

UNIwersytet Łódzki
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska

Kierunek: ochrona środowiska

Agnieszka Wnuk

Numer albumu: 258862

**Ocena stanu jakości wód zbiorników „Arturówek”
oraz źródłowego odcinka rzeki Bzury
w aspekcie ekohydrologicznej ich rekultywacji**

Water quality evaluation of the „Arturovek” reservoirs
and Bzura river for the ecohydrology recultivation

Praca magisterska
wykonana
w Katedrze Ekologii Stosowanej UŁ
pod kierunkiem
Prof. dr. hab. Piotra Frankiewicza

Łódź 2010

*Serdecznie dziękuję
Panu prof. dr. hab. Piotrowi Frankiewiczowi
za umożliwienie mi zrealizowania niniejszej pracy
oraz udzielanie cennych uwag merytorycznych.*

*Pragnę podziękować
Pani dr. Adriannie Wojtal-Frankiewicz
za poświęcony czas i ogromną pomoc
w mikroskopowej analizie zooplanktonu.*

*Pani mgr Ilonie Gągale
za pomoc w analizie form jonowych azotu i fosforu.*

*Panu dr. Zbigniewowi Kaczkowskiemu
za porady i udostępnienie informacji
dotyczących odłowów ryb prowadzonych na zbiornikach.*

*Największe wyrazy wdzięczności i podziękowania składam
Panu dr. Tomaszowi Jurczakowi
za bezcenne wsparcie, poświęcony czas, przekazaną wiedzę
oraz ogromną cierpliwość i zaangażowanie podczas prowadzonych 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	7
I. 1	Problemy jakościowe zasobów wodnych i związane z nimi zobowiązania	7
I. 2	Wpływ związków biogennych na jakość wód.	7
I. 2. 1	Rola związków fosforu	8
I. 2. 2	Rola związków azotu	9
I. 2. 3	Rola związków węgla	10
I. 3	Eutrofizacja i związane z nią problemy.	10
I. 3. 1	Zakwity sinicowe i ich toksyczność	11
I. 4	Znaczenie struktur biologicznych w wodzie.	15
I. 4. 1	Fitoplankton.	15
I. 4. 2	Zooplankton.	15
I. 4. 3	Ryby	16
I. 5	Ekohydrologia jako sposób rekultywacji i ochrony zasobów wodnych .	16
I. 6	Problemy stawów „Arturówek”	17
I. 7	Cele pracy	19
II.	Teren badań	21
II.1	Charakterystyka rzeki Bzury.	21
II. 2	Charakterystyka zbiorników „Arturówek” i stawu UŁ	21
II. 3	Charakterystyka zlewni.	23
III.	Materiały i metody	25
III. 1	Pobór próbek	25
III. 2	Warunki meteorologiczne.	27
III. 3	Analiza parametrów fizycznych wody.	27
III. 4	Analiza parametrów chemicznych wody.	27
III. 5	Analiza osadów dennych.	28
III. 6	Analiza chlorofilu <i>a</i> metodą AOA oraz fitoplanktonu metodą mikroskopową	28
III. 7	Analiza mikrocystyn metodą wysokosprawnej chromatografii cieczowej	29
III. 8	Analiza mikroskopowa zooplanktonu	29

III. 9	Analiza ichtiofauny	30
IV.	Wyniki.	31
IV. 1	Warunki meteorologicznych sezonu badawczego.	31
IV. 2	Wpływ parametrów fizycznych na jakość wód.	31
IV. 3	Wpływ parametrów chemicznych na jakość wód.	33
IV. 4	Rola osadów dennych w zbiornikach „Arturówek” i stawie UŁ.	35
IV. 5	Dynamika występowania fitoplanktonu w zbiornikach „Arturówek” i stawie UŁ.	35
IV. 6	Rozkład biomasy zooplanktonu w kaskadzie zbiorników górnego odcinaka rzeki Bzury	39
IV. 7	Rozkład biomasy ryb w zbiornikach „Arturówek”	41
V.	Dyskusja	44
VI.	Wnioski	52
VII.	Literatura	53

Skróty zastosowane w pracy:

B: rzeka Bzura,

AD: Arturówek dolny,

AŚ: Arturówek środkowy,

AG: Arturówek górny,

BpG: rzeka Bzura powyżej zbiornika górnego,

BW: rzeka Bzura ul. Wycieczkowa,

BpW: rzeka Bzura powyżej ul. Wycieczkowej,

UŁ: zbiornik Uniwersytetu Łódzkiego.

LD – dawka śmiertelna

MC-LR – mikrocystyna-LR

MC-RR – mikrocystyna-RR

MC-YR – mikrocystyna-YR

N.O.N – nie odpowiada normom

PZW – Polski Związek Wędkarski

RDW – Ramowa Dyrektywa Wodna

TFA – z ang. trifluoroacetic acid (kwas trfluorooctowy)

TN – azot całkowity

TP – fosfor całkowity

WHO – z ang. World Health Organization (Światowa Organizacja Zdrowia)

I. Wstęp

I. 1. Problemy jakościowe zasobów wodnych i związane z nimi zobowiązania

Problemy związane z zasobami wody dotyczą rejonów całego świata. Niektóre obszary zmagają się z ich niedoborami. Niemniej jednak istotny kłopot stanowi jakość spożywanej wody. Ze względu na jej duże zanieczyszczenie rocznie umiera 2 miliardy ludzi z czego większość stanowią dzieci poniżej piątego roku życia (Oki i Kanae 2006). Okazuje się że państwa położone nad największymi rzekami, jak np. północne Chiny, środkowe i wschodnie Stany Zjednoczone, czy obszary graniczne Indii i Pakistanu, są narażone na ogromny stres wywołany złą jakością wody (Schwarzenbach i in. 2006). O randze istniejącego problemu może świadczyć Deklaracja Milenijna Organizacji Narodów Zjednoczonych podpisana w 2000 roku. Państwa członkowskie (w tym również Polska) zobowiązały się do 2015 roku spełnić 8 założonych, Milenijnych Celów Rozwoju (Millennium Development Goals). Jeden z nich dotyczy zapewnienia ochrony środowiska naturalnego i apeluje między innymi o zmniejszenie o połowę liczby ludzi pozbawionych stałego dostępu do czystej wody pitnej w 2015 roku.

W związku z członkowstwem Polski w Unii Europejskiej jesteśmy zobowiązani do przestrzegania nałożonych na nasze państwo praw i obowiązków. Jako kraj Wspólnoty zgodziliśmy się na wdrożenie Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) nr 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r. Transpozycje do prawodawstwa Polskiego umożliwiły ustawy: Prawo Wodne, Prawo Ochrony Środowiska, ustawa o odpadach oraz ustawa o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (Błaszczak 2005). W konsekwencji kluczowymi elementami RDW jest osiągnięcie do 2015 roku dobrego stanu wód powierzchniowych oraz podziemnych, jak również regulacja emisji i standardów jakościowych ze szczególnym naciskiem na eliminację substancji niebezpiecznych. Poza tym RDW zakłada wykorzystanie środków ekonomicznych w celu zrównoważenia konsumpcji zasobów wodnych przez użytkowników, z jednoczesnym zaangażowaniem społeczeństwa (Dyrektywa 2000/60/WE).

I. 2. Wpływ związków biogennych na jakość wód

W ostatnich latach obserwuje się gwałtowny wzrost pierwiastków biogennych wprowadzanych do zlewni, co jest spowodowane ludzką działalnością. Na podstawie badań określono, że stężenie azotu i fosforu w wodach powierzchniowych świata uległo podwojeniu, zaś w Europie Zachodniej i Ameryce Północnej zwiększyło się nawet 10-50-

krotnie (Allan 1998). Wraz z przemieszczaniem się w dół biegu cieku obserwuje się zwiększanie udziału stężenia pierwiastków biogennych. Spływy powierzchniowe z obszarów rolniczych zlewni przyczyniają się głównie do wprowadzenia związków azotu, natomiast dopływ ścieków zwiększa ilość związków fosforu w wodach powierzchniowych. Oczywiście rzeki jako systemy lotyczne wykazują większą tolerancję na dostawy azotanów i fosforanów. W zbiornikach wodnych substancje te ulegają akumulacji w osadach lub są wbudowywane w organizmy roślinne gwarantując ich wzrost (Allan 1998).

I. 2. 1. Rola związków fosforu

W ekosystemach wodnych zarówno azot i fosfor występuje w formie rozpuszczonej oraz cząsteczkowej (organicznej i nieorganicznej) (Allan 1998). Rośliny i mikroorganizmy asymilują z ekosystemu wodnego najczęściej nieorganiczną postać ortofosforanów (PO_4^{3-}) i przekształcają ją w formę organiczną, przez wbudowanie we własne komórki ciała (Lampert i Sommer 1996). Obumierające organizmy opadając na dno ulegają mineralizacji i przyczyniają się do okresowego występowania związków fosforu w wodach powierzchniowych. Szczególnie obserwuje się większe stężenia wiosną, jesienią i zimą, a najmniejsze latem (Hermanowicz i in. 1999). W warunkach anaerobowych fosfor może tworzyć nierozpuszczalne kompleksy z tlenkami i wodorotlenkami metali jak również z solami żelaza i glinu (FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) (Allan 1998, Zalewski 2007). Wówczas przechodzi on do puli niedostępnej dla fitoplanktonu i hamuje tym samym postępującą eutrofizację. Fosfor jako niezbędny składnik kwasów nukleinowych i ATP (nośnik energii) występuje w organizmach w większej ilości niż w skorupie ziemskiej (Pitois i in. 2001). Dlatego w zbiornikach pozbawionych zewnętrznego dopływu ładunku ma właściwości limitujące produkcję pierwotną (Kawecka i Eloranta 1994, Lampert i Sommer 1996). Naturalna ilość fosforanów w wodach powierzchniowych jest niewielka, a jej zwiększenie świadczy o konieczności kontrolowania dopływu substancji do zlewni (Hermanowicz i in. 1999). Ale według obowiązujących przepisów prawnych zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. (Dz. U. 2008, nr 162, poz. 1008) zawartość graniczna fosforu ogólnego dla poszczególnych klas jakości wód powierzchniowych w ciekach naturalnych takich jak struga, strumień, potok, rzeka wynosi: dla klasy I – $\leq 0,2$ mg/l; II – 0,4 mg/l; zaś dla klas III-V nie ustala się wartości granicznej. Z kolei w przypadku wód powierzchniowych takich jak jezioro lub inny naturalny zbiornik wodny stężenie fosforu ogólnego w klasie I może wahać się w przedziale od 0,06 do 0,12 mg/l dla tego parametru, natomiast w pozostałych klasach nie ustala się wartości granicznych.

I. 2. 2. Rola związków azotu

Źródłem amoniaku (NH_4) w wodach powierzchniowych jest białko (produkty jego rozkładu), pochodzenia roślinnego lub zwierzęcego oraz mocznik. Podwyższone stężenia azotu amonowego mogą świadczyć o dostarczaniu do zlewni ścieków przemysłowych, bądź miejskich. Stężenie jonów azotynowych (NO_2) w wodach niezanieczyszczonych jest niewielkie, rzędu tysięcznych miligrama w 1 litrze. Azotyny podlegają procesom utleniania i redukcji w związku z czym szybko przechodzą w azotany lub amoniak. Azotany (NO_3) najczęściej trafiają do wód na skutek spływu powierzchniowego ze sztucznie nawożonych pól, odwodnień kopalń, bądź zrzutu ścieków (Hermanowicz i in., 1999). Rozporządzenie Ministra Środowiska (Dz. U. 2008, nr 162, poz. 1008) określa wartości graniczne stężenia form azotu dla klas I-II cieków naturalnych, które prezentuje Tab.1. Natomiast stężenia graniczne azotu ogólnego dla wód powierzchniowych takich jak jezioro lub inny naturalny zbiornik wodny w klasach I i II waha się w przedziale 1,5-2,5 mg/l, zaś dla pozostałych nie ustala się.

Tabela 1. Wartości graniczne wybranych wskaźników jakości wody w klasach jakości wód powierzchniowych w ciekach naturalnych takich jak struga, strumień, potok, rzeka (Dz. U. 2008, nr 162, poz. 1008).

wskaźnik jakości wody	jednostka	wartości graniczne w klasach I-V				
		I	II	III	IV	V
amoniak	mg NH_4 /l	$\leq 0,78$	1,56	wartości granicznych nie ustala się		
azotany	mg NO_3 /l	$\leq 2,2$	5			
azot ogólny	mg N/l	≤ 5	10			

Azot podlega wielu przemianom mikrobiologicznym w środowisku, poprzez zmiany stopnia utlenienia. Przemiana azotanów w warunkach tlenowych w jony amonowe to amonifikacja, zaś utlenienie do azotu to denitryfikacja. Może zachodzić również reakcja nitryfikacji, która odbywa się beztlenowo i prowadzi do przemiany amoniaku w azotany (Allan 1998). Zbiorniki wodne charakteryzują się dominacją postaci gazowej azotu jako N_2 i N_2O , ale wymagają organizmów autotroficznych przystosowanych do wiązania jego form cząsteczkowych. Azot posiada również właściwości limitujące, szczególnie gdy do zlewni docierają ścieki zawierające duże ilości fosforu (Lampert i Sommer 1996).

I. 2. 3. Rola związków węgla

Węgiel występuje w środowisku wodnym jako dwutlenek węgla (CO_2) w wodach kwaśnych, dwuwęglan (HCO_3^-) w wodach obojętnych lub lekko zasadowych i jako węglan – w silnie zasadowych. Dlatego odczyn wody regulowany jest proporcją tych związków. Ilość i dostępność CO_2 w powietrzu nie czyni go pierwiastkiem limitującym w tak ważnym procesie jakim jest fotosynteza. Chociaż formy węgla nieorganicznego mogą stać się czynnikiem ograniczającym wzrost fitoplanktonu przy wysokim pH (Kawecka i Eloranta 1994).

Rozwój glonów w zbiornikach zależy od stosunku N:P. Badania Redefielda określiły proporcję masową pierwiastków: węgla, azotu i fosforu zawartą w biomacie fitoplanktonu w stosunku 106:16:1 (Redefield i in. 1963). Na tej podstawie przyjmuje się, że gdy stosunek stechiometryczny N:P spada poniżej 16:1 organizmy będą miały większe zapotrzebowanie na związki azotu. Z limitacją fosforową mamy doczynienia gdy stosunek N:P jest wyższy niż 16:1.

I. 3. Eutrofizacja i związane z nią problemy

Eutrofizacja to naturalny, powolny proces wzrostu żyzności zbiorników wodnych wywoływany związkami fosforu i azotu (Kajak 1998). Ostatnie dziesięciolecia to przyspieszenie procesu trofii w wyniku antropogenicznego dopływu ładunku pierwiastków biogennych (Lampert i Sommer 1996). Tym samym przełom wieków XX i XXI został określony Antropocenem, ponieważ działalność człowieka kształtująca środowisko jest znacznie większa, niż procesów naturalnych (Zalewski 2009). Zakłócenia funkcjonowania ekosystemów wodnych są wywołane głównie dopływem zanieczyszczeń do wód powierzchniowych poprzez zrzuty ścieków komunalnych i przemysłowych, intensyfikacją rolnictwa, wzrostem erozji gleb w zlewni oraz zanieczyszczeniem powietrza (Lampert i Sommer 1996). Konsekwencją przeżyźnienia wód jest masowy rozwój glonów tworzący „zakwity”, które nie muszą być widoczne gołym okiem, ale są wyrażone wartościami granicznymi pewnych wskaźników jakości wody. Według Nebaeusa (1984) „zakwit wody” występuje gdy stężenie chlorofilu *a* jest większe/równe 20 mg/m^3 , lub całkowita biomasa fitoplanktonu jest większa/równa 3 g/m^3 . Aby doszło do masowego rozwoju glonów w środowisku muszą być spełnione następujące warunki:

- duża ilość składników pokarmowych,
- obecność szybko namnażających się gatunków glonów, zdolnych do tworzenia kolonii z możliwością aktywnego ruchu i unoszenia się w toni wodnej,

- odpowiednie warunki klimatyczne (temperatura, wiatr, nasłonecznienie), (Kawecka i Eloranta 1994, Tarczyńska i in. 1997).

Najczęściej zakwity wody tworzą sinice z rodzaju *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Spirulina*. Okresem sprzyjającym dla rozwoju tych gatunków jest późne lato. Również latem pojawiają się zielenice chlorokokowe z rodzaju *Ankistrodesmus*, *Coelastrum*, *Oocystis*, *Monoraphidium*, *Pediastrum*, *Scenedesmus*. Typowymi organizmami zakwitającymi wiosną są okrzemki z rodzaju *Asterionella*, *Diatoma*, *Cyclotella*, *Fragilaria*, *Melosira*, *Stephanodiscus*, *Tabellaria*. Woda wówczas charakteryzuje się odmiennym, nieprzyjemnym zapachem i smakiem (Kawecka i Eloranta 1994). Intensywny rozwój glonów może tworzyć na powierzchni kożuch utrudniający dopływ promieni świetlnych do strefy litoralnej, powodując zanikanie makrofitów i przebudowę składu gatunkowego fauny (Lampert i Sommer 1996). Poza tym obumierające komórki fitoplanktonu stanowią zagrożenie dla innych organizmów poprzez gromadzenie się w jednym miejscu szkodliwych produktów ich rozpadu.

Kolejnym negatywnym skutkiem wzrostu trofii są deficyty tlenowe zarówno w warstwach głębinowych jak i powierzchniowych, skutkujące zwiększaniem się stężenia trującego siarkowodoru. W konsekwencji dochodzi do zmiany składu gatunkowego organizmów lub wzrostu ich śmiertelności. Obserwowane jest również ustępowanie ryb drapieżnych wymagających dużej ilości tlenu i przezroczystości wody, na rzecz mniej pożądanych gatunków zooplanktonożernych o mniejszych wymaganiach środowiskowych (Kajak 1998). Dodatkowo w warunkach anaerobowych z osadów dennych mogą uwalniać się łatwo przyswajalne związki fosforu dla fitoplanktonu, potęgując tym samym proces eutrofizacji (Lampert i Sommer 1996). W ten sposób proces eutrofizacji zmniejszania bioróżnorodności ekosystemów (Zalewski 2009) i dotyczy zarówno jezior, stawów, zbiorników zaporowych, cieków wodnych, delt jak i zatok morskich (Yang i in. 2008).

