

UNIwersytet Łódzki
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska

Kierunek: Ochrona Środowiska

Sylwia Uleżała

Numer albumu: 269988

Analiza zagrożeń jakości wód rzeki Bzury i zbiorników Arturówek
dla ekohydrologicznej ich rekultywacji

Praca magisterska wykonana
w Katedrze Ekologii Stosowanej UŁ
pod kierunkiem
dr. Tomasz Jurczak

Łódź, 2011

Serdecznie dziękuję

*Panu dr. Tomaszowi Jurczakowi
za opiekę, wyrozumiałość, cierpliwość,
otwartość na nowe pomysły
oraz pomoc w przeprowadzeniu badań.*

*Panu Prof. dr. hab. Maciejowi Zalewskiemu
za umożliwienie mi zrealizowania tej pracy
oraz cenne wskazówki merytoryczne.*

*Panu dr. Zbigniewowi Kaczkowskiemu
za ogromną pomoc w przeprowadzeniu badań,
uwagi merytoryczne i zaangażowanie.*

*Pani dr Adriannie Wojtal-Frankiewicz
za ogromną pomoc w analizie zooplanktonu
cenne uwagi i zaangażowanie.*

*Pani dr Magdalenie Urbaniak
za pomoc w analizie metali ciężkich oraz dioksyn
oraz duże zaangażowanie.*

*Pani dr Małgorzacie Stolarskiej
za pomoc w analizie parametrów hydrologicznych
rzeki Bzury.*

*Pani dr Agnieszce Bednarek
za pomoc w analizie bakterii pętelki okrężnicy.*

*Pani mgr Ilonie Gągale
za pomoc w analizie form jonowych azotu i fosforu,
ogromną cierpliwość oraz zaangażowanie.*

*Pani mgr Renacie Włodarczyk
za pomoc w analizie statystycznej ankiet,
oraz duże zaangażowanie.*

*Kamilowi Dawidowicz
za wielką pomoc w przeprowadzaniu badań.*

Pracę magisterską wykonano w ramach realizacji projektu LIFE+
pt.: „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek” (Łódź)
jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich”
(EH-REK) LIFE08 ENV/PL/000517.
Projekt finansowany z Unii Europejskiej
i Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.



Spis treści:

I	Wstęp	6
I.1	Zasoby wodne – stan obecny i przewidywane zagrożenia	6
I.2	Jakość wody w kąpieliskach w świetle nowych przepisów prawnych	7
I.3	Przyczyny i konsekwencje nadmiernej eutrofizacji wód powierzchniowych	9
I.4	Toksyczne zakwity sinic	11
I.5	Znaczenie struktur biologicznych w wodzie	14
I.6	Zagrożenia miejskich ekosystemów wodnych	15
I.7	Rola terenów zielonych w miastach	17
I.8	Ekohydrologia - rozwiązanie globalnych problemów w mezoskali zlewni	18
I.9	Cele pracy	19
II.	Tereń badań	21
II.1	Charakterystyka rzeki Bzury	21
II.2	Charakterystyka zespołu zbiorników „Arturówek” oraz stawu UŁ	22
II.3	Charakterystyka zlewni	22
III.	Materiały i metody	27
III.1	Pobór próbek	27
III.2	Warunki meteorologiczne	28
III.3	Analiza parametrów fizycznych wody	28
III.4	Analiza parametrów chemicznych wody	28
III.5	Analiza osadów dennych i dioksyn	29
III.6	Analiza chlorofilu a metodą AOA oraz fitoplanktonu metodą mikroskopową	29
III.7	Analiza mikrocystyn metodą wysokosprawnej chromatografii cieczowej	30
III.8	Analiza mikroskopowa zooplanktonu	31
III.9	Analiza ichtiofauny	32
III.10	Analiza parametrów hydrologicznych rzeki Bzury	32
III.11	Analiza bakteriologiczna wody	33
IV.	Wyniki.	34
IV.1	Warunki meteorologiczne	34

IV.2	Wpływ parametrów fizyko-chemicznych na jakość wód	35
IV.3	Rola osadów dennych i dioksyn w zbiornikach „Arturówek” i stawie UŁ . . .	48
IV.4	Dynamika występowania fitoplanktonu w zbiornikach „Arturówek” i stawie UŁ	51
IV.5	Rozkład biomasy zooplanktonu w kaskadzie zbiorników „Arturówek”	56
IV.6	Rozkład biomasy ryb w zbiornikach „Arturówek”	59
IV.7	Parametry hydrologiczne rzeki Bzury	61
IV.8	Wpływ parametrów bakteriologicznych na jakość wód	61
V.	Dyskusja	62
VI.	Wnioski	72
VII.	Literatura	73
	Streszczenie pracy magisterskiej	83
	Załącznik 1. Badanie percepcji społecznej, zadowolenia i nastawienia do realizowanego projektu - cz. I	84

Skróty zastosowane w pracy:

B: rzeka Bzura poniżej Zbiornika Dolnego,

AD: Arturówek Dolny,

AŚ: Arturówek Środkowy,

AG: Arturówek Górny,

BpG: rzeka Bzura powyżej Zbiornika Górnego,

BW: rzeka Bzura poniżej ul. Wycieczkowej,

BpW: rzeka Bzura powyżej ul. Wycieczkowej,

UŁ: zbiornik Uniwersytetu Łódzkiego.

MC-LR – mikrocystyna -LR

MC-RR – mikrocystyna -RR

MC-YR – mikrocystyna -YR

TN – azot całkowity

TP – fosfor całkowity

ŚSt – średnie stężenie parametru w wodzie, oznaczonego w trakcie całego sezonu prowadzonych badań na danym stanowisku

I. Wstęp

I. 1. Zasoby wodne – stan obecny i przewidywane zagrożenia

Ziemia, określana jako błękitna planeta w 71% pokryta przez wodę, nie jest w stanie sprostać obecnemu stresowi antropogenicznemu. Zaledwie 0,014% wszystkich ziemskich zasobów wodnych znajduje się w rzekach, jeziorach i bagnach, stanowiąc realne źródło wody słodkiej, niezbędnej do życia każdego człowieka. Dodatkowym, potencjalnym jej źródłem są lodowce, pokrywa śnieżna i lód gruntowy (1,762%) oraz wody podziemne (1,7%). Niestety jedynie niewielka część tych zasobów jest zdatna do picia (0,3%) i rekreacji (Bales 2003).

Zgodnie z trzecim Światowym Raportem Narodów Zjednoczonych o Gospodarce Wodnej (WWDR3 2009) z 16 marca 2009 roku, przeciętna ilość wody przypadająca na jednego mieszkańca ziemi systematycznie maleje od 1970 roku i w ciągu najbliższego 20-letnia zmniejszy się o jedną trzecią. Według raportu, w trakcie pierwszej połowy XXI wieku (do 2050 roku), liczba populacji na świecie wzrośnie o 3,2 mld, osiągając 9,3 miliardów ludzi. Do tego czasu nawet 70 % ludności świata może cierpieć z powodu niedoboru wody. Raport podaje również, że obecnie połowa populacji krajów rozwijających się korzysta z wody zanieczyszczonej.

Największy odsetek populacji światowej (60%) mają stanowić mieszkańcy miast, których liczba wzrośnie do 2030 roku o 1,8 mld. W związku z tym ekosystemy wodne w miastach będą szczególnie narażone na negatywne oddziaływanie antropopresji. Raport podkreśla także, że najbardziej rozpowszechnionym, globalnym problemem wpływającym na pogarszanie się jakości wody jest wzmożona eutrofizacja.

Zmiany klimatyczne oraz coraz większe ładunki zanieczyszczeń wprowadzane do ekosystemów wodnych, będą skutkowały znacznym pogorszeniem się jakości wody.

Jedną z inicjatyw mających na celu skupienie publicznej uwagi na znaczeniu wody słodkiej oraz propagowanie zrównoważonego zarządzania zasobami wodnymi, jest obchodzony corocznie (od 1993 r.) 22 marca Międzynarodowy Światowy Dzień Wody (International World Water Day).

Również Polska zmagą się z niedoborem wód słodkich dobrej jakości i pod względem zasobów wodnych bywa porównywana do krajów typowo pustynnych.

Jak podaje Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, w dokumencie „Diagnoza aktualnego stanu gospodarki wodnej” (2010), średni odpływ wód powierzchniowych Polski jest prawie o połowę mniejszy niż średnia europejska i wynosi 5,0 l/s km², z czego

połowa pochodzi z drenażu wód podziemnych. Ponadto zasoby wód płynących charakteryzują się dużą zmiennością czasową i przestrzenną, co jest przyczyną zarówno gwałtownych powodzi jak i susz. Z kolei niewielkie możliwości retencyjne sztucznych zbiorników nie gwarantują pełnej ochrony przed powodziami i suszami. Szokujący jest fakt, że zaledwie 57% ludności w Polsce korzysta z kanalizacji, a 60% z oczyszczalni ścieków. W dalszym ciągu największym źródłem zanieczyszczeń jest rolnictwo oraz niekontrolowane zrzuty ścieków bytowych. Według dokumentu KZGW nawet 50% jezior może nie osiągnąć celów środowiskowych Ramowej Dyrektywy Wodnej do 2015 roku. Ponadto w prawie połowie nadleśnictw obserwuje się obniżanie poziomu wód gruntowych co powoduje likwidację wielu siedlisk i mokradeł oraz zubożenie flory. Dokument ten podkreśla również dużą wodochłonność polskiej gospodarki i związaną z tym konieczność wdrażania nowoczesnych technologii wodooszczędnych. Dodatkowo największe straty powodziowe mogą sięgać każdorazowo nawet 1% PKB (kilkadziesiąt milionów złotych). Z kolei susze mogą stać się jednym z ważniejszych problemów naszego kraju, gdyż przewiduje się, że ich częstotliwość podwoi się do 2020 roku.

W związku z powyższą sytuacją Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej przedstawił Projekt polityki wodnej państwa do 2030 roku (z uwzględnieniem etapu 2016), jako zestawienie niezbędnych działań zmierzających do rozwiązania bieżących i przyszłych problemów oraz spełnienia warunków Ramowej Dyrektywy Wodnej do 2015 roku.

Zastosowanie innowacyjnych i systemowych rozwiązań oraz edukacja społeczeństw są kluczowymi aspektami w zrównoważonym gospodarowaniu zasobami wodnymi i ich ochronie.

I. 2. Jakość wody w kąpieliskach w świetle nowych przepisów prawnych

Nowelizacja ustawy z dnia 4 marca 2010 roku – o zmianie ustawy Prawo wodne (Dz. U. Nr 44, poz. 253) stanowi wdrożenie do polskiego prawa postanowień Dyrektywy 2006/7/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 lutego 2006 r. dotyczącej zarządzania jakością wody w kąpieliskach. Zgodnie z tą ustawą kąpieliskiem jest wydzielony i oznakowany fragment wód powierzchniowych, wobec którego nie wydano stałego zakazu kąpeli. Jednymi z głównych obowiązków organizatora kąpieliska jest wizualne nadzorowanie stanu wody oraz informowanie osoby kąpiące się o jakości wody. Natomiast w wypadku wprowadzenia przez organy Państwowej Inspekcji Sanitarnej zakazu kąpeli, jest on także zobowiązany do ustalenia przyczyny zanieczyszczenia oraz podjęcia działań dla ochrony zdrowia ludzkiego i poprawy jakości wody. Z kolei organy

Państwowej Inspekcji Sanitarnej mają prawo wprowadzić stały zakaz kąpielii, jeśli jakość wody w kąpielisku została zaklasyfikowana jako niedostateczna w 5 kolejnych sezonach kąpielowych (Dz. U. Nr 44, poz. 253).

Od kilku lat Wojewódzka Stacja Sanitarно-Epidemiologiczna w Łodzi wydaje zakaz kąpielii w Arturówku w sezonie letnim, ze względu na zakwity sinicowe oraz występowanie bakterii pałeczki okrężnicy. W świetle nowych przepisów prawnych istnieje ryzyko wprowadzenia stałego zakazu kąpielii jeśli jakość wody będzie niedostateczna w ciągu następných 5 sezonów letnich. Taka sytuacja byłaby szczególnie niekorzystna dla mieszkańców Łodzi i jej najbliższych okolic. Zgodnie z najnowszym Orzeczeniem Państwowych Powiatowych Inspektorów Sanitarnych (WSSE 2010), na terenie województwa łódzkiego wyróżnia się 41 kąpielisk. Na większości z nich każdego roku w sezonie letnim obowiązuje zakaz kąpielii. Trzy spośród nich znajdują się w granicach administracyjnych miasta Łodzi: Arturówek na rzece Bzura, Stawy Jana na rzece Olechówce oraz Stawy Stefańskiego na rzece Ner. Europejska Agencja Środowiska wyróżnia w województwie łódzkim jedynie 4 kąpieliska: Arturówek, Bronisławów (Zalew Sulejowski, na rzece Pilicy), a także Słok i Wawrzkowizna (na rzece Widawce). Badania monitoringowe prowadzone w latach 2005-2009 na tych zbiornikach, wykazały ok. 20%-owy udział wód o złej jakości w roku 2006 i 2008, co skutkowało okresowymi zakazami kąpielii (WISE 2010). Spośród w/w 4 akwenów, najlepszą jakością wody charakteryzuje się Słok oraz Wawrzkowizna, najgorszą zaś – Bronisławów. W przypadku zbiorników Arturówek, w 2006 oraz 2008 uznano jakość wód tego zbiornika za złą, zaś w 2007 oraz 2009 roku za dobrą, spełniającą obowiązujące normy (BWD 2010). Przy obecnym trendzie, można się spodziewać, że jakość wody w kąpielisku Arturówek w 2010 roku zostanie ponownie uznana za złą. Jednocześnie optymistycznie prezentuje się ogólny Raport Europejskiej Agencji Środowiska z 2009 roku (EEA EU-wide Report) dotyczący jakości wód kąpielisk we wszystkich krajach Unii Europejskiej. Wyniki w nim zawarte potwierdzają długofalową pozytywną tendencję w poprawie jakości wody, co jest ściśle związane z koniecznością wypełnienia zobowiązań wynikających z Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW), nr 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r., czyli osiągnięcie dobrego stanu ekologicznego wód do 2015 roku.

I. 3. Przyczyny i konsekwencje nadmiernej eutrofizacji wód powierzchniowych

Gwałtowny rozwój przemysłu, rolnictwa oraz transportu w XX wieku spowodowały wielokrotne zwiększenie ładunku biogenów doprowadzanego do zlewni rzek całego świata. Szacuje się, że stężenie azotu i fosforu we wszystkich wodach powierzchniowych wzrosło średnio dwukrotnie, a w Europie Zachodniej i Ameryce Północnej zwiększyło się od 10 do 50 razy (Allan 1998). Największe zagrożenie dla ekosystemów wodnych stanowią związki fosforu oraz azotu, których głównymi źródłami jest rolnictwo oraz ścieki bytowe i odpady przemysłowe.

Związki fosforu są przekształcane z postaci nieorganicznej w organiczną poprzez wbudowanie ich w komórki ciała roślin i mikroorganizmów (Lampert i Sommer 1996). W procesie rozkładu tych organizmów fosfor ponownie pojawia się w puli związków biogennych. Jeśli natomiast wystąpią warunki beztlenowe fosfor może tworzyć nierozpuszczalne w wodzie kompleksy, limitując tym samym zagrożenie nadmiernej eutrofizacji ekosystemów wodnych (Allan 1998, Zalewski 2007). Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. (Dz. U. 2008, nr 162, poz. 1008) wartość graniczna fosforu ogólnego w wodach powierzchniowych nie powinna przekroczyć 0,2 mg/l dla I klasy jakości wód oraz 0,4 mg/l dla klasy II. Z kolei stężenie fosforu ogólnego w zbiornikach wodnych powinno oscylować w granicach 0,06-0,12 mg/l (w zależności od rodzaju zbiornika) dla I klasy jakości wód. Zwiększony udział fosforanów w wodzie sugeruje dopływ do zlewni substancji zanieczyszczających (Hermanowicz i in. 1999).

Związki azotu występują w wodach niezanieczyszczonych w niewielkiej ilości, głównie w postaci azotynów, które w wyniku utleniania zmieniają się w azotany, zaś w wyniku redukcji w amoniak. W środowisku wodnym występują, charakterystyczne dla obiegu azotu w przyrodzie przemiany mikrobiologiczne takie jak: nityfikacja (utlenianie amoniaku do azotanów), denityfikacja (redukcja azotanów do gazowego azotu) oraz amonifikacja (rozkład białek i mocznika do amoniaku) (Allan 1998). Podwyższone stężenia azotanów w wodzie są najczęściej spowodowane spływami powierzchniowymi ze sztucznie nawożonych pól. Z kolei zwiększony udział azotu amonowego, którego naturalnym źródłem są produkty rozkładu białka roślinnego i zwierzęcego oraz mocznik, świadczy o dopływie do wód powierzchniowych ścieków przemysłowych lub miejskich (Hermanowicz i in. 1999). Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. (Dz. U. 2008, nr 162, poz. 1008) wartość graniczna azotu całkowitego w naturalnych zbiornikach wodnych powinna oscylować w granicach 1,5-2,5 mg/l odpowiednio dla I i II

klasy, zaś stężenie form azotu w ciekach naturalnych dla klasy I i II powinno wyglądać następująco: amoniak 0,78 i 1,56 mg/l; azotany 2,2 i 5 mg/l; azot ogólny 5 i 10 mg/l. Azot, posiada właściwości limitujące, zwłaszcza gdy do zlewni docierają duże ilości fosforu (Lampert i Sommer 1996).

Udział w wodach powierzchniowych azotu i fosforu, jako pierwiastków chemicznych o właściwościach limitujących, jest kluczowy w zachowaniu równowagi ekosystemów wodnych. Zgodnie z badaniami Redfielda (1963) prawidłowy stosunek stechiometryczny N:P wynosi 16:1. Poniżej tej wartości organizmy będą miały większe zapotrzebowanie na azot, powyżej zaś na fosfor. Jedną z poważnych konsekwencji zaburzenia tej równowagi jest wzmożony proces eutrofizacji cieków i zbiorników wodnych obserwowany na świecie.

Eutrofizacja jest powolnym i naturalnym procesem zachodzącym w każdym ekosystemie wodnym (Kajak 1998). Niestety, działalność człowieka w ostatnich dziesięcioleciach spowodowała wielokrotne przyspieszenie tego procesu ze względu na zwiększenie dostępności kluczowych substancji, czyli związków azotu i fosforu (Smith 2009). Znaczna ingerencja człowieka w środowisko, powoduje że działania ludzkie mają większy wpływ na kształtowanie ekosystemów niż procesy naturalne. W związku z tym przełom wieków XX i XXI określany jest mianem Antropocenu (Zalewski i Wagner 2008). Obecnie eutrofizacja rozumiana jest jako wynik nadmiernego wzbogacenia wód w związki biogenne, co powoduje zakłócenie wewnętrznej równowagi ekosystemu, a w konsekwencji znaczny spadek jakości wody (Istvanovics 2009). Głównymi źródłami ładunków biogenów są dopływające do wód powierzchniowych zanieczyszczenia ze ścieków przemysłowych i komunalnych, intensyfikacja rolnictwa, wzrost erozji gleb oraz zanieczyszczenie powietrza (Lampert i Sommer 1996).

Problem ten dostrzeżono stosunkowo wcześniej w rozwoju limnologii (na początku XX wieku) i dotyczy on zarówno jezior, zbiorników sztucznych, rzek i strumieni jak i terenów podmokłych. W latach 70-tych XX wieku prowadzono wiele badań naukowych, których wyniki podkreślały znaczenie stężenia azotu i fosforu oraz czasu retencji wody, jako głównych czynników kontrolujących eutrofizację zbiorników naturalnych i sztucznych (Vollenweider 1968). Z kolei w latach 90-tych XX wieku odnotowano, że płytkie zbiorniki wodne są bardziej narażone na wzmożoną eutrofizację niż akweny głębokie, ze względu na brak stratyfikacji, a co za tym idzie zmniejszoną zdolność samooczyszczania się. Ponadto, w płytkich zbiornikach wodnych, zasilanie wewnętrzne biogenami uwalnianymi z osadów dennych jest bardziej efektywne (Sas 1989).

W środowisku wodnym eutrofizacja zazwyczaj prowadzi do namnożenia fitoplanktonu, znacznego spadku stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie, śmierci ryb oraz zubożenia bioróżnorodności (Gold i Sims 2005). Intensywny rozwój fitoplanktonu utrudnia dopływ promieni świetlnych do litoralu, co powoduje obumieranie fotosyntetyzujących makrofitów i może prowadzić do toksycznych zakwitów sinic (Lampert i Sommer 1996). Z kolei deficyty tlenowe skutkują zwiększającym się stężeniem trującego siarkowodoru w wodzie, a co za tym idzie znaczną śmiertelnością organizmów. W konsekwencji dochodzi do zmiany składu gatunkowego, na korzyść organizmów o mniejszych wymaganiach środowiskowych, co powoduje znaczne zmniejszenie bioróżnorodności danego ekosystemu (Kajak 1998).

Nadmierna eutrofizacja jest jednym z głównych problemów dotyczących jezior i zbiorników sztucznych. W celu uniknięcia negatywnych konsekwencji tego procesu niezbędne jest zmniejszenie zasilającego zewnętrznego ładunku biogenów oraz kontrola wewnętrznych struktur i procesów ekologicznych w danym akwenie (Hupfer i Hilt 2008).

I. 4. Toksyczne zakwity sinic

Jedną z najczęstszych konsekwencji przeżyźnienia wód jest gwałtowny rozwój fitoplanktonu, często prowadzący do tak zwanego „zakwitu wody”. Proces ten ma miejsce, gdy stężenie chlorofilu *a* jest większe lub równe 20 mg/m³, albo całkowita biomasa fitoplanktonu jest większa lub równa 3 g/m³ (Nebaeus 1984). Aby doszło do masowego zakwitu glonów, w wodzie muszą występować odpowiednie warunki klimatyczne oraz duża ilość substancji pokarmowych i co najważniejsze niezbędna jest obecność szybko namnażających się gatunków, zdolnych do tworzenia kolonii (Tarczyńska i in. 1997). Najczęściej obserwowane są zakwity okrzemek wiosną oraz sinic – latem. Ten ostatni rodzaj jest szczególnie niebezpieczny i stanowi zagrożenie zarówno dla środowiska jak i dla człowieka.

Sinice są najbardziej na świecie rozpowszechnioną i zróżnicowaną grupą fotosyntetyzujących prokariotów i obejmują około 2000 gatunków ze 150 rodzajów (Vincent 2009). Umiejętność przystosowywania się sinic do szybko zmieniających się parametrów zapewnia im ogromną bioróżnorodność w ekosystemach wód śródlądowych (Naselli-Flores i Barone 2009). Przedstawiciele *Cyanobacteria* występują zarówno w glebie jak i wodach słodkich i słonych. Wiele przystosowań zapewnia im znaczą przewagę w stosunku do innych gatunków fitoplanktonu, które nie stanowią dla nich żadnej konkurencji.

Cyjanobakterie najlepiej rozwijają się w temperaturze oscylującej w granicach 15-35 °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 i Eloranta 1994). Niektóre gatunki sinic (*Aphanizomenon spp.*, *Anabaena spp.*) są nawet zdolne do pobierania azotu cząsteczkowego (Reynolds 1984). Funkcjonowanie ich tylakoidów jest bardzo zbliżone do aparatów fotosyntetycznych u roślin wyższych oraz glonów. Ponadto mogą swobodnie poruszać się w słupie wody (dzięki wbudowanym pęcherzykom powietrza) oraz tworzyć kożuch na jej powierzchni, który utrudnia dotarcie promieniowania słonecznego do pozostałych organizmów (Kajak 1998). Tworzone przez sinice ogromne kolonie nie mogą być limitowane przez zooplankton. Nawet największe filtratory z rodzaju *Daphnia sp.* mogą wyżerać jeden z najpowszechniejszych gatunków sinic – *Microcystis aeruginosa* tylko wtedy, gdy liczba ich komórek w kolonii nie przekracza pięciu (Tarczyńska i Zalewski 1995). Rozmnażanie się sinic jest ściśle związane z dostępnością biogenów oraz warunkami abiotycznymi takimi jak światło, temperatura, odczyn oraz zasolenie wody (Stevenson 2009).

W ciągu ostatnich kilku lat na całym świecie odnotowano toksyczne zakwity sinicowe (Sukenik i in. 2009). Najczęściej pojawiają się one w jeziorach eutroficznym, zakłócając prawidłowe zależności w sieci troficznej (Vincent 2009). Zakwity sinicowe występujące w jeziorach i sztucznych zbiornikach wodnych pogarszają ich wartość estetyczną, co może bezpośrednio wpłynąć na zmniejszenie zysków pochodzących z turystyki na danym obszarze (Hilton i in. 2006). Jednakże największym problemem są toksyny uwalniane do wody w trakcie obumierania komórek sinic (Carmichael 1992, Chen i in. 2011). Istnieje poważne ryzyko zatrucia tymi substancjami zarówno doustnie, jak i w wyniku inhalacji oraz przez skórę. Wielokrotnie zanotowano wystąpienie u ludzi wysypek skórnych, gorączki, zatrucia organizmu oraz ostrego zapalenia żołądka (Stewart i in. 2011). Badania epidemiologiczne donoszą o licznych przypadkach zatrucia pokarmowego, a nawet śmierci ludzi na skutek jednorazowego kontaktu z dużym stężeniem toksyn sinicowych. Przykładem jest sytuacja w Brazylii gdzie 88 osób (głównie dzieci) zmarło na skutek picia wody ze Zbiornika Itaparica, w którym pojawił się kwiat *Anabaena sp.* i *Microcystis sp.* (Teixera i in. 1993). Z kolei długotrwałe przyjmowanie małych dawek toksyn może powodować trwałe zmiany struktury DNA komórki (Mankiewicz i in. 2001). Przykładem może być sytuacja w Chinach, gdzie odnotowano osiem razy więcej

przypadków zachorowań na nowotwory wątroby u ludzi pijących wodę z zakwitami *Microcystis sp.* niż u ludzi jej nie spożywających (Yu 1989).

Przedstawiciele *Cyanobacteria* posiadają zdolność produkowania wielu funkcjonalnie i strukturalnie niezależnych toksyn. Ze względu na charakter ich oddziaływania na organizmy, do tej pory 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*, *Lyngbya* (Codd i in. 2005). Najczęściej występującymi toksynami są mikrocystryny oraz nodularyny należące do hepatotoksyn. Na chwilę obecną znanych jest ponad 90 różnych mikrocystryn (Neffling i in. 2010), których głównymi producentami są osobniki należące do rodzaju *Anabaena*, *Microcystis* oraz *Planktothrix* (Sivonen 2009). Najlepiej poznane pod względem chemicznym są zaledwie trzy mikrocystryny - MC-LR, MC-YR i MC-RR (Jurczak i Tarczyńska 2005). Charakteryzują się one szczególną trwałością, rozkładając się w środowisku przez wiele tygodni (Gajdek 1999). Hepatotoksyny wywołują gorączkę, wymioty, zmiany skórne, biegunkę, a ostatecznie nawet śmierć w wyniku szoku krwotocznego wątroby (Codd i in. 2005). Występujące w ponad 20 odmianach neurotoksyny zaburzają funkcjonowanie układu nerwowo-mięśniowego, powodują drżenie mięśni, trudności w oddychaniu, a nawet śmierć (Tarczyńska i Mankiewicz-Boczek 2005). Są one produkowane głównie przez gatunki z rodzajów *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Lyngbya* oraz *Phormidium* (Sivonen 2009). Z kolei cytotoksyny uszkadzają wątrobę, nerki, śledzionę, trzustkę, a także serce, jednakże nie powodują śmierci. Natomiast dermatotoksyny powodują głównie podrażnienia skóry (Westrick i in. 2010). Liczne badania wykazały, że niektóre toksyny sinicowe (mikrocystryna-LR) są bardziej niebezpieczne niż znane od dawna trucizny takie jak cyjanek sodu czy strychnina (Tarczyńska i Zalewski 1995).

W związku z narastającym zagrożeniem zdrowia i życia ludzkiego, Światowa Organizacja Zdrowia ustaliła w 1998 roku maksymalne stężenie MC-LR wynoszące 1 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ w wodzie pitnej (WHO 1998). Z kolei w 2003 roku WHO określiła wartości maksymalne dla stężenia mikrocystryn w kąpieliskach, wynoszące od 2 do 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ (WHO 2003), a w 2009 roku wydała dokument: „Zasady bezpiecznej rekreacji w środowiskach wodnych”.

I. 5. Znaczenie struktur biologicznych w wodzie

Fitoplankton

Fitoplankton jako najniższy element piramidy troficznej w ekosystemach wodnych stanowi podstawowe źródło substancji pokarmowych dla zooplanktonu, bakterii oraz grzybów. Pełni niezwykle ważną rolę w utrzymywaniu równowagi ekosystemu. Z jednej strony produkuje tlen i kształtuje pH wody poprzez wykorzystywanie dwutlenku węgla, z drugiej zaś może być źródłem allelopatycznych oraz toksycznych substancji (Kajak 1998, Reynolds 1999). Zgodnie z koncepcją bottom-up, wysokie stężenia azotu i fosforu stymulują wzrost fitoplanktonu, co prowadzi do powstawania toksycznych zakwitów sinic. Wczesną wiosną w ekosystemach wodnych dominują kryptofity, wiosną i jesienią okrzemki, zaś latem sinice (Reynolds 1999).

Zooplankton

Zooplankton pełni bardzo ważną funkcję w przesyłaniu energii do wyższych poziomów troficznych poprzez produkcję biomasy i wyżeranie fitoplanktonu (Strecker i Arnott 2008). Efektywność tych procesów zależy od biomasy i składu gatunkowego zooplanktonu w danym ekosystemie wodnym. Ponadto, żywiąc się fitoplanktonem pełni ważną funkcję w kontrolowaniu jego populacji, dzięki czemu może zapobiegać zakwitom (Kajak 1998). Zooplankton wód powierzchniowych strefy umiarkowanej tworzą pierwotniaki, wrotki, wioślarki i widłonogi (skorupiaki). Wiosną i jesienią dominują widłonogi i wrotki, latem wioślarki, zimą zaś widłonogi. W jeziorach i stawach wśród planktonowych skorupiaków dominują wioślarki. Przyczyniają się one do krążenia materii w kolumnie wody i stanowią ważny składnik diety dla bezkręgowców i ryb (Rautio 2007).

Ryby

Na przedstawicieli wód powierzchniowych strefy umiarkowanej składają się głównie ryby karpowate (np.: karp, karaś, lin, jaz), okoniowate (okoń, sandacz) oraz szczupakowate (szczupak) (Kajak 1998, Frankiewicz 1998). Ichtiofauna danego ekosystemu wodnego ma ogromny wpływ na funkcjonowanie biocenoz planktonowych zbiornika. Narybek odżywia się zooplanktonem, co prowadzi do limitowania jego biomasy, a w konsekwencji może powodować gwałtowny rozwój glonów, w tym toksyczne zakwity sinicowe. Dopiero większe osobniki mogą odżywiać się larwami owadów lub innymi rybami (Frankiewicz 1998). Ponadto ryby jako organizmy aktywnie pływające w wodach śródlądowych powodują resuspensję osadów dennych (co sprzyja wtórnemu zasilaniu wody biogenami) oraz przyczyniają się do ich natlenia (Kajak 1998).

I. 6. Zagrożenia miejskich ekosystemów wodnych

Gwałtowny rozwój urbanizacji w XX wieku ma wiele społecznych, ekonomicznych, kulturalnych i w dużej mierze przyrodniczych konsekwencji. W 2007 roku po raz pierwszy w historii ludzkości liczba mieszkańców miast na świecie (3 mld) przekroczyła liczbę mieszkańców wsi (United Nations 2007). Niezwykle szybki proces koncentracji ludności w miastach, gwałtowny wzrost liczby ludności i rozpełzanie się wielkich aglomeracji poza wcześniej ustalone administracyjne, ma ogromny wpływ na środowisko. Każde miasto jest obszarem trwale zmienionego, zazwyczaj zdegradowanego środowiska. Człowiek w mniejszym lub większym stopniu przekształca krajobraz miast, czego skutkiem jest zmiana procesów biogeochemicznych zachodzących w danym ekosystemie. Budowanie miasta wymaga homogenizacji środowiska przyrodniczego w celu sprostanania wymaganiom zaledwie jednego gatunku – człowieka (McKinney 2006).

Jednym z takich działań jest uszczelnianie powierzchni zlewni miejskich, co bezpośrednio zakłóca naturalny obieg wody i materii na tym obszarze. W konsekwencji tereny miejskie zmagają się z problemami powodzi, okresami suszy, a szczególnie ze zwiększonymi ładunkami zanieczyszczeń dostającymi się do wód wraz ze spływem powierzchniowym (Zalewski i Wagner 2008). W związku z tym wielokrotniona ilość biogenów dostająca się bezpośrednio do rzek i zbiorników powoduje obniżenie ich odporności i zdolności do elastycznego reagowania (Zalewski 2007). Jedną z możliwości zatrzymania wody w krajobrazie i uregulowania obiegu wody w mieście jest budowa małych stawów wzdłuż biegu cieków, co powoduje zahamowanie fali powodziowej oraz doczyszczanie ścieków deszczowych (Krishnappan i Marsalek 2002, Marsalek i in. 2006).

