korzystne w niektórych przypadkach, ma jednak ograniczoną skuteczność i usuwa czasowo problem, lecz nie zapobiega degradacji zbiorników. Pozostałe zaproponowane rozwiązania są nie tylko znacznie tańsze, ale również trwałość ich wpływu na poprawę jakości wody jest większa, gdyż długoterminowo (przy niewielkich rocznych nakładach finansowych ponoszonych na ich eksploatację) zapobiegają dostawianiu się zanieczyszczeń do zbiorników, nie doprowadzając do ich degradacji, czyli stanu wymagającego rekultywacji.

Tabela 9. Porównanie kosztów rozwiązań zastosowanych na zbiornikach w Arturówku,
w ramach projektu EH-REK

Rozwiązanie	Koszt brutto inwestycji lub zabiegu [PLN]	Szacunkowy koszt eksploatacji systemu w okresie 10 lat [PLN]
Odmulanie zbiorników o łącznej powierzchni 7,5 ha (śr. 15 cm warstwa namułu) – 12 200 m ³	414 752	0
osadnik wirowy + SSSB* o powierzchni 150 m ² (AG – Arturówek Górny)	26 218	4 500
osadnik wirowy + separator lamelowy + SSSB o powierzchni 120 m ² (AŚ – Arturówek Środkowy)	67 404	9 000
system SSSB o powierzchni 750 m ² na wlocie rzeki do zbiornika (AG – Arturówek Górny)	141 874	18 000
wpusty uliczne + studnia połączeniowa + osadnik wirowy + separator lamelowy + studnia wyrównawcza + SSSB o powierzchni 300 m ² (W – Wycieczkowa)	274 855	36 000
system SSSB o powierzchni 160 m ² na wlocie rzeki do zbiornika wraz z modyfikacją budowli piętrzącej (zbiornik B17)	74 453	2 000
system SSSB o powierzchni 200 m ² na wlocie rzeki do zbiornika (zbiornik B7)	71 644	2 000

SSBS – sekwencyjny system sedymentacyjno-biofiltracyjny,
AD, AS, AG – rozwiązania do przejmowania wód deszczowych dopływających do zbiorników zrealizowane w łodzi na zbiornikach Arturówek Dolny, Środkowy i Górny,
W – rozwiązanie dla przejmowania wód deszczowych z ulicy Wycieczkowej,
B17, B7 – rozwiązania zastosowane na dwóch z 17 zbiorników małej retencji powyżej ulicy Wycieczkowej na rzece Bzurze.

7. Literatura

- Allan C., Stankey G. H., 2009, *Adaptive Environmental Management: A Practitioner's Guide*, Dordrecht, The Netherlands.
- Arnold J. G., Kiniry J. R., Srinivasan R., Williams J. R., Haney E. B., Neitsch S. L., 2012, *Soil and Water Assessment Tool Input Output Documentation*, Version 2012; Texas Water Resources Institute TR-439; Texas Water Resources Institute: College Station, TX, USA.
- Bergier T., Kronenberg J., Wagner I., 2014, *Woda w mieście. Zrównoważony Rozwój – Zastosowania*, Nr 5/2014, <http://www.sendzimir.org.pl/magazyn5> [dostęp 13.03.2015].
- Chapra S. C., 1997, *Surface water-quality modeling*, WCB/McGraw-Hill, Boston, MA.
- Chalfen M., Molski T., 2011, *Ocena kolmatacji dna zbiornika retencyjnego w Szaleń. Woda – Środowisko – Obszary wiejskie*, t. 11, z. 4 (36), s. 69–81.
- Codd G., Morrison L., Metcalf J., 2005, *Cyanobacterial toxins: risk management for health protection*, "Toxicology and Applied Pharmacology", 203: 264–272.
- EA 2003, *River Habitat Survey Manual*, Environment Agency, 136 pp.
- Guidelines for the Assessment of Groundwater Abstraction Effects on Stream Flow.2000. ROO/11 ISBN 1-86937-387-1. Pattle Delamore Partners Ltd. & Environment Canterbury.
- GUS, 2013, http://www.wynagrodzenia.pl/gus_roczne.php [dostęp 15.12.2014].
- Holling C. S. (ed.), 1978, *Adaptive Environmental Assessment and Management*, Chichester: Wiley.
- Jurczak T., Wagner I., Zalewski M. (red.), 2012, *Analiza zagrożeń i szans. Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek” (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich* (EH-REK, LIFE08/ENV/PL/000517), Uniwersytet Łódzki.
- Kołodziej J., 2008, *Kształtowanie się klimatycznego bilansu wodnego na terenie Polski w latach 1981–2000*, „Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich”, nr 2008/05.
- Kronenberg J., Bergier T., 2010, *Wyzwania zrównoważonego rozwoju w Polsce*. Podręcznik. Fundacja Sendzimir. 414 s., <http://www.sendzimir.org.pl/podrecznik> [dostęp 12.03.2015].
- Kronenberg J., Bergier T., Maliszewska K., 2011. *Usługi ekosystemów jako warunek zrównoważonego rozwoju miast – przyroda w mieście w działaniach Fundacji Sendzimir*, [w:] M. Kosmala (red.), *Miasta wracają nad wodę*, PZLiTS, Toruń, s. 279–285.
- Mizgajski A., 2010, *Świadczenia ekosystemów jako rozwijające się pole badawcze i aplikacyjne*, „Ekonomia i Środowisko”, 37: 10–19.