I. 3. 1. Zakwity sinicowe i ich toksyczność

Sinice wykazują dominację nad innymi organizmami fitoplanktonowymi tworzącymi zakwit. Jest to spowodowane specyficznymi wymogami warunków środowiskowych cyjanobakterii, które najlepiej rozwijają się w temperaturze 15-35 °C (Wilde i Tilly 1981). Charakteryzują się intensywnym wzrostem podczas bezwietrznej pogody oraz pH w przedziale 6-9 (Tarczyńska i in. 1997). Tempo ich namnażania zależy od dostępności pierwiastków biogenych. Rozwijają się one przy niskim stosunku N:P (Kawecka i Eloranta 1994). W sytuacji niedoboru soli azotanowych i amonowych niektóre

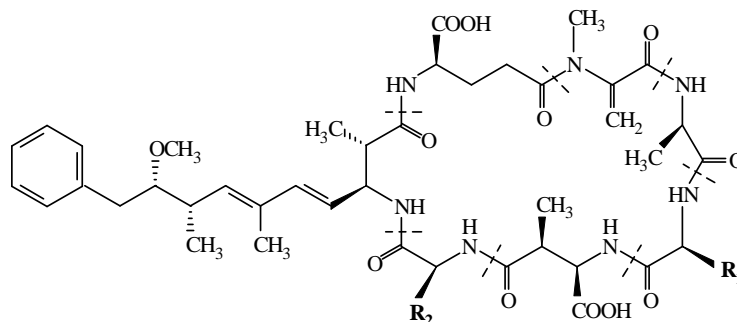
gatunki (*Aphanizomenon spp.*, *Anabaena spp.*) mają możliwość pobierania azotu cząsteczkowego (Reynolds 1984). Sinice z tego rodzaju dodatkowo wykształciły 80-krotnie większą zdolność wiązania dwutlenku węgla niż zieleńce, który działa limitująco przy wysokim pH (Kawecka i Eloranta 1994). Dzięki wbudowanym w swoją strukturę pęcherzykom powietrza mogą poruszać się w słupie wody i tworzyć kożuch na jej powierzchni (Kajak 1998). Sinice potrafią wykorzystywać szerokie spektrum światła i niedobór tlenu, co plasuje je na wyższej pozycji względem innych gatunków fitoplanktonu (Kajak 1998). Mogą tworzyć one kolonie, które dzięki swoim rozmiarom nie podlegają wyjadaniu przez zooplankton. Jak podaje Tarczyńska i Zalewski (1995) *Microcystis aeruginosa* jest wyżerana przez *Daphnia spp.* tylko gdy liczba komórek w koloni nie przekracza pięciu.

Pojawiające się późnym latem zielono-niebieskie zakwity sinicowe stanowią problem nie tylko natury estetycznej i rekreacyjnej, ale przede wszystkim zdrowotnej. Życie ludzi i zwierząt jest zagrożone gdy dochodzi do spożywania wody z drobnoustrojami lub uwolnionymi z komórek sinic toksynami (Carmichael 1994, Falconer i in. 1999, Zhan i in. 2004). Badania epidemiologiczne donoszą o wielu przypadkach zatruc ludzi toksynami sinicowymi na świecie. Już w 1931 roku stwierdzono zatrucia pokarmowe u osób pijących niewłaściwie uzdatnioną wodę z rzeki Ohio (USA) (Tisdale 1931). Podobna sytuacja miała miejsce w Brazylii gdzie 88 osób (głównie dzieci) poniosło śmierć na skutek spożywania wody ze Zbiornika Itaparica, w którym pojawił się zakwit *Anabaena* i *Microcystis* (Teixera i in. 1993). W 1996 roku odnotowano przypadki śmiertelne w Brazylijskim szpitalu, gdzie do dializy pacjentów zastosowano wodę zawierającą mikrocytyny. Objawy zatrucia wystąpiły wówczas u 117 osób, z czego ponad 50 zmarło (Azevedo i in. 2002). Są to przykłady prezentujące bezpośredni i natychmiastowy skutek spożycia dużej dawki toksyn sinicowych. Niemniej jednak długie i systematyczne dostarczanie do organizmu żywego substancji trujących w niewielkiej ilości wywołuje również zaburzenia w jego funkcjonowaniu. Przykładem mogą być Chiny, gdzie zaobserwowano ośmiokrotnie więcej przypadków zachorowań na nowotwory wątroby u ludzi pijących wodę z zakwitem *Microcystis* (Yu 1989). Świadczyć to może o zdolności kumulowania się hepatotoksyn sinicowych w organizmie (Mankiewicz-Boczek i Tarczyńska 2005), czego konsekwencją są zmiany struktury DNA komórki (Mankiewicz i in. 2001).

Toksyny sinicowe są uwalniane do wody w momencie obumierania komórek (Carmichael 1992b). Ze względu na ich charakter 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 rodzaju: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Spirulina*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngba* (Codd i in. 2005). Struktura chemiczna toksyn sinicowych jest bardzo charakterystyczna i przybiera formę cykliczną (Gajdek 1999).

Najczęściej są spotykane hepatotoksyny spośród, których wyróżniamy mikrocyistyny i nodularyny łącznie w ponad 90 odmianach (Spoff i in. 2010). Są to związki peptydowe różniące się ilością aminokwasów w łańcuchu (mikrocyistyny – 7 aminokwasów, nodularyny – 5 aminokwasów) (Carmichael 1992a, Codd i in. 2004, McElhiney i Lawton 2005, Spoff i in. 2010). Dobrze poznane pod względem chemicznym mikrocyistyny to MC-LR, MC-YR i MC-RR (Jurczak i Tarczyńska 2005). Dokładną ich budowę strukturalną przedstawia Ryc. 1. Spożywanie wody przez ludzi, która zawiera hepatotoksyny wywołuje gorączkę, wymioty, zmiany skórne, biegunkę, a ostatecznie śmierć w wyniku szoku krwotocznego wątroby (Codd i in. 2005). Z przeprowadzonych badań wynika, że stałe przyjmowanie przez zwierzęta hepatotoksyn jest karcynogenne oraz genotoksyczne (Mankiewicz i in. 2001, Yu i in. 2009, Spoff 2010). Poza tym toksyny produkowane przez sinice, głównie mikrocyistyny, charakteryzują się dużą trwałością i nie ulegają rozpadowi pod wpływem kwasów, zasad, ani wysokiej temperatury (np. poprzez gotowanie). W środowisku rozkładają się przez wiele tygodni (Gajdek 1999).



Ryc. 1. Ogólny wzór strukturalny mikrocyistyn.

Kolejną grupą związków, występującą w ponad 20 odmianach są neurotoksyny (Codd 2000, Tarczyńska i Mankiewicz-Boczek 2005). Substancje te zaburzają funkcjonowanie układu nerwowo-mięśniowego i są przyczyną drżenia mięśni, oszołomienia, trudności w oddychaniu. Po spożyciu dawki letalnej śmierć organizmu następuje po paru minutach i jest wywołana paralizem mięśni oddechowych. Najbardziej

zbadanymi i poznanymi toksynami z tej grupy jest anatoksyna-a i afanotoksyna (Carmichael 1992b). Cytotoksyny produkują cylindrospermopsyny, które po wnikięciu do organizmu uszkadzają jego narządy wewnętrzne. Poza tym najbardziej oddziałują one na wątrobę, nerki, trzustkę, śledzionę oraz serce. Spożywanie ich nie wywołuje śmierci, jedynie złe samopoczucie (Hawkins i in. 1997, Tarczyńska i Mankiewicz-Boczek 2005, Westrick i in. 2010). Dermatotoksyny sinicowe wśród których wyróżniamy linybyatoksyny i aplysiatoksyny powodują podrażnienia skóry. Są wytwarzane głównie przez morskie sinice bentosowe (Codd 2000, Mankiewicz i in. 2003, Tarczyńska i Mankiewicz-Boczek 2005, Westrick 2010).

Aby określić działanie toksyn sinicowych użyto do tego celu standardowego wskaźnika jakim jest LD 50. Jest to dawka trucizny podawana w miligramach na kilogram masy ciała, która powoduje uśmiercenie 50% populacji testowanych zwierząt w ciągu 24 godzin (Tarczyńska i Zalewski 1995, Nałęcz-Jawecki i in. 2001, Codd i in. 2005). Doświadczenia przeprowadzano na świniach i myszach, którym systematycznie podawano w wodzie pitnej niskie stężenia toksyn sinicowych (Fitzgeorge i in. 1994, Tarczyńska i Zalewski 1995, Tarczyńska i Mankiewicz-Boczek 2005, Rogers i in. 2005). W Tab. 2 zostały zestawione dawki śmiertelne różnego rodzaju związków toksycznych. Zdziwiający jest fakt, że trucizny uznawane na świecie za najbardziej niebezpieczne, nie są tak groźne jak niektóre przykłady toksyn sinicowych.

Tabela 2. Wskaźnik LD 50 porównujący działanie toksyn sinicowych z innymi truciznami według: Tarczyńska i Zalewski 1995.

substancja	LD 50 [$\mu\text{g}/\text{kg}$]
cyjanek sodu	10 000
strychnina	500
mikrocystyna-LR	50
mikrocystyna-RR	600
anatoksyna-a	200
afanotoksyna	10

Sytuacje potwierdzone doniesieniami z wielu krajów o zagrożeniu zdrowia ludzkiego wymusiły wyznaczenie dopuszczalnego poziomu stężenia toksyn sinicowych w spożywanej wodzie. W związku z tym, że najlepiej poznaną i powszechnie występującą toksyną jest mikrocystyna-LR, Światowa Organizacja Zdrowia w 1998 ustaliła jej limit na poziomie $1 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Polska w roku 2002 dołączyła do krajów monitorujących stężenie

MC-LR i jako piąte państwo na świecie umieściła limit $1 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ jako wymóg w stosunku do wody nadającej się do spożycia zgodnie z rozporządzeniem Ministra Zdrowia (Dz. U. 2002, nr 203, poz. 1718). Jednakże w roku 2007 parametr ten nie został ujęty w nowelizacji rozporządzenia. Również od roku 2002 wprowadzono i obowiązuje do dziś konieczność monitoringu organoleptycznego zakwitów sinicowych na kąpieliskach (Dz. U. 2002, nr 183, poz. 1530). WHO w 2003 r. określiła wartości limitu dotyczące stężenia mikrocytyn w kąpieliskach w przedziale od 2 do $10 \mu\text{g}/\text{l}$ (rozpiętość wynika z synergii pomiędzy toksynami) (Zalewski i Izydorczyk 2008).

I. 4. Znaczenie struktur biologicznych w wodzie

I. 4. 1. Fitoplankton

Fitoplankton w wodach powierzchniowych jest tworzony głównie przez zielenice, sinice, okrzemki, złotowiciowce, eugleniny i kryptofity. Wzrost glonów w wodach strefy umiarkowanej jest ściśle uzależniony od warunków troficznych, temperatury i ruchu wód oraz presji konsumentów. Po ustąpieniu pokrywy lodowej pojawiają się kryptofity. Wiosna i jesień to czas sukcesji okrzemek, zaś lato sprzyja dominacji zielenic oraz sinic (Reynolds 1999). Fitoplankton jako producent dostarcza innym organizmom (bakteriom, grzybom, zooplanktonowi) substancji pokarmowych i jako najniższy element piramidy troficznej ma największe znaczenia dla funkcjonowania ekosystemu. W procesach życiowych produkuje tlen, przy czym zużywa sole mineralne oraz dwutlenek węgla kształtując tym samym pH środowiska wodnego. Może dostarczać substancji allelopatycznych i toksycznych (zakwity sinicowe) (Reynolds 1984, Bucka 1989, Kajak 1998, Reynolds 1999).

I. 4. 2. Zooplankton

Zooplankton w wodach powierzchniowych strefy umiarkowanej jest tworzony przez pierwotniaki, wrotki, wioślarki i widłonogi (skorupiaki). Sukcesja organizmów w cyklu sezonowym charakteryzuje się dominacją latem wioślarek, zimą – widłonogów, natomiast wiosną i jesienią również widłonogów i wrotków. Zooplankton występuje w formie niedrapieżnej i żywi się fitoplanktonem. Pojawia się również w postaci drapieżnej i jest reprezentowany przez *Asplanchna* (wrotki), *Cyclopidae* oraz wioślarki: *Leptodora*, *Polyphemus*, *Bythotrephes* (Gliwicz 1977, Lampert 1988, Kajak 1998).

I. 4. 3. Ryby

Rodziny ryb naturalnie występujących w naszych wodach są reprezentowane głównie przez karpiozate (np.: karp, karaś, lin, jaź), okoniowate (okoń, sandacz), szczupakowate (szczupak). Wraz ze wzrostem trofii zbiornika obserwuje się zmianę składu gatunkowego ryb. Gatunki łososiowate charakterystyczne dla wód oligotroficznycy ustępują miejsca kolejno stynkowatym, karpiozaty i okoniowatym, by w eutrofii dominację objęły ryby karpiozate i szczupak (Kajak 1998, Frankiewicz 1998). Ichtiofauna ma ogromny wpływ na funkcjonowanie biocenoz planktonowych zbiornika. Wszystkie stadia narybkowe ryb strefy umiarkowanej odżywiają się zooplanktonem. Zmiana bazy pokarmowej jest funkcją wielkości ryby (otworu gębowego, rozmiarów ciała). Dlatego starsze osobniki mogą sobie pozwolić na odżywanie larwami owadów, bądź innymi rybami (okoń, sandacz, szczupak) (Frankiewicz 1998, Słoń 1999). Do tego czasu swój głód zaspokajają głównie planktonowymi skorupiakami. Tym samym intensywne żerowanie narybku prowadzi do wyczerpywania się zasobów zooplanktonu. W konsekwencji dochodzi do bujnego rozwoju glonów, które pozbawione filtrującego konsumenta mogą tworzyć zakwity (Frankiewicz 1998). Ryby jako organizmy aktywnie pływające w wodach śródlądowych powodują resuspensję osadów dennycy i przyczyniają się do ich natleniania (Kajak 1998).

I. 5. Ekohydrologia jako sposób rekultywacji i ochrony zasobów wodnych.

Każde zjawisko zachodzące w ekosystemie nie należy rozpatrywać indywidualnie, ale szukać jego połączeń z innymi. Globalne podejście i pojmowanie procesów daje możliwość rozszerzania zakresu pojemności środowiska (Zalewski 2008a). Dlatego do zrozumienia przyczyn związanych z jakością i niedoborem wody niezbędna jest wiedza nie tylko z zakresu hydrologii, ale zarówno biologii, klimatologii, chemii czy socjologii. Okazuje się, że jeden problem może mieć kilka przyczyn i zarazem wyjaśnień pochodzących z różnych dziedzin nauki. Jest to niezmiernie ważne aby połączyć ze sobą wszystkie elementy i otrzymać jedno zharmonizowane rozwiązanie (Zalewski i in. 2008).

Taką właśnie koncepcję przedstawia ekohydrologia, która zakłada zwiększanie odporności ekosystemów wodnych na działalność człowieka poprzez regulacje procesami hydrologicznymi procesów biologicznych i odwrotnie, czyli kształtując funkcjonowanie biocenozy cyklem hydrologicznym („dual regulation”) (Zalewski i in. 2008). Jednocześnie istotne jest zintegrowanie wszystkich zachodzących procesów z infrastrukturą hydrotechniczną. Koncepcja ekohydrologii opiera się na trzech zasadach: hydrologicznej,

ekologicznej i ekotechnologicznej. Zrozumienie wszystkich procesów zachodzących w mezoskali gwarantuje poznanie rozwiązania problemów związanych z jakością wody (Zalewski 2008a, b, Zalewski i in. 2008). Zatem w pierwszej kolejności najważniejsze jest powiązanie informacji o strukturze krajobrazu zlewni z dynamiką procesów hydrologicznych przy uwzględnieniu funkcjonowania biocenozy. Można to osiągnąć poznając: tempo procesów biogeochemicznych (cykle krążenia pierwiastków biogennych), wpływ czynników abiotycznych na reakcję procesów ekologicznych oraz ich zhierarchizowanie (Zalewski 2007, Zalewski 2008b). Druga zasada ekohydrologii opiera się na zrozumieniu właściwości ekosystemu, co prowadzi do zwiększenia jego odporności i elastyczności na antropopresję. Zasada ekotechnologiczna umożliwia poznane w wyniku obserwacji właściwości ekosystemu wykorzystać jako narzędzie do regulacji w zarządzaniu zasobami wodnymi (Zalewski 2000).

Dotychczasowe działania człowieka związane z gospodarką wodną opierały się głównie na intensyfikacji rybactwa, rybołówstwa, zaspokajaniu potrzeb związanych z wodą pitną i ewentualnie oczyszczaniu ścieków. W tej chwili wszystkie zmagania zmierzają do ograniczenia postępującej eutrofizacji, celem przywrócenia zbiornikom ich pierwotnej funkcji. Ludzie zamieszkujący tereny miejskie zmienili swoje wymagania względem środowiska przyrodniczego i oczekują zaspokojenia potrzeb estetycznych, kulturowych związanych z rekreacją i turystyką wodną.

I. 6. Problemy stawów „Arturówek”

Kompleks stawów „Arturówek” jest miejscem rekreacyjnym dla mieszkańców Łodzi. Niestety wpływ antropogeniczny pogarsza jakość wody w zbiornikach i przestają one pełnić jedną ze swoich podstawowych funkcji jako zbiorników rekreacyjnych, do której zostały utworzone. Na chwilę obecną najlepszym rozwiązaniem problemu jakości wody w zbiornikach „Arturówek” jest przede wszystkim ich ochrona oraz wstępna rekultywacja. Niemniej jednak wymaga to połączenia wiedzy z wielu dyscyplin nauki, co doskonale prezentuje ekohydrologia.