Znaczna ilość zanieczyszczeń dostająca się do wód powierzchniowych jest akumulowana w osadach dennych cieków i zbiorników. Dzięki niskiej rozpuszczalności w wodzie, długiej trwałości oraz hydrofobowości substancje te są łatwo adsorbowane na powierzchni małych cząsteczek materii (Wiberg i Harris 2002). W związku z tym osady mogą stać się źródłem wtórnego zanieczyszczenia toni wodnej, m.in. związkami azotu i fosforu na skutek resuspencji (Atkinson i in. 2007).

Jednym z zagrożeń na terenach miast jest akumulacja w osadach wód powierzchniowych PCDD (polichlorowanych dibenzo-*para*-dioksyn), PCDF (polichlorowanych dibenzofuranów) i dl-PCB (polichlorowanych bifenyli) (U.S. EPA 1994). Związki te występują we wszystkich typach ekosystemów, a ich cechy i właściwości są wciąż zgłębiane w badaniach naukowych. Jednakże potwierdzona do tej pory ich trwałość w środowisku oraz toksyczność stanowią poważne zagrożenie dla

środowiska i człowieka (Van den Berg i in. 2006). Substancje te mogą pochodzić z dopływu ścieków deszczowych oraz bytowo-przemysłowych, a także z depozycji atmosferycznej (U.S. EPA 1994).

Według Horstmann i McLachlana (1995) toksyczność PCDD/PCDF w wodach odprowadzanych z gospodarstw domowych w sumie może osiągnąć nawet 14 pg TEQ/l, w wodach z pralek 25 pg TEQ/l, a w wodach kąpielowych/prysznicowych nawet 210 pg TEQ/l. Autorzy podkreślają także, że zwiększone stężenia tych substancji występują w wodach spłukiwanych z ruchliwych ulic (powyżej 20 000 samochodów dziennie). Z kolei Blanchard i in. (2004) wykazali, że największym źródłem PCB są tereny zurbanizowane (do 3,5 kg w ciągu roku), w głównej mierze ścieki deszczowe (wody spływające po jezdni, parkingach, dachach domów). Dodatkowym źródłem PCDD/PCDF mogą być spaliny oraz procesy termicznego spalania śmieci i węgla opałowego, które w wyniku depozycji mokrej lub suchej dostają się do ekosystemu wodnego (U.S. EPA 1994).

Stężenia PCDD, PCDE oraz dl-PCB w powietrzu mogą być nawet 8-krotnie wyższe zimą niż latem (Lohmann i Jones 1998). Udowodniono także, że śnieg jest źródłem związków chloroorganicznych, które w czasie roztopów dodatkowo zanieczyszczają wody powierzchniowe (Herbert i in. 2006).

Ze względu na brak wartości dopuszczalnych tych substancji w środowisku wodnym, w celu określenia bezpiecznych granicznych stężeń w/w substancji w osadach dennych, wykorzystywane są zapisy Canadian Sediment Quality Guidelines, które określają górną granicę toksyczności (suma PCDD, PCDF) na 0,85 ng TEQ/kg s. m., a poziom prawdopodobnego wystąpienia skutków PEL (*ang.* Probable Effect Level) na 21,5 ng TEQ/kg.s.m.

Kolejnym problemem zlewni terenów miejskich jest zawartość metali ciężkich w osadach dennych wód powierzchniowych. Metale ciężkie znajdujące się w osadach jezior mają znaczący wpływ na jakość wody tego akwenu oraz funkcjonowanie całych miejskich ekosystemów wodnych (Liu i in. 2008). Wody powierzchniowe w miastach są zasilane produktami mokrej i suchej dekompozycji, zanieczyszczeniami gromadzącymi się na jezdniach oraz spływającymi z powierzchni gleb (spaliny samochodowe, pył, śmieci, ścieki) (Xin i in. 2011). Najczęściej określanym metalem ciężkim w osadach jest ołów (izotop ^{210}Pb), uważany za główny wskaźnik zanieczyszczeń antropogenicznych (Komárek i in. 2008). Również duże stężenia kadmu świadczą o wprowadzanych lokalnie do ekosystemu zanieczyszczeniach (Reczyński i in. 2010).

Dopływ do miejskich ekosystemów wodnych nieoczyszczonych ścieków komunalno-bytowych jest przyczyną występowania w wodzie pitnej oraz w kąpieliskach bakterii *Escherichia coli*, co stanowi bezpośrednie zagrożenie dla zdrowia ludzi (Lauber i in. 2003). Na podstawie badań wykazujących korelację pomiędzy występowaniem bakterii pałeczki okrężnicy w wodzie, a chorobami układu pokarmowego u osób kąpiących się, uznano miano *E.coli* za jeden ze wskaźników jakości wody w kąpieliskach (U.S.EPA 1986). Obecność tej bakterii w wodzie uznaje się także za przyczynę krwawych biegunek oraz ostrych niewydolności nerek u dzieci (Arvanitidou i in. 1996).

I. 7. Rola terenów zielonych w miastach

Globalne problemy XXI wieku takie jak szybki wzrost liczby ludności, niezwykle gwałtowna urbanizacja, a przy tym ogromna degradacja i przekształcanie środowiska, wymagają nowego, zintegrowanego podejścia do zarządzania miejskimi ekosystemami wodnymi. Niezbędna jest edukacja społeczeństwa oraz kształtowanie nowej relacji pomiędzy człowiekiem, a środowiskiem. W konsekwencji równie istotna jest współpraca przedstawicieli społecznych i przyrodniczych dziedzin nauki (Pacala 1994). Bez uwzględnienia procesów socjologicznych i problemów społecznych w miastach, nie jest możliwe pełne zrozumienie funkcjonowania ekosystemów na tym obszarze. Miasta generują zupełnie nowe problemy, zagrożenia oraz zaburzenia w strukturze systemów ekologicznych (McDonnell i Pickett 1990).

Jednym z aspektów wymagających tak złożonej integracji jest udział terenów zielonych w całkowitej powierzchni miasta. Zgodnie ze Swanwick i in. (2003) teren zielony to obszar prywatny lub państwowy o rozszczelnionej, przepuszczalnej powierzchni takiej jak gleba, trawa, krzewy, drzewa i woda. Większość z nich tworzą parki, ogrody, boiska sportowe i miejsca do rekreacji (Breuste i in. 2008). W miastach, gdzie gwałtownie wzrasta liczba mieszkańców odnotowuje się zmniejszanie się powierzchni obszarów zielonych. Pomimo dużego znaczenia tych terenów dla miast, często są one lekceważone w planach zagospodarowania przestrzeni miejskiej. Obszary zielone limitują negatywne konsekwencje dużej emisji dwutlenku węgla (Nowak 1994). Ponadto kreują wartości estetyczne, tworzą korzystny mikroklimat, zwiększają bioróżnorodność i mają znaczący wpływ na jakość powietrza, wód oraz gleb (Berkowitz i in. 2003). Obecność terenów zielonych w miastach ma również ogromne znaczenia dla kondycji psychicznej, fizycznej i zdrowotnej człowieka. Badania wykazują, że kontakt z naturą redukuje stres, wzmacnia koncentrację i uspokaja (Ulrich i in. 1991). Dodatkowo prowokuje do nawiązywania i

podtrzymywania relacji społecznych, a pośrednio nawet redukuje agresję i przemoc (Newton 2007). W konsekwencji wysoka jakość i ilość obszarów zielonych w miastach ma bezpośrednie przełożenie ekonomiczne na rozwój gospodarczy całego regionu (Benedict i McMahon 2006). W związku z tym zarządzanie tymi terenami wymaga zintegrowanej współpracy decydentów, instytucji, naukowców i przede wszystkim społeczeństwa. Również niezwykle ważna jest interakcja pomiędzy człowiekiem, a środowiskiem naturalnym miasta w którym żyje, zwłaszcza w świetle kształtowania i degradowania ekosystemów, m.in. wód powierzchniowych (Turner i in. 1990). Zbiorniki wodne pełnią w miastach rozmaite funkcje: rekreacyjną, estetyczną, retencyjną. Ponadto doczyszczają wody opadowe, łagodzą klimat i wzbogacają krajobraz. Degradacja ekosystemów wodnych w miastach ogranicza ich mieszkańcom dostęp do czystej wody, co wpływa niekorzystnie na jakość ich życia (Breil i in. 2008). W ramach integracji nauk socjologicznych i ekologicznych prowadzone są m.in. badania ankietowe mające na celu uzyskanie przeglądu publicznych opinii i oczekiwań wobec konkretnego komponentu środowiska lub procesów go kształtujących. Badania te mają poprawić nastawienie społeczeństwa wobec otaczającego go środowiska oraz skłonić do wzięcia wspólnej odpowiedzialności za zrównoważone ukształtowanie ekosystemów (Buijs i in. 2003).

I. 8. Ekohydrologia - rozwiązanie globalnych problemów w mezoskali zlewni

W obliczu wielu zagrożeń kreowanych przez współczesny świat potrzebne jest nowe, świeże spojrzenie, innowacyjne podejście do problemów oraz integracja wielu dziedzin nauki. W celu odkrycia realnych przyczyn globalnych problemów i otrzymania jednego, zharmonizowanego rozwiązania, niezbędna jest jednoczesna wiedza z zakresu hydrologii, ekologii, klimatologii, chemii i socjologii. Kluczem do zrozumienia zagadnień dotyczących degradacji ekosystemów wodnych oraz złej jakości wody do picia i rekreacji jest ekohydrologia. Koncepcja ta opiera się na trzech zasadach: hydrologicznej, ekologicznej i ekotechnologicznej, których zintegrowane zastosowanie jest niezbędne do osiągnięcia poprawy jakości wody w mezoskali konkretnej zlewni (Zalewski i in. 2008). Zasada pierwsza dotyczy kształtowania procesów hydrologicznych w zlewni przy uwzględnieniu struktury i funkcjonowania biocenozy. Zasada druga ma na celu ograniczenie negatywnych skutków oddziaływania człowieka na ekosystem poprzez zwiększenie jego pojemności oraz odporności na stres antropogeniczny. Z kolei zasada trzecia umożliwia poznane wcześniej właściwości ekosystemu wykorzystać jako narzędzie do zarządzania zasobami wód powierzchniowych na terenie danej zlewni (Zalewski 2000).

Koncepcja ekohydrologii zakłada nieustanną, wzajemną regulację procesów hydrologicznych i ekologicznych („dual regulation”) (Zalewski 2008). Z kolei uzyskana w ten sposób poprawa jakości wody będzie miała wymierne korzyści ekologiczne, ekonomiczne oraz społeczne (Zalewski 2008a).

I. 9. Cele pracy

Kompleks zbiorników rekreacyjnych „Arturówek” powstał w celu zaspokojenia potrzeb rekreacyjnych mieszkańców miasta Łodzi. Obecnie oddziaływania antropogeniczne uniemożliwiają pełnienie tej funkcji, ponieważ w znacznym stopniu wpływają na pogarszanie się jakości wody akwenów. Od wielu lat kąpielisko utworzone na Stawie Dolnym (podobnie jak inne kąpieliska w Łodzi) jest wyłączane z użytkowania w trakcie sezonu letniego, ze względu na corocznie występujące toksyczne zakwity sinic i pojawiające się bakterie *Escherichia coli* (Express Ilustrowany, 2005, 2006, 2008, 2010, 2010a). W związku z tym niezbędne jest podjęcie niezwłocznych działań rekultywacyjnych mających na celu poprawę jakości wody całego kompleksu zbiorników.

W myśl koncepcji ekohydrologii w latach 2010-2014, przy współpracy Uniwersytetu Łódzkiego, Urzędu Miasta Łodzi i Łódzkiej Spółki Infrastrukturalnej, prowadzone są działania w ramach projektu współfinansowanego przez Komisję Europejską oraz Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska, EH-REK „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich” (<http://www.arturowek.pl/>). Działania te mają na celu poprawę jakości środowiska wodnego zespołu zbiorników „Arturówek” oraz wyeliminowanie zakwitów sinicowych. Zlewnie zurbanizowane są ekosystemami o stosunkowo niewielkiej powierzchni, co umożliwia efektywne wykorzystanie tam procesów ekohydrologicznych, poprzez zastosowanie wielu metod jednocześnie i pozwala monitorować uzyskiwane efekty.

Celem projektu jest:

1. Poprawa jakości środowiska przyrodniczego, wody i wartości rekreacyjnych zbiorników „Arturówek” w Łodzi;
2. Zastosowanie ekohydrologii w zrównoważonej gospodarce wodnej na terenach miejskich ze szczególnym uwzględnieniem transferu wiedzy o innowacyjnych technologiach i rozwiązaniach systemowych dla decydentów i społeczeństwa;

3. Opracowanie naukowych podstaw do rekultywacji miejskich ekosystemów wodnych pod kątem wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej UE.

Wymienione wyżej działania przyczynią się nie tylko do wzrostu udziału terenów zielonych w mieście, ale poprzez wykorzystanie ich naturalnych właściwości, do redukcji ilości zanieczyszczeń wprowadzanych do ekosystemów łódzkich rzek.

Niniejsza praca magisterska, zgodnie z I zasadą koncepcji ekohydrologii, ma na celu dokonanie kwantyfikacji procesów zachodzących w ekosystemie zbiorników Arturówek i jego bezpośredniej zlewni. Wyniki te umożliwią zweryfikowanie wcześniej postawionych hipotez dotyczących źródeł nadmiernego ładunku biogenów zanieczyszczających rzekę Bzurę i zbiorniki „Arturówek”. Szczegółowa analiza szans i zagrożeń zlewni pośredniej i bezpośredniej pozwoli na precyzyjne zaplanowanie rozwiązań systemowych i przyczyni się do bardziej wnikliwego poznania problemów tego ekosystemu.

W tym celu:

1. Wyznaczono miejsca poboru próbek wody w zbiornikach „Arturówek” oraz w górnym, źródłowym odcinku rzeki Bzury.
2. Zidentyfikowano punktowe i obszarowe źródła zanieczyszczeń zbiorników Arturówek oraz rzeki Bzury w zlewni bezpośredniej.
3. Wykonano prace w terenie polegające na:
 - pomiarze parametrów meteorologicznych, fizycznych wody oraz hydrologicznych rzeki Bzury na wyznaczonych stanowiskach,
 - poborze próbek wody do analiz chemicznych, biologicznych i toksykologicznych,
 - poborze próbek osadów dennych do analiz chemicznych,
 - odłowieniu ryb w celu określenia składu i dominacji gatunków ichtiofauny.
4. Dokonano wstępnej analizy zagrożeń i szans w zlewni pośredniej i bezpośredniej w oparciu o badania terenowe.

Celem niniejszej pracy jest także poznanie opinii i wiedzy mieszkańców Łodzi na temat zagrożeń, potrzeb i oczekiwań względem planowanych działań w ramach realizowanego projektu.

II. Tereń badań

Teren objęty badaniami znajduje się w granicach administracyjnych północno-wschodniej części miasta Łodzi (Mapa 1a, 1b), na obszarze Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich, w odcinku źródłowym rzeki Bzury. Badaniami objęto rzekę oraz 5 stawów spośród wszystkich 20 stanowiących wspólnie zespół zbiorników rekreacyjnych „Arturówek”. Wszystkie akweny są sztucznymi, niewielkimi i płytkimi zbiornikami wodnymi. Trzy z nich pełnią szczególnie ważną dla mieszkańców miasta Łodzi i jej okolic, funkcję rekreacyjno-wypoczynkową. Pozostałe mniejsze akweny pełnią głównie rolę retencyjną i krajobrazową.

Badania monitoringowe realizowano od kwietnia do listopada 2010 roku. Pomiarów wykonywano na ośmiu stanowiskach (Fot. 1), trzy z nich znajdowały się na odcinkach rzeki Bzury, pozostałe zaś na największych zbiornikach (Dolnym, Środkowym, Górnym, Uniwersytetu Łódzkiego oraz powyżej ulicy Wycieczkowej). Przeprowadzono również 10 dodatkowych pomiarów, w wyniku występowania ekstremalnych warunków pogodowych (roztopy śnieżne, intensywne opady deszczu, pory suche). Cztery z nich miały na celu identyfikację ładunku biogenów zasilającego bezpośrednio zbiorniki systemem rur ogólnospławnych. Pozostałe sześć przeprowadzono w celu kwantyfikacji ładunku biogenów zasilającego rzekę Bzurę z okolic ulicy Wycieczkowej, w trakcie intensywnych opadów deszczu.

Badania ankietowe przeprowadzono ze 144 respondentami w miesiącu sierpniu 2010 roku na terenie „Arturówka” wśród osób przebywających w bezpośrednim sąsiedztwie zbiorników wodnych oraz miejscach do nich przyległych (Las Łagiewnicki, ośrodki sportowo-wypoczynkowe, plaża, przystań, restauracje itp.).

II. 1. Charakterystyka rzeki Bzury

Bzura jest lewym dopływem Wisły o powierzchni dorzecza 7788 km² i długości 166 km, z czego 6,5 km znajduje się w granicach administracyjnych miasta Łodzi (Bald i in. 1999). Wypływa ona z zachodniego stoku Wzgórz Łagiewnickich na wysokości 254 m n.p.m. (Trawczyńska i in. 2009). Bzura jest największą rzeką regionu łódzkiego.

II. 2. Charakterystyka zespołu zbiorników „Arturówek” oraz stawu UŁ

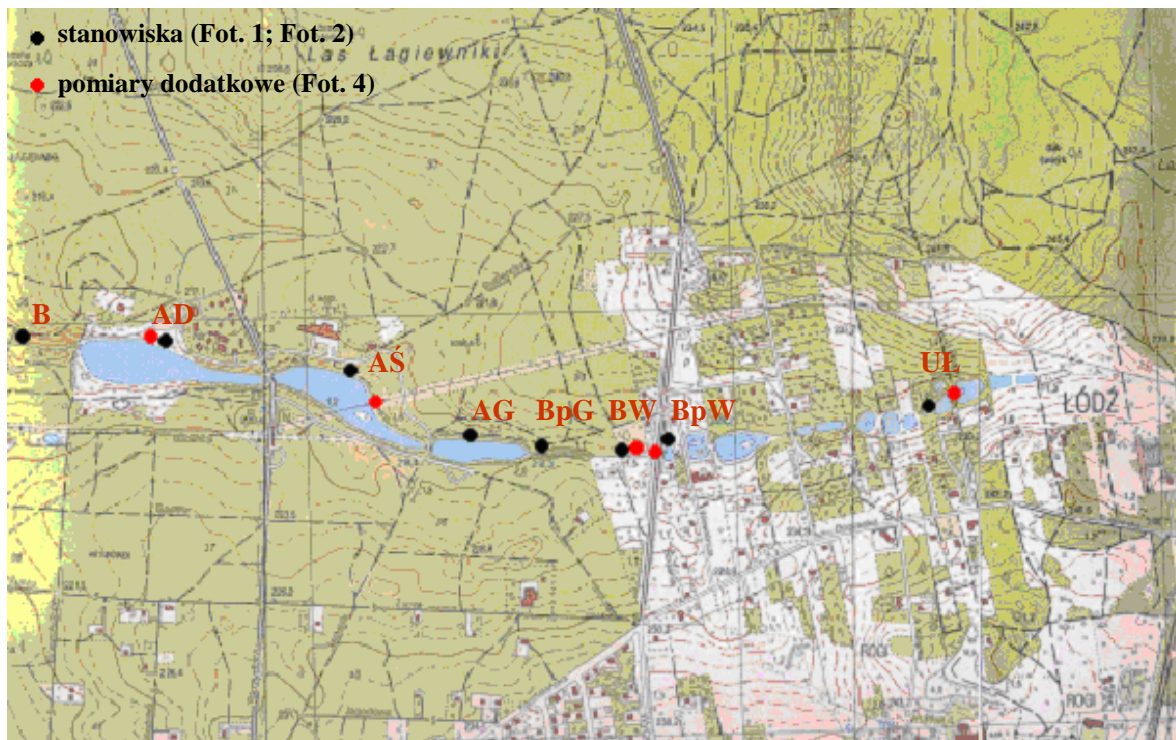
W skład kompleksu stawów „Arturówek” wchodzi 3 duże oraz 17 małych sztucznych zbiorników wodnych. Największymi akwenami władają: Miejski Ośrodek Sportu i Rekreacji w Łodzi oraz Łódzki Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego. Zbiornik Dolny (AD) ma powierzchnię 3,05 ha oraz pojemność 40 600 m³ i jest największym publicznym i otwartym kąpieliskiem z piaszczystą plażą w Łodzi. Zbiornik Środkowy (AŚ) ma powierzchnię 2,58 ha, w tym wyspę o pow. 0,03 ha, pojemność 34 900 m³ i jest docelowym miejscem uprawiania sportów wodnych. Zbiornik Górny (AG) o powierzchni 1,08 ha, pojemności 10 000 m³ pełni obecnie rolę osadnika oraz jest miejscem połowu ryb dla wędkarzy, corocznie zarybianym przez Polski Związek Wędkarski (Urząd Wojewódzki w Łodzi 1996). Najgłębszy jest staw dolny, zaś naj płytszy górny. Ich brzegi są umocnione betonowymi blokami, a dno pokrywają osady o niewielkiej miąższości.

Pozostałych 17 niewielkich stawów jest ulokowanych w górze rzeki, powyżej ulicy Wycieczkowej. Trzy z nich znajdują się na obszarze ośrodka Uniwersytetu Łódzkiego. Próbkę wody pobierano z największego stawu z wyspą. Okolice zbiornika są zadrzewione głównie przez olszę czarną, której rozłożyste korony znacznie ograniczają dostęp promieniowania słonecznego do wody. Z kolei jesienią zrzucają ogromną liczbę liści do stawu zasilając osad denny w materię organiczną.

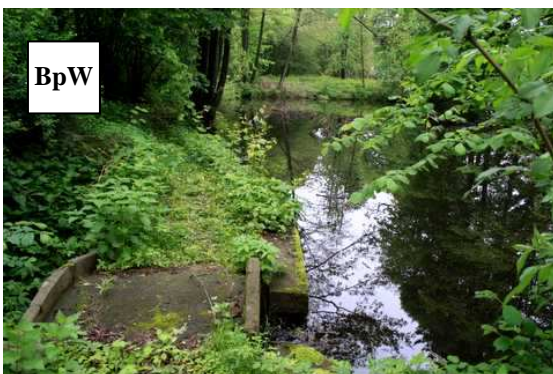
II. 3. Charakterystyka zlewni

W obszarze zlewni bezpośredniej znajdują się tereny zalesione, ośrodki wypoczynkowe, a także działki rekreacyjne. Odcinek źródłowy znajduje się w lesie i nie można zaobserwować jego powierzchniowego wypływu.

Ścieki sanitarne oraz wody deszczowe odprowadzane są odrębnymi układami sieciowymi. Ulice: Okólna, Łagiewnicka, Wycieczkowa i Strykowska są odwadniane za pomocą przydrożnych studzienek, bezpośrednio do koryta rzeki Bzury.



Mapa 1. Teren badań, stanowiska: **B**: rzeka Bzura, **AD**: zbiornik Arturówek dolny, **AŚ**: zbiornik Arturówek środkowy, **AG**: zbiornik Arturówek górny, **BpG**: rzeka Bzura powyżej zbiornika górnego, **BW**: rzeka Bzura przy ul. Wycieczkowej, **BpW**: rzeka Bzura powyżej ul. Wycieczkowej, **UŁ**: zbiornik Uniwersytetu Łódzkiego.



Fot. 1 Wizualna lokalizacja stanowisk poboru próbek w okresie wiosennym (fot. S. Ulężała).



Fot. 2 Wizualna lokalizacja stanowisk poboru próbek w okresie zimy (fot. T. Jurczak).



Fot. 3 Rekreacja i rozrywka w Arturówku (fot. S. Uleżałka, K. Olszewski).

III. Materiały i metody

III. 1. Pobór próbek

Pomiar podstawowych parametrów chemicznych i fizycznych wody dokonywano w okresie od 1 kwietnia 2010 do 19 listopada 2010 co dwa tygodnie na ośmiu stanowiskach badawczych (Mapa 1). Dodatkowo w dniach 13, 15 i 17 lipca dokonano pomiarów fizyko-chemicznych wody zbiorników AD, AŚ, AG i UŁ, w celu kontroli dynamiki zakwitnięcia sinicowego. Dodatkowo w dniach: 17 i 27 maja, 10 czerwca, 28 i 30 lipca, 4 sierpnia oraz 27 września dokonano pomiarów parametrów fizyko-chemicznych wody w celu identyfikacji ładunku biogenów dopływającego systemem rur ogólnospławnych do zbiorników oraz dostającego się do rzeki Bzury z ulicy Wycieczkowej, w trakcie lub bezpośrednio po intensywnych opadach deszczu.

Dziewięciokrotnie pobrano próbki wody ze wszystkich zbiorników „Arturówek” oraz stawu Uniwersytetu Łódzkiego do określenia biomasy zooplanktonu w terminach: 10 czerwca, 8, 13, 15, 17 i 22 lipca, 24 sierpnia, 23 września, 19 października. W tych samych terminach oraz dodatkowo w dniu 26 sierpnia pobierano również z w/w stawów próbki wody do analiz biomasy fitoplanktonu. Z kolei w dniach: 10 i 28 czerwca, 8, 13, 15, 17 i 22 lipca, 4 i 24 sierpnia, 8 i 23 września pobrano z w/w stawów próbki wody do oznaczenia toksyn sinicowych.

Ponadto w dniach 1 kwietnia i 28 września z każdego zbiornika (AD, AŚ, AG) oraz z rzeki Bzury poniżej Zbiornika Dolnego i poniżej ulicy Wycieczkowej, pobrano po 2 próbki osadu dennego do analizy dioksyn oraz metali ciężkich. Z kolei 1 kwietnia i 19 listopada pobrano próbki osadu dennego do analizy azotu i fosforu. Osad denny pobrano czerpaczem i po wysuszeniu przesiano przez sito o wielkości oczek 12 mm.

Próbki pobierano z przypowierzchniowej warstwy wody do plastikowych baniaków o pojemności pięciu litrów. W terenie dokonywano pomiarów podstawowych parametrów fizycznych wody na poszczególnych stanowiskach. Ponadto, także w terenie dokonywano pomiarów parametrów hydrologicznych rzeki Bzury, mierząc jej przepływ metodą pływakową na stanowiskach poniżej Zbiornika Dolnego (BW) oraz powyżej Zbiornika Górnego (BpG), w dniach: 8, 22, 28 i 30 lipca, 4 i 24 sierpnia, 8 i 23 września, 10 października oraz 19 listopada. W celu poboru próbek wody do analiz zooplanktonu przez siatkę planktonową o średnicy oczek 20 μm przelewano około 20 l wody pobieranej z całego jej słupa (dla zagęszczenia próbek), a następnie utrwalano płynem Lugola.

Niezwłocznie po pobraniu próbek wody ze zbiornika, w laboratorium dokonywano analizy barwników fotosyntetyzujących *in vivo* w wodzie niefiltrowanej przy użyciu fluorymetru firmy bbe Moldaenke. W celu oznaczenia całkowitych form fosforu i azotu próbki wody o objętości ok. 50 ml zamrażano do czasu analiz. Próbki wody do oznaczenia form jonowych wstępnie filtrowano przez sączi GF/C firmy Whatmann i również zamrażano do czasu analiz.

Prace związane z poborem próbek były koordynowane przez dr. Tomasza Jurczaka i dr. Zbigniewa Kaczkowskiego.

III. 2. Warunki meteorologiczne

Informacje meteorologiczne pozyskiwano z numerycznej prognozy pogody Interdyscyplinarnego Centrum Modelowania Matematycznego i Komputerowego (ICM) dostępnej na stronie internetowej pod adresem: <http://new.meteo.pl> Pomiar podstawowych parametrów meteorologicznych (temperatury powietrza, ciśnienia atmosferycznego, wilgotności, siły wiatru, zachmurzenia oraz opadów) odnotowywany był w dniu poboru próbek.

III. 3. Analiza parametrów fizycznych wody.

Parametry fizyczne wody badano *in situ* za pomocą przenośnego i wieloparametrowego miernika firmy WTW model Multi 340i. Urządzenie pozwalało odczytać temperaturę wody, jej odczyn, konduktywność oraz stężenie tlenu rozpuszczonego.

III. 4. Analiza parametrów chemicznych wody

Azot całkowity oznaczano spektrofotometrycznie z zastosowaniem procesu i zestawu odczynników firmy HACH według standardowej procedury rekomendowanej przez producenta (<http://hach.com>).

Oznaczenie ilościowe całkowitego fosforu zostało wykonane zmodyfikowaną metodą z kwasem askorbinowym zgodnie z PN-88/C-04537.04.

W celu oznaczenia jakościowego i ilościowego jonów obecnych w wodzie wykorzystano wysokosprawną chromatografię jonową (HPIC). Zastosowano w tym celu chromatograf jonowy firmy Dionex, model ICS-1000, składający się z dwóch układów, oddzielnie dla kationów i anionów. Każdy z układów składa się z wysokociśnieniowej pompy, eluentu, kolumny ochronnej (2x50mm) (CG18 dla kationów, AG18 dla anionów),

wypełnionej żywicą kolumny separacyjnej (2x250mm) (IonPac CS18 dla kationów i IonPac AS18 dla anionów), supresora chemicznego stabilizującego linię bazową (CSRS-ULTRA II dla kationów i ASRS-ULTRA II dla anionów), naczynka konduktometrycznego oraz systemu gromadzenia danych. Do analizy kationów jako eluent zastosowano 16mM kwas metanosulfonowy (firmy Fluka), a dla anionów mieszaninę 4,5 mM węglanu sodu i 1,4 mM dwuwęglanu sodu, przygotowywane z koncentratu eluentu firmy Dionex AS22 Eluent Concentrate. W obydwu systemach stosowana była elucja izokratyczna w temperaturze 30 °C przy przepływie 1 ml/min. Dla oznaczenia jonów zastosowano pętlę 25 µl. Aniony i kationy w wodzie identyfikowane były przy użyciu standardu 7 anionów i standardu 6 kationów firmy Dionex. Następnie w oparciu o powierzchnię pików standardów firmy Dionex, przy wykorzystaniu programu Chromeleon dokonano ilościowego ich oznaczenia.

Prace związane z jakościowym i ilościowym oznaczeniem jonów były prowadzone przez mgr Ilonę Gągałę.

III. 5. Analiza osadów dennych i dioksyn

Zliofilizowany i zhomogenizowany materiał osadów dennych dostarczono do analiz chemicznych do Okręgowej Stacji Chemiczno-Rolniczej w Łodzi. W materiale zlecono analizę azotu i fosforu ogólnego oraz metali ciężkich. Analizę powyższych parametrów wykonano zgodnie z procedurą badawczą odpowiednio: nr PB 45 ed. 2 z dn. 01.02.2007 r., PB 15 ed. 1 z dn. 26.05.2004 r.

Materiał osadów dennych dostarczono także Laboratorium Analiz Śladowych Politechniki Krakowskiej w celu analizy wybranych Trwałych Zanieczyszczeń Organicznych w tym 7 kongenerów PCDD (polichlorowanych dibenzo-p-dioksyn), 10 PCDF (polichlorowanych dibenzofuranów) i 12 dl-PCB (dioksynopodobnych polichlorowanych bifenyli).

Prace związane z osadami dennymi były koordynowane przez dr Magdalenę Urbaniak.

III. 6. Analiza chlorofilu *a* metodą AOA oraz fitoplanktonu metodą mikroskopową

Pomiaru chlorofilu *a* dokonano w laboratorium niezwłocznie po poborze próbek przy użyciu fluorymetru Alga Online Analyser (AOA) firmy bbe Moldaenke. Urządzenie było podłączone do komputera, który zapewniał obsługę aparatury i odczyt wyników. Fluorescencja chlorofilu *a* mierzona była w zakresie fal od 470 do 610 nm dla kryptofitów,

okrzemek, zielenic i sinic. Dla każdej próbki dokonywano trzykrotnego lub czterokrotnego pomiaru, uśredniając następnie wyniki. Po analizie każdej próbki fluorometr płukano wodą destylowaną i zerowano. Program obsługujący urządzenie automatycznie przeliczał zmierzoną fluorescencję dla poszczególnych grup fitoplanktonu na wartość stężenia chlorofilu *a* w oparciu o wewnętrzne krzywe kalibracyjne.

W celu określenia składu jakościowego i ilościowego fitoplanktonu w zbiornikach, pobrane ze środowiska próbki wody w objętości jednego litra umieszczano w cylindrach sedymentacyjnych i utrwalano płynem Lugola. Po upływie około 2 tygodni próbki zagęszczano do objętości około 50 ml i poddano analizie mikroskopowej.