- Panuska J. C., Robertson D. M., 1999, *Estimating phosphorus concentration following alum treatment using apparent settling velocity*, "Lake and Reservoir Management" 15: 28–38.
- Potter D., 1982, *Metody obliczeniowe fizyki*, PWN, Warszawa.
- Wagner I., Breil P., 2013, *The role of ecohydrology in creating more resilient cities*, "Ecohydrol. Hydrobiol.", 13: 113–134.
- Wagner I., Januchta-Szostak A., Waack-Zajac A., 2014, *Narzędzia planowania i zarządzania strategicznego wodą w przestrzeni miejskiej*, [w:] T. Bergier, J. Kronenberg, I. Wagner, *Woda w mieście. Zrównoważony Rozwój – Zastosowania*, Nr 5/2014, s. 17–29, http://www.sendzimir.org.pl/images/zrz-5-pl/ZRZ5_02Narzedzia_planowania.pdf [dostęp 3.03.2015].
- Zalewski M., 2002, *Ecohydrology – the use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources*, "Hydrol. Sci. J." 47: 825–834.
- Zalewski M., 2014, *Woda jako podstawa jakości życia w miastach przyszłości. Woda w mieście. Zrównoważony Rozwój – Zastosowania*, Nr 5/2014: 9–15, http://www.sendzimir.org.pl/images/zrz-5-pl/ZRZ5_01Woda_jako_podstawa.pdf [dostęp 3.03.2015].
- Zalewski M., 2015, *Ecohydrology and Hydrologic Engineering: Regulation of Hydrology – Biota Interactions for Sustainability*, "J. Hydrol. Eng.", 20, Special issue: Grand Challenges in Hydrology, A4014012, <http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/%28ASCE%29HE.1943-5584.0000999> [dostęp 2.03.2015].
- Zalewski M., Wagner I., 2008, *Ekohydrologia terenów zurbanizowanych*, „Wodociągi Polskie”, 1 (45): 28–32.
- Zalewski M., Wagner I., Fratzczak W., Mankiewicz-Boczek J., Parniewki P., 2012, *Blue-Green City for Compensating Global Climate Change*, The Parliament Magazine, issue 350. 11 June 2012, 2–3, <http://www.theparliament.com/digimag/issue350> [dostęp 10.12.2014].