Niestety pod kątem jakości wody zarówno zbiorniki „Arturówek” jak i rzeka Bzura w źródłowym jej odcinku są ekosystemami dość mało poznanymi pod względem morfologicznym, fizyko-chemicznym i hydrologicznym. W 2003 r., przez pierwsze dziesięć dni marca dokonywano pomiarów parametrów fizyko-chemicznych wody na zbiorniku górnym „Arturówek” oraz rzece Bzurze przy ul. Wycieczkowej (most) (Urbaniak i Dałkowski 2005). Na podstawie zrealizowanych badań określono wtedy stan

czystości wód zgodnie z wówczas obowiązującym Rozporządzeniem Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z 1991 r. (Dz. U. 1991, nr 116, poz. 503). Wyniki wybranych parametrów zaprezentowano w Tab. 3. Wyznaczone stężenia zobrazowały przekroczenia niektórych parametrów w szczególności azotu azotynowego i ilości rozpuszczonego tlenu. Świadczyć to mogło o doprowadzaniu zanieczyszczeń organicznych do wody (Urbaniak i Dałkowski 2005). Już wtedy zwrócono uwagę na konieczność prowadzenia badań monitoringowych celem przybliżenia właściwości ciekłu. Małe rzeki, takie jak Bzura w swym źródłowym odcinku, charakteryzują się dużym dynamizmem zachodzących w nich procesach. Dopiero ich dokładne poznanie pozwala na zrozumienie funkcjonowania danego ekosystemu i właściwe jego zarządzanie.

Tabela 3. Klasy czystości wód określone na podstawie badań według: Urbaniak i Dałkowski 2005.

miejsce poboru próby	klasa czystości				
	azot amonowy	azot azotynowy	azot azotanowy	fosforany rozpuszczone	tlon rozpuszczony
Bzura, Zbiornik Górny	I	N.O.N	I	II	II
Bzura, ul. Wycieczkowa	I	III	I	I	N.O.N.

W roku 2006 podjęto próbę stałego monitoringu zbiorników „Arturówek”, gdzie od 5 czerwca do 11 września na kąpielisku dokonywano cotygodniowych pomiarów dominacji grup fitoplanktonu, oznaczano stężenia mikrocytyn, form całkowitych azotu i fosforu w wodzie (Jurczak i in. 2007). Badania te przyczyniły się do zidentyfikowania postępującego procesu eutrofizacji zbiornika, ale nie określały one przyczyn tego zjawiska. Potwierdzeniem postępującej eutrofizacji stanowiącej zagrożenie dla osób korzystających z tych wód jest zanotowane na kąpielisku „Arturówek”, dnia 7 sierpnia 2006 roku stężenie mikrocytyn produkowanych przez sinice sięgające 20 µg/l (Jurczak i in. 2007). Przy obecnym tempie rozwoju miasta oraz stanie tych ekosystemów poprawa jakości wód pozwoli na zachowanie funkcji rekreacyjnej tych stawów.

Ekosystemy rzek, stawów i jezior są położone najniżej w krajobrazie, dlatego wykazują one dużą reakcję i wrażliwość na stężenie zasilających je substancji biogenych. Aby zapobiec eutrofizacji i przywrócić ich pierwotne właściwości konieczna jest sprawna rekultywacja, która wymaga odpowiedniego, etapowego postępowania, a mianowicie należy (Wiśniowiecki 2007):

1. Umieścić i określić skalę problemu. Ocenić przyczynę pojawiających się trudności. Czy jest ona zlokalizowana na obszarze zlewni, bezpośrednio w cieku, czy zbiorniku.
2. Zdefiniować stopień degradacji struktur hydrologicznych i procesów w nich zachodzących.
3. Ustalić cel, który wymaga naprawy (zbiornik, ciek, niesprawny system kanalizacji).
4. Podać naukowe rozwiązanie osiągnięcia celu z harmonogramem.
5. Stworzyć projekt z uwzględnieniem działań administracyjno-prawnych oraz finansowych.
6. Przeprowadzić zabiegi rekultywacyjne z jednoczesnym ich nadzorowaniem i monitorowaniem (również po zakończeniu działań).

I. 7. Cele pracy

Łódź podobnie jak wiele dużych aglomeracji boryka się z wieloma problemami natury ekonomicznej, ale i środowiskowej. W dużej mierze stała się ona miejscem pracy dla jej mieszkańców, jak również dla osób z pobliskich okolic. Wbrew pozorom aglomeracja łódzka ma przyjazną strukturę przestrzenną, chociaż niestety trochę zaniedbaną. W mieście znajdują się duże powierzchnie terenów zielonych (parki, skwery, lasy) oraz system rzek, na których są zlokalizowane zbiorniki wodne, jak na przykład Stawy Stefańskiego (Ner), Stawy Jana (Olechówka), czy Arturówek (Bzura). Są to obszary niezwykle cenne dla mieszkańców aglomeracji łódzkiej i służą jako miejsca odpoczynku i rekreacji od codziennego zgiełku. Niestety jakość wód tych zbiorników oraz walory krajobrazowe nie odpowiadają oczekiwaniom ludzi. Dla przykładu w okresie letnim kąpielisko zlokalizowane na Stawach Stefańskiego od kilku lat jest całkowicie zamknięte. Ostatnio otwarte było przez zaledwie 2 tygodnie w roku 2006, a zmierzone stężenie toksyn sinicowych dnia 28 sierpnia tego roku wyniosło 50,1 µg/l. Była to jedna z najwyższych wartości toksyn sinicowych zanotowanych w Polsce od wielu lat (Jurczak i in. 2007). W przypadku zbiorników „Arturówek” sytuacja nie jest tak drastyczna, ale pozostawienie tych akwenów bez żadnej kontroli i ochrony spowodować może, że za kilka lat powtórzy się i tu sytuacja ze Stawów Stefańskiego. Dlatego tak ważne jest wczesne zidentyfikowanie i podjęcie właściwych działań zmierzających do przeciwdziałania postępującemu procesowi antropogenicznej eutrofizacji.

O konieczności rozwiązania problemów jakościowych kompleksu stawów „Arturówek” oraz rzeki Bzury świadczy realizacja projektu LIFE+ na terenie „Arturówka”

finansowanego przez Komisję Europejską i Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Celem projektu jest zastosowanie innowacyjnych rozwiązań z zakresu ekohydrologii w celu poprawy jakości środowiska wodnego i ochrony ekosystemów zbiorników wodnych przed postępującym procesem ich eutrofizacji.

Niniejsza praca magisterska stanowi podstawę informacji dotyczących funkcjonowania ekosystemu stawów „Arturówek” oraz źródłowego odcinka rzeki Bzury zgodnie z I zasadą koncepcji ekohydrologii, mającą na celu kwantyfikację problemu jakości wody tych ekosystemów. Na podstawie uzyskanych wyników będzie możliwe zaproponowanie i zweryfikowanie pewnych rozwiązań ekosystemowych, które przyczynią się do zachowania dobrego stanu ekologicznego wód, zgodnego z oczekiwaniami mieszkańców oraz wymogami Unii Europejskiej i jej dyrektyw. W tym celu zrealizowano następujące zadania:

1. Wyznaczono miejsca poboru próbek wody w zbiornikach „Arturówek oraz w górnym, źródłowym odcinku rzeki Bzury.
2. Wykonano pracę w terenie polegającą na:
 - pomiarze parametrów fizycznych wody na wyznaczonych stanowiskach,
 - poborze próbek wody do analizy chemicznej, biologicznej i toksykologicznej,
 - poborze próbek osadów dennych do analiz chemicznych,
 - odłowieniu ryb w celu określenia składu i dominacji gatunków ichtiofauny.
3. Dokonano próby określenia czynników odpowiedzialnych za pogarszający się stan jakości wody i tworzenie zakwitów sinicowych.

II. Teren badań

Teren objęty badaniami znajduje się w granicach administracyjnych północnej części miasta Łodzi (Mapa 1a, 1b). Jest on zlokalizowany na obszarze Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich, w odcinku źródłowym rzeki Bzury. Próbki pobierano z wód rzeki oraz zlokalizowanych na tym odcinku 4 stawów spośród wszystkich 20 zbiorników. Akweny są sztucznymi zbiornikami, o niewielkich rozmiarach. Największe 3 z nich stanowią w głównej mierze miejsce rekreacji i wypoczynku mieszkańców Łodzi. Zaś pozostałe 17 zbiorników pełni głównie rolę retencyjną oraz krajobrazową.

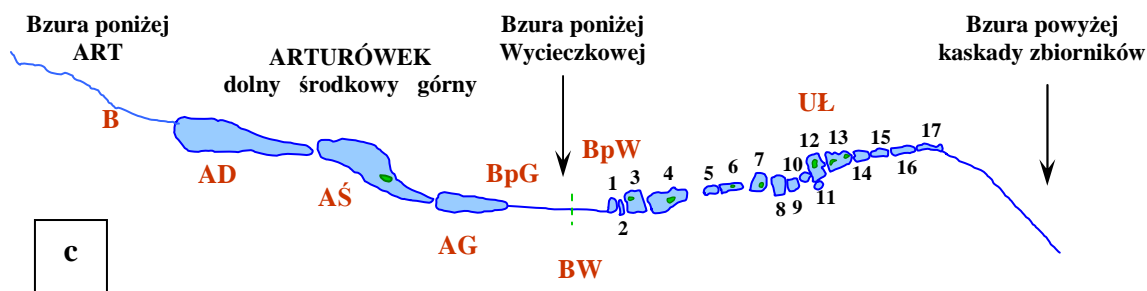
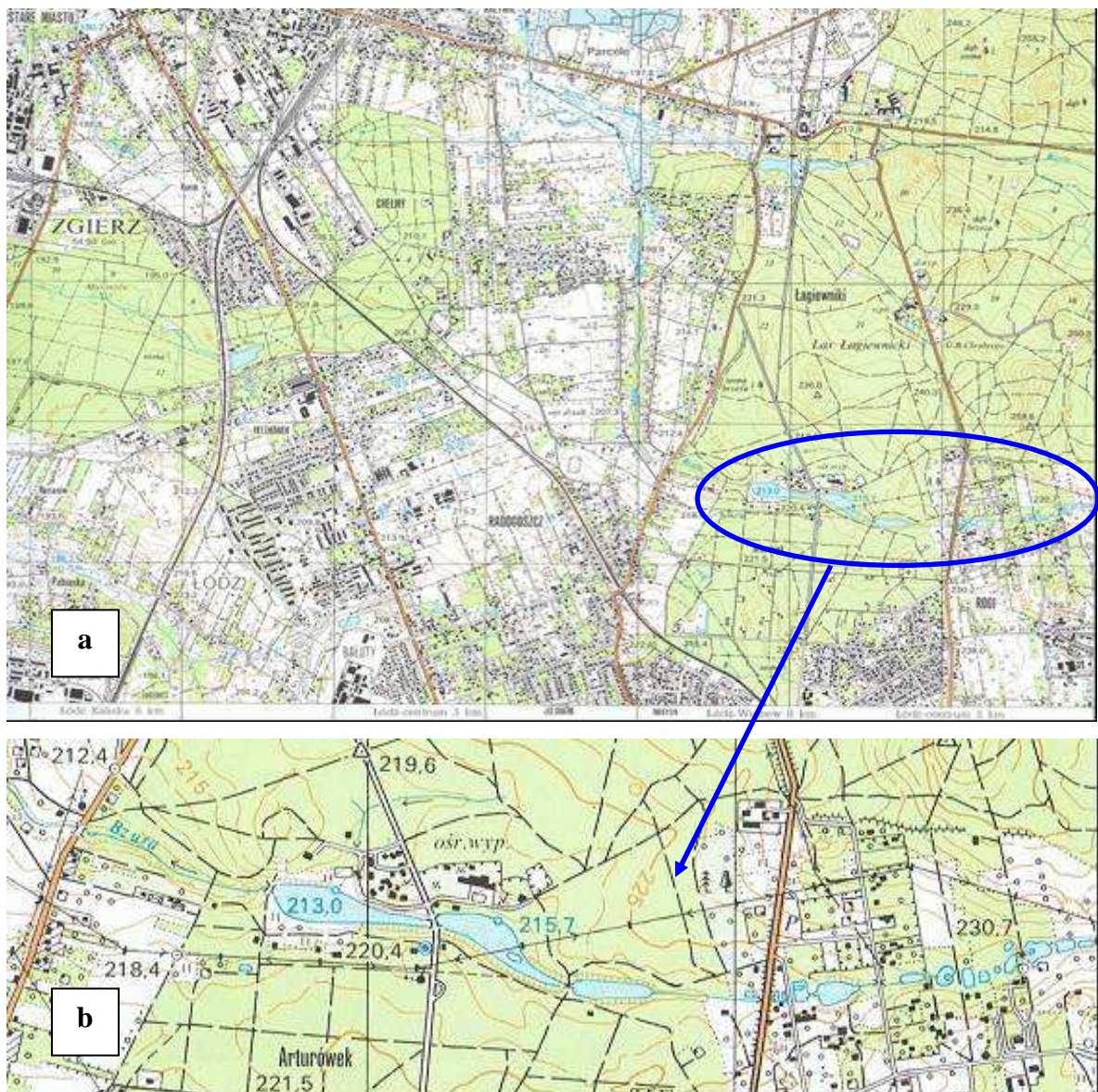
Badania monitoringowe realizowano od kwietnia do października 2009 roku oraz dodatkowo przeprowadzono dwa pomiary w okresie zimy w styczniu i lutym 2010 roku. Pomiary wykonywano zawsze na ośmiu stanowiskach, z czego cztery z nich umiejscowione były w wodzie rzeki Bzury, zaś pozostałe znajdowały się na stawach (Mapa 1c). Ze względu na okresowy brak wody w cieku na stanowisku nr 5 i 7 (Mapa 1c) w dniu 9 września 2009 roku nie przeprowadzono badań.

II. 1. Charakterystyka rzeki Bzury

Bzura jako największa rzeka regionu łódzkiego wypływa wąską, głęboko wciętą doliną na wysokości 254 m n.p.m., z zachodniego stoku Wzgórz Łagiewnickich (Trawczyńska i in. 2009). Przepływa ona przez Nizinę Środkowomazowiecką, a także Kotlinę Warszawską. Stanowi ona lewy dopływ Wisły o długości 166 km i powierzchni dorzecza 7788 km², z czego w granicach miasta znajduje się około 6 km cieku. Pierwotna nazwa tego krótkiego strumienia to Czerniec (Bald i in. 1999).

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

Główny kompleks stawów „Arturówek” składa się z 3 akwenów i należy do Miejskiego Ośrodka Sportu i Rekreacji w Łodzi. Największy zbiornik dolny o powierzchni 3,05 ha oraz pojemności 40 600 m³, pełni rolę rekreacyjną. Zlokalizowano w nim kąpielisko wraz z piaszczystą plażą. Zbiornik środkowy o powierzchni 2,58 ha i pojemności 34 900 m³, z wyspą o wielkości 0,03 ha jest wykorzystywany głównie do sportów wodnych. Staw górny o powierzchni 1,08 ha i pojemności 10 000 m³ służy mieszkańcom do wędkowania. W związku z faktem lokalizacji akwenów na rzece Bzura należą one do Łódzkiego Okręgu Polskiego Związku Wędkarskiego.



Mapa 1. Teren badań: a, b – mapa północnej części miasta Łodzi z zaznaczonym terenem badań, c – schemat z zaznaczonymi stanowiskami: **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; 1-17: kaskada zbiorników powyżej ul. Wycieczkowej.

Oprócz funkcji rekreacyjnych zbiorniki regulują przepływ rzeki i spełniają rolę „małej retencji”. Jest to możliwe dzięki zainstalowanym budowlom piętrzącym wodę. W km 164,046 znajduje się struktura przelewowo upustowa (za zbiornikiem dolnym), zaś za zbiornikiem środkowym w km 164,520, jaz stały połączony z mostem. Przed zbiornikiem górnym znajduje się żelbetowy przepust ramowy w km 164,916 (Urząd Wojewódzki w Łodzi 1996). Najbardziej głęboki jest staw dolny, zaś naj płytszy górny. Głębokość trzech wymienionych stawów zmniejsza się wraz z usytuowaniem ich w górę rzeki. Brzegi akwenów są umocnione betonowymi kratami, a dno pokrywa niewielka miąższość osadów. Zbiornik górny jest porośnięty przez nitkowate glony i rogatka (*Ceratophyllum sp.*), natomiast zbiornik środkowy i dolny porastają: ramienica (*Chara sp.*), wywłócznik okółkowy (*Myriophyllum verticillatum*), moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis*), rdestnica połyskująca (*Potamogeton lucens*) (Rutkowski 1998).

Przemieszczając się w górę ciek, Bzura przepływa przez 17 niewielkich, stawów (Mapa 1c), z pośród których trzy z nich znajdują się na terenie ośrodka Uniwersytetu Łódzkiego. Dwa z nich mają charakter przepływowy. Próbkę pobierano z największego akwenu, na którym jest zlokalizowana wyspa. Brzegi zbiornika, jak również wyspa, są zadrzewione głównie przez olszę czarną. Drzewostany te charakteryzują się bardzo rozłożystymi koronami, przez co znacznie ograniczają ilość docierających promieni świetlnych do wody. Natomiast jesienią zrzucają ogromną ilość liści, które zalegają na dnie stawu.

II. 3. Charakterystyka zlewni

Obszar zlewni terenu badań porasta las, głównie ols. Jedyne wyjątek stanowi powierzchnia zlokalizowana wokół dwóch zbiorników położonych najbliżej źródeł (nr 16 i 17, Mapa 1c), którą porasta łąka (Mapa 1b). Oba zbiorniki w zależności od warunków meteorologicznych są wypełnione wodą lub okresowo wysychają. W konsekwencji porasta je roślinność szuwarowa. Odcinek źródłowy zlewni znajduje się w lesie i nie obserwuje się jego powierzchniowego wypływu.