Jakościowe i ilościowe badanie okrzemek przeprowadzono w oparciu o metodę opisaną przez Siemińską (1964), natomiast dla pozostałych grup fitoplanktonu skorzystano z metody Starmacha (1989). Identyfikacji taksonów okrzemkowych dokonano za pomocą kluczy Krammer i Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b), podczas gdy dla sinic, zielenic oraz pozostałych gatunków wykorzystano klucze Hindák (1977, 1984, 1988, 1990), Komárek i Fott (1983) oraz Komárek i Jankovská (2001).

Analiza mikroskopowa próbek wykonana była przez dr. Bogusława Szulca.

III. 7. Analiza mikrocystyn metodą wysokosprawnej chromatografii ciekowej

Toksyny sinicowe (mikrocystyny) analizowano w próbkach wody pobranych z czterech zbiorników wodnych (AD, AŚ, AG, UŁ) jedynie w formie komórkowej. W tym celu wodę w objętości 1 litra filtrowano przez sączonek GF/C, a następnie sączoneki były zamrażane do czasu analiz. Do sączonek dodawano ok. 6 ml 75% metanolu i poddawano procesowi sonikacji przy użyciu sonikatora XL 2020 firmy Misonic Inc. USA. W wyniku sonikacji następowało niszczenie komórek i uwolnienie toksyn do roztworu. Następnie próbki odwirowano i odparowano do sucha. Ponownie je rozpuszczono w 1 ml 75% metanolu oraz filtrowano za pomocą filtrów strzałkowych GHP Acrodisk 0,45 µm firmy Pall. Po wstępnym przygotowaniu próbek dokonano analizy ilościowej i jakościowej za pomocą chromatografu ciekowego Agilent Technologies (daw. Hewlett Packard) model 1100. Do oddzielenia mikrocystyn zastosowano kolumnę LiChroCart™ (55mm x 4mm, 5 µm) z wypełnieniem Purospher™ STAR RP-18e (3 µm) pracującą w trakcie analiz w temperaturze 40 °C.

Toksyny oznaczono przy użyciu fazy ruchomej składającej się z roztworu 0,05% kwasu trifluorooctowego TFA (rozpuszczalnik A) i acetylonitrylu (rozpuszczalnik B) w liniowym gradiencie czasowym: 0-5 min. 20-70% B, 5-6 min. 70% B, 6-6.10 min. 25-70%

B, 6.10-9 min. 25% B. Objętość analizowanej próbki wynosiła 20 µl, a przepływ fazy ruchomej 1 ml/min. W celu weryfikacji danych wykorzystano oprogramowanie ChemStation. Mikrocytyny identyfikowano jakościowo i ilościowo porównując ich charakterystyczne widma, czas retencji i pole powierzchni pików odpowiadającego krzywej kalibracyjnej oraz pikom zastosowanych standardów MC-RR, MC-YR, MC-RR (czystych mikrocytyn).

Analiza mikrocytyn koordynowana była przez dr. Tomasza Jurczaka.

III. 8. Analiza mikroskopowa zooplanktonu

Materiał do badań stanowił zooplankton pobierany od czerwca do października 2010 roku z czterech zbiorników (AD, AŚ, AG, UŁ). Pobór próbek w objętości 20 litrów wykonywany był za pomocą czerpacza Bernatowicza. Następnie wszystkie próbki przelewano przez siatkę planktonową o średnicy oczek 64µm, utrwalono płynem Lugola i zagęszczono do 10 ml. Zooplankton oznaczany był przy użyciu mikroskopu Nikon 102 z użyciem szkła podstawowego z komorą o pojemności 1 ml, posiadającego kratkę 1/1 mm służącą do mierzenia osobników oraz z wykorzystaniem okulara zawierającego podziałkę 0-1 mm. Do analizy taksonomicznej wykorzystano klucze Rybaka (1993, 1994, 1994a).

Zagęszczenie zooplanktonu w jednym litrze wody zbiornika wyliczano na podstawie wzoru:

$$N = X V_z / V_k V_p$$

gdzie:

N – liczebność zooplanktonu w 1 l wody,

X – liczba policzonych osobników w komorze,

V_z – objętość zagęszczenia, z którego zaczerpnięto podpróbki do określenia liczebności (ml),

V_k – objętość komory,

V_p – objętość próbki wody poddanej zagęszczeniu.

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

$$B = N M$$

gdzie:

N – zagęszczenie,

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

Analiza mikroskopowa prowadzona była pod kierunkiem dr Adrianny Wojtal-Frankiewicz.

III. 9. Analiza ichtiofauny

W sezonie badań 2010 dokonano dwukrotnego odłowu ryb w każdym z czterech zbiorników, w czasie od zmierzchu do świtu (Tab. 1). W każdym akwencie postawiono prostopadle lub ukośnie do brzegu dwie sieci – najbliższej tamy oraz najbliższej wlotu rzeki Bzury do zbiornika. Do badania wykorzystano standaryzowaną, nieselektywną sieć wontonową o szerokości 1,5 m i przedziale wielkości oczek od 5 do 55 mm. Następnie określano przynależności gatunkowe złowionych ryb oraz dokonywano pomiaru ich masy ciała i długości.

Analiza ichtiofauny była koordynowana przez dr. Zbigniewa Kaczkowskiego.

Tab. 1 Harmonogram odłowu ryb w zbiornikach Arturówek.

Stanowisko	Data
AD	14-15.07.2010
AŚ	13-14.07.2010
AG	01-02.07.2010
AD	27-28.10.2010
AŚ	19-20.10.2010
AG	14-15.10.2010

III. 10. Analiza parametrów hydrologicznych rzeki Bzury

W sezonie badań 2010 przeprowadzono 8 pomiarów przepływu wód rzeki Bzury na stanowisku poniżej zbiornika Arturówek Dolny (BW) oraz 10 pomiarów powyżej zbiornika Arturówek Górny (BpG) w dniach od 8 lipca do 19 listopada. Przepływ rzeki Bzury mierzono metodą pływakową. Pomiaru dokonywano na prostych odcinkach rzeki Bzury, o długości równej 4-krotnej szerokości koryta ciekłu. W trakcie jednego pomiaru mierzono czas (t) w jakim ok. 5-8 pływaków pokonało drogę (L). Określano także miejsce przepłynięcia pływaków przez linię przekroju, poprzez pomiar odległości taśmą mierniczą rozciągniętą w poprzek koryta. Zmierzone odległości umożliwiły określenie rozkładu prędkości powierzchniowych (v_p) w miejscu pomiaru. Prędkość tą obliczono wg wzoru $v_p=L/t$. Na podstawie wyników sondowania dna koryta rzecznoego wykreślono przekrój pomiarowy, zaznaczając na nim położenie i numery pływaków. Na podstawie punktów brzegowych oraz pionów pomiarowych (B – odległość od zera taśmy mierniczej; h – głębokość w pionie pomiarowym oraz v_p – prędkość powierzchniowa) obliczono odległość

między pionami (b), głębokości średnie (h_s) w polach wyznaczonych przez piony oraz powierzchniowe prędkości średnie (v_s). Na podstawie tych wartości wyznaczono cząstkowe pola powierzchni przekroju poprzecznego (ΔF), przy użyciu których obliczono przepływy cząstkowe każdego pionu (ΔQ) wg wzoru $\Delta Q = \Delta F \times v_s$. Cząstkowe przepływy zsumowano otrzymując przepływ całkowity (Q). Obliczoną wartość pomnożono przez współczynnik redukcyjny (k) w celu otrzymania wartości rzeczywistej przepływu rzeki Bzury.

Analiza parametrów hydrologicznych rzeki Bzury była prowadzona pod opieką dr Małgorzaty Stolarskiej.

III. 11. Analiza bakteriologiczna wody

Badania bakteriologiczne na obecność bakterii typu coli przeprowadzone były metodą fermentacji probówkowej (FP), stosowaną do wykrywania bakterii grupy coli w uzdatnionej wodzie do picia i dla potrzeb gospodarczych w wodach powierzchniowych oraz w ściekach. Metoda FP oparta jest na zdolnościach tych bakterii do fermentowania laktozy z wytworzeniem kwasu i gazu w temp. 44°C. Obejmuje ona badanie wstępne, w którym na podstawie wytworzonego na pożywce kwasu i gazu w temp. 35,5°C w ciągu 24-48 h wnioskuje się o obecności bakterii grupy coli (dodatni wynik badania wstępnego). Następnie wykonuje się badanie potwierdzające, które ma na celu stwierdzenie, czy bakterie fermentujące laktozę w badaniu wstępnym należą do grupy coli typu kałowego. Na podstawie dodatnich wyników badania potwierdzającego określa się najbardziej prawdopodobną liczbę bakterii grupy coli (NPL - liczba bakterii grupy coli w 100 cm³ badanej próbki wody lub ścieków określona z tablic na podstawie rachunku prawdopodobieństwa).

Badania zostały wykonywane dla trzech rozcieńczeń: 0,1 ml, 1 ml i 10 ml badanej próbki wody w pięciu powtórzeniach. Następnie do danego rozcieńczenia dodawano jedno opakowanie pożywki namnażającej Colitag, po czym całość uzupełniono wodą dejonizowaną do 100 ml. Tak przygotowany roztwór z podłożem rozlano w równych objętościach do 5 probówek. Dla próbki kontrolnej stosowano wodę destylowaną również w trzech rozcieńczeniach, dodając podłoże namnażające i uzupełniając do 100 ml. Tak przygotowany materiał bakteriologiczny został umieszczony w cieplarni na 4 h w temp. 35,5°C. Po tym czasie zmieniono temperaturę na 44,5 °C i inkubowano przez 24h + 2h. Odczytu dokonano po 48-godzinnej inkubacji.

Analiza bakterii pałeczki okrężnicy w wodzie prowadzona była pod kierunkiem dr Agnieszki Bednarek.

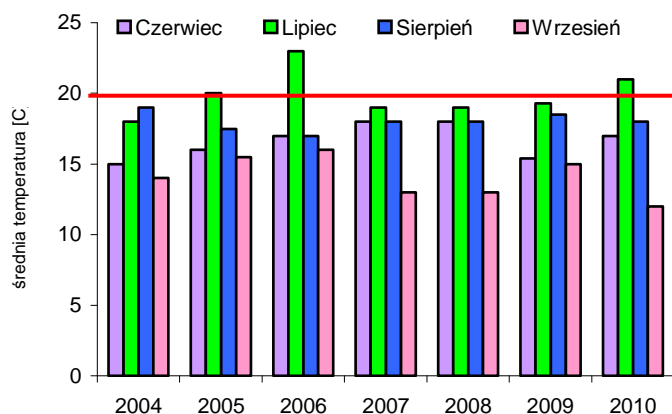
IV. Wyniki

IV. 1. Warunki meteorologiczne

Odczyt podstawowych parametrów meteorologicznych prowadzony był w okresie od kwietnia do listopada w dniu poboru próbek środowiskowych. Dane te wykazały, że temperatura powietrza w tym okresie wahała się w przedziale od 7 do 30 °C, z maksimum 15 i 22 lipca, minimum zaś 19 października. Średnia temperatura miesiąca lipca dla Łodzi wynosiła 21 °C (dane IMGW) i była jedną z najwyższych w ostatnich siedmiu latach (Ryc.1). Wilgotność powietrza zmieniała się w zależności od temperatury w zakresie 45-92%, średnio w sezonie wynosząc 67,1 %. Średnie ciśnienie atmosferyczne wyniosło 999 hPa, a siła wiatru oscylowała pomiędzy 1,5, a 5,5 m/s. Podczas prowadzenia badań monitoringowych najbardziej intensywne opady deszczu odnotowano w dniu 27 września - 6 mm/h.

Tab. 2 Podstawowe parametry meteorologiczne w dniach badań monitoringowych.

Data	temp.pow. [°C]	wilgotność [%]	opad [mm/h]	ciś. atm. [hPa]	wiatr [m/s]	zachm. [oktany]
01.04.10	10,0	70,0	0,0	1010	4,0	2,0
17.04.10	13,0	55,0	0,0	1014	5,0	1,0
30.04.10	22,0	45,0	0,0	1008	5,5	3,0
14.05.10	10,5	92,0	0,0	754	3,9	8,0
17.05.10	10,0	94,0	1,0	1010	6,0	8,0
27.05.10	16,0	76,0	0,0	1007	3,9	5,0
10.06.10	28,0	50,0	0,0	1010	5,0	6,0
28.06.10	18,0	59,0	0,0	1021	3,0	0,0
08.07.10	21,0	50,0	0,0	1022	3,0	2,0
13.07.10	28,0	53,0	0,0	1011	1,5	0,0
15.07.10	30,0	50,0	0,0	1013	2,0	1,0
17.07.10	27,0	57,0	0,0	1017	3,0	0,0
22.07.10	30,0	55,0	0,0	1013	2,5	0,0
30.07.10	17,0	90,0	0,0	1013	0,5	8,0
04.08.10	18,0	75,0	0,5	1013	2,0	5,8
24.08.10	20,5	80,0	1,0	1007	4,0	8,0
08.09.10	13,0	80,0	0,0	1018	5,5	6,0
23.09.10	14,0	75,0	0,0	1022	2,5	2,0
27.09.10	17,0	97,0	6,0	998	1,0	8,0
19.10.10	7,0	90,0	0,0	1008	3,0	8,0
19.11.10	8,0	82,0	0,0	1017	2,5	3,5



Ryc. 1 Średnie miesięczne temperatury powietrza dla miasta Łodzi w sezonach letnich, w latach 2004-2010.

IV. 2. Wpływ parametrów fizyko-chemicznych na jakość wód

Pomiary temperatury wody obrazowały sezonowe zmiany klimatyczne strefy umiarkowanej oraz różnicę temperaturową pomiędzy wodą rzeczną, a wodą w zbiornikach. Najwyższe temperatury wody odnotowane były głównie w stawach (Ryc. 2), w miesiącach letnich, zwłaszcza w Zbiorniku Dolnym (AD), gdzie średnia temperatura wody w całym sezonie wynosiła 18,9 °C (Ryc. 2). W tym samym okresie temperatura wody w rzece na pozostałych stanowiskach była do 6°C niższa.

Odczyn analizowanej wody wahał się średnio w przedziale od 6,7 do 8,8 i był najwyższy w Zbiorniku Dolnym (Ryc. 2).

Nasylenie wody tlenem było bardzo zróżnicowane przez cały sezon i wynosiło średnio od 3,1 do 13,9 mg/l. Najniższe wartości zanotowano w stawie Uniwersytetu Łódzkiego. Natomiast w pozostałych zbiornikach stężenie tlenu wahało się średnio w zakresie 10-14 mg/l (Ryc. 2).

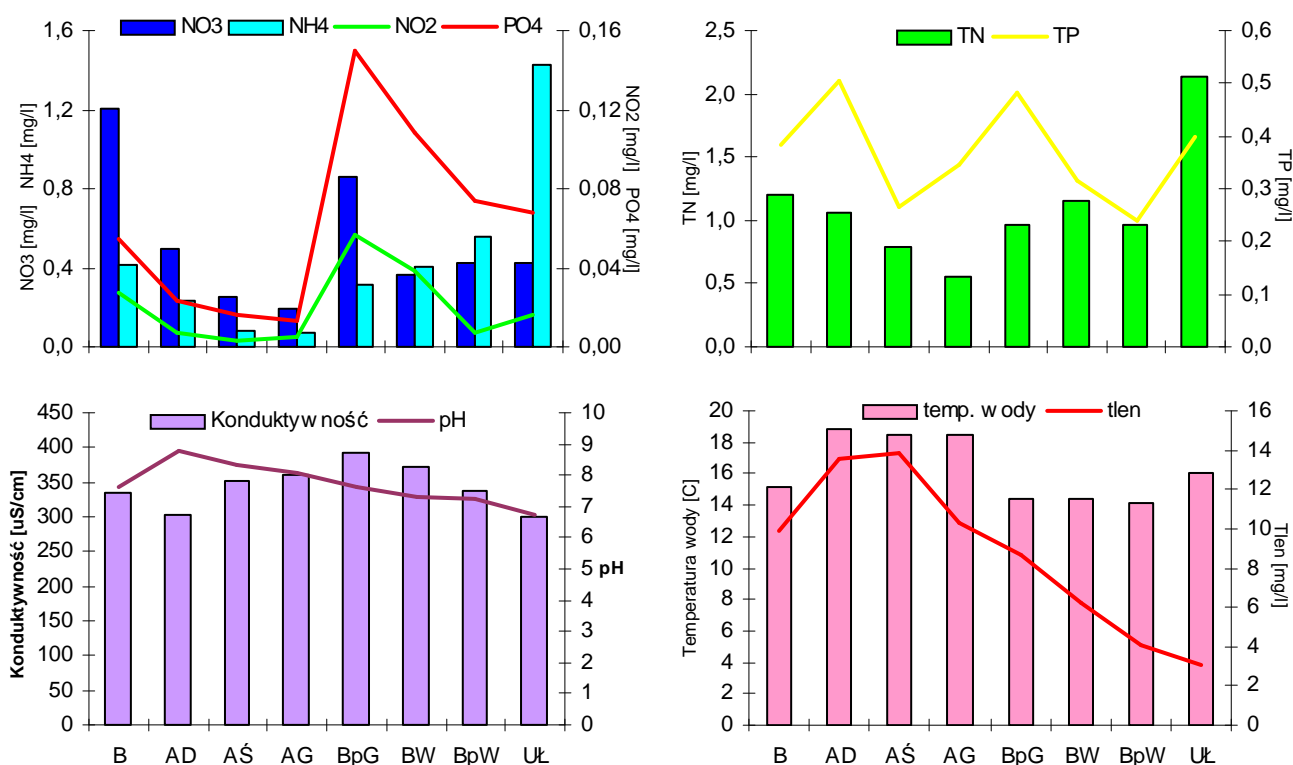
Analiza przewodności elektrolitycznej wykazywała wzrost jej wartości szczególnie w miesiącach wiosennych i zmieniała się w zależności od dopływu ładunku biogenów. Najwyższą średnią przewodność wynoszącą 392 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zanotowano w rzece Bzurze powyżej Zbiornika Górnego, zaś najniższą 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w stawie Uniwersytetu Łódzkiego (Ryc. 2).

Wyniki analiz chemicznych całkowitego azotu i fosforu przedstawiono na Ryc. 2, jako średnie ich wartości z całego okresu badawczego. Najwyższe średnie stężenie TP na poziomie 0,5 mg/l oznaczono w Zbiorniku Dolnym oraz w rzece Bzurze powyżej Zbiornika Górnego, zaś najniższe 0,2 mg/l w rzece Bzurze powyżej ulicy Wycieczkowej.

Z kolei najwyższe średnie stężenie TN na poziomie 2,1 mg/l oznaczono w stawie Uniwersytetu Łódzkiego, zaś najniższe 0,6 mg/l w Zbiorniku Górnym.

Najwyższe średnie stężenia jonów azotynowych oraz fosforanowych odnotowano w rzece Bzurze powyżej Zbiornika Górnego, a ich wartości wynosiły kolejno 0,06 mg/l i 0,15 mg/l. Najniższe średnie stężenia azotynów i fosforanów wystąpiły w 3 zbiornikach (AD, AŚ, AG) wynosząc 0,01-0,02 mg/l (Ryc. 2).

Najwyższe wartości jonów azotanowych zaobserwowano w rzece Bzurze poniżej Zbiornika Dolnego, gdzie średnia z całego sezonu badań wyniosła 1,21 mg/l. Z kolei maksymalne stężenia jonów amonowych odnotowano w stawie Uniwersytetu Łódzkiego, których wartość średnia wyniosła 1,42 mg/l. Najniższe średnie stężenia zarówno jonów azotanowych (0,2 mg/l) jak i azotu amonowego (0,07 mg/l) stwierdzono w Zbiorniku Górnym (Ryc. 2).



Ryc. 2 Dynamika podstawowych parametrów fizyko-chemicznych wody wyrażona wartościami średnimi dla poszczególnych stanowisk w sezonie badań 2010 roku.

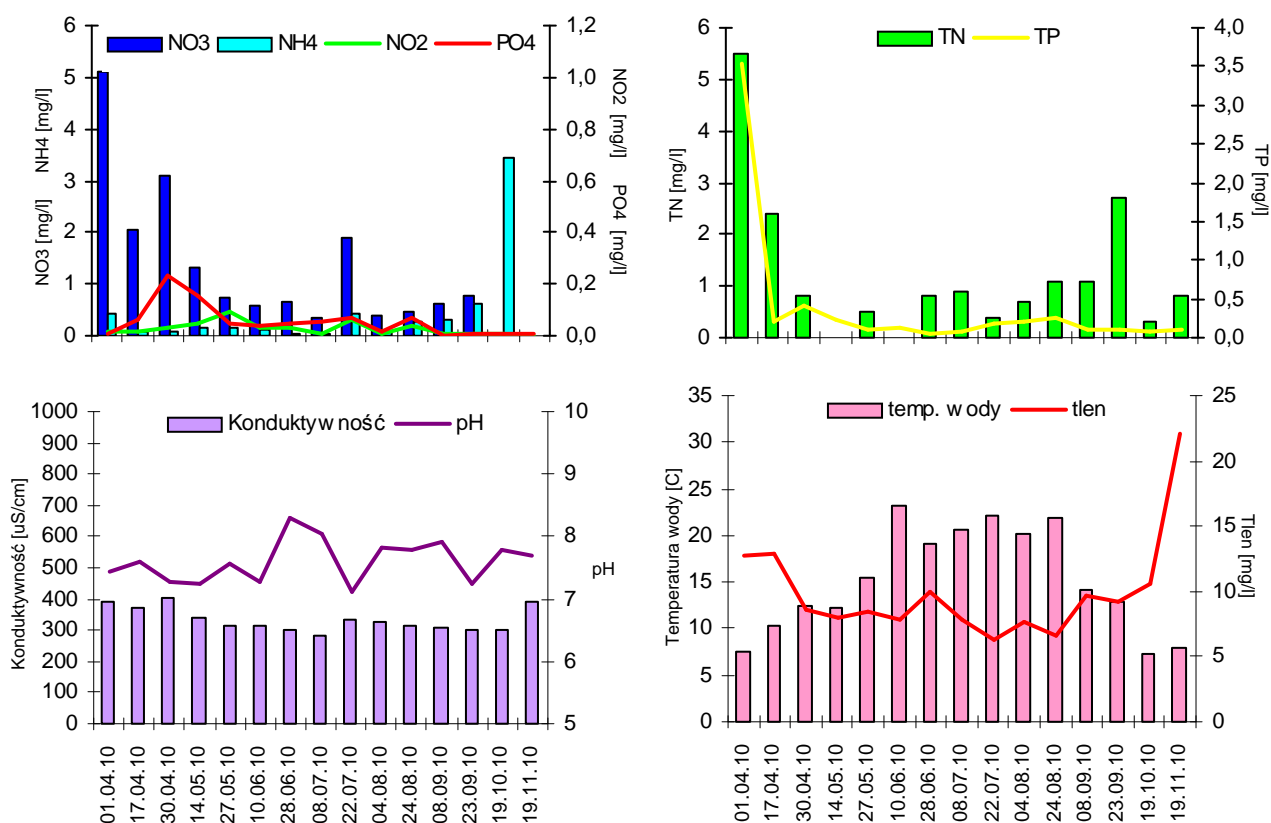
Rzeka Bzura poniżej Zbiornika Dolnego (BD) – stanowisko I.

Najwyższe stężenie jonów azotanowych zanotowano wiosną, z maksimum 5,11 mg/l w dniu 1 kwietnia. Największy udział azotu amonowego (3,45 mg/l) zaobserwowano jesienią. Stężenie azotynów było niewielkie i nie przekraczało wartości 0,1 mg/l w całym sezonie. Największe stężenie fosforanów (0,23 mg/l) odnotowano 30 kwietnia.

Wartość azotu całkowitego w większości pomiarów nie przekraczała 2,5 mg/l, a fosforu całkowitego 0,5 mg/l.

Konduktywność utrzymywała się na stałym poziomie, jej wartość nie przekroczyła 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, zaś pH oscylowało w granicach 7,1-8,3.

Temperatura wody była najwyższa w okresie od czerwca do sierpnia, gdy oscylowała w granicach 20-23°C. Zawartość tlenu rosła wraz ze spadkiem temperatury wody i była najmniejsza 24 sierpnia (Ryc. 3).



Ryc. 3 Dynamika podstawowych parametrów fizyko-chemicznych wody na stanowisku BD (rzeka Bzura poniżej Arturówka Dolnego).

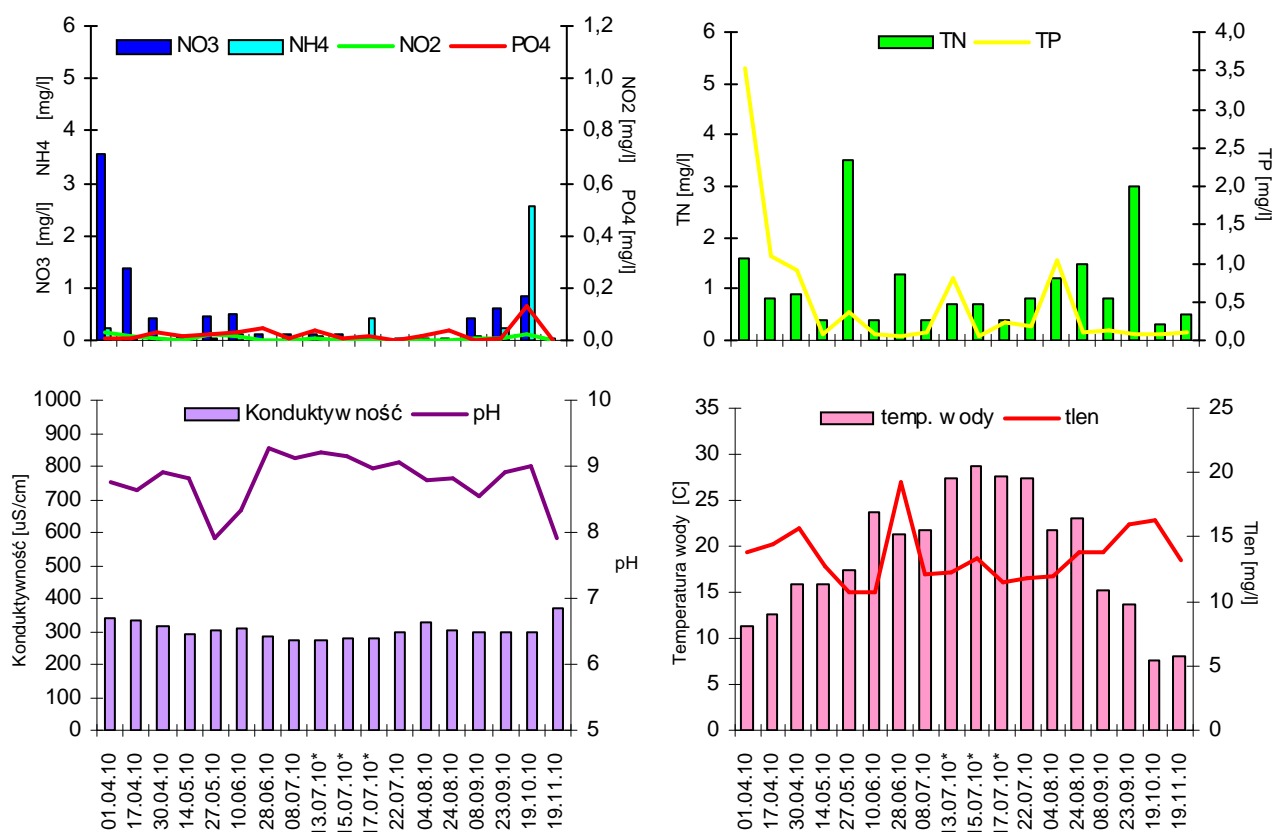
Zbiornik Arturówek Dolny (AD) – stanowisko II.

Najwyższe stężenie jonów azotanowych zanotowano wiosną, z maksimum 3,56 mg/l w dniu 1 kwietnia. Największy udział azotu amonowego (2,57 mg/l) zaobserwowano jesienią. Stężenie azotynów było niewielkie i nie przekraczało wartości 0,03 mg/l. Największy udział fosforanów 0,13 mg/l, odnotowano 19 października.

Wartość azotu całkowitego w większości pomiarów nie przekraczała 1,6 mg/l i osiągnęła maksimum w dniach 27 maja i 23 września, gdy była wyższa niż 3 mg/l. Wartość fosforu całkowitego zazwyczaj była niższa niż 1 mg/l, poza dniem 1 kwietnia gdy osiągnęła 3,5 mg/l.

Konduktywność była najwyższa w kwietniu, najniższa zaś w lipcu. Z kolei pH oscylowało w granicach 7,9-9,3.

Temperatura wody była najwyższa w lipcu i osiągnęła maksimum 15-tego dnia tego miesiąca, 29°C. Zawartość tlenu rosła wraz ze spadkiem temperatury wody i osiągnęła maksimum 28 czerwca, 19,2 mg/l (Ryc. 4).



Ryc. 4 Dynamika podstawowych parametrów fizyko-chemicznych wody na stanowisku AD (Arturówek Dolny), "*" - dodatkowe badania monitoringowe związane z pojawieniem się zakwitu sinicowego w zbiorniku AD.

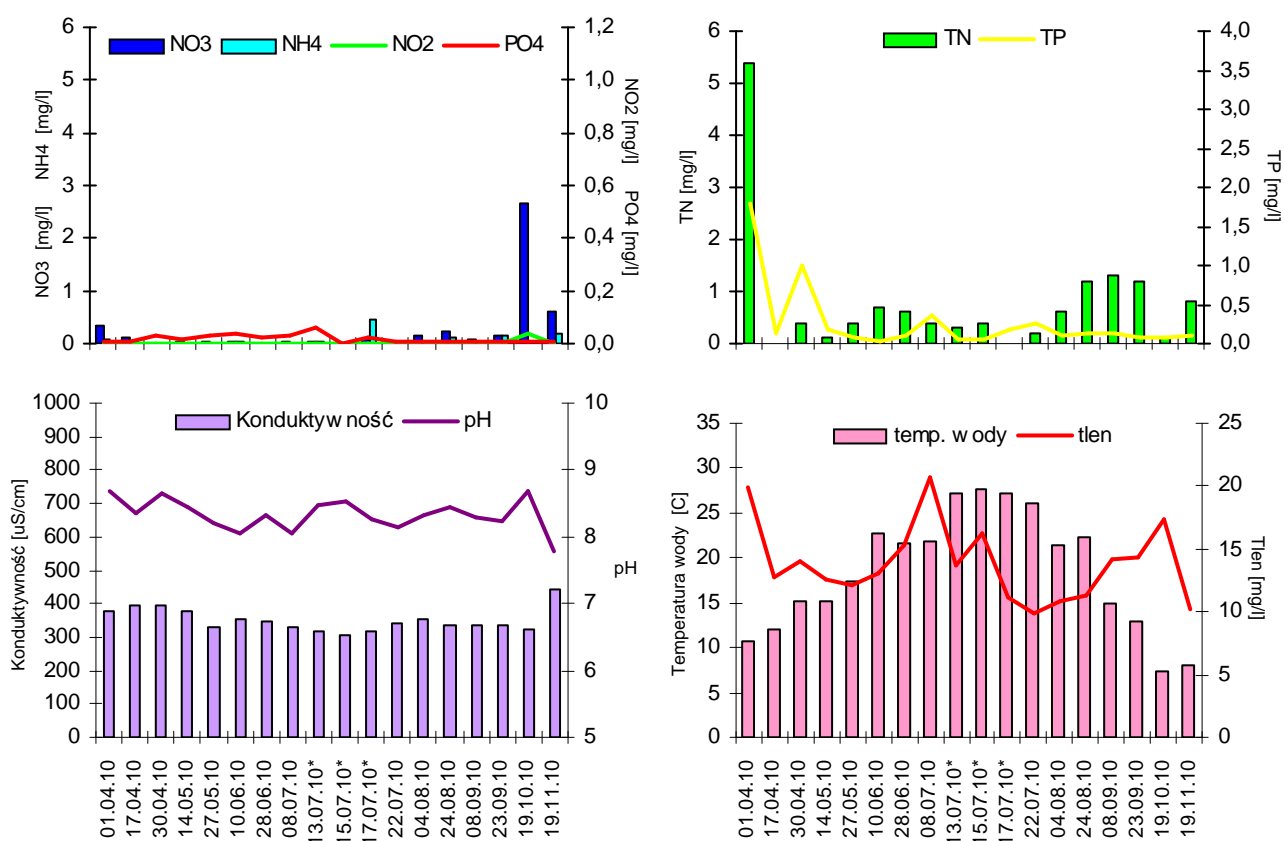
Zbiornik Arturówek Środkowy (AŚ) – stanowisko III.

Najwyższe stężenie jonów azotanowych odnotowano jesienią, z maksimum 2,65 mg/l w dniu 19 października. Udział azotu amonowego, azotynów oraz fosforanów był niewielki w trakcie sezonu i nie przekraczał 0,06 mg/l.

Wartość azotu całkowitego w większości pomiarów nie przekraczała 1,3 mg/l, a fosforu całkowitego 1 mg/l. Jedynie 1 kwietnia wartości te przekroczyły kolejno 5 mg/l i 1,7 mg/l.

Konduktywność utrzymywała się na stałym poziomie, jej wartość nie przekroczyła 446 $\mu\text{S}/\text{cm}$, zaś pH oscylowało w granicach 7,7-8,7.