8. Spis rysunków

Rysunek 1. Etapy realizacji zintegrowanych projektów środowiskowych w oparciu o analizę zagrożeń i szans	8
Rysunek 2. Cykl adaptacyjnego zarządzania środowiskiem	11
Rysunek 3. Schemat zbiorników w Arturówku wraz z wdrożonymi działaniami rekultywacyjnymi.....	12
Rysunek 4. Schemat systemu wspierania decyzji EH-REK.....	15
Rysunek 5. System wspierania decyzji – model obliczeniowy EH-REK v1.0. (rzut ekranu).....	17
Rysunek 6. Schemat systemu do doczyszczania wód deszczowych z ulic o średnim stopniu użytkowania i średniej wielkości zlewni przy ul. Wycieczkowej ..	27
Rysunek 7. System przy ulicy Wycieczkowej – wizualizacja (górne zdjęcie), stan sprzed inwestycji (zdjęcie z lewej, 2012), stan po inwestycji (zdjęcie z prawej, 2013)	28
Rysunek 8. Schemat systemu do podczyszczania wód deszczowych z terenów o niskim stopniu użytkowania i małej powierzchni zlewni przy ulicy Studenckiej, w OWH Prąśniczka.....	30
Rysunek 9. System przy ul. Studenckiej, w OWH Prąśniczka – wizualizacja (górne zdjęcie), stan sprzed inwestycji (zdjęcie z lewej, 2012), stan po inwestycji (zdjęcie z prawej, 2013)	31
Rysunek 10. Schemat systemu do podczyszczania odpływów wód deszczowych z terenów nieutwardzonych o niskim stopniu urbanizacji przy ul. Studenckiej 2/4	33
Rysunek 11. System przy ul. Studenckiej 2/4 – wizualizacja (górne zdjęcie), stan sprzed inwestycji (zdjęcie z lewej, 2012), stan po inwestycji (zdjęcie z prawej, 2013)	34
Rysunek 12. Schemat systemu do podczyszczania niewielkiego cieku zasilającego zbiorniki w Arturówku, przy wlocie rzeki Bzury	36
Rysunek 13. System przy wlocie rzeki Bzury do zbiorników w Arturówku – wizualizacja (górne zdjęcie), stan sprzed inwestycji (zdjęcie z lewej, 2012), stan po inwestycji (zdjęcie z prawej, 2013)	37
Rysunek 14. Tablica informująca o wpływie dokarmiania ptactwa wodnego na jakość wody	38
Rysunek 15. Kąpielisko w Arturówku	40
Rysunek 16. Strefy przybrzeżnej roślinności ekotonowej na zbiorniku dolnym w Arturówku	41
Rysunek 17. Wyspa pływająca na zbiorniku dolnym w Arturówku.....	43
Rysunek 18. Pożądana struktura troficzna ryb w zbiorniku i przynależność gatunków popularnie występujących w małych zbiornikach miejskich do poszczególnych grup troficznych	44
Rysunek 19. Usuwanie osadów dennych ze zbiorników w Arturówku	45

9. Spis tabel

Tabela 1. Efektywność systemu przy ul. Wycieczkowej w usuwaniu substancji biogenicznych i zawiesiny	28
Tabela 2. Efektywność systemu przy ul. Studenckiej, w OWH Prząśniczka, w usuwaniu substancji biogenicznych i zawiesiny	31
Tabela 3. Efektywność systemu przy ul. Studenckiej 2/4 w usuwaniu substancji biogenicznych i zawiesiny	34
Tabela 4. Efektywność systemu podczyszczającego rzekę Bzurę zasilającą zbiorniki w Arturówku, w usuwaniu substancji biogenicznych i zawiesiny	37
Tabela 5. Koszt działań ograniczających dokarmianie ptactwa wodnego w Arturówku	39
Tabela 6. Efektywność usuwania związków biogenicznych wraz z biomasą roślinności ze stref przybrzeżnych i wysp pływających w Arturówku	42
Tabela 7. Koszt działań związanych z optymalizacją struktury troficznej ryb w Arturówku	44
Tabela 8. Efektywność usuwania związków biogenicznych w wyniku bagrowania osadów w zbiornikach w Arturówku	46
Tabela 9. Porównanie kosztów rozwiązań zastosowanych na zbiornikach w Arturówku, w ramach projektu EH-REK	48

ISBN: 978-83-902280-5-1



Uniwersytet
ŁÓDZKI



WYDZIAŁ
BIOLOGII
I OCHRONY
ŚRODOWISKA



KATEDRA EKOLOGII STOSOWANEJ
UNIwersYTETU ŁÓDZKIEGO



ŁÓDZKA
SPÓŁKA
INFRASTRUKTURALNA

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

www.arturowek.pl