Wody deszczowe i ścieki sanitarne są odprowadzane odrębnymi układami sieciowymi. Odwadnianie ulic Okólnej, Łagiewnickiej, Wycieczkowej i Strykowskiej odbywa się bezpośrednio do koryta rzeki za pomocą przydrożnych studzienek. Podczas prowadzonych badań, zlokalizowano miejsca nielegalnych, punktowych zrzutów ścieków do odcinka źródłowego Bzury z pobliskich prywatnych działek (Fot. 1) oraz miejsca bezpośredniego zasilania stawów wodami opadowymi .



Fot. 1. Punktowe źródła zanieczyszczeń w źródłowym odcinku rzeki Bzury służące do odprowadzania ścieków sanitarnych z pobliskich domków letniskowych (fot. T. Jurczak).

III. Materiały i metody

III. 1. Pobór próbek

Pomiar podstawowych parametrów chemicznych i fizycznych wody dokonywano w miesięcznych odstępach od 9 kwietnia 2009 do 19 października 2009 na uprzednio wybranych stanowiskach badawczych (Fot. 2). Dodatkowo dnia 8 stycznia 2010 dokonano pomiarów fizyko-chemicznych wody na trzech stanowiskach: B, AŚ, BW, celem określenia wielkości stężeń substancji w wodzie w okresie zimy. Dodatkowo dnia 23 lutego 2010 roku, podczas roztopów pokrywy śniegowej, na stanowisku BW zlokalizowanym na rzece bezpośrednio przy ulicy Wycieczkowej, wykonano analizę jakościową podstawowych parametrów wody. Ponadto, czterokrotnie pobrano próbki wody ze wszystkich zbiorników „Arturówek” oraz stawu Uniwersytetu Łódzkiego, do określenia biomasy zooplanktonu w terminach: 15 maja, 14 lipca, 13 sierpnia, 19 października 2009 r. Wraz z ociepleniem się wód zbiorników, co miesiąc w okresie od 14 lipca 2009 do 19 października 2009 (z wyjątkiem czerwca) pobierano z w/w stawów również próbki wody do analiz fitoplanktonu oraz w celu oznaczenia toksyn sinicowych. Dodatkowo dnia 10 listopada z każdego zbiornika „Arturówek” pobrano 2 próbki osadu dennego: jedną z części dolnej/płytkiej, natomiast drugą z części górnej/głębokiej do analiz chemicznych. Badaniom poddano również osad ze stanowiska BW i ze stawu UŁ, z którego próbkę pobrano dnia 19 listopada 2010 r. Osad denny pobrano czerpaczem i po wysuszeniu przesiano przez sito o wielkości oczek 12 mm. Podczas całego okresu badawczego jednorazowo dokonano sieciowego odłowu ryb w każdym z trzech akwenów „Arturówek”: dolny 15-16.10.2009; środkowy 19-20.10.2009; górny 5-6.10.2009. Połowu dokonywano w porze nocnej, w godzinach 18.00-7.30.

Bezpośrednio w terenie dokonywano pomiaru podstawowych parametrów fizycznych wody na poszczególnych stanowiskach. Natomiast wszystkie pozostałe analizy dokonywano w laboratorium. Wodę pobierano z przypowierzchniowych warstw do dwu- lub pięciolitrowych pojemników, w zależności od potrzeb. W celu poboru próbek wody do analiz zooplanktonu przez siatkę planktonową o średnicy oczek 20 μm przelewano około 40 l wody pobieranej z całego jej słupa, dla zagęszczenia próbki i utrwalało płynem Lugola.



Fot. 2. Wizualna lokalizacja stanowisk poboru próbek (fot. T. Jurczak, A. Wnuk).

Niezwłocznie po pobraniu wszystkich próbek wody w terenie, w laboratorium wykonywano analizę chlorofilu *in vivo* przy użyciu fluorymetru firmy bbe Moldaenke. Oznaczanie form całkowitych N i P dokonywano w późniejszym terminie, dlatego do czasu analizy niefiltrowane próbki wody zamrażano w objętości ok. 100 ml. Do analiz form jonowych azotu i fosforu wykorzystywano wodę przefiltrowaną na sączkach firmy GF/C Whatmann. Próbki poddawano zamrażaniu do czasu analiz.

III. 2. Warunki meteorologiczne

Informacje dotyczące parametrów meteorologicznych (t.j.: zachmurzenie, temperatura powietrza, ciśnienie atmosferyczne, wilgotność i siła wiatru) pozyskiwano w dniu poboru próbek, z numerycznej prognozy pogody Interdyscyplinarnego Centrum Modelowania Matematycznego i Komputerowego (ICM), umieszczonej na stronie internetowej pod adresem <http://new.meteo.pl>.

III. 3. Analiza parametrów fizycznych wody

Parametry fizyczne wody mierzono bezpośrednio w terenie przy użyciu przenośnego i wielofunkcyjnego urządzenia firmy WTW model Multi 340i. Miernik pozwalał za pomocą różnych elektrod dokonywać odczytu temperatury wody, stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie, odczynu i konduktywności.

III. 4. Analiza parametrów chemicznych wody

Oznaczanie azotu całkowitego wykonano metodą spektrofotometryczną z zastosowaniem zestawu odczynników firmy HACH. Całość procesu odbywała się zgodnie z procedurą rekomendowaną przez producenta i zamieszczoną w internecie pod adresem <http://www.hach.com>.

Stężenie fosforu całkowitego określano zmodyfikowaną metodą z kwasem askorbinowym zgodnie z metodyką PN-88/C-04537.04.

Do oznaczenia ilościowego i jakościowego jonów zawartych w wodzie zastosowano metodę wysokosprawnej chromatografii jonowej (HPIC). Posłużono się w tym celu chromatografem jonowym firmy Dionex model ICS-1000, składającym się z dwóch układów oddzielnie dla anionów i kationów. Każdy układ składa się z wysokociśnieniowej pompy, eluentu, kolumny ochronnej (2x50 mm) (CG18 dla kationów, AG18 dla anionów), wypełnionej żywicą kolumny separacyjnej (2x250 mm) (IonPac CS18, dla kationów i IonPac AS18 dla anionów), supresora chemicznego, stabilizującego

linię bazową (CSRS-ULTRA II, dla kationów i ASRS – ULTRA II dla anionów), naczynka konduktometrycznego i systemu gromadzenia danych. Dla analizy kationów eluent stanowił 16mM kwas metanosulfonowy (firmy Fluka), dla anionów mieszanina 4,5 mM węglanu sodu i 1,4 mM dwuwęglanu sodu przygotowywany 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, przy wykorzystaniu programu Chromeleon, dokonano ilościowego ich oznaczenia.

III. 5. Analiza osadów dennych

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

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

Niezwłocznie po poborze próbek w terenie dokonano laboratoryjnego badania stężenia chlorofilu *a* za pomocą fluorymetru Alga Online Analyser (AOA) firmy bbe Moldaenke. Każda próbka była poddawana trzykrotnemu pomiarowi fluorescencji w zakresie fal od 470 do 610 nm dla zielenic, sinic, okrzemek oraz kryptofitów. Po czym aparaturę płukano wodą destylowaną i zerowano. Dzięki połączeniu urządzenia z komputerem możliwe było jednoczesne sterowanie fluorymetrem i dokonywanie odczytu wyników. Dodatkowo program na podstawie wewnętrznych krzywych kalibracyjnych, automatycznie przeliczał zmierzoną fluorescencję chlorofilu poszczególnych grup fitoplanktonu na stężenie.

W celu określenia składu jakościowego i ilościowego fitoplanktonu zbiorników 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.

Analizę ilościową i jakościową w ramach współpracy wykonał dr Bogusław Szulc. 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 Förster (1982), Hindák (1977, 1984, 1988, 1990), Komárek i Fott (1983) oraz Komárek i Jankovská (2001).

III. 7. Analiza mikrocystyn metodą wysokosprawnej chromatografii ciekowej

Wodę z trzech akwenów „Arturówek” oraz stawu UŁ poddawano analizie w celu oznaczenia mikrocystyn, zawartych w komórkach. W tym celu w laboratorium wodę w objętości 1 litra filtrowano przez sącdek GF/C, po czym sącdek z materiałem sinicowym zamrażano do czasu analiz. Następnie przed analizą do sączków 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. Po odparowaniu próbki ponownie rozpuszczono w 1 ml 75% metanolu oraz filtrowano za pomocą filtrów strzałkowych GHP Acrodisk 0,45 µm firmy Pall. Po przygotowaniu próbek dokonano analizy ilościowej i jakościowej z zastosowaniem chromatografu ciekowego firmy Agilent Technologies (daw. Hewlett Packard) model 1100. Do oddzielenia mikrocystyn użyto kolumny LiChroCartTM (55 mm x 4 mm), z wypełnieniem PurospherTMSTAR 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. 25% B, 5-6 min. 70% B, 6-6.10 min. 70% B, 6.10-9 min. 25% B. Objętość analizowanej próbki wynosiła 20 µl, a przepływ fazy ruchomej stanowił 1 ml/min. Do weryfikacji danych wykorzystano oprogramowanie ChemStation. Mikrocystyny identyfikowano jakościowo i ilościowo porównując charakterystyczne cechy ich widm, czas retencji i pole powierzchni pików odpowiadającego krzywej kalibracyjnej oraz pikom zastosowanych standardów MC-RR, MC-YR i MC-LR (czystych mikrocystyn).

III. 8. Analiza mikroskopowa zooplanktonu

Analiza mikroskopowa zooplanktonu odbywała się w laboratorium, gdzie z materiału o objętości 10 ml pobierano do komory mikroskopowej 1 ml próbki. Przy określaniu składu gatunkowego zooplanktonu posłużono się mikroskopem firmy Nikon

115 oraz kluczami autorstwa Rybaka (1993, 1994a, 1994b). Liczono wszystkie osobniki znajdujące się w komorze, po czym ich zagęszczenie w jednym litrze wody zbiornika wyliczano na podstawie wzoru (Bottrell i in. 1976, Horn 1991):

$$N = X V_z / V_k V_p$$

gdzie:

N – liczebność zooplanktonu w 1l wody,

X – liczba policzonych osobników w komorze,

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

V_k – objętość komory,

V_p – objętość próbki wody poddanej zagęszczeniu.

Biomasę 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].

III. 9. Analiza ichtiofauny

W ramach pracy wykonano pojedynczy odłów ryb w każdym zbiorniku „Arturówek”. Jednorazowo w stawie umieszczano 3 sieci prostopadle lub ukośnie do brzegu, w częściach wpływu wody, środkowej oraz wypływu wody. Do badania wykorzystano standaryzowaną, nieselektywną sieć wontonową o szerokości 1,5 m i przedziale wielkości oczek od 5 do 55 mm. Następnie po złowieniu ryb określano ich przynależności gatunkowe oraz dokonywano pomiaru ich masy ciała i długości każdego osobnika.

IV. Wyniki

IV. 1. Warunki meteorologicznych sezonu badawczego

Temperatura powietrza w okresie prowadzonych badań wahała się w przedziale od 4 do 25°C, z maksymalną wartością w lipcu, a minimalną październiku (Tab. 4). Wilgotność powietrza była ściśle uzależniona od temperatury i zmieniała się w zakresie 0-93%, a średnie ciśnienie wynosiło 1018 hPa. Prędkość wiatru oscylowała pomiędzy 2,5, a 6 m/s. Podczas całego letniego sezonu badawczego nie odnotowano okresu z silniejszymi opadami atmosferycznymi. Z kolei w styczniu w dniu monitoringu temperatura wynosiła -5°C, przy wilgotności 93%, ciśnieniu 1021 hPa i umiarkowanym zachmurzeniu. W tym okresie zbiorniki całkowicie pokryte były od kilku- do kilkunastu centymetrowym lodem. Na brzegach zbiornika zalegała pokrywa śnieżna.

Tabela 4. Podstawowe parametry meteorologiczne w dniu monitoringowych badań.

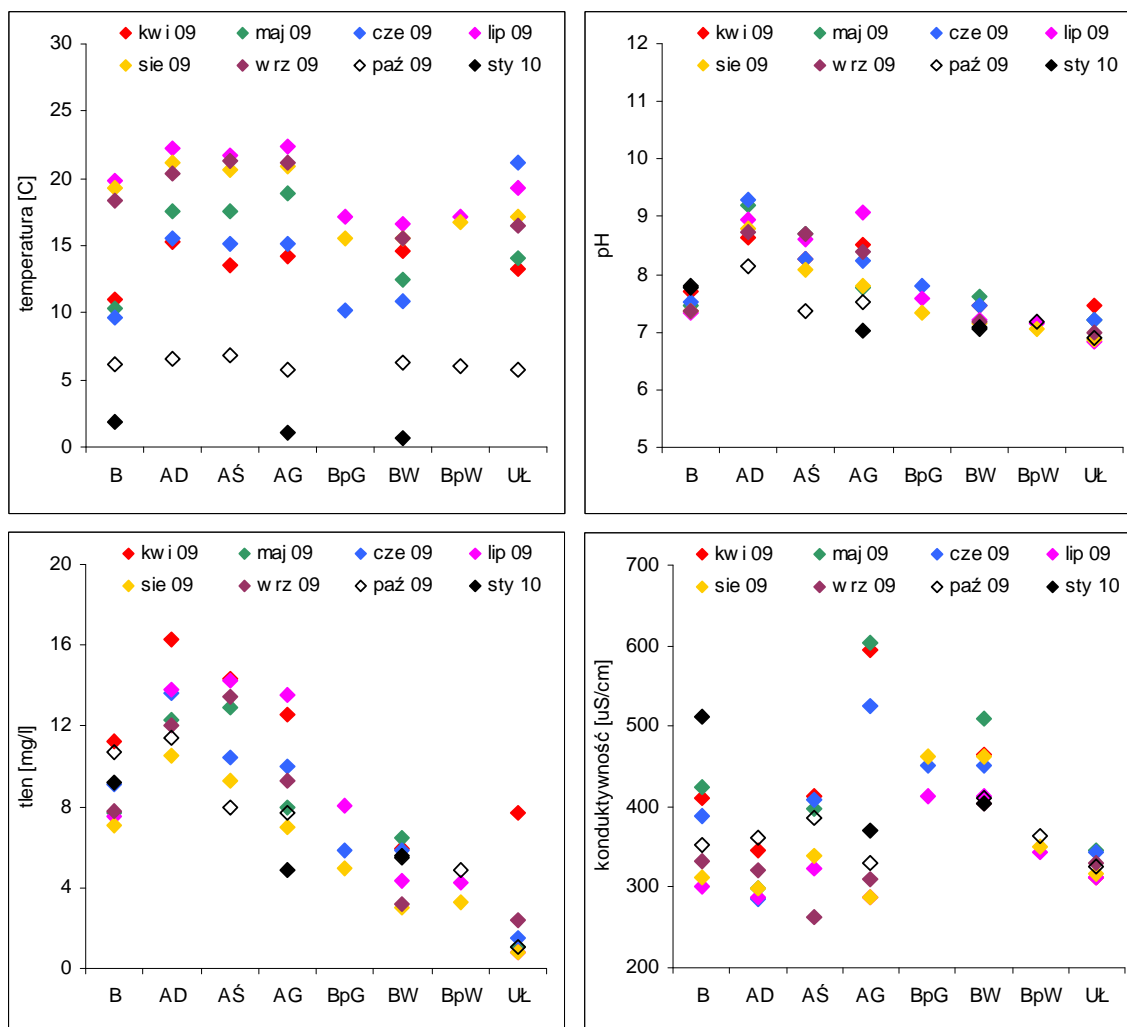
data	temp. pow. [°C]	wilgotność [%]	ciś. atm. [hPA]	wiatr [m/s]	zachmurzenie [oktanty]
9-04-2009	17	65	1017	3	3
12-05-2009	15	62	1022	5	5
15-06-2009	10	73	1008	6	8
14-07-2009	25	52	1016	2,5	2
13-08-2009	17	85	1010	4	4
11-09-2009	21	63	1025	2	1
19-10-2009	4	90	1023	3	8
8-01-2010	-5	93	1021	3	6

IV. 2. Wpływ parametrów fizycznych na jakość wód

Pomiary temperatury wody obrazowały sezonowe zmiany klimatyczne strefy umiarkowanej oraz różnicę temperaturową pomiędzy wodą rzeczną i wodą zbiorników. Najwyższe temperatury wody ponad 20°C odnotowywane były głównie w zbiornikach „Arturówek” w miesiącach letnich, zaś o 3-5°C niższe w tym okresie na stanowiskach rzecznych (Ryc. 2).

Odczyn analizowanej wody wahał się w przedziale od 6,9 do 9,3 (Ryc. 2) w całym sezonie badawczym.

Nasylenie wody tlenem miało dość szerokie spektrum. Najniższą wartość (poniżej 1) zanotowano w stawie Uniwersytetu Łódzkiego. Natomiast na pozostałych stanowiskach stężenie tlenu wahało się w zakresie od 7 do 14 mg/l, przyjmując maksymalne wartości 12-16 mg/l w zbiorniku Arturówek dolny.



Ryc. 2. Sezonowy rozkład podstawowych parametrów fizycznych wody na poszczególnych stanowiskach.

Tabela 5. Parametry fizyczne określone dla stanowiska rzeka Bzura przy ul. Wycieczkowej podczas roztopów śniegu (23 luty 2010).

temp. wody [°C]	kondukt. [uS/cm]	zasolenie [‰]	pH	tlen [mg/l]
2,8	1160	0,3	7,88	12,6

Analiza przewodności elektrolitycznej wykazywała wzrost jej wartości szczególnie w miesiącach wiosennych do ponad 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, głównie w zbiorniku górnym i na stanowiskach zlokalizowanych bezpośrednio powyżej (Ryc. 3). Konduktywność zmieniała

się w zależności od dopływu substancji do zlewni wykazując wzrost na stanowiskach nr 5 i 6 (Mapa 1c). Najniższa przewodność elektrolityczna wynosiła ok. 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$, którą zmierzono w Arturówku środkowym. W trakcie roztopów śnieżnych, dnia 23 lutego 2010 r., na stanowisku Bzura przy ulicy Wycieczkowej odnotowano najwyższą konduktywność w całym sezonie badawczym i wynosiła ona 1160 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tab. 5).