Temperatura wody była najwyższa w lipcu i osiągnęła maksimum 15-tego, 27,6°C. Zawartość tlenu rosła wraz ze spadkiem temperatury wody i osiągnęła maksimum 8 lipca, 20,8 mg/l (Ryc. 5).



Ryc. 5 Dynamika podstawowych parametrów fizyko-chemicznych wody na stanowisku AŚ (Arturówek Środkowy), "*" - dodatkowe badania monitoringowe związane z pojawieniem się zakwitu sinicowego w zbiorniku AD.

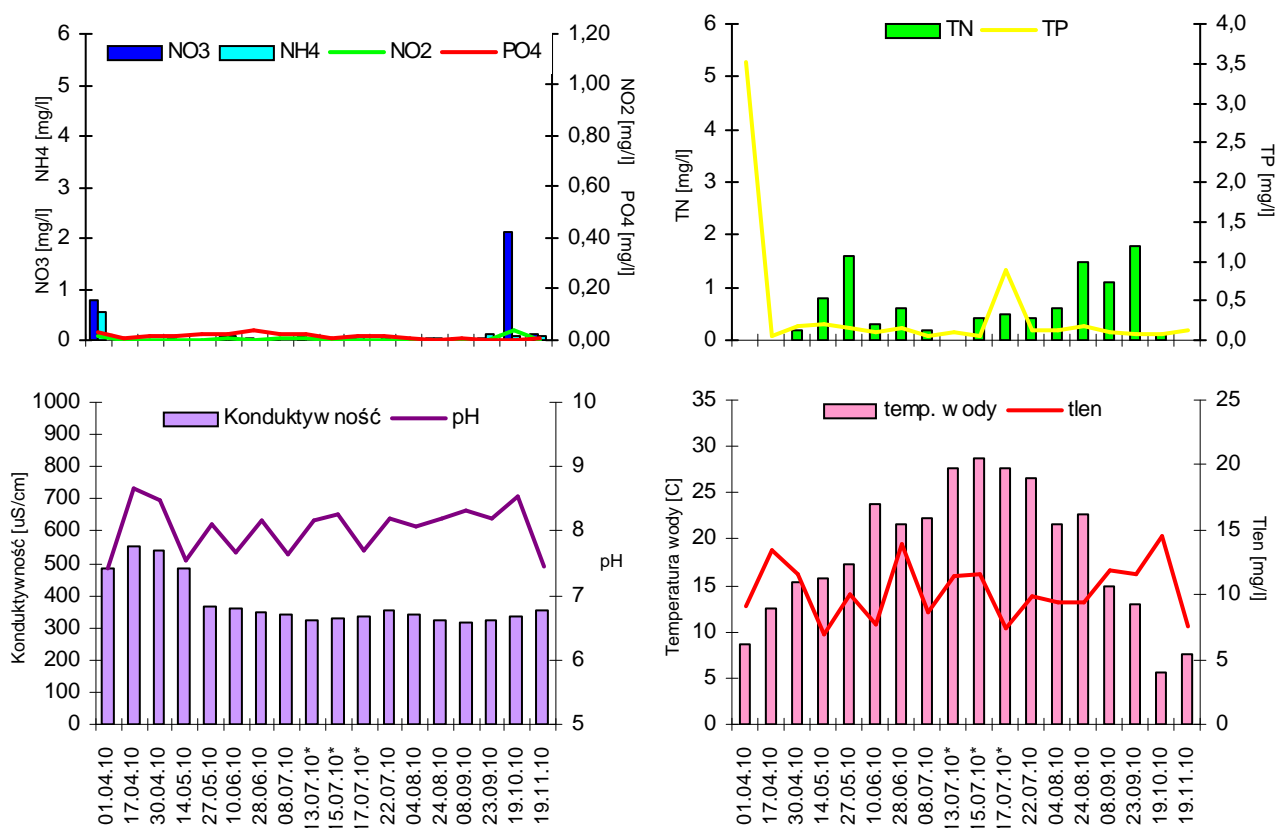
Zbiornik Arturówek Górny (AG) – stanowisko IV.

Najwyższe stężenie jonów azotanowych odnotowano jesienią, z maksimum 2,12 mg/l w dniu 19 października. Udział azotu amonowego, azotynów oraz fosforanów był niewielki i nie przekraczał 0,1 mg/l.

Wartość azotu całkowitego w większości pomiarów nie przekraczała 1,8 mg/l, a fosforu całkowitego 0,9 mg/l, poza 1 kwietnia gdy osiągnęła 3,5 mg/l.

Konduktywność była wyższa na początku sezonu kiedy jej wartość wyniosła nawet 555 $\mu\text{S}/\text{cm}$, zaś pH oscylowało w granicach 7,4-8,7.

Temperatura wody była najwyższa w lipcu i osiągnęła maksimum 15-tego, 28,7°C. Zawartość tlenu była niższa niż w poprzednich zbiornikach i oscylowała w granicach 6,9-14,5 mg/l (Ryc. 6).



Ryc. 6 Dynamika podstawowych parametrów fizyko-chemicznych wody na stanowisku AG (Arturówek Górny), ‘*’ - dodatkowe badania monitoringowe związane z pojawieniem się zakwitów sinicowych w zbiorniku AD.

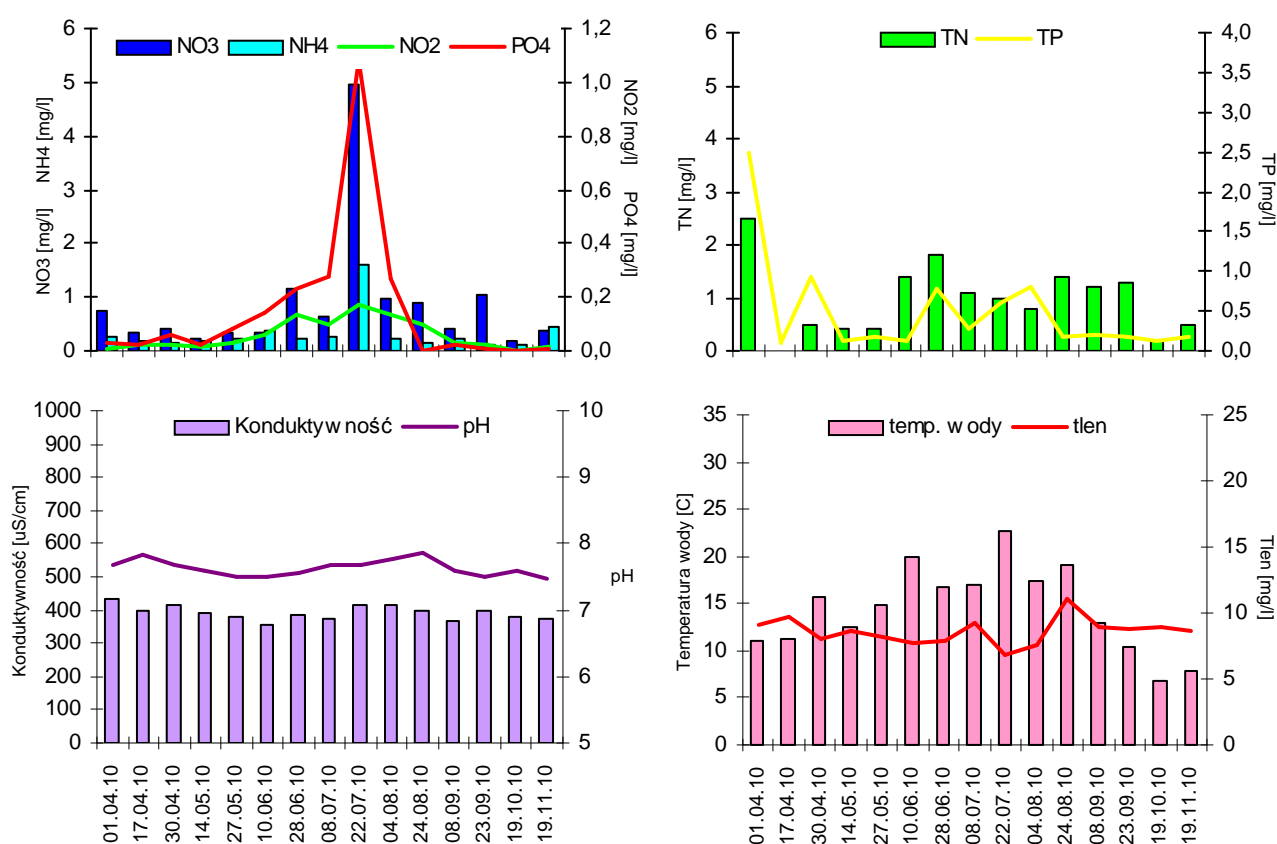
Rzeka Bzura powyżej Zbiornika Górnego (BpG) – stanowisko V.

Najwyższe stężenie jonów azotanowych (4,96 mg/l), amonowych (1,58 mg/l), azotynowych (0,17 mg/l) oraz fosforanowych (1,08 mg/l) odnotowano 22 lipca.

Wartość azotu całkowitego w większości pomiarów nie przekraczała 1,8 mg/l, a fosforu całkowitego 1 mg/l, poza dniem 1 kwietnia.

Konduktywność utrzymywała się na stałym poziomie, jej wartość nie przekroczyła 435 $\mu\text{S}/\text{cm}$, zaś pH było niemal niezmiennie w granicach 7,7.

Temperatura wody była najwyższa 22 lipca i wynosiła wtedy 22,7°C, tego samego dnia zawartość tlenu była najniższa w sezonie badawczym i wynosiła 6,8 mg/l (Ryc. 7).



Ryc. 7 Dynamika podstawowych parametrów fizyko-chemicznych wody na stanowisku BpG (rzeka Bzura powyżej Arturówka Górnego).

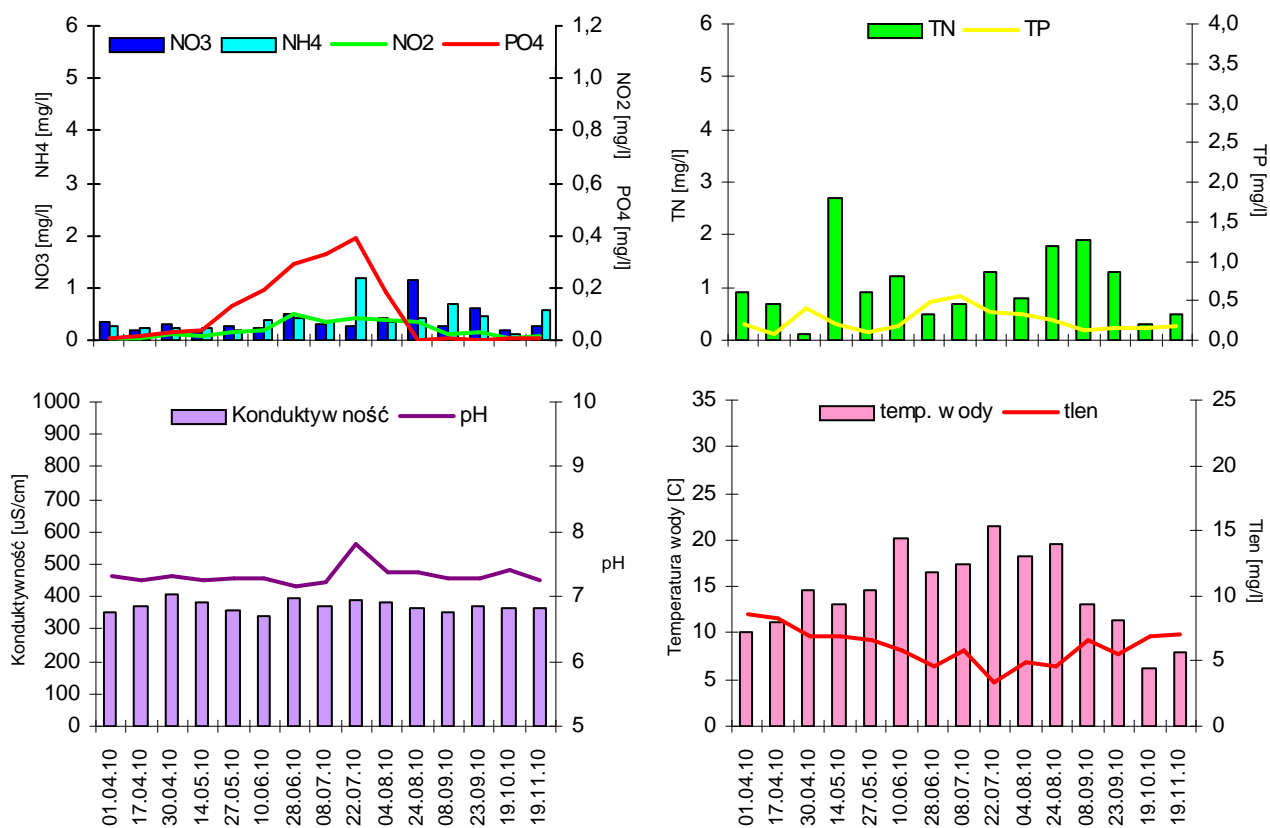
Rzeka Bzura poniżej ulicy Wycieczkowej (BW) – stanowisko VI.

Stężenia jonów azotanowych i amonowych były niewielkie i oscylowały w granicach 0,7 mg/l. Udział azotynów był nieznaczny z maksimum 0,07 mg/l. Największe stężenie fosforanów (0,39 mg/l) odnotowano 22 lipca.

Wartość azotu całkowitego oscylowała a granicach 0,3-2,7 mg/l, a fosforu całkowitego 0,07-0, 57 mg/l, osiągając maksimum 8 lipca.

Konduktywność utrzymywała się na stałym poziomie, nie przekraczając w trakcie sezonu 410 $\mu\text{S}/\text{cm}$, zaś pH było niemal niezmiennie w granicach 7 poza 22 lipca gdy wynosiło 7,8.

Temperatura wody była najwyższa 22 lipca i wynosiła wtedy 21,4°C. Tego samego dnia zawartość tlenu była najniższa w sezonie badawczym i wynosiła 3,4 mg/l (Ryc. 8).



Ryc. 8 Dynamika podstawowych parametrów fizyko-chemicznych wody na stanowisku BW (rzeka Bzura poniżej ulicy Wycieczkowej).

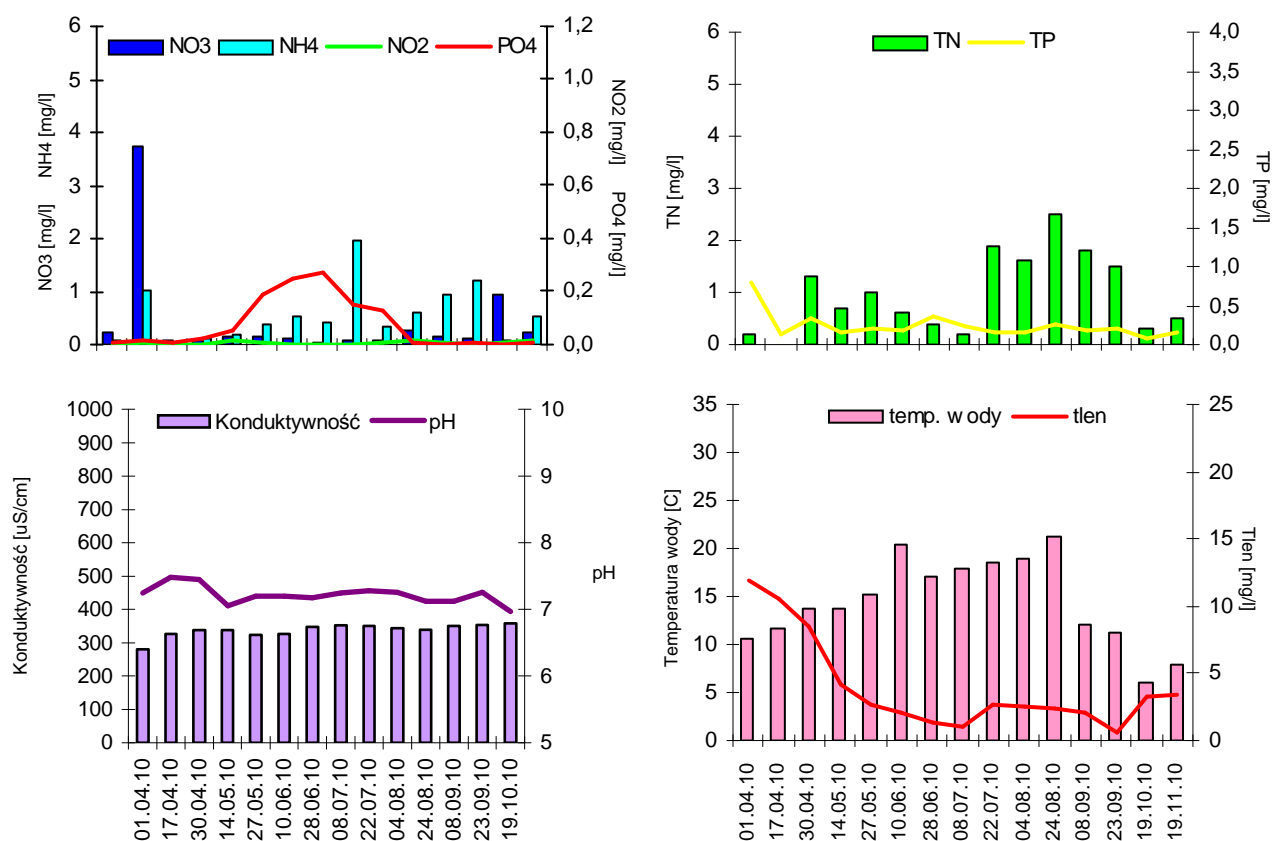
Rzeka Bzura powyżej ulicy Wycieczkowej (BpW) – stanowisko VII.

Największy udział azotanów odnotowano w połowie kwietnia (3,74 mg/l), zaś stężenie azotu amonowego było zdecydowanie wyższe w porównaniu z poprzednimi stanowiskami i osiągnęło maksimum 22 lipca - 1,98 mg/l. Stężenie azotynów w badanych próbkach było znikome (do 0,01 mg/l), zaś stężenie fosforanów osiągnęło maksimum 8 lipca i wynosiło 0,27 mg/l.

Wartość azotu całkowitego była wyższa w drugiej połowie sezonu badawczego, a fosforu całkowitego nie przekroczyła 0,8 mg/l.

Konduktywność utrzymywała się na równym poziomie średnio 337 $\mu\text{S}/\text{cm}$, zaś pH było niemal niezmiennie w granicach 7,2.

Temperatura wody była najwyższa 24 sierpnia i wynosiła 21,2°C. Najniższą zawartość tlenu oznaczono 23 września, gdy wynosiła 0,56 mg/l i była najniższa w stosunku do wszystkich stanowisk w okresie badawczym (Ryc. 9).



Ryc. 9 Dynamika podstawowych parametrów fizyko-chemicznych wody na stanowisku BpW (rzeka Bzura powyżej ulicy Wycieczkowej).

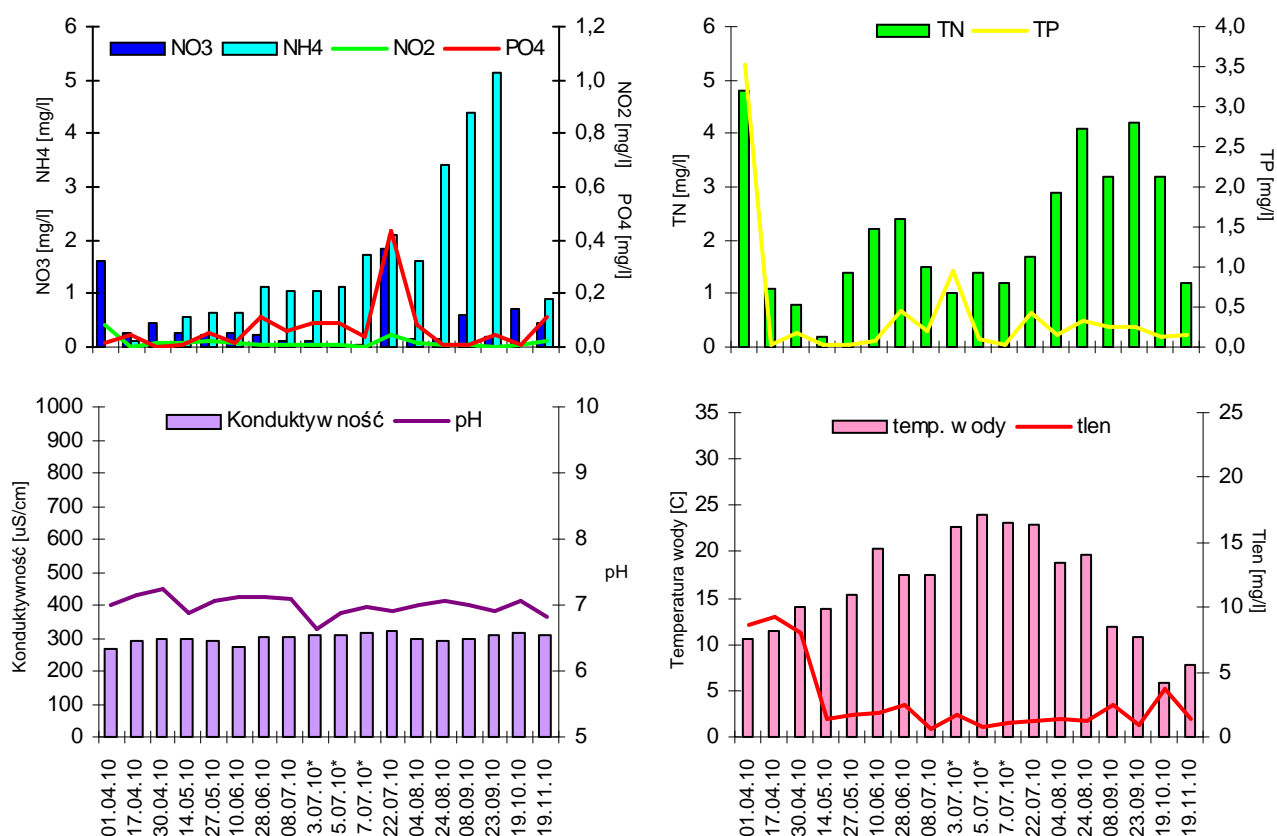
Zbiornik Uniwersytetu Łódzkiego (UŁ) – stanowisko VIII.

Najwyższe stężenie jonów azotanowych (1,85 mg/l) oraz fosforanowych (0,44 mg/l) odnotowano 22 lipca. Udział azotu amonowego był najwyższy spośród wszystkich stanowisk i osiągnął maksimum 23 września (5,14 mg/l). Stężenie azotynów było niewielkie i nie przekraczało wartości 0,08 mg/l.

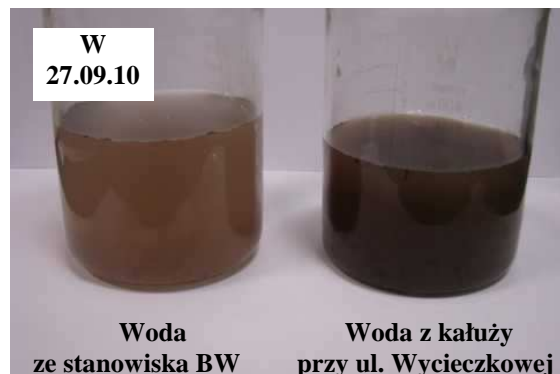
Wartość azotu całkowitego również była wyższa jesienią, kiedy oscylowała w granicach 2,9-4,2 mg/l. Stężenie fosforu całkowitego na tym stanowisku w większości sezonu było niższe niż 1 mg/l.

Wartości konduktywności oraz pH były najniższe spośród wszystkich stanowisk, a ich średnie wynosiły kolejno 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ oraz 7.

Temperatura wody była najwyższa 15 lipca i wynosiła 24°C. Zawartość tlenu była najniższa w porównaniu z resztą stanowisk osiągając średnio 2,76 mg/l, z minimum 8 lipca - 0,59 mg/l (Ryc. 10).



Ryc. 10 Dynamika podstawowych parametrów fizyko-chemicznych wody na stanowisku UŁ (Zbiornik Uniwersytetu Łódzkiego), "*" - dodatkowe badania monitoringowe związane z pojawieniem się zakwitów sinicowego w zbiorniku AD.



Fot. 4 Dodatkowe pomiary wykonane w miejscach zidentyfikowanych jako punktowe źródła zanieczyszczeń rzeki Bzury i zbiorników Arturówek (fot. T. Jurczak, S. Ulężała).

W trakcie całego sezonu badań wykonano dodatkowo 10 pomiarów monitoringowych w celu określenia wielkości ładunków dostających się do ekosystemu zbiorników Arturówek wraz z opadem deszczu.

Badania wody wpływającej wpustem do Zbiornika Dolnego wykazały 27 maja, 2,5-krotnie większe stężenie jonów azotanowych oraz 2-krotnie większy udział azotu całkowitego niż ŚSt. Z kolei wartości fosforu całkowitego i tlenu były kolejno prawie 16-krotnie oraz 2-krotnie niższe niż ŚSt (Ryc. 2).

Analiza chemiczna wody wpływającej wpustem do Zbiornika Środkowego w dniach 27 maja i 10 czerwca (Ryc. 11) wykazała w sumie średnio 2-krotnie więcej jonów azotanowych i azotu całkowitego oraz 5-krotnie więcej jonów fosforanowych niż ŚSt. Natomiast udział fosforu całkowitego był 9 razy mniejszy niż ŚSt (Ryc. 2).

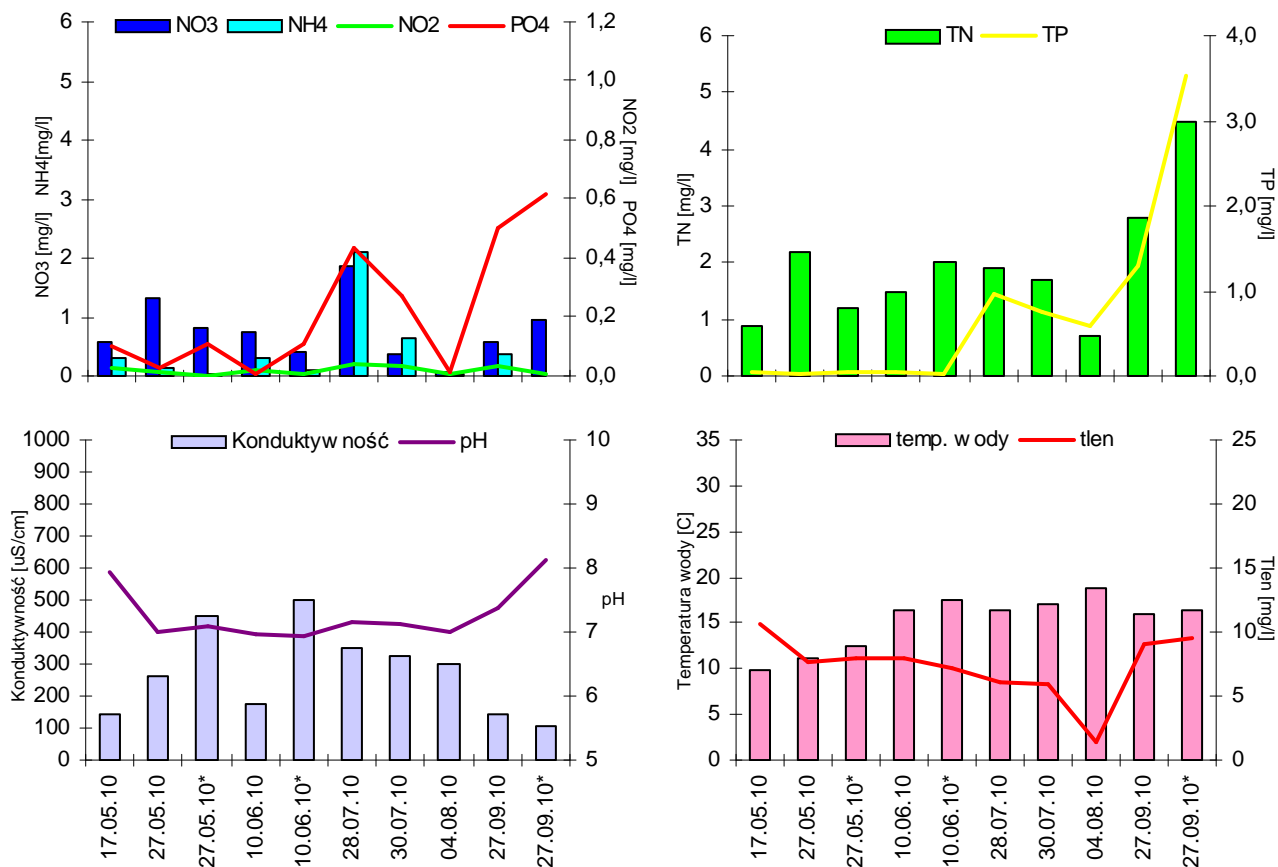
Badania wody przy jazie łączącym staw Uniwersytetu Łódzkiego ze zbiornikiem znajdującym się powyżej ulicy Boruty w dniu 4 sierpnia (Ryc. 11) wykazały 7-krotnie mniej jonów azotanowych i fosforanowych i aż 37 razy mniej jonów amonowych niż ŚSt. Z kolei fosforu całkowitego odnotowano 1,5 raza więcej niż ŚSt.

Cztery z dziesięciu dodatkowych pomiarów monitoringowych miały miejsce na rzece Bzurze poniżej ulicy Wycieczkowej.

Analiza chemiczna wody w rzece Bzurze na stanowisku BW wykazała 28 lipca (opad 5mm/h) 5-krotnie większy udział jonów azotanowych i jonów amonowych oraz 4-krotnie więcej jonów fosforanowych niż ŚSt. Prawie 2 razy więcej jonów azotanowych oraz 5 razy więcej jonów fosforanowych odnotowano również 27 września w trakcie dużego opadu deszczu, 6 mm/h (Ryc. 2). W tych samych dniach zanotowano także 2 razy większy udział azotu całkowitego oraz 4 razy więcej fosforu całkowitego niż ŚSt. Jednakże 27 września konduktywność wynosiła zaledwie 142 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Z kolei 17 maja, w trakcie opadu deszczu 1 mm/h i przy wietrze 6 m/s odnotowano na tym stanowisku najwyższą zawartość tlenu, prawie 2 razy większą niż ŚSt i wynosiła ona 10,69 mg/l.

W dniu 27 września pobrano próbkę wody z kałuży na ulicy Wycieczkowej, w celu określenia stężeń substancji zanieczyszczających, dostających się do rzeki Bzury (stanowisko BW) w czasie obfitych opadów deszczu. Badania wykazały 3 razy więcej jonów azotanowych, 6 razy więcej fosforanowych, 4 razy więcej azotu całkowitego i aż 12 razy więcej fosforu całkowitego niż ŚSt (Ryc. 2). Szczegółowe wyniki analiz przedstawiono na Ryc. 11.

ŚSt – średnie stężenie parametru w wodzie, oznaczonego w trakcie całego sezonu prowadzonych badań na danym stanowisku.



Ryc. 11 Dodatkowe pomiary parametrów fizyko-chemicznych wody:

Data	17.05.	27.05	27.05*	10.06	10.06*	28.07	30.07	04.08	27.09	27.09*
Stanowisko	BW	AD	AŚ	AD	AŚ	BW	BW	UŁ	BW	W
Opis	-	wpust	wpust	wpust	wpust	5mm/h	6h opad	jaz	6mm/h	kałuża

IV. 3. Rola osadów dennych i dioksyn w zbiornikach „Arturówek” i stawie UŁ

Zdecydowanie większy udział wszystkich trzech rodzajów związków: PCDD (polichlorowanych dibenzo-p-dioksyn), PCDF (polichlorowanych dibenzofuranów) i dl-PCB (dioksynopodobnych polichlorowanych bifenyli) odnotowano w sezonie wiosennym 2010. Analogicznie toksyczność analizowanych PCDD, PCDF i dl-PCB mierzona jako WHO-TEQ - była prawie dwukrotnie wyższa w poborze wiosennym w porównaniu do jesiennego.

W dniu 1 kwietnia wykazano w sumie średnio 1,5 raza większe stężenie PCDD niż dl-PCB. Z kolei 28 września udział w sumie PCDD oraz dl-PCB był prawie jednakowy. Pomimo małego stężenia PCDF, ich toksyczność była bardzo wysoka, zbliżona do toksyczności PCDD (Tab.3).