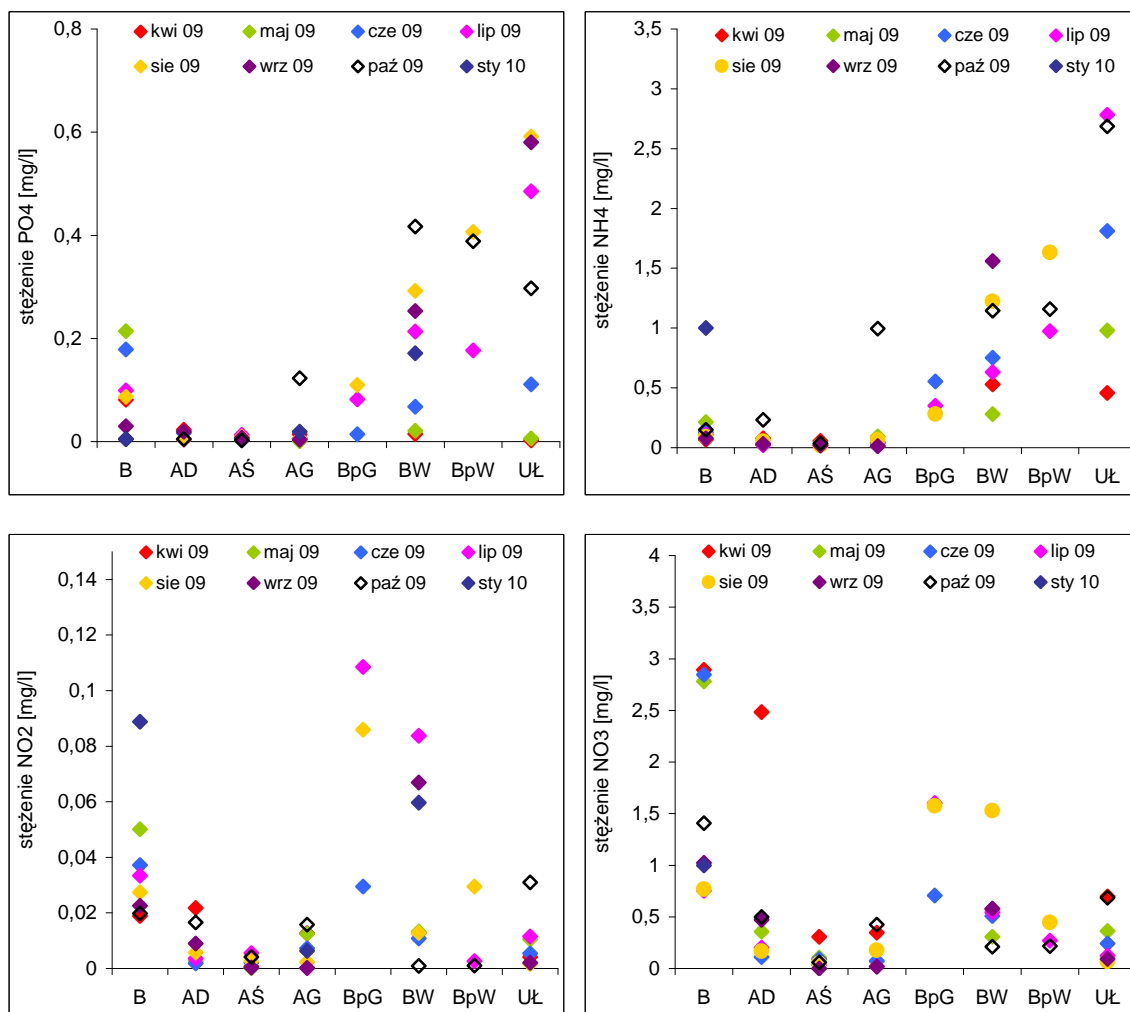
IV. 3. Wpływ parametrów chemicznych na jakość wód

Analiza wody pod względem zawartości w niej pierwiastków biogennych pokazuje, że najniższe stężenia form N i P (poniżej 0,5 mg/l) odnotowane zostały we wszystkich trzech zbiornikach „Arturówek” (Ryc. 3). W lipcu i sierpniu zanotowano najwyższe wartości jonów fosforanowych i amonowych w stawie Uniwersytetu Łódzkiego, oraz jonów azotynowych na stanowisku BpG. W przypadku jonów azotanowych największe ich stężenie, bliskie 3 mg/l, wystąpiło w miesiącach wiosennych (kwiecień, maj, czerwiec), na stanowisku nr 1, poniżej zbiorników „Arturówek”. Maksymalne stężenie jonów NH_4 wyniosło 3,3 mg/l i oznaczone zostało w próbkach wody pobranych we wrześniu na stanowisku UŁ, natomiast jonów NO_2 0,1 mg/l w lipcu na stanowisku BpG.

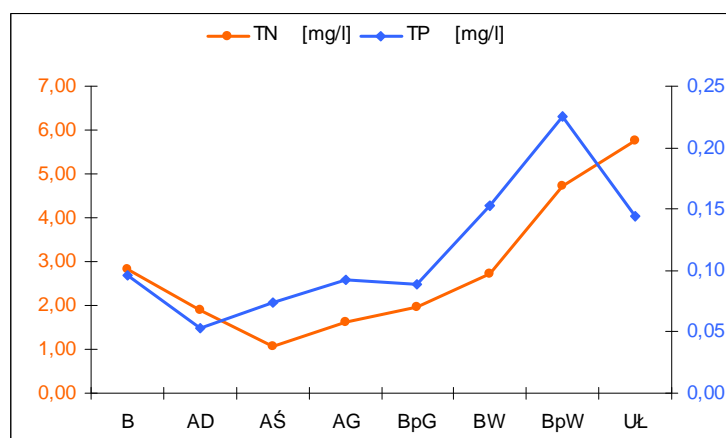
Tabela 6. Parametry chemiczne wody dla stanowiska Bzura przy ul. Wycieczkowej podczas roztopów śniegu (23 luty 2010).

NH_4	NO_2 [mg/l]	NO_3 [mg/l]	TN [mg/l]	PO_4 [mg/l]	TP [mg/l]
0,97	nie wykryto	1,40	10,1	0,61	3,62

Analizując formy całkowite azotu i fosforu przedstawione na Ryc. 4, jako średnie ich wartości z całego okresu badawczego, najwyższe stężenie TP na poziomie 0,23 mg/l oznaczono w punkcie Bzura powyżej Wycieczkowej, zaś najniższe 0,05 mg/l, w zbiorniku dolnym. Stężenie fosforu całkowitego zmierzone dnia 23 lutego 2010 (Tab. 6), w trakcie roztopów śnieżnych, wyniosło 3,6 mg/l i było około 24-krotnie wyższe od średniego stężenia fosforu w wodzie oznaczonego w trakcie całego sezonu prowadzonych badań na tym stanowisku. Z kolei stężenie TN w tym punkcie pomiarowym dla tego samego okresu wyniosło 10,1 mg/l i było około 4-5-krotnie wyższe od średniego stężenia azotu całkowitego.



Ryc. 3. Sezonowa zmienność podstawowych parametrów chemicznych wody na poszczególnych stanowiskach.



Ryc. 4. Średnie stężenia TN i TP w roku 2009, na wszystkich stanowiskach pomiarowych.

IV. 4. Rola osadów dennych w zbiornikach „Arturówek” i stawie UŁ

Stężenie azotu ogólnego w próbkach osadów dennych wahało się w zakresie od 0,7 g/kg suchej masy do 1,4 g/kg suchej masy na stanowisku AG. Z kolei stężenie związków fosforu w suchej masie osadów dennych wahało się w zakresie 0,6-2,3 g/kg i najwyższe zanotowane zostało na stanowisku AŚ. Szczegółowe wyniki analizy osadów dennych, przy limicie oznaczalności dla azotu wynoszącym 2 g/kg oraz fosforu 5 g/kg, zamieszczono w Tab. 7. Zawartość pierwiastków biogennych w osadach na wszystkich stanowiskach pomiarowych zidentyfikowana została poniżej poziomu oznaczalności.

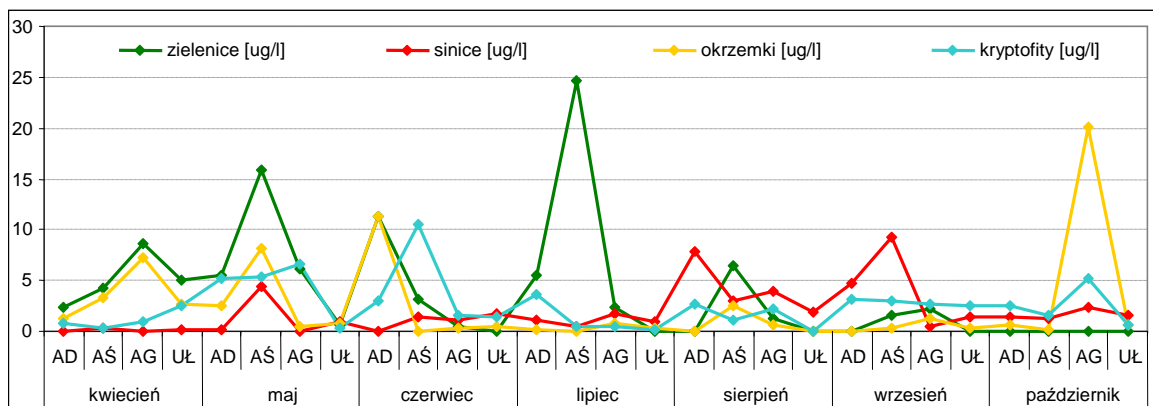
Tabela 7. Wyniki badań analizy osadów dennych sporządzonych przez Okręgową Stację Chemiczno-Rolniczą w Łodzi.

miejsce poboru próbki	N ogólny [g/kg]	P ₂ O ₅ [g/kg]
AD cz. płytka	1	1,8
AD cz. głęboka	0,7	1
AŚ cz. płytka	1,1	2,3
AŚ cz. głęboka	0,9	0,8
AG cz. płytka	0,8	1,3
AG cz. głęboka	1,4	1,9
BpW	0,7	0,6
UŁ	0,16	1,6

IV. 5. Dynamika występowania fitoplanktonu w zbiornikach „Arturówek” i stawie UŁ

Analiza stężenia chlorofilu *a* otrzymanego na podstawie fluorescencji charakteryzuje się sezonowym zróżnicowaniem i prezentowana jest na Ryc. 5. W czasie okresu badawczego można zauważyć wiosenny i jesienny rozwój okrzemek, gdzie w październiku w zbiorniku górnym stężenie chlorofilu *a* pochodzącego od tej grupy fitoplanktonu osiągnęło ponad 20 µg/l. Największa biomasa glonów wyrażona stężeniem chlorofilu *a* jest prezentowana przez zielenice w zbiorniku Arturówek środkowy, którego maksymalne stężenie osiąga wartości 15,8 µg/l w maju i 24,6 µg/l w lipcu. Znaczny udział w biomacie fitoplanktonu miały sinice, głównie w okresie letnim, w stawie Arturówek środkowy, z maksymalnym stężeniem chlorofilu *a* dochodzącym do 10 µg/l w miesiącu wrześniu. Podczas prowadzonych badań w każdym z monitorowanych zbiorników zidentyfikowano sinice. Wyniki fluorescencji chlorofilu *a* wskazują jednoznacznie, że

największy rozwój fitoplanktonu zachodził latem w zbiorniku dolnym, zaś najmniejszy w stawie UŁ.



Ryc. 5. Dynamika występowania fitoplanktonu w zbiornikach „Arturówek” i stawie UŁ wyrażona stężeniem chlorofilu *a* [µg/l] oznaczonego metodą fluorescencji.

Przeprowadzona analiza wody pod kątem wykrycia toksyn sinicowych (mikrocysty) zawartych w komórkach wykazała niewielkie stężenia tych substancji. W trakcie całego sezonu identyfikowano głównie MC-LR, w zbiornikach: Arturówek dolny i środkowy. Przez cały okres badawczy w zbiorniku Arturówek dolny wykrywano MC-LR, której największe stężenie przekraczające 4 µg/l zanotowano dnia 11 września 2009 r. (Tab. 8). Również w tym stawie w miesiącu sierpniu w jednej z próbek oznaczono niewielkie ilości (0,18 µg) MC-RR. Natomiast w Arturówku środkowym oznaczane stężenia MC-LR były znacznie niższe i wahały się w zakresie 0,18-1,2 µg/l.

Tabela 8. Dynamika występowania mikrocystyny-RR, -LR w komórkach sinic w zbiornikach „Arturówek” i stawie Uniwersytetu Łódzkiego.

data poboru próbki	AD stężenie toksyn w komórkach		AŚ stężenie toksyn w komórkach		AG stężenie toksyn w komórkach		UŁ stężenie toksyn w komórkach	
	MC-RR [ug/l]	MC-LR [ug/l]	MC-RR [ug/l]	MC-LR [ug/l]	MC-RR [ug/l]	MC-LR [ug/l]	MC-RR [ug/l]	MC-LR [ug/l]
14-07-09	0	0,376	0	0	0	0	0	0
13-08-09	0,18	3,779	0	0,172	0	0	0	0
11-09-09	0	4,263	0	1,199	0	0	0	0
19-10-09	0	0,248	0	0	0	0	0	0

Uzyskane wyniki określające skład gatunkowy oznaczony mikroskopowo oraz ilość osobników fitoplanktonu w ml wody umieszczono w Tab. 9., która zawiera 8 głównych rodzajów fitoplanktonu, do których przynależą wszystkie rozpoznane gatunki. Uzyskane wyniki potwierdzają dominację zielenic i okrzemek w okresie wiosennym oraz sinic w okresie letnim. W zbiorniku Arturówek dolny w trakcie całego sezonu dominowały *Cyanoprokaryota* (sinice), *Euglenophyta* (wiciowce) oraz *Chlorophyta* (zielenice). Zbiornik środkowy został zdecydowanie zdominowany głównie przez zielenice. Jedynie w miesiącu wrześniu dominację objęły sinice, co potwierdzają pomiary chlorofilu *a* metodą fluorescencji. Spośród wszystkich rodzajów nie zidentyfikowano w nim żadnego osobnika należącego do *Cryptophyta* (kryptofity). Z kolei w zbiorniku Arturówek górny dominowały przez cały sezon zielenice oraz wiciowce. W stawie UŁ liczebność fitoplanktonu w trakcie całego sezonu była najniższa ze wszystkich monitorowanych zbiorników i w zbiorniku tym występowały głównie wiciowce. Zbiornik ten charakteryzowała również najniższa bioróżnorodność gatunkowa. Nie wykryto w nim aż 3 rodzajów fitoplanktonu: *Cryptophyta* (kryptofity), *Dinoflagellata* (bruzdnice), *Charophyta* (ramienice).

Spośród wszystkich rodzajów zidentyfikowanego fitoplanktonu z całego sezonu badań najwyższą liczebność, aż 85 333 komórek w 1 ml wody, oznaczono dla sinic w okresie września w zbiorniku Arturówek środkowy.

Pod względem gatunkowym w zbiorniku Arturówek dolny spośród sinic dominowały 3 gatunki: *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis viridis* oraz *Anabaena flos-aquae*. Głównymi przedstawicielami zielenic były *Chlorella sp.*, *Elakatothrix sp.* i *Tetraedron minimum*, natomiast wiciowców: *Euglena gracilis*, *Euglena viridis*. W stawie środkowym znajdowały się głównie sinice reprezentowane przez: *Merismopedia glauca* i *Anabaena flos-aquae*. Wśród zielenic występowały takie same gatunki jak w stawie dolnym i dodatkowo gatunki z rodzaju *Scenedesmus sp.* Woda ze zbiornika Arturówek dolny stanowiła doskonałe środowisko dla rozwoju gatunków: *Aphanizomenon flos-aquae*, *Elakatothrix sp.*, *Euglena viridis*. Dominantem stawu UŁ były: *Elakatothrix sp.*, *Euglena viridis*, *Navicula sp.*(okrzemki).

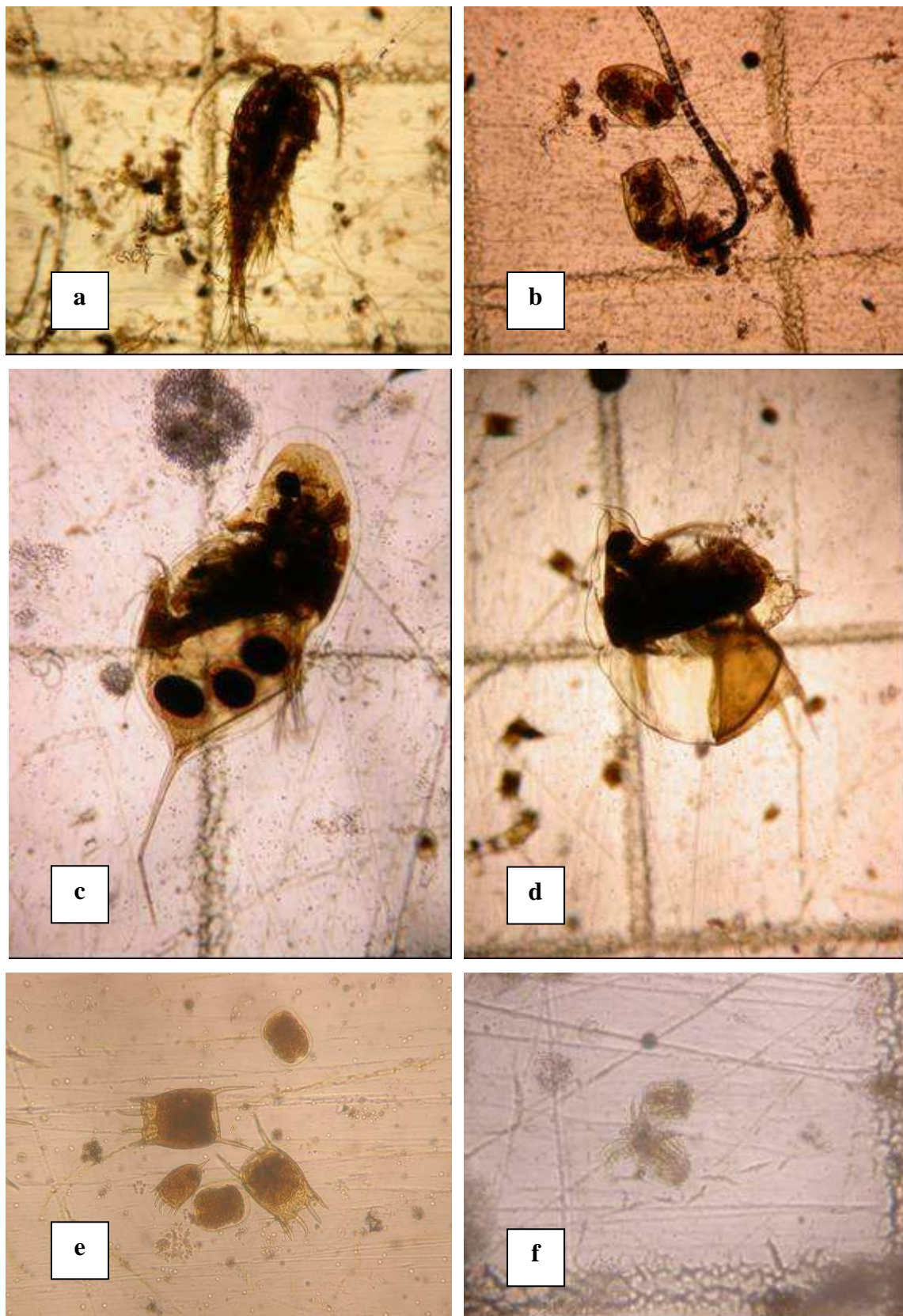
Tabela 9. Dynamika występowania fitoplanktonu w zbiornikach „Arturówek” i stawie UŁ w roku 2009.

zbiornik	nazwa rodzaju	liczba komórek w 1 ml wody w miesiącach						
		kwi	maj	lip	sie	wrz	paź	suma
Arturówek dolny	Cyanoprokaryota	2000	10333	21667	4667	35667	5000	79333
	Bacillariophyceae	20667	4667	1000	2333	333	4333	33333
	Chlorophyta	9333	14667	35333	3333	9000	4333	76000
	Desmidiales	2000	7000	0	0	667	667	10333
	Cryptophyta	6333	5000	0	0	0	0	11333
	Dinoflagellata	333	0	0	0	0	16667	17000
	Charophyta	1667	2000	3000	0	1333	0	8000
	Euglenophyta	667	23333	38333	333	6333	8667	77667
Arturówek środkowy	Cyanoprokaryota	333	13667	1000	17000	85333	2000	119333
	Bacillariophyceae	7333	1000	2000	12333	9000	10333	42000
	Chlorophyta	29000	2667	63667	55333	43667	18000	212333
	Desmidiales	0	0	0	667	333	1000	2000
	Cryptophyta	0	0	0	0	0	0	0
	Dinoflagellata	0	0	0	1000	0	1000	2000
	Charophyta	1000	0	0	333	5333	333	7000
	Euglenophyta	1000	6000	11333	0	8333	7333	34000
Arturówek górny	Cyanoprokaryota	0	0	29333	17000	15000	1000	62333
	Bacillariophyceae	10000	4667	9000	7000	1333	1000	33000
	Chlorophyta	23333	18333	23000	5667	55333	0	125667
	Desmidiales	25667	667	9000	7333	2000	0	44667
	Cryptophyta	0	16333	0	0	0	0	16333
	Dinoflagellata	0	0	0	0	0	333	333
	Charophyta	0	0	1667	0	0	0	1667
	Euglenophyta	17333	31333	6667	14333	8667	39000	117333
Uniwersytet Łódzki	Cyanoprokaryota	333	4333	1333	333	333	0	6667
	Bacillariophyceae	1333	26667	2333	667	667	1667	33333
	Chlorophyta	18667	21333	0	2667	0	667	43333
	Desmidiales	6333	1667	0	0	0	0	8000
	Cryptophyta	0	0	0	0	0	0	0
	Dinoflagellata	0	0	0	0	0	0	0
	Charophyta	0	0	0	0	0	0	0
	Euglenophyta	19667	14333	667	1333	26667	5667	68333

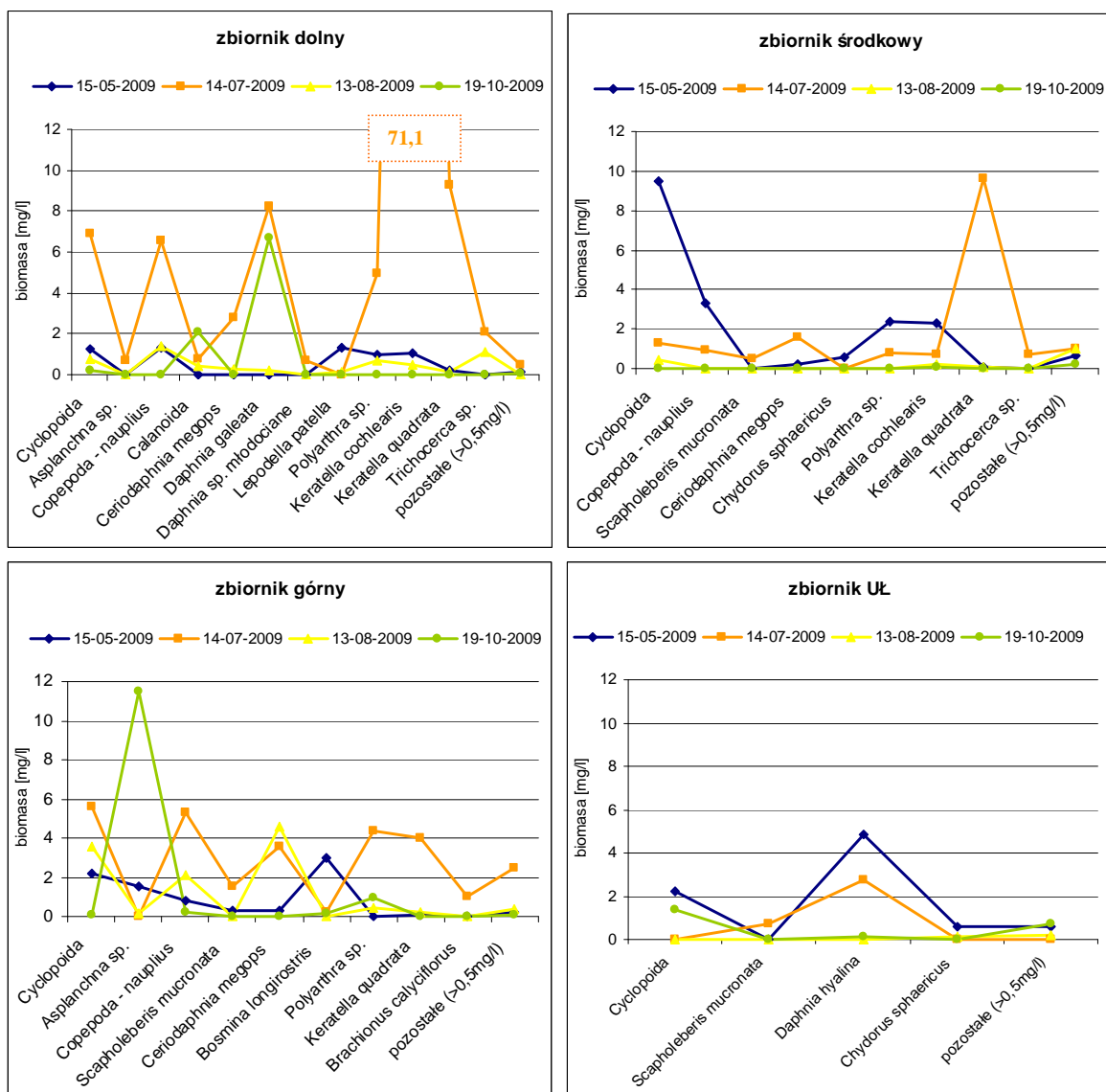
IV. 6. Rozkład biomasy zooplanktonu w kaskadzie zbiorników górnego odcinka rzeki Bzury

W analizie mikroskopowej wody z czterech monitorowanych zbiorników zidentyfikowano 18 gatunków organizmów zooplanktonowych. Wśród nich znajdowało się 8 gatunków wioślarek oraz osobniki *Daphnia sp.* młodociane (*Diaphanosoma brachyurum*, *Scapholeberis mucronata*, *Ceriodaphnia megops*, *Daphnia galeata*, *Daphnia hyalina*, *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Alona sp.*), 8 gatunków wrotków (*Lecane sp.*, *Lepodella patella*, *Polyarthra sp.*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Brachionus calyciflorus*, *Trichocerca sp.*, *Asplanchna sp.*) jak również 2 gatunki widłonogów, w tym naupliusy (*Calanoida* i *Cyclopoida*) (Fot. 3).

Wykresy na Ryc. 6 prezentują biomasę zooplanktonu dla każdego zbiornika, które uwidaczniają największą bioróżnorodność w stawie dolnym, a najmniejszą w stawie Uniwersytetu Łódzkiego. Obfity rozwój zwierząt planktonowych występuje podczas miesiąca lipca i października w zbiorniku dolnym, natomiast w maju i lipcu w stawach: środkowym i UŁ (Ryc. 6). W przypadku akwenu górnego zanotowano największy udział zooplanktonu drapieżnego ze wszystkich stawów. Jest to możliwe za sprawą wrotka *Asplanchna sp.*, który jest gatunkiem dominującym (11,5 mg/l) i ograniczył on liczebność innych organizmów. Również dość licznie występuje w tym zbiorniku *Ceriodaphnia megops* osiągając biomasę 4,6 mg/l. Najwyższą wartość biomasy w Arturówku dolnym i środkowym uzyskują wrotki z gatunku *Keratella quadrata* (14 lipca 2010 r.), wynoszącej odpowiednio 71,1 mg/l i 9,6 mg/l. Zaskakująco dużą biomasę, powyżej 8 mg/l w lipcu i 6 mg/l w październiku osiągnęła filtrująca wioślarka *Daphnia galeata* w stawie dolnym, jak również drapieżne widłonogi z rzędu *Cyclopoida* (7 mg/l – lipiec). Bardzo charakterystycznymi organizmami stawu środkowego są drapieżne widłonogi z rzędu *Cyclopoida* uzyskujące najwyższe stężenie 9,5 mg/l dnia 15 maja 2009 r. W Zbiorniku Uniwersytetu Łódzkiego dominował gatunek *Daphnia hyalina* z maksimum równym 4,9 mg/l w miesiącu maju.



Fot. 3. Przedstawiciele zooplanktonu występującego w wodach zbiorników „Arturówek”: a – *Cyclopoida*, b - *Asplanchna* sp., c - *Daphnia galeata*, d - *Scapholeberis mucronata*, e - *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, f - *Polyarthra* sp., *Copepoda* – nauplius (fot. A. Wnuk, A. Wojtal-Frankiewicz).



Ryc. 6. Rozkład biomasy zooplanktonu w trzech zbiornikach „Arturówek” i stawie UŁ. Pod pojęciem „pozostałe” rozumie się sumę biomasy każdego z 18 rozpoznanych gatunków, którego pojedyncza biomasa nie przekroczyła wartości 0,5 mg/l. Pełna lista gatunków znajduje się w tekście.

IV. 7. Rozkład biomasy ryb w zbiornikach „Arturówek”

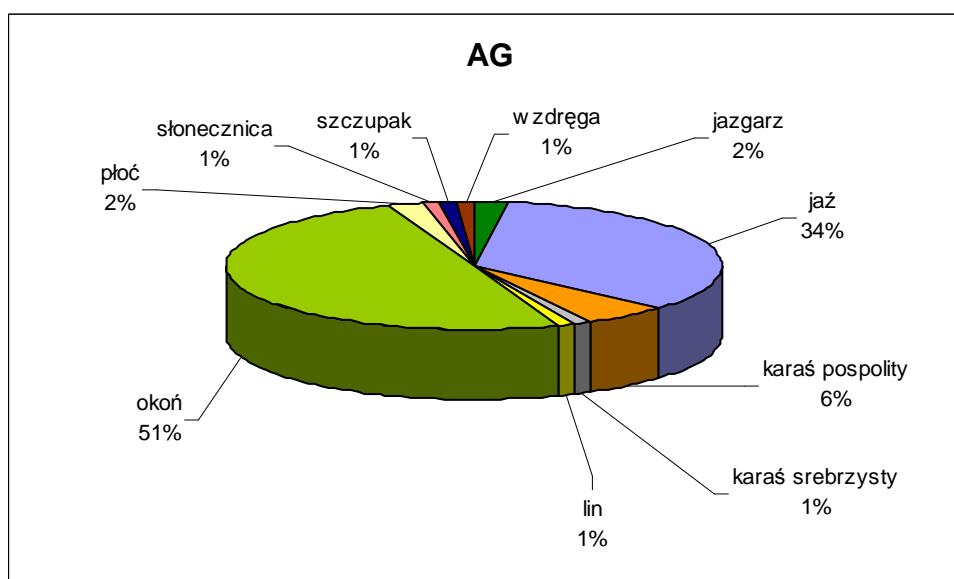
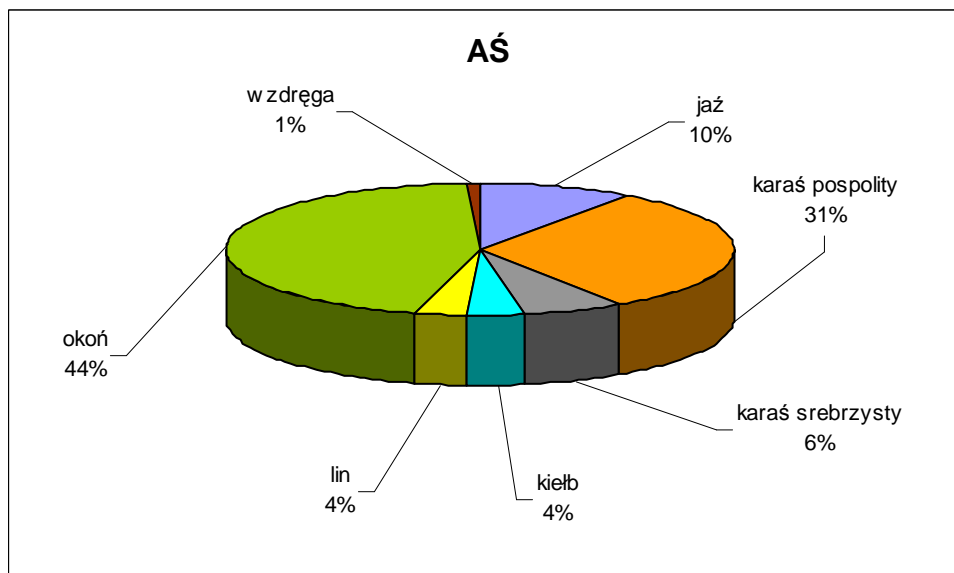
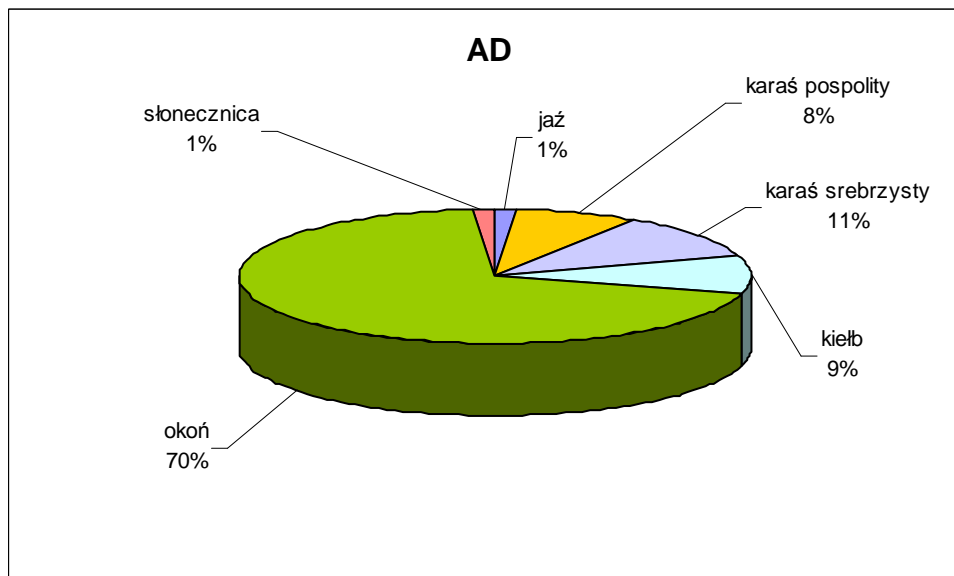
Łącznie w trzech stawach „Arturówek” złowiono 11 gatunków ryb, w tym dwa gatunki należące do rodziny okoniowatych (okoń, jazgarz), jeden do szczupakowatych (szczupak) oraz osiem do karpowatych (jaź, karaś pospolity, karaś srebrzysty, kiełb, lin, płoć, słonecznica, wzdregą). Łącznie odłowiono 386 osobników, w tym najwięcej okonia bo aż 216 osobników, karasia pospolitego 61 oraz srebrzystego 27 i jazia 47 sztuk. W ramach prowadzonych badań odłowiono zaledwie po 2 sztuki jazgarza, płoci i wzdregi. (Tab. 9). Również złowiono jednego szczupaka o długości ciała 54 cm. Liczebność osobników w poszczególnych stawach zwiększa się wraz z ich usytuowaniem w dół biegu

rzeki Bzury co przedstawiono w Tab. 10. Najmniejsze rozmiary ma lin – 4,4 cm oraz słonecznica – 7,5 cm w Arturówku górnym. Stosunkowo dużą rybą jest jaź w przedziale wielkości 20,3-29,95 cm oraz karaś srebrzysty od 20,8 do 25,29 cm. Pozostałe osobniki różnych gatunków mają zbliżone długości ciała i mieszczą się najczęściej w zakresie od ok. 11 do 25 cm.