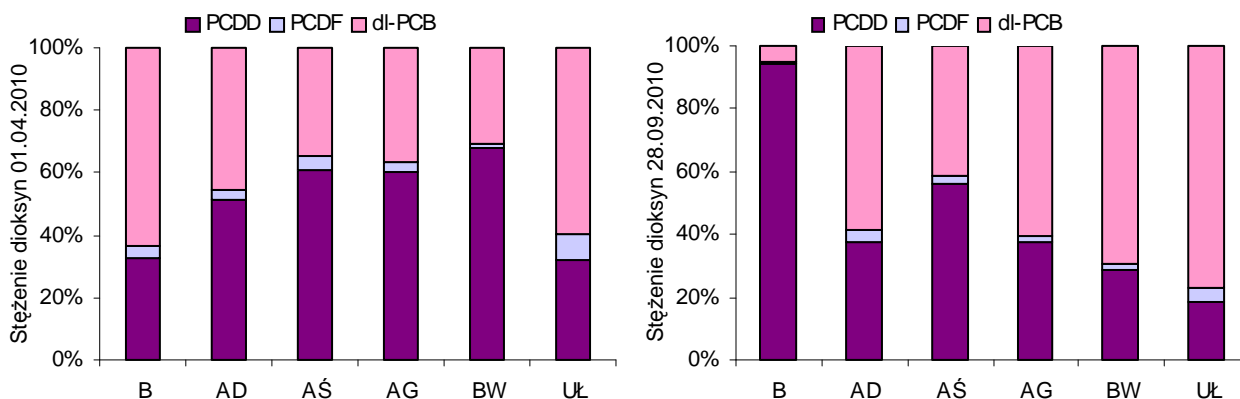
W rzece Bzurze poniżej Zbiornika Dolnego w sezonie wiosennym dominowały dl-PCB, zaś w jesiennym PCDD. Natomiast w rzece Bzurze poniżej ulicy Wycieczkowej sytuacja była odwrotna – wiosną dominowały PCDD, zaś jesienią dl-PCB (Ryc. 12).

Wiosną najwyższe stężenie dioksyn odnotowano na stanowisku Bzura poniżej ulicy Wycieczkowej (3452 pg/g s.m) oraz w Zbiorniku Górnym (1344 pg/g s.m.) Z kolei jesienią najwyższy ich udział wykazano w Bzurze poniżej Zbiornika Dolnego (675 pg/g s.m.) oraz w Zbiorniku Uniwersytetu Łódzkiego (606 pg/g s.m) i były one kilkukrotnie niższe niż w poborze wiosennym (Ryc. 13).

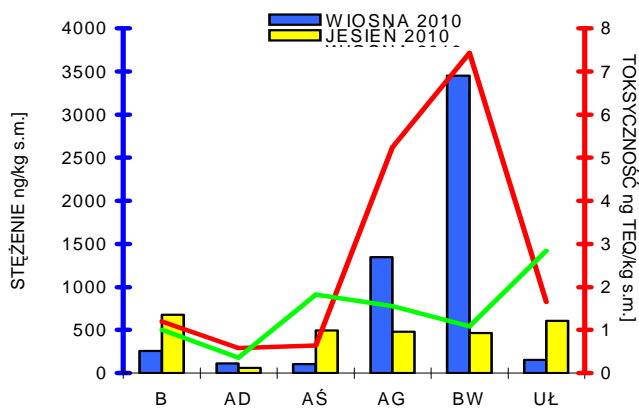
W zakresie toksyczności najwyższą wartość odnotowano w okresie wiosennym w rzece Bzurze poniżej ulicy Wycieczkowej (7,43 pg/g s.m.) oraz jesienią w Stawie UŁ (2,84 pg/g s.m.) (Tab.3 i Ryc. 13).

Tab. 3 Dynamika występowania PCDD, PCDF, dl-PCB w osadach dennych rzeki Bzury i zbiorników Arturówek.

	Stężenie [ng/kg s.m.]				Toksyeczność [ng/kg s.m.]			
	PCDD	PCDF	dl-PCB	Suma	PCDD	PCDF	dl-PCB	Suma
01.04.2010								
B	83	10	164	257	0,47	0,42	0,30	1,20
AD	58	3	52	113	0,32	0,17	0,08	0,57
AŚ	61	5	34	101	0,30	0,28	0,06	0,64
AG	813	36	494	1344	2,58	2,27	0,38	5,24
BW	2343	39	1069	3452	3,33	2,54	1,57	7,43
UŁ	49	13	93	155	0,81	0,75	0,09	1,65
28.09.2010								
B	634	6	35	675	0,81	0,14	0,06	1,01
AD	24	2	37	63	0,15	0,15	0,06	0,36
AŚ	279	12	206	49	0,91	0,74	0,16	1,82
AG	181	10	290	480	0,81	0,62	0,12	1,55
BW	133	8	323	464	0,38	0,47	0,24	1,09
UŁ	113	28	465	606	0,81	1,49	0,54	2,84



Ryc. 12 Procentowy udział PCDD, PCDF, dl-PCB w osadach dennych rzeki Bzury i zbiorników Arturówek.



Ryc. 13 Stężenie i toksyczność dioksyn.

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

W sezonie wiosennym w Zbiorniku Górnym wykazano zdecydowanie wyższe stężenia wszystkich metali w stosunku do pozostałych stanowisk. Z kolei w sezonie jesiennym najwyższe stężenia metali ciężkich zanotowano w Stawie Uniwersytetu Łódzkiego oraz w rzece Bzurze poniżej ulicy Wycieczkowej (Tab. 4). Stężenia ołowiu, miedzi, niklu oraz cynku były szczególnie wysokie w stosunku do granicznych wartości dopuszczalnych.

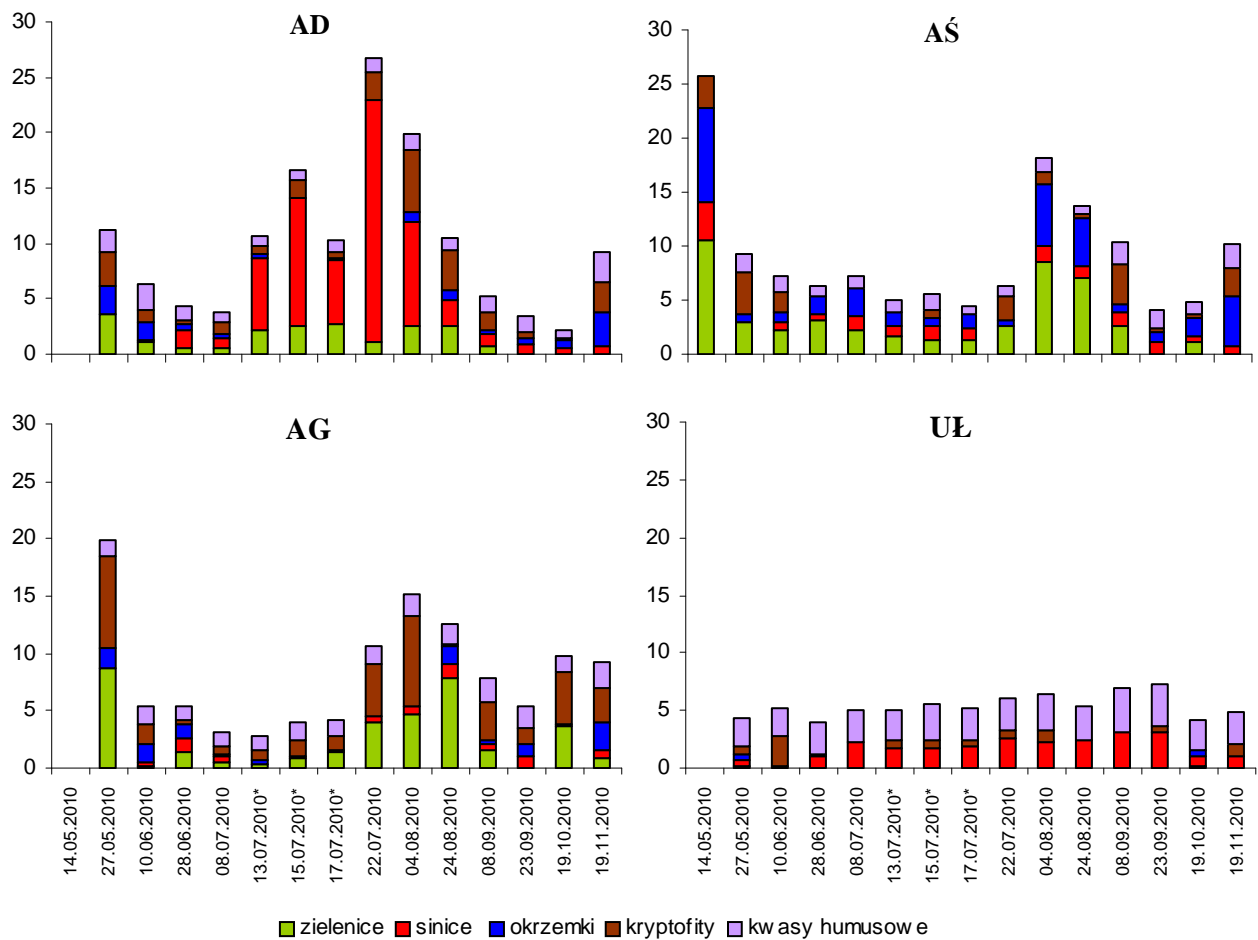
Stężenia związków azotu i fosforu w osadach były bardzo niskie, często na granicy oznaczalności. Zawartość azotu i fosforu w osadach była w sumie wyższa wiosną niż jesienią. W dniu 1 kwietnia największy ich udział wykazano w Zbiorniku Górnym. Natomiast 19 listopada najwyższe stężenie azotu zanotowano w Zbiorniku Uniwersytetu Łódzkiego, a fosforu w Zbiorniku Górnym (Tab. 4).

Tab. 4 Dynamika występowania metali ciężkich [mg/kg p.s.m] oraz azotu i fosforu [% p.s.m.] w osadach dennych.

	Metale ciężkie										Azot i fosfor	
	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn	Mn	Fe	As	Hg	TN	P ₂ O ₅
	01.04.2010										01.04.2010	
B	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	0,1	0,1
AŚ	4,90	0,18	5,00	3,65	17,75	16,20	37,40	3078	1,04	0,02	0,09	0,09
AG	36,35	0,62	34,90	15,60	19,65	148,10	99,80	10313	2,10	0,09	0,27	0,28
BW	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,17	0,24
UŁ	9,20	0,26	6,20	4,00	13,10	31,90	32,00	3039	1,24	0,03	0,13	0,13
	28.09.2010										19.11.2010	
B	2,00	0,08	4,40	2,20	19,10	15,40	72,80	1810	0,41	0,01	0,02	0,04
AD	2,70	0,13	2,20	2,60	11,90	9,60	29,40	1812	0,50	0,01	0,05	0,05
AŚ	14,40	0,38	8,60	8,00	11,10	45,20	63,90	6000	1,48	0,04	0,07	0,05
AG	11,40	0,24	8,20	6,50	17,20	32,10	62,30	4129	1,03	0,03	0,07	0,13
BW	24,60	0,24	16,30	5,40	16,20	58,60	201,60	5365	1,02	0,02	0,07	0,09
UŁ	32,60	0,65	14,80	10,00	15,20	93,00	52,00	7000	2,26	0,11	0,11	0,04

IV. 4. Dynamika występowania fitoplanktonu w zbiornikach „Arturówek” i stawie UŁ

Pomiar stężenia chlorofilu *a* metodą fluorescencji prowadzony był w okresie od 27 maja do 19 listopada, z dodatkowym poborem próbki wody 14 maja na stanowisku AŚ. Udział chlorofilu *a* charakteryzuje się sezonowym zróżnicowaniem (Ryc. 14). W czasie okresu badań można zauważyć wiosenny i jesienny rozwój okrzemek i zielenic oraz letni rozwój sinic. Metoda fluorescencji chlorofilu *a* wskazała najwyższe stężenie sinic (21,76 $\mu\text{g/l}$) na stanowisku AD w dniu 22 lipca (Ryc. 14). Podczas prowadzonych badań w każdym z monitorowanych zbiorników zidentyfikowano sinice. Wyniki fluorescencji chlorofilu *a* wskazują jednoznacznie, że największy rozwój fitoplanktonu zachodził latem w AD, zaś najmniejszy w UŁ. Na stanowisku AD w całym sezonie dominowały sinice, średnio 4,53 $\mu\text{g/l}$ oraz kryptofity 1, 85 $\mu\text{g/l}$, zaś w AŚ zielenice, 3,16 $\mu\text{g/l}$ (stężenie sinic wynosiło 1,1 $\mu\text{g/l}$). Z kolei w AG w całym sezonie dominowały kryptofity ze średnią 2,78 $\mu\text{g/l}$ oraz zielenice - 2,58 $\mu\text{g/l}$ (przy udziale sinic średnio 0,5 $\mu\text{g/l}$). Natomiast w UŁ średnie stężenie zarówno zielenic, okrzemeków jak i kryptofitów nie przekraczało 1 $\mu\text{g/l}$, a sinic wynosiło średnio 1,78 $\mu\text{g/l}$.

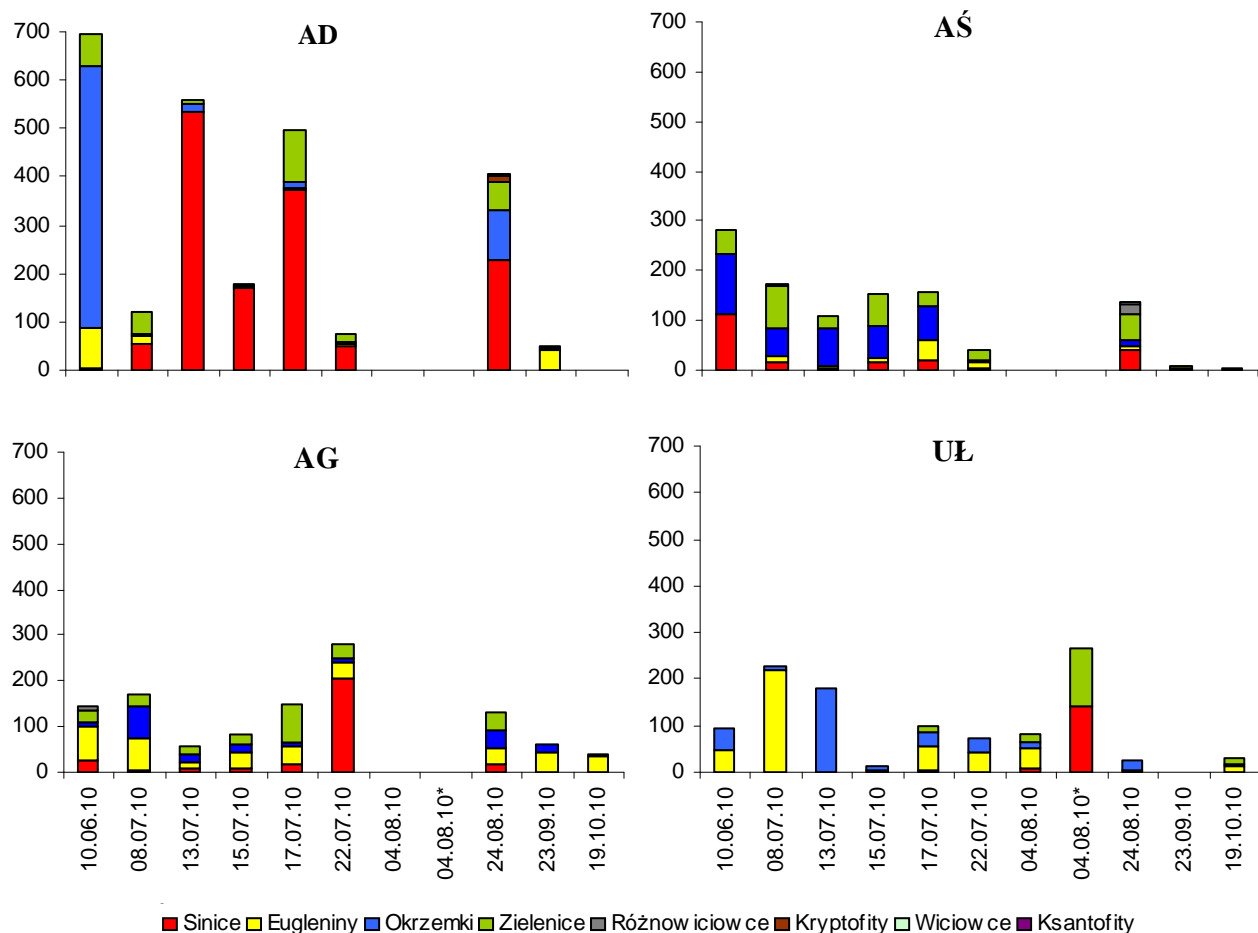


Ryc. 14 Dynamika występowania fitoplanktonu – pomiar chlorofilu *a* [$\mu\text{g/l}$] ‘*’ - dodatkowe badania monitoringowe związane z pojawieniem się zakwitnięcia sinicowego w zbiorniku AD.

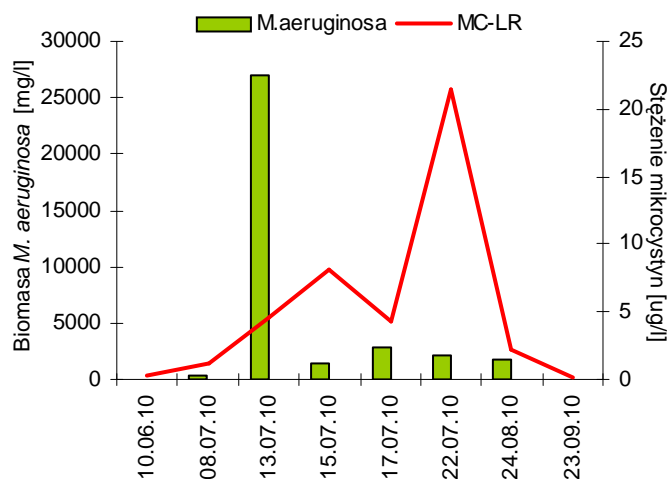
Identyfikacja mikroskopowa fitoplanktonu przeprowadzona była dla próbek pobranych w okresie od 10 czerwca do 19 października, z dodatkowym poborem w dniu 4 sierpnia na stanowisku UŁ oraz z wpustu powyżej UŁ. Badania te potwierdzają sezonowe zróżnicowanie fitoplanktonu oraz korelację z wynikami pomiarów stężenia chlorofilu *a* metodą fluorescencji (Ryc. 14).

Największą liczbę komórek sinic odnotowano w Zbiorniku Dolnym w dniach 13 (534 333 kom/ml) i 17 lipca (372 000 kom/ml) oraz 24 sierpnia (226 000 kom/ml) (Ryc. 15). Wyniki te pokrywają się z wartościami biomasy sinic, które kolejno w tych dniach wynosiły 27 003 mg/l, 2 867 mg/l oraz 1 728 mg/l. Z kolei w dniach 15 (169 000 kom/ml) i 22 lipca (49 666 kom/ml), gdy liczba komórek sinic była jedną z najniższych w sezonie badań na stanowisku AD (Ryc. 15), biomasa sinic wynosiła kolejno 1 450 mg/l i 2 272 mg/l. Wystąpienie w zbiorniku AD sinic w okresie od 13 do 22 lipca przypada na optymalne warunki pogodowe dla rozwoju masowego tych organizmów.

Wśród sinic zdecydowanie dominowała *Microcystis aeruginosa*, której zakwit odnotowano w okresie od 8 lipca do 24 sierpnia. Biomasa *M. aeruginosa* oscylowała w zakresie 416-27 000 mg/l, osiągając maksimum 13 lipca (500 000 kom/ml) (Ryc. 16). W dniu 17 lipca odnotowano także zakwit *Synechocystis sp.* (35 333 kom/ml). Biomasa większości przedstawicieli sinic nie przekraczała 1 mg/l. Wyjątek stanowi *Woronichinia naegeliana*, której biomasa była wyższa 13 (2,8 mg/l) i 15 lipca (17 mg/l) oraz 24 sierpnia (5,7 mg/l). Z kolei 22 lipca biomasa *Gomphosphaeria sp.* wynosiła 76,5 mg/l. Obecność i znacząca biomasa innych gatunków sinic niż *Microcystis aeruginosa* wyjaśnia odnotowane w tych samych dniach maksymalne wartości toksyn sinicowych (mikrocystyn).



Ryc. 15 Dynamika występowania fitoplanktonu [liczba tysięcy kom/ml wody] w zbiornikach AD, AŚ, AG, UŁ, ‘*’ - dodatkowe badania monitoringowe, pobór wody przy jazie powyżej UŁ.



Ryc. 16 Dynamika biomasy *Microcystis aeruginosa* [mg/l], a stężenie mikrocytyn [µg/l] w AD.

Analiza toksyn (mikrocystyn) zawartych w komórkach sinic, występujących w wodach zbiorników wykazała zróżnicowane stężenia tych substancji, oscylujące w granicach 0,25-21,5 µg/l (Tab. 5). W trakcie całego sezonu badań zidentyfikowano głównie MC-LR.

W Zbiorniku Dolnym odnotowano występowanie mikrocystyny LR w okresie od 10 czerwca do 23 września. W tym czasie maksymalne stężenie MC-LR odnotowano 22 lipca (21,481 µg/l), kiedy to wykryto również dwie inne (ze względu na brak standardów nie możliwe do zidentyfikowania) mikrocystyny w stężeniu 3 µg/l. Na stanowisku UŁ odnotowano występowanie mikrocystyn -LR, -RR oraz -YR z maksimum w dniu 4 sierpnia (Tab. 5).

Tab. 5 Dynamika występowania mikrocystyn [µg/l] w zbiornikach AD i UŁ.

AD	MC-LR	MC-RR	MC-YR	Inna MC	Inna MC
10.06.2010	0,251	-	-	-	-
28.06.2010	0,742	-	-	-	-
08.07.2010	1,248	-	-	-	-
13.07.2010	4,652	-	-	0,547	-
15.07.2010	8,101	-	-	0,877	-
17.07.2010	4,276	-	-	0,541	-
22.07.2010	21,481	-	-	2,608	0,330
04.08.2010	8,200	-	-	0,944	-
24.08.2010	2,207	-	-	0,273	0,131
08.09.2010	0,358	-	0,133	0,096	-
23.09.2010	0,081	-	-	-	-
UŁ	MC-LR	MC-RR	MC-YR	Inna MC	Inna MC
13.07.2010	0,037	0,769	-	-	-
04.08.2010	6,014	13,599	4,060	-	-
08.09.2010	0,059	-	-	-	-

IV. 5. Rozkład biomasy zooplanktonu w kaskadzie zbiorników „Arturówek”

W trakcie analizy mikroskopowej wody, pobranej z czterech monitorowanych zbiorników, zidentyfikowano 13 gatunków organizmów zooplanktonowych. 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 brachyurum*, *Ceriodaphnia sp.*, *Scapholeberis mucronata*, *Bosmina sp.*), widłonogi-formy młodociane (*Copepoda-nauplius*), widłonogi drapieżne (*Cyclopoida sp.*) oraz widłonogi roślinożerne (*Calanoida sp.*).

Największą bioróżnorodnością charakteryzował się Zbiornik Górny i Dolny, najmniejszą zaś staw Uniwersytetu Łódzkiego. Obfity rozwój zwierząt planktonowych występował 10 czerwca oraz w okresie od 17 lipca do 23 września na stanowisku AG. (Ryc. 17).

Sumaryczna biomasa wrotków filtrujących oscylowała w zakresie od 1,2 g/l (UŁ) do 65,6 mg/l (AŚ), zaś drapieżnych (*Asplanchna sp.*) od 7,7 mg/l (AD) do 19,2 mg/l (AG). Jedyne przedstawiciel wrotków drapieżnych, *Asplanchna sp.* (Fot. 1a), ograniczał liczebność innych organizmów głównie na początku i na końcu sezonu badawczego.

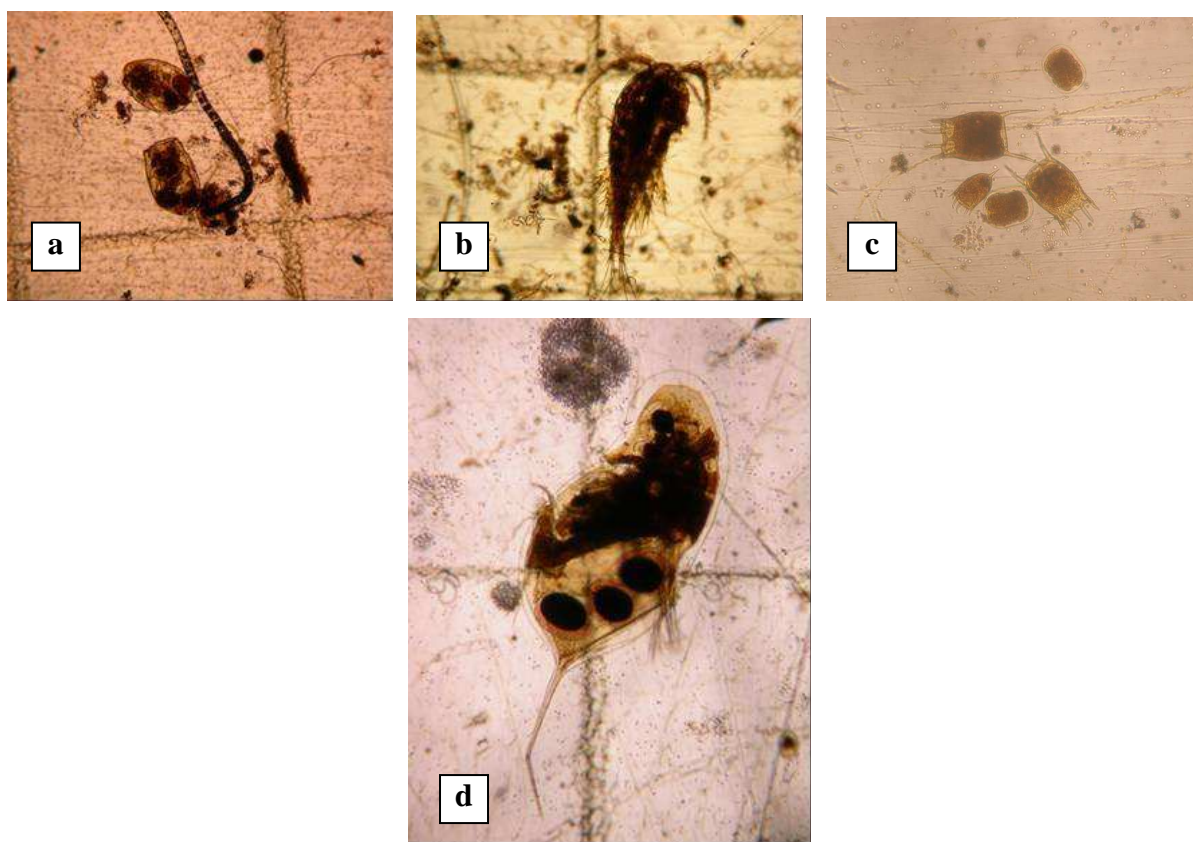
Największą bioróżnorodność wrotków filtrujących zaobserwowano w Zbiorniku Środkowym. W pozostałych zbiornikach dominowały *Keratella sp.* (Fot. 1c), charakterystyczny dla wód eutroficznych oraz *Polyarthra sp.*. Z kolei *Filinia sp.* pojawiła się jedynie w Zbiorniku Dolnym w znikomej ilości (do 0,1 mg/l). Największa w sezonie biomasa wrotków filtrujących wystąpiła we wszystkich zbiornikach 10 czerwca, poza stanowiskiem AG, gdzie maksimum wystąpiło 22 lipca (Ryc. 17).

Maksymalną biomasa widłonogów drapieżnych (*Cyclopoida*) (Fot. 1b) zaobserwowano na stanowisku AG (60 mg/l), najniższą zaś na stanowisku UŁ (4 mg/l). Prawdopodobnie większość *Copepoda-nauplius* (form młodocianych) również należało do *Cyclopoida*. Kulminację ich występowania (średnio 15,9 mg/l) odnotowano w dniach 17-22 lipca (AG). W tym samym okresie na stanowisku AD było ich bardzo mało (0,3 mg/l), a na UŁ nie pojawiły się.

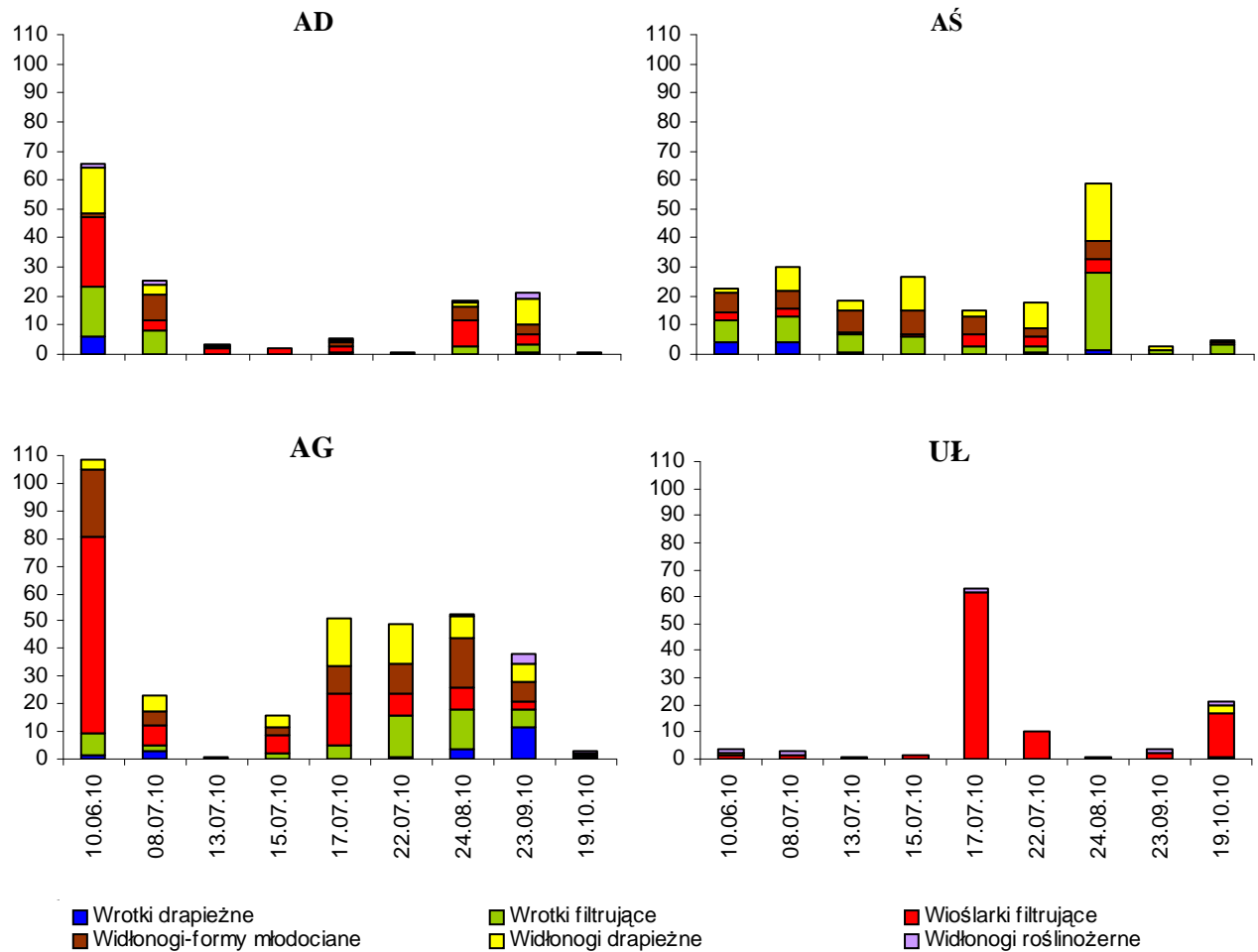
Biomasa widłonogów roślinożernych (*Calanoida*) w sezonie oscylowała w zakresie od 5 mg/l (AD) do 6,4 mg/l (UŁ). Przedstawicieli tego rzędu nie wykryto w Zbiorniku Środkowym.

Sumaryczna biomasa wioślarek filtrujących oscylowała w granicach od 37,6 mg/l (AŚ) do 122,8 mg/l (AG). Największy ich udział miał miejsce wiosną na stanowisku AD (23,7 mg/l) i AG (70,9 mg/l) oraz 17 lipca na stanowisku AG (18,3 mg/l) i UŁ w

największej liczbie (61,4 mg/l). Dla porównania średnia biomasa wioślarek w Zbiorniku Dolnym w lipcu nie przekroczyła 2 mg/l. Wśród wioślarek filtrujących dominowali przedstawiciele *Daphnia sp.*. *Daphnia galeata* (Fot. 1d) dominowała głównie na stanowiskach UŁ (91,5 mg/l) oraz AD (28,3 mg/l). Biomasa *Diaphnosoma brachyurum* w każdym zbiorniku nie przekroczyła 5 mg/l, a w stawie UŁ nie występowała. *Ceriodaphnia sp.* dominowała na stanowisku AG (43 mg/l), zaś na UŁ była nieznaczna. Biomasa *Scapholeberis mucronata* nie przekroczyła 3 mg/l, poza stanowiskiem AG (10,1 mg/l). Biomasa *Bosmina sp.* była niewielka we wszystkich zbiornikach (do 4 mg/l) w ciągu całego sezonu, poza 10 czerwca w Zbiorniku Górnym kiedy osiągnęła wartość 56,6 mg/l. Wioślarka *Daphnia galeata* pojawiła się na stanowisku AD w dniu 10 czerwca w liczbie ponad 19 mg/l, zaś 17 lipca na stanowisku UŁ osiągnęła 41,6 mg/l. W zooplanktonie stawu Uniwersytetu Łódzkiego występowały niemalże wyłącznie dwa gatunki wioślarek z rodzaju *Daphnia*: *D. hyalina* i *D. galeata* (ryc. 17). Pewnym zaskoczeniem był fakt, że w pobranych próbkach wody z UŁ na zmianę występowały albo same żywe osobniki *Daphnia sp.*, albo wyłącznie ich szczątki i pancerze (karapaksy).