Tabela 10. Liczebność oraz średnie długości [cm] osobników poszczególnych gatunków ryb złowionych w zbiornikach „Arturówek”.

gatunek	liczba osobników			średnie dł. osobników z odchyleniem standardowym[cm]		
	AD	AŚ	AG	AD	AŚ	AG
jazgarz	0	0	2	-	-	11,85 ± 0,92
jaź	2	14	31	29,95 ± 1,77	24,45 ± 4,89	20,30 ± 6,11
karaś posp.	12	44	5	19,71 ± 4,25	17,30 ± 1,09	21,00 ± 4,66
karaś sreb.	17	9	1	21,62 ± 4,58	25,29 ± 3,85	20,80
kiełb	14	5	0	11,78 ± 2,21	14,32 ± 0,86	-
lin	0	5	1	-	24,42 ± 4,08	4,40
okoń	107	64	45	14,93 ± 2,43	14,55 ± 5,36	11,18 ± 3,85
płoc	0	0	2	-	-	23,65 ± 4,03
słonecznica	2	0	1	10,50 ± 0,71	-	7,50
szczupak	0	0	1	-	-	54,00
wzdreğa	0	1	1	-	32,20	10,00
suma	154	142	90	-	-	-

Struktura dominacji ryb przedstawiona na Ryc. 7 prezentuje dominację okonia w każdym z trzech monitorowanych zbiorników. Osiąga on znaczną przewagę (70%) nad innymi gatunkami zidentyfikowanymi w stawie dolnym. W Arturówku środkowym okoń (44%) współdominuje z karasiem pospolitym (31%) oraz współwystępuje z jaziem (10%) i karasiem srebrzystym (6%). Sytuacja ulega zmianie w zbiorniku górnym, którego skład stanowi: 51% okonia, 34% jazia, a reszta udziału przypada pozostałym gatunkom ryb w zakresie od 1 do 6%.



Ryc. 7. Struktura dominacji gatunkowej ryb zbiorników „Arturówek” wyrażona procentowym udziałem liczebności każdego gatunku.

V. Dyskusja

Kłopoty związane ze złą jakością wody w zbiornikach „Arturówek” potwierdzają badania z 2006 i 2008 roku (Jurczak i in. 2007, Romaniuk 2009). Problem ten corocznie wzbudza również zainteresowanie mediów i lokalnej prasy. Akweny „Arturówek” służące aglomeracji łódzkiej, szczególnie latem jako miejsce rekreacji i wypoczynku, stały przed ogromnym zagrożeniem wyłączenia ich z rekreacyjnego użytkowania. Jest to konsekwencją postępującej eutrofizacji, która przyczyniając się do toksycznych zakwitów sinicowych stwarza niebezpieczeństwo dla zdrowia, a nawet życia ludzi. Niska jakość wód w zbiornikach potwierdza również fakt, iż w sezonie letnim kąpielisko bywa zamykane przez Stację Sanitarno-Epidemiologiczną, ze względu na zagrożenie bakteriologiczne (przekroczenie wartości miana Coli). W związku z czym należy jak najszybciej podjąć się zadań wyjaśniających przyczynę zmniejszającą odporność tego ekosystemu na stres antropogeniczny. Pozostawienie stawów „Arturówek” bez zabiegów ochronnych i rekultywacyjnych może doprowadzić w konsekwencji do podobnej sytuacji obserwowanej obecnie na Stawach Stefańskiego (Jurczak i in. 2007).

W pracy zostały przedstawione wyniki badań, które umożliwiły określenie przyczyn postępującej eutrofizacji w zbiornikach „Arturówek”. Stanowią one podstawę dalszych, bardziej szczegółowych badań funkcjonowania ekosystemów oraz wykorzystane zostaną do opracowania pewnych rozwiązań systemowych, które umożliwią przywrócenie dobrego stanu ekologicznego tych wód.

Wpływ parametrów fizycznych na jakość wód zbiorników „Arturówek” i stawu UŁ

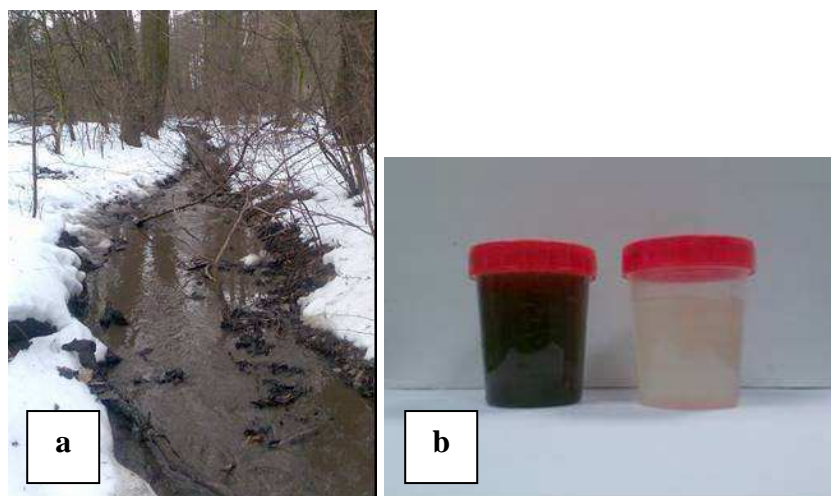
Rozkład temperatury w cieku i zbiornikach jest typowy dla takiego ekosystemu i prezentuje jego sezonowe zmiany. Tak jak 88% wód powierzchniowych świata woda na monitorowanym obszarze ma charakter zasadowy. W większości zbiorników wodnych i rzekach ziemi pH waha się w zakresie 7,5-8,5 (Carr i Neary 2008). Odczyn wody stawów Arturówka odbiegający od prezentowanych standardów szczególnie w miesiącach letnich świadczy o intensywnie przebiegających procesach fotosyntezy. Wraz z przemieszczaniem się w dół cieku obserwuje się zwiększanie zawartości tlenu, co jest spowodowane wymianą gazową z atmosferą. Jednakże podczas całego okresu badawczego zaobserwowano, że najniższe wartości tlenu w wodzie identyfikowane były w zbiorniku Uniwersytetu Łódzkiego. Stężenie O₂ dnia 13 sierpnia 2009 r. wynosiło zaledwie 0,83 mg/l. Taka sytuacja wynika najprawdopodobniej z zalegania na dnie zbiornika bardzo

dużej ilości materii organicznej (opadłe liście z drzew), która w procesie rozkładu pochłania dużo tlenu. Duża miąższość osadu dennego w tym zbiorniku powoduje również wydzielanie się siarkowodoru. Poza tym okresy o niskim poziomie wód uniemożliwiają przepływ i nie rekompensują niedoborów O_2 . Kolejnym czynnikiem niewątpliwie redukującym stężenie O_2 w procesie rozkładu są dopływy do źródeł rzeki, ścieków sanitarnych.

Stężenie tlenu wyraźnie wzrasta w stawach Arturówka, po czym maleje w Bzurze. Jest to konsekwencja niewielkiej głębokości zbiorników, która sprzyja intensywnemu mieszaniu i napowietrzaniu wód. Proces fotosyntezy (uwalniający tlen) prowadzony przez wzrastające glony i rośliny wydajniej zachodzi w akwenach niż w rzece. Potwierdzają to również doniesienia prezentowane przez Lampert i Sommer 1996 oraz Hermanowicz i in. 1999. Konduktywność w wodach naturalnych waha się zazwyczaj w przedziale 50-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Hermanowicz i in. 1999). Otrzymane w trakcie badań wyniki zasadniczo nie odbiegają od tego zakresu. Należy jednak zwrócić uwagę na większe przewodnictwo o ok. 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w punkcie Bzura Wycieczkowa, w stosunku do innych stanowisk pomiarowych. Prawdopodobnie może to być spowodowane bezpośrednim dopływem zanieczyszczeń poprzez studzienki kanalizacyjne zlokalizowane w jezdni bezpośrednio nad rzeką, służące do odprowadzania wód burzowych z pobliskiego obszaru. Na potwierdzenie dopływu ładunku związków biogenych do zbiorników może być fakt, że wykonane, w tym samym miejscu 23 lutego 2010 roku podczas roztopów śniegu pomiary konduktywności były 2-3-krotnie wyższe od wcześniej zanotowanych i wyniosły 1160 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Incydentalny dopływ zanieczyszczeń do rzeki Bzury na stanowisku BW spowodowany opadami deszczu, czy roztopami śnieżnymi może stanowić jedno z najistotniejszych źródeł zanieczyszczeń dla zbiorników „Arturówek” znajdujących się poniżej tego stanowiska. Potwierdza to również wizualna ocena jakości pobranych do analiz dnia 23 lutego 2010 r. próbek wody (Fot. 4).

Okresy pogody suchej w zlewni sprzyjają kumulacji na powierzchni ziemi zanieczyszczeń pochodzących z ruchu samochodowego (stare opony, osiadłe spaliny, sól), opadu pyłu, czy odpadków stałych. Sytuacja wygląda podobnie w sieci ogólnospławnej, która podczas niskich poziomów wód odkłada w swych kanałach na dnie zanieczyszczenia. Jak podaje Zawilski (2003) w swej pracy w momencie dopływu wód w wyniku opadów atmosferycznych, bądź roztopów śniegu formujący się spływ powierzchniowy oprócz wnoszenia zanieczyszczeń powierzchniowych do cieku, przyczynia się do wprowadzenia do wód również zakumulowanego osadu z rur

kanalizacyjnych. Taka sytuacja występuje w ekosystemie zbiorników "Arturówek" oraz źródłowego odcinka rzeki Bzury umiejscowionej w mocno wciętej dolinie.



Fot. 4. Rzeka Bzura na stanowisku przy ulicy Wycieczkowej dnia 23 lutego 2010 r. podczas roztopów śniegu (a); woda niefiltrowana zawierająca dużą ilość wnoszonej do rzeki materii organicznej (z lewej) oraz po procesie filtracji (z prawej) (fot. T. Jurczak).

Znaczenie procesów biogeochemicznych dla jakości wód powierzchniowych

Szczegółowa analiza stężenia biogenów w wodzie na poszczególnych stanowiskach wykazuje pewną korelację z wynikami badań parametrów fizycznych. Zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem Ministra Środowiska z 2008 roku (Dz. U. 2008, nr 162, poz. 1008) większość analizowanych parametrów dla elementów fizyko-chemicznych wody mieściła się w klasach I-II jakości wód powierzchniowych. Jedynie próbki wody pobrane do analiz w trakcie roztopów śnieżnych wykazywały znaczące przekroczenia wartości dopuszczalnych. Wysokie stężenia jonów PO_4 (ok. 0,5 mg/l) oraz NH_4 (ok. 2,5 mg/l) odnotowane w trakcie sezonu w wodzie na stanowiskach zlokalizowanych powyżej ulicy Wycieczkowej (zbiornik UŁ) wskazywać mogą jednoznacznie na możliwość dopływu zanieczyszczeń spowodowanych działalnością człowieka na tym obszarze. Sytuacja ta prawdopodobnie może dotyczyć również pozostałych niemonitorowanych stawów tworzących kaskadę 17 zbiorników w źródłowym odcinku rzeki Bzury. Należy tutaj dodać, że według Hermanowicza i in. (1999) stężenie fosforanów w naturalnych wodach bogatych w związki humusowe może wynosić 0,25 mg/l. Zatem zidentyfikowane na tym stanowisku stężenia dają przypuszczenia, że te zakłócenia mogą być wywołane odprowadzaniem ścieków bytowych w odcinku źródłowym Bzury (Fot.1). Stężenia tych związków podczas przepływu ulegają zmniejszeniu co świadczy o ich wykorzystywaniu przez organizmy żywe i alokowaniu w osadach. Z kolei azoty i azotany wykazują

wzrostu stężeń na stanowiskach zlokalizowanych na rzece Bzura przy ul. Wycieczkowej oraz powyżej zbiornika górnego „Arturówek”. Mimo, że wartości te nie przekraczają dopuszczalnych norm ich wzrost prawdopodobnie spowodowany może być incydentalnymi dopływami zanieczyszczeń bezpośrednio z ulicy Wycieczkowej. Potwierdzają to szczegółowe wyniki analiz chemicznych związku fosforu oznaczone podczas roztopów śniegu, które wynosiło 3,6 mg/l i było około 24-krotnie większe od średniego stężenia tych substancji w tym punkcie pomiarowym w trakcie całego sezonu. Stężenie fosforu ogólnego ścieków opadowych z terenu zurbanizowanego według Zawilskiego (2003) średnio mieści się w przedziale 0-1 mg/l, a maksymalnie może wynosić nawet 10 mg/l. Duża ilość materii organicznej wprowadzana do rzeki Bzury wraz ze spływami powierzchniowymi sugerować może ich akumulację w osadach dennych zbiorników „Arturówek”. Niemniej jednak szczegółowa analiza osadów dennych pobranych z tych zbiorników (stężenie fosforu i azotu ogólnego (Tab. 7) zidentyfikowane poniżej granicy oznaczalności) nie potwierdziła wstępnej hipotezy dotyczącej możliwości ich zasilania wewnętrznego. Jednakże bardziej szczegółowe analizy tego procesu są niezbędne do przeprowadzenia.

Wpływ struktur biologicznych na funkcjonowanie zbiorników wodnych

Fitoplankton

Ze względu na niesprzyjające w roku 2009 warunki pogodowe (częste wahania temperatur, dość chłodne i deszczowe lato) nie zaobserwowano masowego zakwitnięcia sinicowego w zbiornikach „Arturówek”. Niemniej jednak skład gatunkowy fitoplanktonu z rodzaju sinic jest reprezentowany przez gatunki, charakterystyczne dla eutroficznych zbiorników wodnych jak np. dla zbiornika Sulejowskiego. Potwierdzają to badania prowadzone w 2003 i 2004 roku przez Izydorczyk i in. (2008), które określiły dominację zakwitnięcia sinicowego w tymże zbiorniku m. in. przez gatunki *Microcystis aeruginosa*., *M. viridis*, *M. wesenbergii*, *Aphanizomenon flos-aquae*. Z tego względu mała liczebność sinic oraz niskie stężenie chlorofilu *a* w analizowanej wodzie pobranej ze zbiorników „Arturówek” i UŁ, wskazują na możliwość wystąpienia masowego zakwitnięcia sinic w momencie pojawienia się bardziej sprzyjających temu procesowi czynnikach abiotycznych.

Na podstawie badań chlorofilu *a* metodą fluorescencji zaobserwowano największy rozwój sinic we wrześniu w zbiorniku AŚ (Ryc.5, Tab. 9). Potwierdzają to analizy mikroskopowe które wykazały, że liczba komórek sinic w objętości jednego mililitra wody

wynosiła w tym okresie 85 333. Biomasa sinic zmierzona metodą fluorescencji w wodzie zbiornika dolnego w tym samym miesiącu jest o połowę niższa od biomasy sinic zbiornika środkowego (Ryc. 5). Uzyskane wyniki pokazują, że metoda pomiaru fluorescencji barwników (chlorofilu) charakterystycznych dla poszczególnych grup fitoplanktonu znajduje zastosowanie jako metoda wczesnego ostrzegania przed zagrożeniem zakwitami sinicowymi. Potwierdzają to również wcześniejsze badania prowadzone przez Izydorczyk i współpracowników (2009). Porównując uzyskane w pracy wyniki z pomiarami stężeń toksyn sinicowych pozyskanych metodą wysokosprawnej chromatografii ciekowej okazuje się, że pomimo mniejszej liczebności sinic w zbiorniku AD odnotowano 3,5-krotnie wyższe stężenie MC-LR w tym zbiorniku AD od stężenia MC-LR zidentyfikowanego w próbkach wody zbiornika AŚ. Podczas całego sezonu badań na wszystkich stanowiskach stężenie chlorofilu *a* zmierzone metodą AOA pochodzące od sinic nie przekraczało poziomu bezpieczeństwa 4,9 µg/l określonego dla tej metody przez Izydorczyk i in. (2009). Jedynie w miesiącu sierpniu na stanowisku AD i wrześniu na stanowisku AŚ, stężenie chlorofilu *a* metodą AOA nieznacznie przekraczało Alert na poziomie 2, określony na podstawie badań w pracy Izydorczyk i in. (2009), przyjmując maksymalną wartość 9,3 µg. W tej samej pracy autorzy określili, że przy stężeniu chlorofilu *a* (AOA) ok. 9,3 µg/l, stężenie mikrocytyn zawartych w komórkach sinic powinno mieścić się w przedziale 0,8-1,3 µg/l, a dla najgorszego scenariusza maksymalnie osiągnąć wartość 2 µg. Zidentyfikowane w trakcie badań maksymalne stężenie MC-LR wyniosło 4,26 µg/l i było ponad dwukrotnie wyższe od oczekiwanych wartości. Sugeruje to, że gatunki sinic pojawiające się w zbiorniku Arturówek dolny charakteryzują się wysoką toksycznością. Prowadzone w roku 2008 badania dynamiki fitoplanktonu w okresie od lipca do września na kąpielisku „Arturówek” dolny przez Romaniuka (2009) wykazały występowanie sinic w tym zbiorniku. Zmierzone wówczas stężenie jedynej zidentyfikowanej MC-LR wahało w trakcie całego sezonu od 0,25 do 1,16 µg/l i było prawie 4-krotnie niższe od obserwowanej w roku 2009. Jak podaje Rapala (1998) oraz Izydorczyk i in. (2008) przyczynami zmiennej produkcji mikrocytyn mogą być różnice temperatury, natężenia światła i dostępności składników pokarmowych.