Fot. 5 Przedstawiciele zooplanktonu występującego w zbiornikach „Arturówek”: a - *Asplanchna sp.*, b - *Cyclopoida*, c – *Keratella sp.*, d - *Daphnia galeata* (fot. A. Wnuk, A. Wojtal-Frankiewicz).



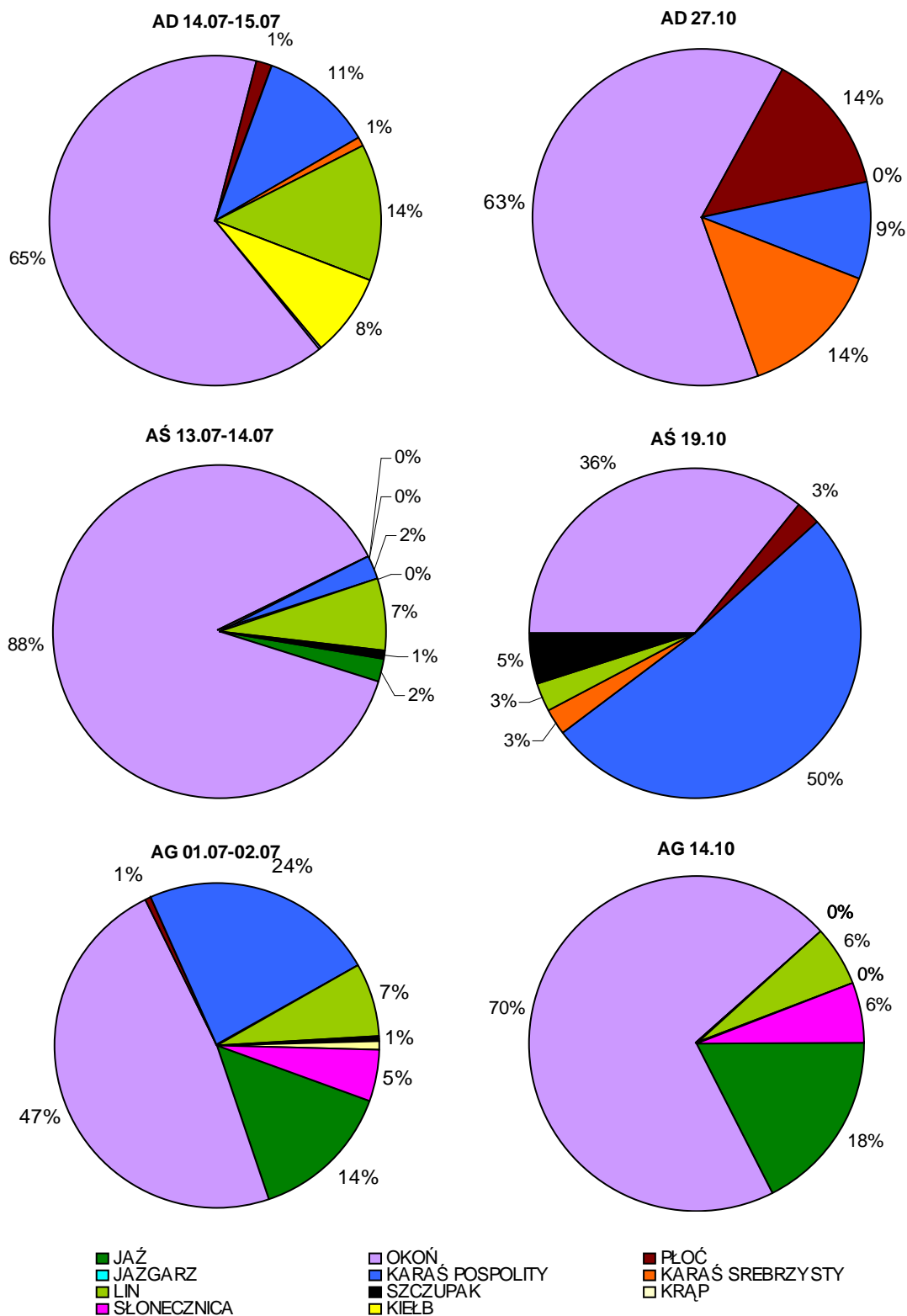
Ryc. 17 Dynamika występowania zooplanktonu w zbiornikach Arturówek [mg/l]. Wrotki drapieżne: *Asplanchna sp.*; wrotki filtrujące: *Keratella sp.*, *Polyarthra sp.*, *Trichocerca sp.*, *Brachionus sp.*, *Filinia sp.*; wioślarki filtrujące: *Daphnia galeata*, *Diaphnosoma brachyurum*, *Ceriodaphnia sp.*, *Scapholeberis mucronata*, *Bosmina sp.*; widłonogi - formy młodociane: *Copepoda-nauplius*; widłonogi drapieżne: *Cyclopoida sp.*; widłonogi roślinożerne: *Calanoida*.

IV. 6. Rozkład biomasy ryb w zbiornikach „Arturówek”

Łącznie w trzech stawach „Arturówek” złowiono 11 gatunków ryb (Tab. 6), w tym dwa gatunki należące do rodziny okoniowatych (okoń, jazgarz), jeden do szczupakowatych (szczupak) oraz osiem do karpowatych (jaź, karaś pospolity, karaś srebrzysty, kiełb, lin, płoć, słonecznica, krap). Większość osobników stanowiły ryby fitofilne. Największą bioróżnorodność (8 gatunków) wykazano w Zbiorniku Górnym. Jedynie gatunki jaź, lin, okoń i karaś pospolity wystąpiły we wszystkich trzech zbiornikach (Tab. 6). W sezonie badań 2010, na stanowiskach AD, AŚ i AG, złowiono w sumie 595 ryb, z czego latem odłowiono 517, zaś jesienią 78 osobników. We wszystkich zbiornikach dominował okoń, a największy jego udział odnotowano latem w Zbiorniku Środkowym (87,9%), zaś jesienią w Zbiorniku Górnym (70,4%) (Ryc. 18). We wszystkich zbiornikach odnotowano również znaczący udział karasia pospolitego, którego największą liczbę wykazano jesienią w Zbiorniku Środkowym (50%) (Ryc. 18). Wyniki te potwierdza procentowy udział biomasy osobników danego gatunku w stosunku do całkowitej biomasy ryb z jednego odłowu (Tab. 6).

Tab. 6 Charakterystyka ryb w zespole stawów „Arturówek” w Łodzi: L - liczebność osobników, B - biomasa [%], DGE - wskaźnik dominacji grupy ekologicznej [%].

	AD				AŚ				AG			
	14.07-15.07		27.10		13.07-14.07		19.10		01.07-02.07		14.10	
Grupy rozrodzce	L	B	L	B	L	B	L	B	L	B	L	B
Fitofitofile												
JAŹ	1	4,7	-	-	3	12,8	-	-	20	18,8	3	31,3
OKOŃ	154	41,6	14	16,6	123	54,2	14	12,9	67	18,0	12	63,4
PŁOĆ	3	1,3	3	10,6	-	-	-	-	1	1,2	-	-
JAZGARZ	-	-	-	-	-	-	1	1,1	-	-	-	-
DGE	-	47,6	-	27,2	-	67,0	-	13,9	-	38,1	-	94,7
Fitofile												
KARAŚ POSPOLITY	26	7,7	2	12,1	3	4,8	20	60,4	33	48,5	-	-
KARAŚ SREBRZYSTY	2	4,2	3	60,7	-	-	1	6,5	-	-	-	-
LIN	32	38,5	-	-	10	27,1	1	6,1	10	12,5	1	5,1
SZCZUPAK	-	-	-	-	1	1,1	2	13,1	1	0,2	-	-
KRAP	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0,5	-	-
SŁONECZNICA	-	-	-	-	-	-	-	-	7	0,2	1	0,2
DGE	-	50,4	-	72,8	-	33,0	-	86,1	-	61,9	-	5,3
Psammofile												
KIEŁB	19	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DGE	-	2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-



Ryc. 18 Struktura dominacji gatunkowej ryb zbiorników Arturówek wyrażona procentowym udziałem liczebności każdego gatunku.

IV. 7. Parametry hydrologiczne rzeki Bzury

Pomiar przepływu rzeki Bzury poniżej Zbiornika Dolnego (BW) oraz powyżej Zbiornika Górnego (BpG) dokonywany był w okresie od 8 lipca do 19 listopada. Średnia jego wartość była ok. 3-krotnie większa na pierwszym stanowisku niż w rzece Bzurze powyżej Zbiornika Górnego i wynosiła 7,67 dm³/s (Tab. 8). Największy przepływ na tym stanowisku odnotowano 8 września (19,17 dm³/s) co było prawdopodobnie spowodowane osuszaniem kąpieliska. Z kolei maksymalne wartości przepływu rzeki Bzury powyżej Zbiornika Górnego zanotowane w dniach 28 (5 dm³/s) i 30 lipca (6,22 dm³/s) wynikały z dużych opadów deszczu i były kilkakrotnie wyższe niż w pozostałych dniach.

Tab. 7 Parametry hydrologiczne rzeki Bzury - przepływ Q [dm³/s] w sezonie 2010.

	<u>08.07</u>	<u>22.07</u>	<u>28.07</u>	<u>30.07</u>	<u>04.08</u>	<u>24.08</u>	<u>08.09</u>	<u>23.09</u>	<u>10.10</u>	<u>19.11</u>	<u>Średnia</u>
B	9,63	4,06	-	-	9,01	1,05	19,17	9,53	9,23	3,30	7,67
BpG	2,77	0,37	5,00	6,22	1,78	0,88	1,66	1,73	1,46	4,35	2,62

IV. 8. Wpływ parametrów bakteriologicznych na jakość wód

Liczba komórek bakterii grupy coli w 100 cm³ badanej próbki wody lub ścieków określona z tablic na podstawie rachunku prawdopodobieństwa była najwyższa w Zbiorniku Górnym i była prawie 12-krotnie wyższa niż na stanowisku powyżej tego akwenu. Tego samego dnia liczba komórek *Escherichia coli* była najniższa w kąpielisku (Tab. 9).

Tab. 8 Dynamika *Escherichia coli* [NPL/100 ml po 48 h inkubacji] w dniu 4 sierpnia.

<u>AD</u>	<u>AŚ</u>	<u>AG</u>	<u>BpG</u>	<u>BW</u>	<u>UŁ</u>
6,8	17	79	6,8	11	11

V. Dyskusja

Coroczny problem wzmożonej eutrofizacji, która przyczynia się do toksycznych zakwitów sinic w Zbiorniku Dolnym, istnieje od dawna, co potwierdzają badania oraz liczne doniesienia prasowe (Jurczak i in. 2007). Na skutek zaburzenia równowagi biologicznej, ekosystem zbiornika ulega stopniowej degradacji, co ma bardzo złożone przyrodnicze i społeczne konsekwencje. Zespół zbiorników „Arturówek” posiada ogromny potencjał, który obecnie nie jest w pełni wykorzystywany. Jako jeden z nielicznych w aglomeracji łódzkiej tak duży teren zielony z kąpieliskiem, różnorodnością krajobrazów oraz w bezpośrednim sąsiedztwie Lasu Łągiewnickiego, Arturówek jest bardzo atrakcyjnym miejscem do rekreacji i wypoczynku dla mieszkańców miasta Łodzi i jego okolic, na co wskazują wyniki badań ankietowych (Załącznik 1). Niestety, w głównej mierze przez toksyczne zakwity sinic w kąpielisku, społeczne potrzeby nie mogą być w pełni zaspokojone. Stężenie mikrocytyn w Zbiorniku Dolnym uniemożliwia rekreacyjne jego wykorzystanie, ponieważ stanowi to realne zagrożenie dla zdrowia, a także życia osób z niego korzystających. Z kolei zagrożenie bakteriologiczne (podwyższone wartości miana *Coli*) powoduje każdego roku zamykanie kąpieliska przez Stację Sanitarno-Epidemiologiczną w Łodzi i całkowity zakaz wchodzenia do wody.

Zespół zbiorników „Arturówek” znajduje się na terenie dużej aglomeracji i jest narażony na stres antropogeniczny. Negatywne działania ludzkie spowodowały przekroczenie granicy naturalnej odporności i elastyczności tego ekosystemu, przez co jego równowaga została zachwiana. W związku z tym podjęto liczne działania mające na celu zidentyfikowanie przyczyn tego złożonego problemu, a w konsekwencji zastosowanie zabiegów ochronnych i rekultywacyjnych.

W pracy przedstawiono wyniki badań prowadzonych w czasie pierwszego roku realizacji projektu EH-REK pt.: „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich”. Badania monitoringowe umożliwiają określenie przyczyn postępującej eutrofizacji w zbiornikach, stanowią podstawę dalszych, bardziej szczegółowych badań funkcjonowania ekosystemów i zostaną wykorzystane do opracowania złożonych rozwiązań systemowych, umożliwiających przywrócenie dobrego stanu ekologicznego tych wód w następnych latach realizacji projektu.

Wpływ parametrów meteorologicznych na jakość wód zespołu zbiorników „Arturówek”

Światowa Organizacja Meteorologiczna w Raporcie za 2010 rok (WMO 2010), wykazuje stałą tendencję wzrostową średniej światowej temperatury powietrza od 1921 roku. Według tych badań, rok 2010 był drugim, obok 2005, najcieplejszym rokiem w historii. Z kolei średnia temperatura powietrza w Polsce była o 2°C niższa w stosunku do średniej z wielolecia 1961-1990. Lato okazało się być najcieplejszym odnotowanym okresem w Europie, pokonując wcześniejszy rekord z 2003 roku o 0,62°C. Również średnia temperatura powietrza w lipcu była rekordowo wysoka, a jej średnia wartość została przekroczone co najmniej o 1°C w całej Europie poza Wielką Brytanią, Bułgarią i Irlandią.

Rozkład temperatury powietrza w „Arturówku” prezentuje typową zmienność sezonową. Potwierdza także wyniki Światowej Organizacji Meteorologicznej, gdyż średnia temperatura lipca wyniosła 21°C i była drugą najwyższą w ciągu ostatnich 7 lat. Prowadzone od kilku lat badania monitoringowe zbiorników wykazują zależność pomiędzy średnią temperaturą powietrza w lipcu, a wielkością biomasy sinic w stawach. Badania zawartości chlorofilu *a* metodą fluorescencji potwierdzają, że największe toksyczne zakwity sinic miały miejsce w sierpniu 2006 (98,9 µg/l) jak i lipcu 2010 (62,8 µg/l), kiedy średnia temperatura powietrza w lipcu przekroczyła 20°C. W poprzednim okresie, przy temperaturze niższej niż 20°C, stężenie chlorofilu *a* nie przekroczyło 25 µg/l.

Światowa Organizacja Meteorologiczna odnotowała także, że średnie opady deszczu w 2010 roku były wyższe o 52 mm niż w wieloleciu 1961-1990, co miało przełożenie na licznie występujące powodzie na całym świecie w tym roku. Największe powodzie w południowej Polsce miały miejsce w drugiej połowie maja oraz na początku czerwca.

Parametry meteorologiczne w „Arturówku” wykazują dwa okresy największej wilgotności. Pierwszy w dniach 14 oraz 17 maja (wilgotność średnia 93%, wiatr średnio 4,6 m/s) pokrywa się z dniami, kiedy wystąpiła I fala powodziowa w południowej Polsce. Drugi zaś miał miejsce jesienią, z maksimum 27 września (wilgotność 97%, wiatr 1 m/s, opad 6 mm/h). Uzyskane w pracy wyniki wskazują jednoznacznie, że intensywne opady deszczu stanowią główne źródło zasilania punktowego i obszarowego ekosystemu rzeki Bzury w znaczne ilości biogenów.

Wpływ parametrów fizycznych na jakość wód zespołu zbiorników „Arturówek”

Rozkład temperatury wody przedstawia typową sezonową zmienność dla sztucznych płytkich zbiorników w strefie umiarkowanej. Również temperatura cieku zmienia się w sposób ciągły wzdłuż jego biegu.

W większości zbiorników wodnych i rzekach pH oscyluje w zakresie 7,5-8,5 (Carr i Neary 2008). Odczyn wody na monitorowanym obszarze jest charakterystyczny dla zbiorników eutroficznych, czyli zazwyczaj obojętny lub zasadowy. Wyjątkiem jest staw Uniwersytetu Łódzkiego, gdzie średni odczyn w całym sezonie badawczym był lekko kwaśny, co jest charakterystyczną cechą jezior dystroficznych. Z kolei najwyższe średnie pH równe 9,3 w Zbiorniku Dolnym, świadczy o silnej eutrofizacji i intensywnie przebiegających procesach fotosyntezy, zwłaszcza w okresie letnim.

Średnia zawartość tlenu w całym sezonie badań rośnie wzdłuż biegu cieku, na skutek wymiany gazowej z atmosferą. Najniższy udział tlenu w stawie Uniwersytetu Łódzkiego, z minimum 0,59 mg/l w dniu 8 lipca, wynika ze słabego nasświetlenia (rozłożyste korony drzew ograniczają znacznie dostęp promieniowania słonecznego, a przez to proces fotosyntezy). Ponadto zalegająca na jego dnie bardzo duża ilość materii organicznej (opadłe liście z drzew), w procesie rozkładu pochłania tlen co powoduje wydzielanie się siarkowodoru. Potwierdzają ten proces badania prowadzone przez Tippayawong i Thanompongchart (2010). Mała głębokość (sprzyjająca intensywnemu mieszaniu i napowietrzaniu się wód) oraz intensywny proces fotosyntezy (uwalniający tlen) zapewniają najwyższe stężenia tlenu w Zbiorniku Dolnym i Środkowym. Poniżej kąpieliska, udział tlenu w rzece Bzurze ponownie maleje na skutek mniej wydajnej fotosyntezy w rzekach, niż w akwenach wodnych, co potwierdzają badania (Lampert i Sommer 1996, Hermanowicz i in. 1999).

Konduktywność w wodach naturalnych oscyluje w przedziale 50-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Hermanowicz i in. 1999). Wyniki powyższych badań mieszczą się w tym zakresie i średnio nie przekraczają 344 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Należy zwrócić uwagę, że dodatkowe pomiary w dniach 17 maja oraz 27 września w czasie dużych opadów deszczu, wykazały na rzece Bzurze poniżej ulicy Wycieczkowej bardzo niską przewodność (średnio 143 $\mu\text{S}/\text{cm}$), przy jednocześnie najwyższym w sezonie stężeniu tlenu w wodzie (średnio 9,89 mg/l), co prawdopodobnie wynika z szybkiego mieszania się i wymiany wody. Pomimo tak niskiej konduktywności, odnotowano tam znaczące stężenia związków azotu i fosforu na skutek bezpośredniego dopływu zanieczyszczeń do rzeki Bzury poprzez studzienki kanalizacyjne zlokalizowane w jezdni bezpośrednio nad rzeką, służące do odprowadzania wód

burzowych z pobliskiego obszaru. Z kolei dodatkowe pomiary przewodności wody bezpośrednio dopływającej do Zbiornika Środkowego systemem rur ogólnospławnych, wykazały w dniach 27 maja i 10 czerwca konduktywność wyższą o 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ od średniej mierzonej w tym zbiorniku w trakcie całego sezonu badawczego. Dzieje się tak na skutek kumulacji zanieczyszczeń w okresach suchych, zarówno w sieci ogólnospławnej (Zawilski 2003) jak i na powierzchni ulicy Wycieczkowej (pył, starte opony, osiadłe spaliny, sól), które następnie dopływają do rzeki i zbiorników wraz ze spływem powierzchniowym, w czasie intensywnych opadów deszczu.

Wpływ parametrów chemicznych na jakość wód zespołu zbiorników „Arturówek”

Zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem Ministra Środowiska z 2008 roku (Dz. U. 2008, nr 162, poz. 1008) większość parametrów chemicznych pozwoliła zaklasyfikować badane próbki do I-II klasy jakości wód powierzchniowych.

W okresie od 28 czerwca do 4 sierpnia na odcinku rzeki Bzury od ulicy Wycieczkowej do Zbiornika Górnego odnotowano średni udział fosforanów równy 0,32 mg/l, przy czym ich stężenie w naturalnych wodach bogatych w związki humusowe nie powinno przekraczać 0,25 mg/l (Hermanowicz i in. 1999). Dodatkowo, okresowe wysokie stężenia jonów amonowych (ok. 1,7 mg/l, 22 lipca), fosforu (ok. 0,6 mg/l, 28 czerwca) i azotu całkowitego na tym samym odcinku cieku oraz znaczący spadek udziału tlenu wraz z biegiem w górę rzeki, wskazują jednoznacznie na możliwość dopływu zanieczyszczeń spowodowanych działalnością człowieka na tym obszarze. Kulminacja stężeń tych samych parametrów chemicznych w stawie Uniwersytetu Łódzkiego oraz najniższy udział tlenu, sugerują że kaskada 17 zbiorników w źródłowym odcinku rzeki Bzury może być zanieczyszczana ściekami bytowymi. Stężenia tych związków chemicznych ulegają zmniejszeniu podczas przepływu, zwłaszcza w Zbiorniku Górnym i Środkowym, co świadczy o ich wykorzystywaniu przez organizmy żywe oraz wiązaniu w osadach. Kulminacja stężeń azotynów i azotanów powyżej Zbiornika Górnego prawdopodobnie jest wynikiem bezpośredniego dopływu zanieczyszczeń z ulicy Wycieczkowej. Potwierdza to również znaczący wzrost udziału fosforu całkowitego (1,3 mg/l) przy ulicy Wycieczkowej (w kałuży - 3,5 mg/l) w dniu 27 września w trakcie dużego opadu deszczu (6 mm/h). Wartości te są zgodne z doniesieniami Zawilskiego (2003), że stężenie fosforu ogólnego ścieków opadowych z terenu zurbanizowanego, mieści się w przedziale 0-1 mg/l, a maksymalnie może wynosić nawet 10 mg/l.

Wcześniejsze badania próbki wody pobranej z rzeki Bzury poniżej ulicy Wycieczkowej w dniu 23 lutego 2010r., wskazują roztopy śnieżne jako bardzo ważne źródło biogenów dostających się do ciek (Wnuk 2010). Wyniki analizy chemicznej wody wskazały około 2-krotnie większe stężenie jonów amonowych, 4-krotnie większe stężenie jonów azotanowych, 5-krotnie większe stężenie jonów fosforanowych, a także 8-krotnie większe stężenie azotu całkowitego i 12-krotnie większe stężenie fosforu całkowitego w stosunku do wartości średnich tych parametrów z całego sezonu badań w 2010 roku. Z kolei wartość konduktywności była aż 3-krotnie wyższa niż średnia z całego sezonu badań (Tab. 9).

Tab. 9 Parametry fizyko-chemiczne wody z dnia 23.02.2010 ze stanowiska BW (Wnuk, 2010).

temp. wody [°C]	kondukt. [uS/cm]	pH	tlen [mg/l]	zasolenie [‰]
2,8	1160	7,88	12,6	0,3
NH₄ [mg/l]	NO₃ [mg/l]	PO₄ [mg/l]	TN [mg/l]	TP [mg/l]
0,97	1,4	0,61	10,1	3,62

Duża ilość materii organicznej wprowadzana do rzeki Bzury wraz ze spływami powierzchniowymi może być wiązana w osadach, a później wtórnie zasilać ekosystem. Badania osadów dennych potwierdziły największą akumulację azotu i fosforu na stanowiskach AG, BW oraz UŁ, z maksimum 1 kwietnia w Zbiorniku Górnym.

Analiza osadu dennego pobranego 1 kwietnia z tego zbiornika wykazała zaskakująco duży udział metali ciężkich, zwłaszcza ołowiu, niklu, cynku oraz miedzi, których stężenie stanowiło kolejno 73%, 66%, 99% oraz 70 % wartości granicznych dla wierzchniej warstwy gruntu przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych do rekultywacji terenów na cele nierolne (Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych, Dz. U. 02.134.1140 z dnia 27 sierpnia 2002 roku). Z kolei 28 września, dzień po obfitych opadach deszczu (6 mm/h), w osadach pobranych z rzeki Bzury poniżej ulicy Wycieczkowej, wykazano największy udział metali ciężkich spośród wszystkich stanowisk. Potwierdza to istotność problemu zanieczyszczeń dostających się do ciek wraz ze spływem powierzchniowym z okolic ulicy Wycieczkowej.

Także analiza stężeń i toksyczności dioksyn w osadach dennych wykazała ich maksymalne wartości wiosną na stanowisku poniżej ulicy Wycieczkowej. Potwierdza to tezę iż znaczne ilości zanieczyszczeń dostają się do ekosystemów wodnych w czasie wiosennych roztopów śniegu (Lohmann i Jones 1998). Podwyższone stężenia

PCDD/PCDF na tym stanowisku mogą wskazywać na dopływ ścieków bytowo-gospodarczych z okolicznych działek. Badania naukowe potwierdzają wysokie stężenia PCDD/PCDF w ściekach i osadach ściekowych, z wyższym sumarycznym stężeniem PCDD (Dudzińska 2002). Jednocześnie stężenia PCDD/PCDF odnotowane w Zbiorniku Górnym oraz w rzece Bzurze poniżej ulicy Wycieczkowej były wyższe od wartości tych samych substancji wykazanych w rzekach Stanów Zjednoczonych czy płytkich zbiornikach zaporowych wielkiej Brytanii (Rose i McKay 1996, Kannan i in. 2001). Z kolei stosunkowo niska wartość toksyczności PCDD ($< 3,33$ ng/kg.s.m) może świadczyć o dominującym zasilaniu rzeki Bzury przy ulicy Wycieczkowej ściekami deszczowymi, których toksyczność może oscylować w granicach 1,9-10,2 pg TEQ/l (Horstmann i McLachlan 1995). Wynika z tego, iż najpoważniejszym źródłem PCDD i PCDF oraz dl-PCB w osadach dennych rzeki Bzury poniżej ulicy Wycieczkowej oraz w Zbiorniku Górnym są roztopy oraz ścieki deszczowe wprowadzane bezpośrednio do wód za pomocą przelewów/wylotów burzowych i spływu powierzchniowego z otaczających obszarów. Powyższe badania wykazały przekroczenie dopuszczalnej granicy toksyczności ustalonej przez Canadian Sediment Quality Guidelines wiosną w Zbiorniku Górnym (5-krotne) i stawie Uniwersytetu Łódzkiego (2-krotne), zaś jesienią w Zbiorniku Środkowym, Górnym i Uniwersytetu (ok. 2-krotne).

Wpływ struktur biologicznych na funkcjonowanie zbiorników wodnych.

Fitoplankton

Czynniki abiotyczne (suche i gorące lato) 2010 roku sprzyjały masowemu zakwitowi sinic w Zbiorniku Dolnym, z maksimum w dniach od 13 lipca do 4 sierpnia. W tym okresie stężenie sinic, zmierzone metodą fluorescencji wynosiło średnio 11 $\mu\text{g/l}$ i było ok. 12-krotnie wyższe niż w Zbiorniku Środkowym (0,9 $\mu\text{g/l}$) i Górnym (0,3 $\mu\text{g/l}$) oraz ok. 5-krotnie wyższe niż w stawie Uniwersytetu Łódzkiego. W kąpielisku dominowały gatunki *Microcystis aeruginosa.*, *M. viridis*, *M. wesenbergii*, *Aphanizomenon flos-aquae*. Metodą pomiaru fluorescencji barwników (chlorofilu *a*) wykazano, że w stawie Uniwersytetu Łódzkiego całkowita biomasa fitoplanktonu była najniższa ze wszystkich zbiorników i była mniejsza niż udział kwasów humusowych, które powstały w procesach rozkładu związków organicznych budujących żywe organizmy. Analiza zawartości chlorofilu *a* metodą AOA umożliwia wczesne ostrzeżenie przed zagrożeniem zakwitami sinicowymi (Izydorczyk i in. 2008). Obecność sinic w stawie Uniwersytetu Łódzkiego spowodowana

była ich spłynięciem ze zbiornika znajdującego się powyżej ulicy 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 zakwitów sinicowych na tym stanowisku. Ponad 47% wszystkich pomiarów temperatury wody w trakcie całego sezonu badań, wskazało na stanowisku AD wartości przekraczające 20°C, z czego połowa była wyższa niż 25°C. Z kolei pomiary wskazujące temperaturę wody przekraczającą 20°C w UŁ, stanowiły 28% wszystkich pomiarów w całym sezonie badań, a temperatury wyższej niż 25°C nie zanotowano. Optymalna temperatura wody dla masowego rozwoju sinic powinna być wyższa niż 20°C, zaś dla dominacji rodzaju *Microcystis sp.* wyższa niż 25°C (McQueen i Lean 1987, Robarts i Zohary 1987). Potwierdza to hipotezę, że masowy zakwit *Microcystis aeruginosa* odnotowany na stanowisku UŁ, powstał w zbiorniku znajdującym się powyżej ulicy Boruty, gdzie panowały sprzyjające czynniki abiotyczne, m.in. wysoka temperatura wody (zbiornik dobrze nasłoneczniony). Niestety, ze względu na brak możliwości poboru próbek wody (teren prywatny), badania na tym zbiorniku nie zostały przeprowadzone.

Analiza stężeń toksyn sinicowych, metodą wysokosprawnej chromatografii cieczowej, wykazała maksymalny udział MC-LR w Zbiorniku Dolnym w okresie od 13 lipca do 4 sierpnia, z maksimum (21,5 µg/l) 22 lipca. Pomimo 5-krotnie mniejszej biomasy sinic, w stawie Uniwersytetu Łódzkiego zanotowano duże stężenia toksyn. Na stanowisku tym, w dniu 4 sierpnia pojawiły się dodatkowo MC-RR (13,6 µg/l) oraz MC-YR (4,1 µg/l), a udział MC-LR (6 µg/l) był zaledwie o 2 µg/l niższy niż tego samego dnia w Zbiorniku Dolnym. Oznacza to, iż masowy zakwit sinic, który pojawił się w zbiorniku powyżej ulicy Boruty, mógł stanowić poważne zagrożenie dla zdrowia osób z niego korzystających. Wartości te są również symptomem znacznej presji antropogenicznej (dopływ dużej ilości biogenów) wywieranej na ten ekosystem wodny.

W okresie od 13 lipca do 4 sierpnia w kąpielisku został przekroczony poziom bezpieczeństwa 4,9 µg/l, określony dla metody AOA przez Izydorczyk i in. (2009). Według autorów, przy stężeniu sinic w granicach 4,9-49,4 µg/l (w zakresie Alertu na poziomie 3), przewidywany udział MC-LR powinien mieścić się w zakresie 1-10 µg/l. Tymczasem stężenie MC-LR w Zbiorniku Dolnym, w okresie od 13 lipca do 4 sierpnia, okazało się być średnio 3-krotnie większe od oczekiwanych przez Izydorczyk i in. (2009) maksymalnych wartości. Z kolei stężenie MC-LR w stawie Uniwersytetu Łódzkiego w dniu 4 sierpnia było aż 12-krotnie wyższe od przewidywanych maksymalnych wartości. Różnica ta wynika z faktu, że w Zbiorniku Dolnym przez większość sezonu badawczego dominowała

Microcystis aeruginosa (średnio 88%), natomiast w stawie Uniwersytetu Łódzkiego pojawiały się także inne gatunki sinic, charakteryzujące się bardzo wysoką toksycznością. Największą bioróżnorodność sinic odnotowano 4 sierpnia, gdy pojawiły się: *Microcystis aeruginosa* (3333 kom/ml), *Microcystis wesenbergii* (jedyne nietoksyczny szczep) (2000 kom/ml), *Synechococcus* (1333 kom/ml), *Merismopedia glauca* (333 kom/ml), *Spirulina sp.* (333 kom/ml).

Badania prowadzone w sezonie 2010 wykazały w Zbiorniku Dolnym, średnio 2-krotnie wyższe stężenia MC-LR niż w 2009 roku (Wnuk, 2010). Według Rapala (1998) oraz Izydorczyk i in. (2008) przyczynami zmiennej produkcji mikrocytyn mogą być różnice temperatury, natężenia światła oraz dostępności składników pokarmowych.

Zooplankton

Rozkład bioróżnorodności zooplanktonu w zespole zbiorników „Arturówek” jest ściśle związany z panującymi w nich warunkami abiotycznymi oraz z zachodzącymi procesami.

Najmniejszą bioróżnorodnością charakteryzował się staw Uniwersytetu Łódzkiego, W dniach 13 i 15 lipca na stanowisku UŁ odnotowano duże ilości osadu organicznego. Z kolei 10 czerwca i 23 września wykryto tam bardzo dużą liczbę szczątków organicznych, głównie wioślarek. W okresach tych miały miejsce silne opady deszczu dlatego możliwe, że w wyniku intensywnego mieszania się wód materia organiczna, tworząca wcześniej osad o dużej miąższości, została przeniesiona do toni wodnej. Średnio 8-krotny wzrost udziału fitoplanktonu (glonów, okrzemek, zielenic) zaledwie w ciągu 2 dni spowodował 17 lipca gwałtowny rozwój zooplanktonu (63 mg/l). W ciągu następnego miesiąca, do 24 sierpnia, biomasa dominującej wioślarki filtrującej *Daphnia galeata* zmniejszyła się aż 147 razy. Tak gwałtowny spadek liczebności osobników w UŁ może być spowodowany ogromną toksycznością wody wynikającą z obecności wielu gatunków sinic.

Jedyną wioślarką występującą obok *Daphnia galeata* jest gatunek *Scapholeberis mucronata* (2,7 mg/l, 17 lipca) o dość specyficznym behawiorze, dzięki któremu mógł przetrwać w warunkach znacznego niedoboru tlenu. Według Dumont i Pensaert (1983) może ona pobierać tlen z powietrza, ponieważ przyczepia się do błonki wody tuż na granicy dwóch stref, wykorzystując napięcie powierzchniowe.

Największa różnorodność gatunkowa zooplanktonu występowała w Zbiorniku Górnym. We wszystkich trzech zbiornikach (AD, AŚ, AG) dominowały wrotki, stadia rozwojowe widłonogów (*Copepoda*) oraz małe wioślarki. Zdaniem Piaseckiego (2004) taki

rozkład udziału zooplanktonu świadczy jednoznacznie o eutrofizacji akwenów wodnych. Ponadto małe filtratory, ze względu na swe rozmiary, nie mogą w znaczący sposób ograniczyć rozwoju fitoplanktonu. W lipcu i sierpniu, jedynie w stawie Uniwersytetu Łódzkiego zaobserwowano dużą filtrującą wioślarkę *Daphnia galeata*. W pozostałych zbiornikach jej biomasa była niewielka i nie przekroczyła średnio 0,7 mg/l. Tak mała liczba dużych filtratorów nie jest w stanie regulować występowania fitoplanktonu i kształtować procesy troficzne zbiorników. W zespole zbiorników „Arturówek” odnotowano zaledwie 5 gatunków wioślarek, co prawdopodobnie wynika z limitowania ich liczebności przez zooplanktonożerne ryby okoniowate (okoń, jazgarz) oraz karpowate (jaź, kiełb, karaś pospolity, karaś srebrzysty, lin, płoć, słonecznica, wzdręga). Powyższa regulacja nie stanowi problemu dla ryb ze względu na małą głębokość zbiorników (prawdopodobnie nie występują wyraźne dobowe migracje zooplanktonu) oraz brak roślinności pełniącej rolę schronienia. Problem ten dotyczy szczególnie Zbiornika Dolnego oraz stawu Uniwersytetu Łódzkiego. Największa biomasa drapieżnych gatunków zooplanktonu występuje w Zbiorniku Górnym, czego bezpośrednim skutkiem jest ograniczanie liczebności ich filtrujących form, a przez to pogorszenie jakości wody.

Ryby

Odłowy w 2010 roku wykazały, że większość gatunków w stawach „Arturówek” to ryby eurytopowe, o szerokim zakresie tolerancji ekologicznej oraz limnofilne, preferujące zbiorniki z minimalnymi przepływami wody. Wszystkie złowione ryby (poza szczupakiem) były przedstawicielami rodziny okoniowatych lub karpowatych. Pod względem zagrożenia, wszystkie ryby, poza introdukowanym karasiem srebrzystym, należały do gatunków najmniejszej troski. W sumie we wszystkich zbiornikach zdecydowanie dominował okoń (62%), a także karaś pospolity (16%). Największy udział procentowy w biomacie wszystkich ryb miał okoń (34%), karaś pospolity (22%) i lin (15%), zaś najmniejszy (do 0,3 %) - krąp, słonecznica, jazgarz i kiełb. Przewaga okonia oraz znaczący udział jazia, karasia pospolitego i srebrzystego świadczą o wzroście poziomu eutrofizacji zbiorników (Persson i in. 1991). Pomimo prawie 62% dominacji okonia w zespole zbiorników „Arturówek”, udział procentowy biomasy osobników tego gatunku jest zbliżony do biomasy karasia pospolitego, którego wskaźnik dominacji jest prawie 4-krotnie niższy niż okonia i wynosi 16%. Liczebność okonia jest bardzo duża, ale jego osobniki mają małe rozmiary. Średnia długość okonia w Zbiorniku Dolnym wynosiła 13,7 cm. Okoń jako jedyny gatunek rybożerny w tym zbiorniku, przez małe rozmiary ciała,

nie pełni swojej drapieżnej funkcji. Jego bazę pokarmową stanowi zooplankton, ewentualnie bentos. Według Frankiewicza (1998) narybek okonia preferuje duże osobniki wioślarek z rodzaju *Daphnia*, ponieważ to gwarantuje mu największy przyrost masy i wielkości ciała. Potwierdzają to powyższe badania, w trakcie których średnia biomasa największej wioślarki *Daphnia galeata* w Zbiorniku Dolnym, Środkowym i Górnym wynosiła w sumie zaledwie 0,67 mg/l. Taka sytuacja wpływa niekorzystnie na jakość wody w zbiornikach, ponieważ fitoplankton uwolniony spod presji filtracyjnego zooplanktonu ma doskonałe warunki do wzrostu sieciowego i namnażania się (Frankiewicz 1998).

Zbiornik Górny od kilku lat podlega systematycznemu zarybianiu. Jest to jedno z podstawowych zadań Polskiego Związku Wędkarskiego. Działania te nie miały bezpośredniego przełożenia w wynikach odłowów ryb w czasie sezonu badań. Liczba złowionych osobników nie była największa w Zbiorniku Górnym (157 szt.) lecz w Dolnym (259 szt.).

Parametry hydrologiczne rzeki Bzury

Zespół zbiorników „Arturówek” znajduje się w obszarze źródłiskowym rzeki Bzury, dlatego też jej naturalny przepływ jest niewielki i formuje się głównie z wód drenażowych kanalizacji deszczowej przy minimalnym udziale spływów naturalnych, powierzchniowych i gruntowych. Przepływy maksymalne są gwałtowne i krótkotrwałe. Występują w trakcie i tuż po dużych opadach deszczu i roztopach, zasilając ciek znaczącą ilością biogenów, spływającą głównie z kaskady zbiorników powyżej ulicy Wycieczkowej, jak i z samej jezdni w postaci ścieków deszczowych. Na skutek gwałtowności tych procesów następuje także nasilenie procesów resuspencji zanieczyszczeń ze zdeponowanych osadów dennych.

Wpływ bakterii pałeczki okrężnicy na jakość wody

Liczba bakterii grupy coli w 100 cm³ badanej próbki wody lub ścieków określona z tablic na podstawie rachunku prawdopodobieństwa nie przekroczyła wartości dopuszczalnych, jakim powinna odpowiadać woda w kąpieliskach (do 100 NPL/100 ml wody), zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 16 października 2002 roku (Dz. U. Nr 183, poz. 1530). Największy udział komórek bakterii grupy coli w Zbiorniku Górnym może świadczyć o dopływie ścieków bytowo-komunalnych do tego akwenu.

VI. Wnioski

1. Pojawiające się w sezonie wakacyjnym zakwity sinicowe zidentyfikowane były jedynie w dwóch z pięciu monitorowanych zbiorników: Arturówek Dolny (kąpielisko) i zbiornik UŁ (w wyniku spływu zakwitu ze zbiornika zlokalizowanego powyżej); w obu przypadkach zakwity charakteryzowały się wysokimi stężeniami mikrocytyn, nawet do 25 $\mu\text{g/l}$.
2. Analiza porównawcza kaskady zbiorników Arturówek wskazuje jednoznacznie, iż ze względu na ich morfologię (niewielkie, płytkie zbiorniki wodne) ważnym czynnikiem wpływającym na intensywność zakwitu sinic jest nasłonecznienie.
3. Skład faunistyczny i gatunkowy zooplanktonu oraz ryb wskazuje na postępujący proces eutrofizacji zespołu zbiorników „Arturówek”.
4. Stężenia jonów amonowych w kaskadzie zbiorników powyżej ulicy Wycieczkowej (nawet do 5 mg/l w zbiorniku UŁ) są 10-krotnie wyższe od stężeń powszechnie uznawanych za toksyczne i świadczą o możliwości zanieczyszczenia tych wód ściekami bytowymi.
5. Analiza chemiczna próbek wody pobranych z rzeki Bzury na stanowisku BW w trakcie lub tuż po intensywnym opadzie deszczu, wykazała średnio 5-krotnie wyższe stężenia jonów azotanowych, amonowych i fosforanowych oraz 2-krotnie i 4-krotnie wyższe stężenia TN i TP w porównaniu do średniego stężenia tych substancji na tym stanowisku.
6. Wysokie sumaryczne stężenie dioksyn w okresie wiosennym w rzece Bzurze poniżej ulicy Wycieczkowej (3452 ng/kg s.m) przewyższa stężenia tych substancji w podobnych ekosystemach wodnych Stanów Zjednoczonych czy Wielkiej Brytanii, co świadczy o znacznym wpływie wód burzowych i roztopowych na jakość wód zbiorników Arturówek.

VII. Literatura

- Allan J.D. 1998.** Ekologia wód płynących. PWN, Warszawa.
- Atkinson C. A, Jolley D. F., Simpson S. L. 2007.** Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments. *Chemosphere*, Vol. 69: 1428–1437.
- Arvanitidou M., Constantinidis T. C., Katsouyannopoulos V. 1996.** Searching for *Escherichia coli* O157 in drinking and recreational waters in Northern Greece, *Water Research*, Volume 30, Issue 2: 493-494.
- Bald K., Krakowska E., Karski K., Burchard J., Nowicki M., Przybył J., Żabicki M. 1999.** Zgierz - Program Rewitalizacji Doliny Rzeki Bzury. Zarząd Miasta Zgierza, Łódź.
- Bales R.C. 2003,** Hydrology, Overview, In: James R. Holton, Editor(s)-in-Chief, *Encyclopedia of Atmospheric Sciences*, Academic Press, Oxford: 968-973.
- Benedict, M.A., McMahon, E.T. 2006.** Green Infrastructure: Linking Landscapes and Communities. Island Press, Washington.
- Berkowitz A.R., Nilon C.H., Hollweg K.S. 2003.** Understanding Urban Ecosystems: A New Frontier for Science and Education. Springer, New York.
- Blanchard M., Teil M.J., Ollivon D., Legenti L., Chevreuil M. 2004.** Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorobiphenyls in wastewaters AND SEWAGE SLUDGES FROM THE Paris area (France). *Environ. Res.* 95: 184-197.
- Bottrell H.H., Duncan A., Gliwicz Z.M., Grygierek E., Herzig A., Hilbricht-Ilkowska A., Kurasawa H., Larsson A., Weglenska A. 1976.** A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, 24: 419-456.
- Breil P., Marsalek J., Wagner I., Dogse P. 2008.** Introduction to urban aquatic habitats management [W:] Wagner I., Marshalek J., Breil P., (Red) *Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management: Science, Policy and Practice*. Taylor and Francis/Balkema: Leiden.
- Breuste, J., Niemelä, J., and Snep, R. P. H. 2008.** Applying Landscape Ecological Principles in Urban Environments. *Landscape Ecology* 23: 1139–1142.
- Buijs A., Fischer A., Lisievici P., Marcelová N., Rink D., Sedláková J., Tátrai I., Young1 J. 2003.** A Long-Term Biodiversity, Ecosystem and Awareness Research Network Deliberative events: approaches to assess public attitudes to biodiversity and biodiversity management WPR5 2005 D1.
- BWD 2010.** Bathing Water Directive 76/160/EEC Report – Status 1990-2009, 03.08.2010.

Canadian Sediment Quality Guidelines www.ec.gc.ca/ceqgrcqe/English/Html/GAAG_DioxinsFuransSediment_e.cfm

Carmichael W.W. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites-the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology*, 72: 445-459.

Carr G.M., Neary J.P. 2008. *Water Quality for Ecosystem and Human Health*, 2nd Edition. UN GEMS, Canada.

Chen H., Burke J.M., Prepas E.E. 2011. Cyanobacterial Toxins in Fresh Waters, *Encyclopedia of Environmental Health*, Elsevier, Burlington: 860-871.

Codd G., Morrison L., Metcalf J. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203: 264-272.

Dudzińska M.R. 2002. Polichlorowane dibenzo-p-dioksyny (PCDDs) i dibenzofurany (PCDFs) w ściekach bytowo-gospodarczych i osadach pościekowych, *Chemia i Inżyn. Ekol.* 9: 841-852.

Dumont H.J., Pensaert J. 1983. A revision of the Scapholeberinae (Crustacea: Cladocera). *Hydrobiologia*, 100: 3-45.

DYREKTYWA 2000/60/WE. 2000. (RDW – Ramowa Dyrektywa Wodna) Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej, *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej*, L 327/1.

DYREKTYWA 2006/7/WE. 2006. Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 lutego 2006 r. dotycząca zarządzania jakością wody w kąpieliskach i uchylająca dyrektywę 76/160/EWG, *Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej*, L 64/37.

Dz.U. 02.134.1140. 2002. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych.

Dz. U. Nr 183, poz. 1530. 2002. Rozporządzeniem Ministra Zdrowia z dnia 16 października 2002 roku w sprawie wymagań jakim powinna odpowiadać woda w kąpieliskach.

Dz. U. Nr 162, poz. 1008. 2008. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych.

Dz.U. Nr 44, poz. 253. 2010. Ustawa z dnia 4 marca 2010 r. o zmianie ustawy – Prawo wodne.

EEA EU-wide Report. 2010. Quality of bathing water – 2009 bathing season, European Environment Agency, The European Union – wide Report, ISSN 1725 – 9177, No 3/2010.

Express Ilustrowany. 2005. Łódź bez kąpielisk, 19 lipca 2005, Nr 167/2005: 3.

Express Ilustrowany. 2006. Wysychają kąpieliska, 22 lipca 2006, Nr 170/2006: 4.

- Express Ilustrowany. 2008.** Kąpieliska skażone, 23 lipca 2008, Nr 171/2008: 4.
- Express Ilustrowany. 2010.** Kąpielisko zamknięte, 10 lipca 2010, Nr 159/2010: 4.
- Express Ilustrowany. 2010a.** W Arturówku nie popływasz, 21 lipca 2010, Nr 167/2010: 2.
- Frankiewicz P. 1998.** Zespoły narybkowe w strefie przybrzeżnej Zbiornika Sulejowskiego i ich wpływ na jakość wody. [w:] Mechanizmy regulacyjne w obrębie zespołu ryb i ich wpływ, poprzez efekt kaskadowy, na jakość wody w nizinym zbiorniku zaporowym. Piechocki A., Jurasz W. (red.). Wydawnictwo UŁ, Łódź.
- Gajdek P. 1999.** Budowa i właściwości mikrocystyn produkowanych przez sinice, metody ich degradacji i chemicznej modyfikacji. *Postępy Biologii Komórki*, 26: 743.
- Gold A.J., Sims J.T. 2005.** Eutrophication, *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier, Oxford: 486-494.
- Herbert B.M.J., Vills S., Halsall C.J. 2006.** Chemical interactions with snow: understanding the behavior and fate of semi-volatile organic compounds in snow. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 63: 3-16.
- Hermanowicz W., Dojlido J., Dożanska W., Kozirowski B., Zerbe J. 1999.** Fizykochemiczne badanie wody i ścieków. Arkady, Warszawa.
- Hilton J., O'Hare M., Bowes M.J., Jones J.I. 2006.** How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers, *Science of The Total Environment*, Volume 365, Issues 1-3, Monitoring and modelling the impacts of global change on European freshwater ecosystems: 66-83.
- Hindák F. 1977.** Studies on the algae (Chlorophyceae), 1. – *Biol. Práce*, 23: 1-190.
- Hindák F. 1984.** Studies on the algae (Chlorophyceae), 3. – *Biol. Práce*. 30(1): 1-308.
- Hindák F. 1988.** Studies on the algae (Chlorophyceae), 4. – *Biol. Práce*, 34(1-2): 1-263.
- 55
- Hindák F. 1990.** Studies on the algae (Chlorophyceae), 5. - *Biol. Práce*, 36: 1-225.
- Horn W. 1991.** The influence of biomass and structure of crustacean plankton on the water transparency in the Saldenbach storage reservoir. *Hydrobiologia*, 1/2: 115-120.
- Horstmann M., McLachlan M. 1995.** Concentrations of polychlorinated dibenzodioxins (PCDD) and dibenzofurans (PCDF) in urban runoff and household wastewater. *Chemosphere* 31: 2887-2896.
- Hupfer M., Hilt S. 2008.** Lake Restoration, *Encyclopedia of Ecology*, Academic Press, Oxford: 2080-2093.

- Istvanovics V. 2009.** Eutrophication of Lakes and Reservoirs, Encyclopedia of Inland Waters, Academic Press, Oxford:157-165.
- Izydorczyk K., Carpentier C., Mrówczyński J., Wagenvoort A., Jurczak T., Tarczyńska M. 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, Volume 43, Issue 4:989-996.
- Izydorczyk K., Jurczak T., Wojtal-Frankiewicz A., Skowron A., Mankiewicz-Boczek J., Tarczyńska M. 2008.** Influence of abiotic and biotic factors on microcystin content in *Microcystis aeruginosa* cells in a eutrophic temperate reservoir. Journal of plankton research, 4(30): 393-400.
- Jurczak T., Tarczyńska M. 2005.** Zastosowanie metod chromatograficznych w oznaczaniu mikrocytyn. Ecohydrology & Hydrobiology, 5: 43-52.
- 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:] Bory Tucholskie i inne obszary leśne. Ochrona, monitoring, edukacja. Gwoździński K. (red.). UŁ, Łódź.
- Kajak Z. 1998.** Eutrofizacja jezior. PWN, Warszawa.
- Kannan K., Kober J.L., Kang Y.S., Masunaga S., Nakanishi J., Ostaszewski A., Giesy J.P. 2001.** Polychlorinated naphthalens, - biphenyls, -dibenzo-p-dioxins, - dibenzofurans, polycyclic aromatic hydrocarbons and alcyphenols in sediment from the Detroit and Rouge Rivers, Michigan, USA. Environ. Toxicol. Chem. 20: 1878-1889.
- Kawecka B., Eloranta P.V. 1994.** Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych. PWN, Warszawa.
- Komárek I., Fott B. 1983.** Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung: Chlorococcales. Die Binnengewässer. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Komárek I., Jankovská V. 2001.** Review of the Green Algal Genus *Pediastrum*; Implication for Pollen analytical Research. Bibliotheca Phycologica: 108-127.
- Komárek, M., Ettl, V., Chrastný, V., Mihaljevic, M. 2008.** Lead isotopes in environmental sciences: a review. Environ. Int. 34: 562-577.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986.** Bacillariophyceae 1.; **1988.** Bacillariophyceae 2.; **1991a.** Bacillariophyceae 3.; **1991b.** Bacillariophyceae 4. [w:] Süßwasserflora von Mitteleuropa. Ettl H., Gerloff J., Heyning H., Mollenhauer D. (red.). G. Fischer Verlag, Jena

- Krishnappan B. G., Marsalek J. 2002.** Transport characteristics of fine sediments from an on-stream stormwater management pond. *Urban Water* 4 : 3 – 11.
- KZGW. 2010.** załącznik 1 Diagnoza aktualnego stanu gospodarki wodnej, Projekt Polityki wodnej państwa do 2030 roku (z uwzględnieniem etapu 2016), Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej.
- Lampert W., Sommer U. 1996.** Ekologia wód śródlądowych. PWN, Warszawa.
- Lauber Ch. L., Glatzer L., Sinsabaugh R.L. 2003.** Prevalence of Pathogenic *Escherichia coli* in Recreational Waters, *Journal of Great Lakes Research*, Volume 29, Issue 2: 301-306.
- Liu H., Li L., Yin C., Shan B. 2008.** Fraction distribution and risk assessment of heavy metals in sediments of Moshui Lake. *J. Environ. Sci.* 20: 390-397.
- Lohmann R., Jones K.C. 1998.** Dioxins and furans in air and depositions: A review of levels, behavior and processes. *Sci. Total Environ.* 219: 53-81.
- Mankiewicz J., Walter Z., Tarczyńska M., Fladmark K.E., Doskeland S.O., Zalewski M. 2001.** Apoptotic effect of cyanobacterial extract on rat hepatocytes and human lymphocytes. *Environmental Toxicology*, 3(16): 225-233.
- Marsalek J., Jiménez-Cisneros B.E., Karamouz P.-A. M., Goldenfum J., Chocat B. 2006.** Urban water cycle processes and interactions. *Technical Documents in Hydrology*. No. 78. UNESCO, Paris.
- McDonnell M. J., Pickett S. T. A. 1990.** Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71: 1232–1237.
- McKinney M.L. 2006.** Urbanization as a major cause of biotic homogenization, *Biological Conservation*, Volume 127, Issue 3, Urbanization: 247-260.
- McQueen D.J., Lean D.R.S. 1987.** Influence of water temperature and nitrogen to phosphorus ratios on the dominance of blue-green algae in Lake St. George, Ontario, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 598–604.
- Naselli-Flores L., Barone R. 2009.** Green Algae, *Encyclopedia of Inland Waters*, Academic Press, Oxford: 166-173.
- Nebaeus M. 1984.** Algal-water blooms under ice-cover. *Limnology*, 22: 719-724.
- Neffling M-R., Spoo L., Quilliam M., Meriluoto J. 2010.** LC-ESI-Q-TOF-MS for faster and accurate determination of microcystins and nodularins in serum, *Journal of Chromatography B*, Volume 878, Issue 26: 2433-2441

- Newton J. 2007.** Well-being and the natural environment, /<http://www.sustainable-development.gov.uk/what/documents/Well-beingAndTheNaturalEnvironmentReport.doc>.
- Nowak D.J. 1994.** Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. In: McPherson, E.G., Nowak, D.J., Rowntree, R.A. (Eds.), Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. USDA Forest Service General Technical Report NE-186. Radnor, Pennsylvania: 83–94.
- Pacala S. W. 1994.** An ecologist's encounter with some models in the social sciences. In Integrated regional models: interactions between humans and their environment (P. M. Groffman and G. E. Likens, eds.), Chapman and Hall, New York: 35–49.
- Persson L., Johansson L., Andersson G., Diehl S., Hamrin S.F. 1991.** Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperature lakes – patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology*, 38: 281-293
- Piasecki W.G. 2004.** Zooplankton jeziora Trzęsiewko jako wskaźnik eutrofizacji. Ochrona i rekultywacja jezior – materiały konferencyjne pod redakcją Ryszarda Wiśniewskiego i Jana Jankowskiego. Grudziądz.
- Rapala J. 1998.** Toxins production by freshwater cyanobacteria: effects of environmental factors. University of Helsinki.
- Rautio M. 2007.** Paleolimnology - Cladocera, *Encyclopedia of Quaternary Science*, Elsevier, Oxford: 2029-2038.
- Reczyński W., Jakubowska M., Golas J., Parker A., Kubica B. 2010.** Chemistry of sediments from the Dobczyce Reservoir, Poland, and the environmental implications, *International Journal of Sediment Research*, Volume 25, Issue 1: 28-38.
- Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards F.A. 1963.** The influence of organisms on the composition of sea water. [w:] *The Sea*, Hill M.N. (red.). *Interscience* 2: 26-77.
- Reynolds C.S. 1984.** The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.
- Reynolds C.S. 1999.** Phytoplankton assemblages in reservoirs. [w:] *Theoretical Reservoir and its Applications*. Tundisi J.G., Straskraba M. (red.): 439–456.
- Robarts R.D, 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: 391-399.

- Rose C.L., McKay W.A. 1996.** PCDDs (dioxins) and PCDFs (furans) in selected UK lake and reservoir sites – concentrations and TEQs in sediments and fish samples. *The Sci. Total Environ.* 177: 43-56.
- Rybak J.I. 1993.** Przegląd słodkowodnych zwierząt bezkręgowych. Arthropoda, Crustacea, Cladocera. PIOS, Warszawa.
- Rybak J.I. 1994.** Przegląd słodkowodnych zwierząt bezkręgowych. Arthropoda, Crustacea, Copepda. PIOS, Warszawa.
- Rybak J.I. 1994a.** Przegląd słodkowodnych zwierząt bezkręgowych. Aschelminthes, Rotatoria. PIOS, Warszawa.
- Sas H. 1989.** Lake restoration by reduction of nutrient loading. St. Augustin: Academia Verlag Richarz GmbH.
- Siemińska J. 1964.** Bacillariophyceae. Okrzemki. [w:] Flora słodkowodna Polski. T. 6. Starmach K. (red.). Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Sivonen K. 2009.** Cyanobacterial Toxins, *Encyclopedia of Microbiology*, Academic Press, Oxford: 290-307.
- Smith V.H. 2009.** Eutrophication, *Encyclopedia of Inland Waters*, Academic Press, Oxford: 61-73.
- Stevenson R.J. 2009.** Algae of River Ecosystems, *Encyclopedia of Inland Waters*, Academic Press, Oxford: 114-122.
- Strecker, A.L., Arnott S.E. 2008.** Invasive predator, Bythotrephes, has varied effects on ecosystem function in freshwater lakes. *Ecosystems* 11: 490-503.
- Sukenik A., Zohary T., Padisak J. 2009.** Cyanoprokaryota and Other Prokaryotic Algae, *Encyclopedia of Inland Waters*, Academic Press, Oxford: 138-148.
- Starmach K. 1989.** Plankton roślinny wód słodkich [Freshwater phytoplankton]. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Stewart I., Carmichael W.W., Backer L.C., Fleming L.E., Shaw G.R. 2011.** Recreational Exposure to Cyanobacteria, *Encyclopedia of Environmental Health*, Elsevier, Burlington: 776-788.
- Swanwick C., Dunnett N., Woolley H. 2003.** Nature, role and value of green spaces in towns and cities: an overview. *Built Environment* 29 (2): 94–106.
- Tarczyńska M., Mankiewicz-Boczek J. 2005.** Zagrożenia wynikające z obecności mikrocytyn w wodzie: wytyczne WHO. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 5: 7-12.

- Tarczyńska M., Osiecka R., Katek R., Błaszczuk A., Zalewski M. 1997.** Przyczyny i konsekwencje powstawania toksycznych zakwitów sinicowych w zbiornikach. [w:] Zastosowanie biotechnologii ekosystemalnych do poprawy jakości wód. Zalewski M., Wiśniowiecki J.R. (red.). Zeszyty Naukowe Komitetu „Człowiek i Środowisko”, 18: 51-72.
- Tarczyńska M., Zalewski M. 1995.** Toksyczność zakwitów sinicowych jako wynik eutrofizacji zbiorników wodnych. *Gospodarka Wodna*, 4: 83-87.
- Teixera M.G.L.C., Costa M.C.N., Carvalho V.L.P., Pereira M.S., Hage E. 1993.** Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. *Bull. Pan American Health Organization*, 27: 244-253.
- Tippayawong N., Thanompongchart P. 2010.** Biogas quality upgrade by simultaneous removal of CO₂ and H₂S in a packed column reactor, *Energy*, Volume 35, Issue 12, The 3rd International Conference on Sustainable Energy and Environmental Protection, SEEP 2009: 4531-4535.
- Trawczyńska A., Tołoczko W., Niewiadomski A. 2009.** Zawartość pierwiastków śladowych w wodach górnej Bzury. *Ochrona Środowiska i Zasobów Leśnych*, 40: 491-496.
- Turner B. L., Kates R. W., Richards J. F., Mathews, J. T., Meyer W. B. 1990.** *The Earth as Transformed by Human Action: Global and Regional Changes in the Biosphere over the Past 300 Years.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Ulrich R.S., Simons R.F., Losito B.D., Fiorito E., Miles M.A., Zelson M. 1991.** Stress recovery during exposure to natural and urban environments. *Journal of Environmental Psychology* 11: 201–230.
- United Nations. 2007.** *Urban Agglomerations*, Population Division, Department of Economic and Social Affairs.
- 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.
- U.S. EPA. 1986.** United States Environmental Protection Agency, Quality criteria for water. Publication EPA-440/5-86-001. Office of Water, Washington, DC.

U.S. EPA. 1994. Estimating exposure to dioxin-like compounds. Volume II: Properties, sources, occurrence, and background exposures. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C. EPA/600/6-88/005cb.

Van den Berg M., Birnbaum L.S., Denison M., De Vito M., Farland W., Feeley M., Fiedler H., Hakansson H., Hanberg A., Haws L., Rose M., Safe S., Schrenk D., Tohyama C., Tritscher A., Tuomisto J., Tysklind M., Walker N., Peterson R.E. 2006. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds, *Toxicol. Sci.* 93: 223–241.

Vincent W.F. 2009. Cyanobacteria, *Encyclopedia of Inland Waters*, Academic Press, Oxford: 226-232.

Vollenweider R.E. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Paris: OECD; p. 250. Tech Report DA 5/SCI/68.27.

Westrick J.A., Szlag D.C., Southwell B.J., Sinclair J. 2010. A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 397: 1705-1714.

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 waters, Volume 1 – Coastal and fresh waters, World Health Organization, Geneva.

Wiberg P. L., Harris C. K. 2002. Desorption of p,p'-DDE from sediment during resuspension events on the Palos Verdes Shelf, California: a modeling approach. *Cont. Shelf. Res.* Vol. 22: 1005–1023.

WISE. 2010. Bathing Water Quality data viewer, European Environment Agency, Water Information System for Europe, 09.06.2010.

WMO. 2010. World Meteorological Organization statement on the status of the global climate in 2010.

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

- WSSE. 2010.** Orzeczenie Państwowych Powiatowych Inspektorów Sanitarnych o przydatności wody do kąpieli w kąpieliskach województwa łódzkiego, Wojewódzka Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna w Łodzi, stan na 29.09.2010.
- WWDR3. 2009.** Water in a changing world. Facts and figures, The United Nations World Water Development Report 3, World Water Assessment Programme, Unesco.
- Xin H., Chao W., Limin Z. 2011.** Characteristics of heavy metals and Pb isotopic signatures in sediment cores collected from typical urban shallow lakes in Nanjing, China, *Journal of Environmental Management*, Volume 92, Issue 3: 742-748.
- Yu S.Z. 1989.** Drinking water and primary liver cancer. [w:] *Primary liver cancer*. Tang Z., Wu M.C., Xia S.S. (red.). China Academic Publishers; Springer 30.
- Zalewski M. 2000.** Ecohydrology-the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecological Engineering*, 16:1-8.
- Zalewski M. 2007.** Ecohydrology in the face of the Anthropocene. Red. Zalewski Maciej, Harper M. David, Robarts D. Richard. *Ecohydrology, Hydrobiology* 7: 99 – 100.
- Zalewski M. 2008.** Ecohydrology as trans-disciplinary tool for river restoration. [w:] książka, Gumiero B., Rinaldi M., Fokkens B. (red.). CIRF, Italy.
- Zalewski M. 2008a.** Perspektywy zrównoważonego rozwoju regionu łódzkiego: szanse i zagrożenia. SWSPiZ, Łódź.
- Zalewski M., Wagner I. 2008.** Ekohydrologia terenów zurbanizowanych. *Wodociągi Polskie* 1: 28-32.
- Zalewski M., Harper D.M., Demars B., Jolánkai G., Crosa G., Janauer G.A., Pacini A. 2008.** Linking Biological and Physical Processes at the River Basin Scale: the Origins, Scientific Background and Scope of Ecohydrology. [w:] *Ecohydrology: processes, models and case studies: an approach to the sustainable management of water resources*.
- Zawilski M. 2003.** Ochrona wód przed zanieczyszczeniami wprowadzanymi przez ścieki opadowe [w] *Techniczne problemy zarządzania środowiskiem w Łodzi*. Zarzycki R. (red.). PAN oddział w Łodzi, Łódź.

Streszczenie pracy magisterskiej

Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek” (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich.

Ecohydrologic rehabilitation of recreational reservoirs “Arturówek” (Łódź) as a model approach to rehabilitation of urban reservoirs.

Jednym z najważniejszych globalnych problemów współczesnego świata jest zmaganie się z niedoborem dobrej jakości wód słodkich, przypadających na jednego człowieka. Stres antropogeniczny powoduje trwałe zanieczyszczenie i zaburzenie wewnętrznej równowagi ekosystemów wodnych. Wywołuje to długofalowe procesy, które w konsekwencji uniemożliwiają realne wykorzystywanie dostępnych zasobów wodnych. Ze względu na przewidywany gwałtowny wzrost liczby mieszkańców, miejskie ekosystemy wodne będą szczególnie narażone na negatywne oddziaływanie antropopresji. Trwała degradacja środowiska ogranicza mieszkańcom miast dostęp do czystej wody, co wpływa niekorzystnie na jakość ich życia.

Najbardziej rozpowszechnionym, globalnym problemem wpływającym na pogarszanie się jakości wody jest wzmożona eutrofizacja. Wielokrotne zwiększenie ładunku biogenów (pochodzenia rolniczego, przemysłowego i ściekowego) doprowadzanego do zlewni rzek powoduje wzrost stężenia azotu i fosforu, a w konsekwencji przeżyźnienie zbiorników wodnych. W środowisku wodnym wzmożona eutrofizacja zazwyczaj prowadzi do namnożenia fitoplanktonu (w tym częstych toksycznych zakwitów sinic), znacznego spadku stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie, śmierci ryb oraz zubożenia bioróżnorodności.

Niniejsza praca magisterska, w myśl koncepcji ekohydrologii, ma na celu dokonanie kwantyfikacji procesów zachodzących w ekosystemie kompleksu zbiorników rekreacyjnych Arturówek w Łodzi i jego bezpośredniej zlewni, a w konsekwencji identyfikację źródeł nadmiernego ładunku biogenów, który powoduje coroczne występowanie toksycznych zakwitów sinicowych, a co za tym idzie zamykanie kąpieliska do użytku publicznego w sezonie letnim.

Badaniami objęto rzekę Bzurę oraz 5 stawów na terenie zespołu zbiorników rekreacyjnych „Arturówek” w północno-wschodniej części miasta Łodzi. Badania monitoringowe realizowano od kwietnia do listopada 2010 roku. Pomiary wykonywano na ośmiu stanowiskach. Wykonano prace w terenie polegające na: pomiarze parametrów meteorologicznych, fizycznych wody oraz hydrologicznych rzeki Bzury; poborze próbek wody do analiz chemicznych, biologicznych i toksykologicznych; poborze próbek osadów dennych do analiz chemicznych; odłowieniu ryb w celu określenia składu i dominacji gatunków ichtiofauny. Przeprowadzono także badanie ankietowe.

Czynniki abiotyczne (suche i gorące lato) 2010 roku sprzyjały masowemu zakwitowi sinic w kąpielisku, z maksimum w dniach od 13 lipca do 4 sierpnia. W tym okresie stężenie toksyny MC-LR było średnio 3-krotnie wyższe od oczekiwanych maksymalnych wartości. Ważnym czynnikiem wpływającym na intensywność zakwitów sinic jest nasłonecznienie. Uzyskane w pracy wyniki wskazują jednoznacznie, że intensywne opady deszczu oraz roztopy śnieżne stanowią główne źródło zasilania punktowego i obszarowego ekosystemu rzeki Bzury w znaczne ilości biogenów. Dodatkowo okresowo wysokie stężenia jonów amonowych wskazują na nielegalne zrzuty ścieków bytowych w bezpośrednim sąsiedztwie kaskady zbiorników powyżej ulicy Wycieczkowej w źródłowym odcinku rzeki Bzury. Badania wykazały również w większości zbiorników kilkukrotne przekroczenie dopuszczalnej granicy toksyczności dioksyn (ustalonej przez Canadian Sediment Quality Guidelines) zawartych w osadach dennych.

Załącznik 1. BADANIE PERCEPCJI SPOŁECZNEJ, ZADOWOLENIA I NASTAWIENIA DO REALIZOWANEGO PROJEKTU – CZ. I

Uleżałka Sylwia, Jurczak Tomasz, Włodarczyk Renata

Wprowadzenie

Celem projektu EH-REK pt.: „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich” jest podjęcie kompleksowych działań w oparciu o podejście systemowe wykorzystujące koncepcję ekohydrologii dla rekultywacji zbiorników „Arturówek”.

Projekt proponuje innowacyjne podejście w zakresie:

- 1) skonsolidowania wiedzy dotyczącej funkcjonowania wodnych ekosystemów miejskich,
- 2) metod planowania i podejmowania decyzji w zarządzaniu ekosystemami wodnymi na terenach miejskich,
- 3) opracowania i zastosowania technologii ekohydrologicznych i ich synergii dla osiągnięcia celów wyznaczonych przez dyrektywy europejskie (Dyrektywa 2006/7/WE dotycząca zarządzania jakością wody w kąpieliskach, Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE)
- 4) systemu szkoleń, rozpowszechnienia wiedzy i współpracy w oparciu o współdziałanie w ramach platformy interesariuszy.

Projekt współfinansowany przez Komisję Europejską, Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Warszawie w ramach instrumentu finansowego LIFE+ i realizowany na terenie Łodzi w latach 2010-2014 ma na celu:

- opracowanie szczegółowego koncepcyjnego programu działań dla rekultywacji zbiorników rekreacyjnych w „Arturówku” (Łódź);
- wdrożenie opracowanego programu działań i realizację zaplanowanych w nim inwestycji;
- wykorzystanie systemu modelowego (demonstracyjnego) rekultywacji zbiorników do działalności dydaktycznej i szkoleniowej;
- przygotowanie podręcznika eksploatacji systemu;
- opracowanie ramowej strategii rekultywacji dla innych zbiorników i rzek Łódzkich;

Jednym z zadań projektu jest badanie percepcji społecznej, zadowolenia i nastawienia społeczeństwa do realizowanego projektu w oparciu o konsultacje społeczne i przeprowadzenie ankiet na terenie realizacji projektu. Badanie to przeprowadzone zostanie w ramach projektu w 3 etapach: bezpośrednio po rozpoczęciu projektu, w trakcie jego

realizacji i po jego zakończeniu. Uzyskane wyniki badań mają na celu zobrazowanie nastawienia społeczeństwa do realizowanych w projekcie działań, uzyskanie spostrzeżeń społeczeństwa na temat stanu środowiska oraz określenie oczekiwań osób odwiedzających „Arturówek” w stosunku do jakości wód i środowiska przyrodniczego.

Teren badań

Ankiety przeprowadzono w miesiącu sierpniu 2010 roku 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.).

Metodyka badań

Badanie percepcji społecznej przeprowadzono w oparciu o opracowaną ankietę zawierającą 15 pytań podzielonych na 4 części: cz. A - dane osobowe ankietowanych (pyt. nr 15; wykresy 1-5), cz. B - dostępność terenów zielonych i kąpielisk w Łodzi (pyt. nr 1-3; wykresy 6-8), cz. C - informacje na temat „Arturówka” (pyt. nr 4-10; wykresy 9-15) i cz. D - informacje na temat projektu EH-REK (pyt. 11-14; wykres 16). Ankiety przeprowadzone były anonimowo i dobrowolnie wśród osób odwiedzających „Arturówek”. Osoby ankietowane w trakcie wywiadu środowiskowego otrzymywały ulotki dotyczące projektu oraz długopisy z logotypami instytucji realizujących i finansujących projekt oraz adresem strony internetowej projektu.

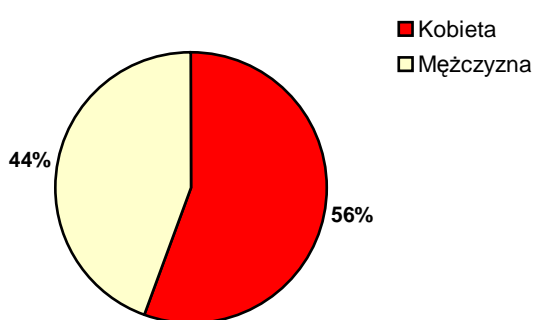


Fot 1. Kąpielisko „Arturówek” – miejsce realizacji projektu EH-REK (fot. S. Ulęzałka).

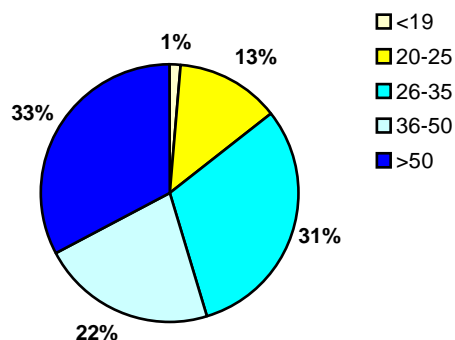
Wyniki cz. A – dane osobowe ankietowanych

Ankiety samodzielnie wypełniło 80 kobiet i 64 mężczyzn. Wszystkie wyniki wskazań procentowych zostały obliczone przyjmując bazę 144 podmiotów ankietowanych.

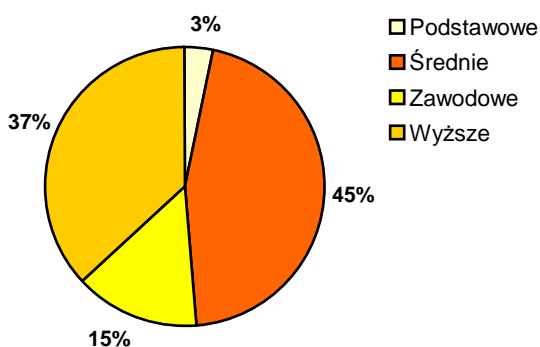
Procentowy udział ankietowanych w zależności od płci, wieku, wykształcenia, stanu cywilnego oraz posiadanych dzieci został przedstawiony poniżej.



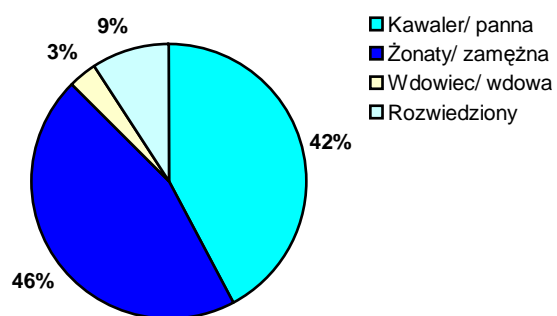
Wykres 1. Płeć



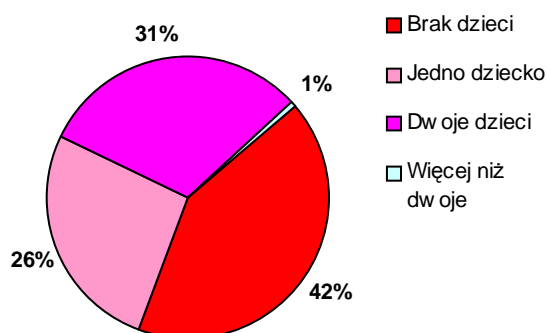
Wykres 2. Wiek



Wykres 3. Wykształcenie



Wykres 4. Stan cywilny

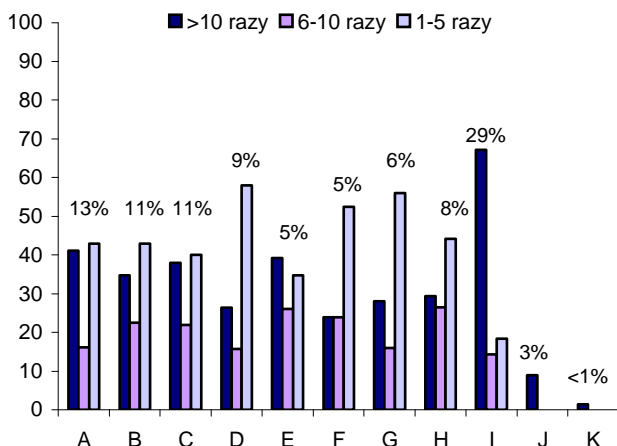


Wykres 5. Liczba dzieci w rodzinie

Wśród ankietowanych największą frekwencją wykazały się osoby w grupie wiekowej >50 lat (33%) oraz w przedziale wieku 26-35 lat (31%); osoby ze średnim wykształceniem (45%); w porównywalnym stopniu osoby samotne i członkowie rodzin (odpowiednio 54% i 46%); w większości osoby bezdzietne (42%).

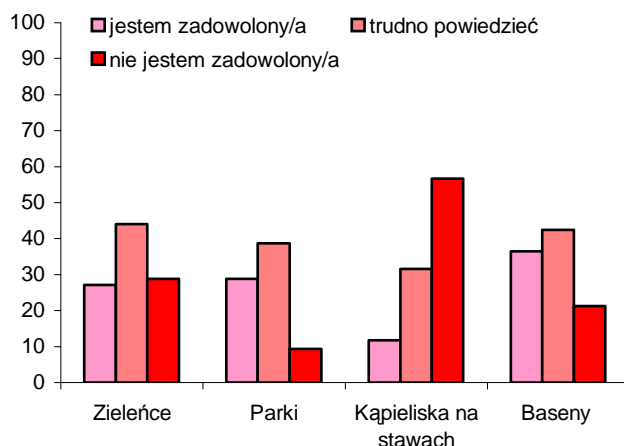
Wyniki cz. B – dostępność terenów zielonych i kąpielisk w Łodzi

W celu określenia dostępności terenów zielonych i miejsc kąpieliskowych na terenie miasta oraz głównych przyczyn wpływających negatywnie na możliwość korzystania z tych terenów przez Łodzian dokonano analizy wyników trzech pytań, których procentowy udział odpowiedzi przedstawiono na wykresach poniżej.

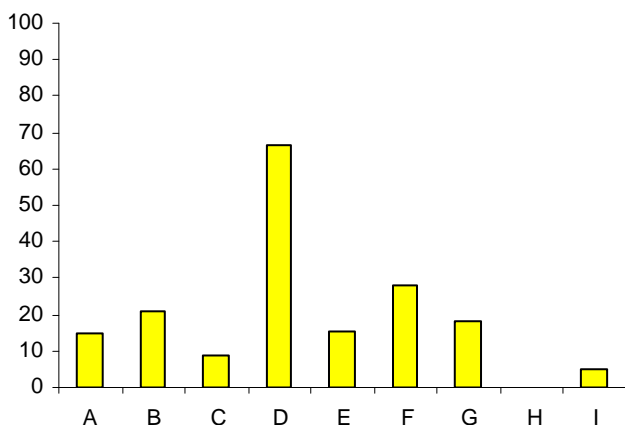


Wykres 6. Które tereny zielone lub kąpieliska w Łodzi odwiedza Pan/Pani i z jaką częstotliwością w roku?

A - Park Mickiewicza (Julianowski), B - Park Piłsudskiego (Zdrowie)
 C - Park Staromiejski (Śledzia), D - Park Źródliska,
 E - Park 3 Maja, F - Park 1 Maja (Stawy Stefańskiego),
 G - Park i Stawy Jana, H - Park i Stawy na Młynku,
 I - Las Łągiewnicki i Arturówek, J - Inny (lokalny),
 K - Nie korzystam z terenów zielonych



Wykres 7. Czy jest Pani/Pan zadowolony z dostępności terenów zielonych i miejsc rekreacyjnych w Łodzi?



Wykres 8. Co Pani/Panu najbardziej przeszkadza podczas korzystania z terenów zielonych lub kąpielisk w Łodzi? (max. 2 odp)

A - Odległość od miejsca zamieszkania, B - Duża liczba odwiedzających,
 C - Brak dogodnego połączenia,
 D - Mała atrakcyjność (zła jakość wód i zieleni, śmieci),
 E - Infrastruktura (brak parkingów, placów zabaw, barów),
 F - Brak ławek, szlaków pieszych, rowerowych itp.,
 G - Brak poczucia bezpieczeństwa, H - Inne, I - Nic nie utrudnia

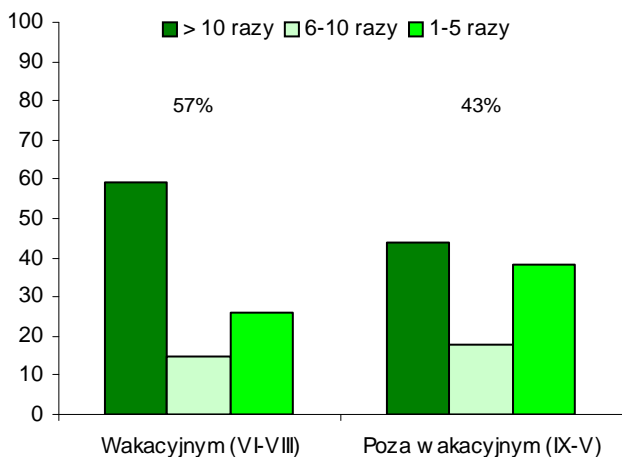
Wśród ankietowanych, którzy odwiedzają tereny zielone i miejsca kąpieliskowe w Łodzi najczęściej wybieranym miejscem jest Las Łagiewnicki i „Arturówek” (29%) z czego 67% robi to częściej niż 10 razy w roku. W następnej kolejności respondenci najczęściej typowali Park Mickiewicza (Julianowski) (13%) oraz Park Piłsudskiego (Zdrowie) (11%) i Park Staromiejski (Śledzia) (11%). Należy podkreślić, że z uwagi na przeprowadzanie ankiet jedynie na terenie „Arturówka”, na uzyskany wynik mogła mieć wpływ bliskość miejsca zamieszkania ankietowanych.

Zaledwie co czwarty ankietowany jest zadowolony z dostępności terenów zielonych, skwerów, parków i basenów na terenie Łodzi, a jedynie co dziesiąty respondent wykazał zadowolenie z dostępności otwartych, publicznych kąpielisk zlokalizowanych na łódzkich stawach (Wykres 7). Uzyskane wyniki ankiet podkreślają, że aż **57%** ankietowanych jest niezadowolonych z dostępności miejsc kąpieliskowych w Łodzi. Tak znaczący stopień niezadowolenia mieszkańców Łodzi prawdopodobnie związany jest z małą ilością kąpielisk, niską ich atrakcyjnością oraz złą jakością wód kąpieliskowych (pojawiającymi się corocznie zakwitami sinicowymi) na co wskazuje **67%** ankietowanych (Wykres 8).

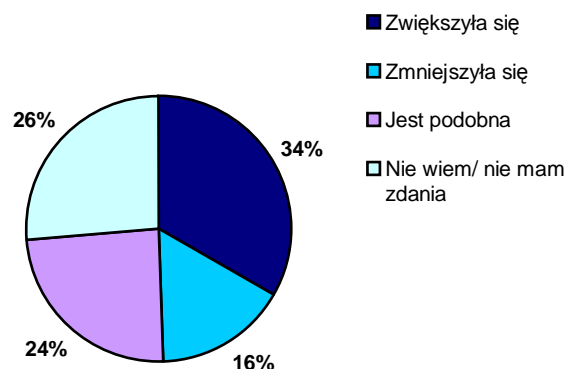
Jakość wód i środowiska przyrodniczego jest ważnym czynnikiem kształtującym wartość estetyczną oraz rekreacyjną danego obszaru.

Wyniki cz. C – informacje na temat Arturówka

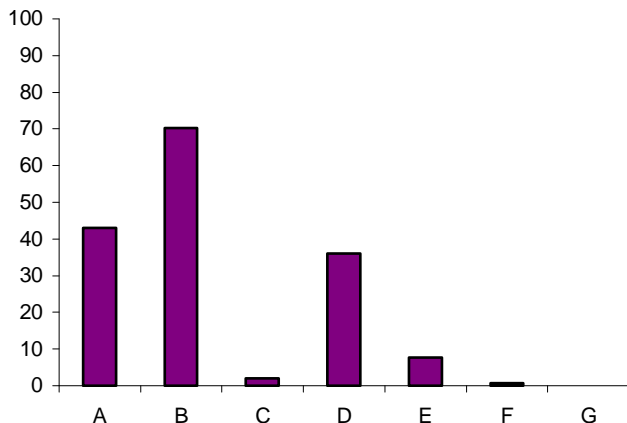
Dla określenia głównych celów pobytu ankietowanych w „Arturówku” oraz przyczyn wpływających negatywnie na możliwość korzystania z tego obszaru, dokonano analizy wyników siedmiu pytań ankiet, których procentowy udział odpowiedzi przedstawiono na wykresach poniżej.



Wykres 9. Jak często przebywa Pani/Pan w Arturówku w sezonie wakacyjnym i poza wakacyjnym:

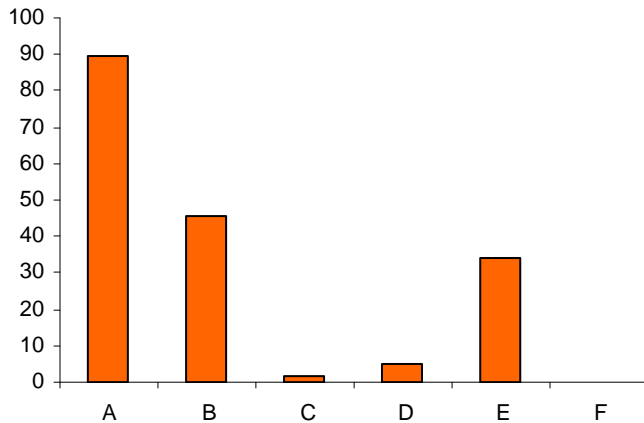


Wykres 10. Liczba osób odwiedzających Arturówek w sezonie letnim, w porównaniu z latami ubiegłymi:



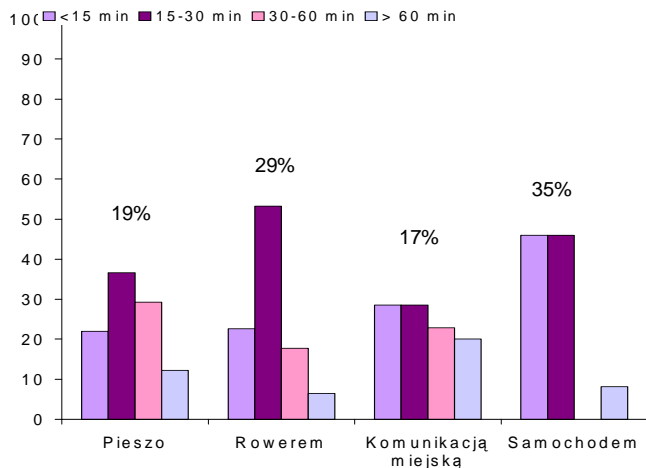
Wykres 11. Jaki jest cel Pani/Pana wizyty w Arturówku?
(max. 2 odp)

- A - Kąpiel w stawie lub odpoczynek na plaży,
- B - Spotkanie towarzyskie, spacer,
- C - Łowienie ryb,
- D - Sporty wodne, zimowe, jazdy konne, bieganie, rower,
- E - Wypoczynek w ośrodku, F - Dydaktyka, G - Inne

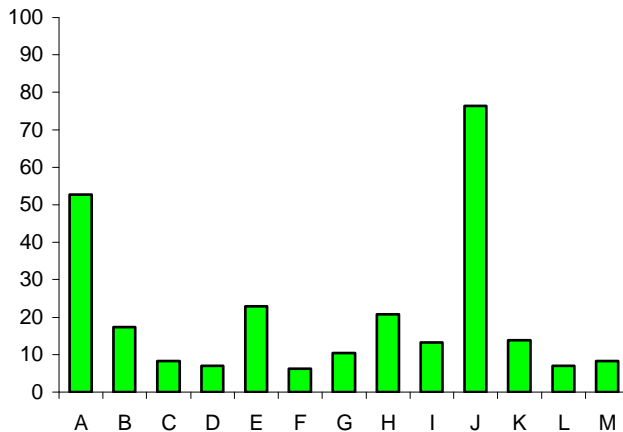


Wykres 12. Jaka funkcję Pani/Pana zdaniem pełni dla Łodzian Arturówek? (max. 2 odp)

- A - Rekreacyjno-zdrowotną (odpoczynek i sport),
- B - Estetyczno-przyrodniczą (piękno krajobrazu),
- C - Dydaktyczno-wychowawczą (edukacyjną),
- D - Kulturową (wycieczki krajoznawcze),
- E - Społeczną (spotkania towarzyskie), F - Inną

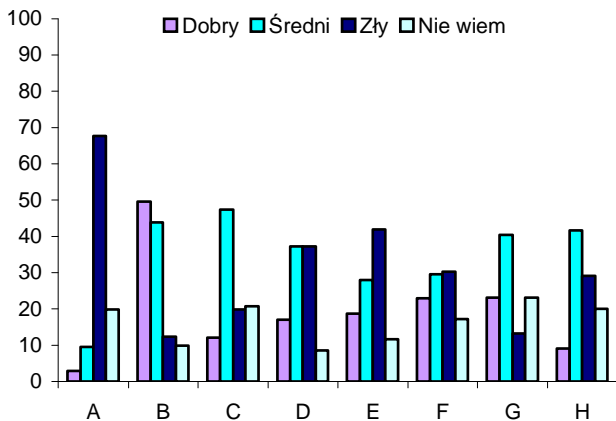


Wykres 13. W jaki sposób dostaje się Pani/ Pan na teren Arturówka i ile czasu (w minutach) to zajmuje?



Wykres 14. Czego brakuje Pani/Panu w Arturówku? (max. 3 odp)

- A - Ławki i zadaszenia, B - Klomby kwiatowe, C - Leśne szlaki,
- D - Brukowane alejki, E - Wieża widokowa, F - Roślinność wodna,
- G - Place zabaw, H - Zjeżdźalnie wodne, I - Fontanny,
- J - Czyste kąpielisko, K - Kawiarnie/ bary, L - Ścieżki dydaktyczne,
- M - Inne



Wykres 15. Proszę dokonać oceny poszczególnych komponentów na terenie Arturówka:

- A - Czystość wody w kąpielisku, B - Różnorodność roślin,
- C - Różnorodność zwierząt, D - Ilość ścieżek i ławek,
- E - Dostępność koszy na śmieci, F - Jakość/ czystość placów zabaw
- G - Stan kajaków/ rowerów wodnych, H - Dostępność boisk/ kortów

Zespół zbiorników rekreacyjnych „Arturówek” w Łodzi jest najczęściej odwiedzany w okresie wakacyjnym (VI-VIII), co potwierdza **57%** udział odpowiedzi ankietowanych (Wykres 9). Ankietowani deklarują, że zdecydowanie rzadziej odwiedzają „Arturówek” poza sezonem wakacyjnym, co podkreśla istotność dostępności miejsca kąpieliskowego dla Łodzian w „Arturówku” w okresie letnim.

Ponad **70%** respondentów uznało spotkanie towarzyskie i spacer za główny cel ich pobytu na terenie „Arturówka”. Średnio co drugi ankietowany wskazał kąpiel w stawie lub odpoczynek na plaży (**43%**), a co trzeci możliwość uprawiania sportów (36%) jako nadrzędny cel ich wizyty w „Arturówku”. Prawdopodobnie, corocznie pojawiające się w okresie wakacyjnym zakwity sinicowe w zbiorniku dolnym (kąpielisko), są przyczyną spadku ilości osób ankietowanych zainteresowanych kąpielą w stawie, kosztem wzrostu liczby osób wybierających jedynie spacer lub aktywność fizyczną.

Prawie każdy ankietowany (**90%**) wskazał funkcję rekreacyjno-zdrowotną (odpoczynek i sport) jako jedną z najważniejszych funkcji jakich ich zdaniem pełni „Arturówek”. Dodatkowo co drugi respondent (46%) uznał „Arturówek” za miejsce pełniące istotną funkcję estetyczno-przyrodniczą (piękno krajobrazu). Bez znaczenia dla ankietowanych pozostaje obecnie funkcja dydaktyczna.

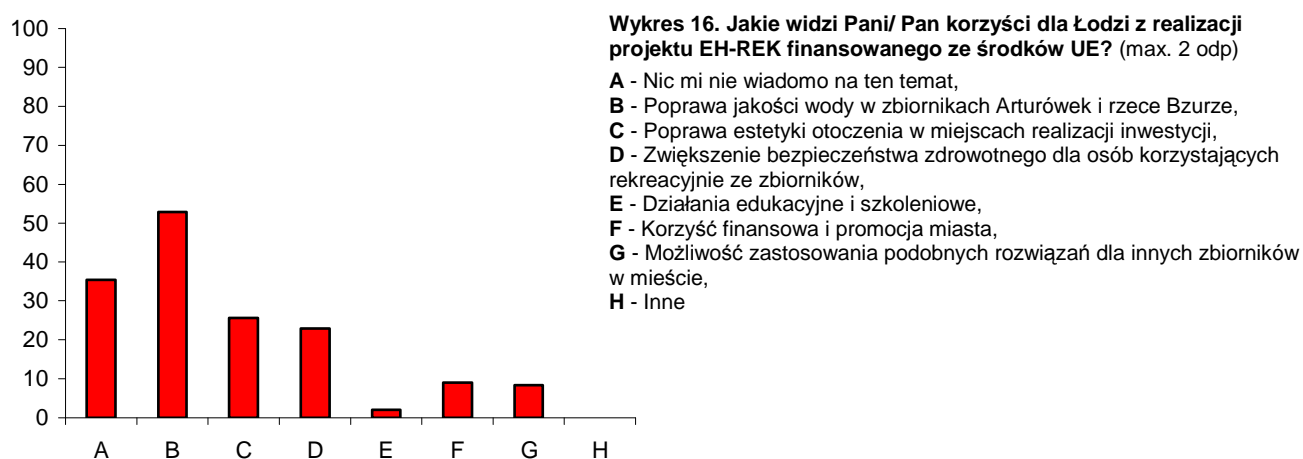
Ponadto, co trzeci ankietowany (34%) twierdzi, że liczba osób odwiedzających „Arturówek” w sezonie letnim zwiększyła się, w porównaniu z latami ubiegłymi, co świadczy o atrakcyjności tego miejsca.

Większość ankietowanych (35%) dostaje się na teren „Arturówka” własnym środkiem transportu, co zajmuje im mniej niż 30 minut (92%). Co dziesiąty respondent korzystający z własnego transportu potrzebuje więcej czasu niż godzinę by dostać się na teren Lasu Łągiewnickiego i „Arturówka”, co podkreśla ważność miejsca nawet dla Łodzian mieszkających w znacznej odległości od „Arturówka”. Spośród ankietowanych 29% dostaje się do „Arturówka” rowerem, a z kolei 19% pieszo. Zaledwie **17%** ankietowanych w celu transportu do „Arturówka” i Lasu Łągiewnickiego korzysta z miejskiego środka transportu, a co piątemu respondentowi zajmuje to więcej niż godzinę. Taki udział procentowy sugeruje niską dostępność miejsca wypoczynkowego dla osób nie posiadających własnego środka transportu oraz niedogodne połączenie komunikacyjne z miastem.

Prawie **70%** respondentów uznało czystość wody w kąpielisku za zdecydowanie złą, a co czwarty respondent zwraca uwagę na brak koszy na śmieci, sanitariatów oraz ławek (Wykres 15). Zaledwie 3% ankietowanych uważa jakość wody w kąpielisku za dobrą. Zła jakość wody w kąpielisku jest dostrzegana przez osoby odwiedzające „Arturówek” i może mieć znaczący wpływ na potencjał rekreacyjny tego miejsca. Potwierdzają to również wyniki prezentowane na wykresie 14, gdzie ponad **70%** ankietowanych podkreśla brak czystego kąpieliska jako jedną z najważniejszych przeszkód napotykanych w „Arturówku” obok braku ławek i zadaszeń (>50%). Ankietowani postrzegają złą jakość wody kąpieliska jako główny problem pobytu w „Arturówku”.

Wyniki cz. D – informacje na temat projektu EH-REK

Zdecydowana większość ankietowanych (**80%**) nie słyszała nigdy o projekcie EH-REK oraz planowanych w ramach projektu inwestycjach mających na celu poprawę jakości wód. Obecnie rozpowszechnienie wśród mieszkańców Łodzi informacji o celach, założeniach i oczekiwanych rezultatach projektu EH-REK jest kluczowym elementem projektu. W związku z powyższym stworzono stronę internetową dla projektu www.arturowek.pl, która ma być najszybszym, najprostszym i najbardziej powszechnym źródłem informacji na temat działań realizowanych w ramach projektu na terenie „Arturówka”. Obecnie prawie wszyscy ankietowani (**97%**) nie korzystali jeszcze ze strony internetowej projektu EH-REK.



Obecnie co trzeci respondent (**37%**) twierdzi, że nie posiada wiedzy jakie korzyści dla miasta może przynieść realizacja projektu EH-REK. Ponad połowa ankietowanych uznała poprawę jakości wody w zbiornikach oraz rzece Bzurze (**53%**) za największą korzyść wynikającą z realizacji projektu na terenie „Arturówka”. Zwracali również uwagę na konieczność poprawy estetyki otoczenia (**26%**) oraz zwiększenie bezpieczeństwa zdrowotnego dla osób korzystających rekreacyjnie ze zbiorników (**23%**). Zarówno jakość wody jak i estetyka oraz bezpieczeństwo stanowią dla ankietowanych istotny element związany z ich pobytem na terenie „Arturówka”.

Wnioski

1. 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.
2. Co czwarty ankietowany odwiedza wraz z dziećmi „Arturówek” w celu kąpeli w stawie lub odpoczynku na plaży.
3. Co trzeci ankietowany przebywający w „Arturówku” w innym celu niż kąpiel i odpoczynek na plaży uważa również jakość wody w kąpielisku za zdecydowanie złą.
4. Spośród wszystkich ankietowanych odwiedzających „Arturówek” częściej niż 10 razy w sezonie letnim, ponad 40% to mieszkańcy Bałut, a 19% to mieszkańcy Śródmieścia; dzielnice te są położone najbliżej „Arturówka” i w swoim otoczeniu nie posiadają innego tak dużego i atrakcyjnego terenu zielonego z kąpieliskiem.
5. Prawie żaden respondent (<1%) nie dostrzega możliwości edukacyjnych i dydaktycznych związanych z „Arturówkiem”.

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