Zooplankton

Skład gatunkowy zooplanktonu zbiorników jest ściśle uzależniony od panujących w nim warunków i zachodzących procesów. Z pośród badanych akwenów staw Uniwersytetu Łódzkiego charakteryzuje się najmniejszą bioróżnorodnością gatunkową (Ryc.

6). Próbki poddane analizie mikroskopowej charakteryzowały się dużą ilością martwej materii organicznej. Zaobserwowane organizmy prezentują gatunki związane z dnem zbiornika jak np. *Lecane sp.*, czy małżoraczki odżywiające się detrytusem (Rybak 1993). Ze względu na deficyty tlenowe panujące w stawie, pojawiła się wioślarka o dość nietypowym behawiorze jak *Scapholeberis mucronata* (Fot. 3d). Jak podają Dumont i Pensaert (1983), może ona funkcjonować na granicy dwóch stref, a niedobory tlenu rekompensować pobierając go z powietrza, wykorzystując napięcie powierzchniowe wody i możliwość przyczepiania się do jej błonki.

Największa różnorodność gatunkowa zooplanktonu występuje w zbiorniku Arturówek dolny. Zaobserwowany rozkład zooplanktonu stawów „Arturówek” charakteryzuje się dużym udziałem małych form organizmów jak: wrotki, drobne wioślarki oraz stadia rozwojowe widłonogów (*Copepoda*). Według doniesień Piaseckiego (2004) taki skład faunistyczny wskazuje na eutrofizację zbiorników. Małe formy zooplanktonu ze względu na swe rozmiary posiadają niewielką zdolność filtracyjną fitoplanktonu i zasadniczo nie ograniczają jego rozwoju. Pojawiające się również duże formy filtrujących wioślarek jak np. *Daphnia galeata*, są nieliczne i nie są w stanie kształtować procesów troficznych zbiorników. Określono, że w zbiornikach wodnych Polski i Morzu Bałtyckim znajduje się 98 gatunków wioślarek (Jurasz 2005). Badania prowadzone przez Kamińskiego (2006, 2008) w lokalnych śródlęśnych stawach na terenie województwa łódzkiego, prezentują średnią liczbę gatunków wioślarek na poziomie 43. Natomiast tak niska liczba gatunków *Cladocera* rozpoznanych w otoczonych lasem stawach „Arturówek” i UŁ (8 gatunków), może być wywołana oddziaływaniem zooplanktonożernych gatunków ryb okoniowatych (okoń, jazgarz) i karpowatych (jaź, kiełb, karaś pospolity, karaś srebrzysty, lin, płoć, słonecznica, wzdreğa). Zidentyfikowane w trakcie badań wrotki, miażdżąc przewyższają swoją biomasą inne organizmy zooplanktonowe w zbiornikach (Ryc. 6). Na uwagę zasługuje również zooplankton drapieżny reprezentowany przez *Cyclopoida* i *Asplanchna sp.* (Fot. 3), który jest szczególnie liczny w Arturówku środkowym. Taka zależność troficzna prawdopodobnie ogranicza rozwój innych niedrapieżnych, filtrujących form zooplanktonu w tym stawie, mogących zasadniczo wpływać na jakość wody.

W zbiornikach stratyfikowanych jak na przykład w Zbiorniku Sulejowskim o średniej głębokości 3,3 m obserwowane są dobowe migracje zooplanktonu, który przyjmuje taką strategię w celu uniknięcia drapieżników. W zbiorniku Sulejowskim głównymi drapieżnikami wywołującymi przemieszczanie się zooplanktonu w czasie 24

godzin jest narybek okonia i płoci oraz *Leptodora kindtii* (Wojtal i in. 2003). Natomiast w zbiornikach „Arturówek” oraz stawie Uniwersytetu Łódzkiego nie można zaobserwować takiego przemieszczania się organizmów mimo, że są zasiedlane przez drapieżne gatunki ryb oraz drapieżne widłonogi *Cyclopoida* i wrotka *Asplanchna sp.* Jest to wywołane niewielką głębokością stawów oraz brakiem roślinności pełniącej rolę schronienia.

Ryby

W związku z lokalizacją stawów „Arturówek” na rzece Bzurze, należą one do Wód Okręgu Łódzkiego, Polskiego Związku Wędkarskiego. Jednym z podstawowych celów działań PZW jest zarybianie m.in. zbiorników wodnych. Taka sytuacja ma miejsce od kilku lat również w zbiorniku górnym, który podlega systematycznemu zarybianiu, i wędkarskiemu wykorzystywaniu. Wędkowanie dozwolone jest również na pozostałych dwóch akwenach (Kaczkowski inf. ustna). Uzyskane wyniki badań nie potwierdziły wstępnych założeń, że największą liczbę ryb zanotuje się właśnie na zarybianym zbiorniku górnym. Rezultat był zupełnie odwrotny ponieważ odłowiono tam najmniej osobników (90 szt.), ale o dużych rozmiarach. Przemieszczając się w dół ciek, do kolejnych stawów liczebność ryb wzrastała i wynosiła 142 szt. (Arturówek środkowy) i 154 osobniki (Arturówek dolny). Wszystkie złowione ryby w zbiornikach należały do rodzin okoniowatych lub karpowatych. Wyjątek stanowił jeden osobnik z rodziny szczupakowatych (szczupak). Liczną populację ryb stanowi okoń, który dominuje w każdym ze zbiorników. Duże znaczenie odgrywa również karaś srebrzysty i pospolity, jaź oraz kiełb. Biorąc pod uwagę strukturę dominacji poszczególnych gatunków, można zaobserwować miazdzącą dominację okonia, która z 44% w stawie środkowym osiąga wartość 70% w Arturówku dolnym (Ryc. 7). Według badań przeprowadzonych przez Persson i in. (1991) na zbiornikach zaporowych i jeziorach, taki rozkład dominacji gatunkowej świadczy o wzroście poziomu eutrofizacji. Niemniej jednak tego typu zespoły ryb mają ogromny wpływ na kształt piramidy troficznej, ponieważ okoń jako drapieżnik znajduje się na jej szczycie. W wyniku badań określono średnią długość ciała okonia, która mieści się w zakresie 11,2 do 14,5 cm i jest zbliżona do rozmiarów innych gatunków ryb. Potwierdza to, iż okoń nie jest tutaj gatunkiem rybożernym. W związku z czym jego bazę pokarmową stanowi zooplankton, ewentualnie bentos. Prowadzone badania na zbiorniku Sulejowskim w 1992 roku przez Frankiewicza (1998) pokazały zależność tempa wzrost okonia, od spożywanego pokarmu. Okazało się, że preferencja narybku okonia względem zooplanktonu, a w szczególności największych osobników wioślarek z rodzaju *Daphnia*

gwarantuje największy przyrost masy i wielkości ciała. Osobniki, w których żołądkach nie znaleziono zooplanktonu były nawet o 8 mm mniejsze od tych, które odżywiały się zooplanktonem. 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. Jednocześnie okoi odżywiają się organizmami bentosowymi prowadzi do resuspensji osadów, co może być przyczyną wzrostu stężenia pierwiastków biogennych w cieku poniżej zbiorników (Frankiewicz 1998).

VI. Wnioski

1. Podstawowe parametry elementów fizyko-chemicznych wody w zbiornikach „Arturówek” oraz punktach pomiarowych zlokalizowanych na rzece Bzurze nie wykraczają poza wartości dopuszczalne dla klas I-II.
2. Skład faunistyczny oraz gatunkowy ryb wskazuje na powolny wzrost poziomu eutrofizacji zbiorników „Arturówek”.
3. Wysokie stężenia związków azotu i fosforu dopływające bezpośrednio do rzeki Bzury w wyniku incydentalnych zjawisk pogodowych (opady burzowe, roztopy śnieżne) są od 4-krotnie dla TN do 24-krotnie dla TP wyższe od średniego stężenia tych substancji w trakcie sezonu i mogą być głównym źródłem zanieczyszczeń zbiorników „Arturówek”.
4. Niska bioróżnorodność fito- i zooplanktonu w zbiorniku UŁ oraz niska zawartość tlenu w trakcie sezonu wskazywać może jednoznacznie na postępującą degradację tego ekosystemu wywołaną głównie czynnikami abiotycznymi.

W celu dogłębnego zrozumienia funkcjonowania dość skomplikowanego układu systemowego jakim są zbiorniki „Arturówek” wraz ze źródłowym odcinkiem rzeki Bzury konieczne jest podjęcie dodatkowych działań monitoringowych obejmujących:

- pomiar parametrów hydrologicznych w celu dokonania bilansu biogenów w zlewni;
- monitoring fal wezbraniowych, który umożliwi prowadzenie racjonalnej gospodarki wodą opadową i roztopową na badanym obszarze,
- szczegółowa analiza procesu zasilania wewnętrznego w zbiornikach „Arturówek” oraz stawie UŁ,
- identyfikacja i eliminacja nielegalnych zrzutów zanieczyszczeń bezpośrednio zasilających rzekę Bzurę i znajdujące się na niej zbiorniki.

VII. Literatura

- Allan J.D. 1998. *Ekologia wód płynących*. PWN, Warszawa.
- Azevedo S.M.F.O., Carmichael W.W., Jochimsen E.M., Rinehart K.L., Lau S., Shaw G.R., Eaglesham G.K. 2002. *Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment In Cararu – Brazil*. *Toxicology*, 181-182: 441-446.
- 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.
- Błaszczak T. 2005. *Ramowa Dyrektywa Wodna: strategia wdrażania*. [w:] *Integrated Coastal Zone Management at the Szczecin Lagoon: Exchange of experiences in the region*. Glaeser, Sekścińska i Löser (red.). *Coastline Reports*, 6: 87-99.
- 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.
- Bucka H. 1989. *Ecology of selected planktonic algae causing water blooms*. *Acta Hydrobiologia*, 31: 207-258.
- Carmichael W.W. 1992a. *A status report on planktonic cyanobacteria (blue-green algae) and their toxins*. EPA/600/R-92/ 079, US Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- Carmichael W.W. 1992b. *Cyanobacteria secondary metabolites-the cyanotoxins*. *Journal of Applied Bacteriology*, 72: 445-459.
- Carmichael W.W. 1994. *The toxins of cyanobacteria*. *Science*, 270: 78-86.
- Carr G.M., Neary J.P. 2008. *Water Quality for Ecosystem and Human Health, 2ed Edition*. UN GEMS, Canada.
- Codd G., Morrison L., Metcalf J. 2005. *Cyanobacterial toxins: risk management for health protection*. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203:264-272.
- Codd G.A. 2000. *Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control*. *Ecological Engineering*, 16: 51-60.
- Codd G.A., Oberemm A., Tarczyńska M. 2004. *Recognition and awareness- raising of toxic cyanobacterial blooms associated poisonings At Lake Barlevice Poland, in 1984 and recent cyanobacterial toxin analyses*. *Ekohydrology & Hydrobiology*, 4: 3-6.
- Dumont H.J., Pensaert J. 1983. *A revision of the Scapholeberinae (Crustacea: Cladocera)*. *Hydrobiologia*, 100: 3-45.
- Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady, 23 października 2003 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.

- Dz. U. 1991, nr 116, poz. 503.** Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991 r., w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi
- Dz. U. 2002, nr 183, poz. 1530.** Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 16 października 2002 r. w sprawie wymagań jakimi powinna odpowiadać woda na kąpieliskach.
- Dz. U. 2002, nr 203, poz. 1718.** Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 19 listopada 2002 r., w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.
- Dz. U. 2008, nr 162, poz. 1008.** Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r., w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych.
- Falconer I., Bartram J., Chorus I., Kuiper G.T., Utkilen H., Burch M., Codd G.A. 1999.** *Safe levels and safe practices*. E. & F.N. Spon, London.
- Fitzgeorge R.B., Clatk S.A., Keevil C.W. 1994.** *Routes of intoxication*. [w:] *Detection Methods for Cyanobacterial Toxins*, Codd G.A., Jefferies T.M., Keevil C.W., Potter E. (red.). The Royal Society of Chemistry, Great Britain: 69–74.
- Förster K. 1982.** *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Conjugatophyceae, Zygnematales und Desmidiaceae (excl. Zygnemataceae). Die Binnengewässer*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- 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.
- Gliwicz Z. M. 1977.** *Food size selection and seasonal succession of filter feeding zooplankton in an eutrophic lake*. *Ekologia Polska*, 25: 179–225.
- Hawkins P.R., Chandrasena N.R., Jones G.J., Humpage A.R., Falconer, I.R., 1997.** *Isolation and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborskii* from an ornamental lake*. *Toxicon*, 35: 341-346.
- Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J. 1999.** *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Arkady, Warszawa.
- Hindák F. 1977.** *Studies on the algae (Chlorophyceae)*, 1. – *Biol. Práce*, 23: 1-190.
- Hindák F. 1984.** *Studies on the algae (Chlorophyceae)*, 3. – *Biol. Práce*. 30(1): 1-308.
- Hindák F. 1988.** *Studies on the algae (Chlorophyceae)*, 4. – *Biol. Práce*, 34(1-2): 1-263.

- Hindák F. 1990.** *Studies on the algae (Chlorophyceae)*, 5. - Biol. Práce, 36: 1-225.
- 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.
- 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.
- Jurasz W. 2005.** *Wioślarki (Cladocera) zbiorników śródpolnych i jezior południowych Kujaw.* Studium faunistycznoekologiczne. Wydawnictwo UŁ, Łódź.
- Jurczak T., Szczepańska A., Izydorczyk K., Zalewski M. 2007.** *Możliwość zastosowania ekohydrologii w celu redukcji zakwitów sinicowych w zbiornikach wodnych na terenie miasta Łodzi.* [w:] *Bory Tucholskie i inne obszary leśne. Ochrona, monitoring, edukacja.* Gwoździński K. (red.). UŁ, Łódź.
- Jurczak T., Tarczyńska M. 2005.** *Zastosowanie metod chromatograficznych w oznaczaniu mikrocytyn.* Ecohydrology & Hydrobiology, 5: 43-52.
- Kajak Z. 1998.** *Eutrofizacja jezior.* PWN, Warszawa.
- Kamiński K.Z. 2006.** *Pierwsze stanowisko wioślarki Anchistropus emarginatus Sars 1862 (Cladocera) w Środkowej Polsce.* Przegląd Zoologiczny, 1-2: 49-52.
- Kamiński K.Z. 2008.** *Wioślarki (Cladocera) rezerwatu „Milanów” koło Poddębic (województwo Łódzkie).* Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody, 3: 41-49.
- 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.
- 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
- Lampert W. 1988.** *The relative importance of food limitation and predation in the seasonal cycle of two Daphnia species.* Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 23: 713-718.

- Lampert W., Sommer U. 1996.** *Ekologia wód śródlądowych*. PWN, Warszawa.
- Mankiewicz J., Romanowska-Duda Z., Izydorczyk K., Tarczyńska M. 2003.** *Ecological effects of toxic cyanobacterial blooms on the existence of aquatic ecosystems – a survey*. *Acta Botanica Warmiae et Masuriae*, 3: 5-19.
- 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.
- Mankiewicz-Boczek J., Tarczyńska M. 2005.** *Metody oceny toksyczności i genotoksyczności hepatotoksycznych zakwitów sinicowych w wodach powierzchniowych*. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 5: 25-33.
- McElhiney J., Lawton L.A. 2005.** *Detection of the cyanobacterial hepatotoxins microcystins*. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203: 219-230.
- Nałęcz-Jawecki G., Tarczyńska M., Bochnia T., Jurczak T. 2001.** *Oznaczanie hepatotoksyn w zakwitach sinicowych*. *Gaz, woda i technika sanitarna*, 9: 329-332.
- Nebaeus M. 1984.** *Algal-water blooms under ice-cover*. *Limnology*, 22: 719-724.
- Oberholster P.J., Botha A-M., Cloete T.E. 2006.** *Toxic cyanobacterial blooms in a shallow, artificially mixed urban lake in Colorado, USA*. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 11: 111-123.
- Oki T., Kanae S. 2006.** *Global Hydrological Cycles and World Water Resources*. *Science*, 313: 1068-1072.
- 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 Trzeciecko jako wskaźnik eutrofizacji*. *Ochrona i rekultywacja jezior – materiały konferencyjne pod redakcją Ryszarda Wiśniewskiego i Jana Jankowskiego*. Grudziądz.
- Pitois S., Jackson M.H., Wood B.J.B. 2001.** *Problems associated with presence of cyanobacteria in recreational and drinking waters*. *International Journal of Environmental Health Research*, 10: 203-218.
- 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.
- Rogers E.H., Hunter III E.S., Moser V.C., Phillips P.M., Herkovitz J., Muñoz L., Hall L.L., Chernoff N. 2005.** *Potential developmental toxicity of anatoxin-a, a cyanobacterial toxin*. *Journal of Applied Toxicology*, 25: 527–534.
- Rapala J. 1998.** *Toxins production by freshwater cyanobacteria: effects of environmental factors*. University of Helsinki.
- Romaniuk G. 2009.** *Przyczyny i skutki eutrofizacji zbiornika Stawy Stefańskiego oraz możliwości jego rekultywacji*. Praca magisterska wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej UŁ, Łódź.
- Rutkowski L. 1998.** *Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej*. PWN, Warszawa.
- Rybak J.I. 1993.** *Przegląd słodkowodnych zwierząt bezkręgowych. Arthropoda, Crustacea, Cladocera*. PIOŚ, Warszawa.
- Rybak J.I. 1994a.** *Przegląd słodkowodnych zwierząt bezkręgowych. Arthropoda, Crustacea, Copepoda*. PIOŚ, Warszawa.
- Rybak J.I. 1994b.** *Przegląd słodkowodnych zwierząt bezkręgowych. Aschelminthes, Rotatoria*. PIOŚ, Warszawa.
- Schwarzenbach R.P., Escher B.I, Fenner K., Hofstetter T.B., Johnson C.A., Gunten U., Wehrli B. 2006.** *The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems*, *Science* 313: 1072-1077.
- Siemińska J. 1964.** *Bacillariophyceae. Okrzemki*. [w:] *Flora słodkowodna Polski. T. 6*. Starmach K. (red.). Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Słoń J. 1999.** *Najeść się i przeżyć – jak to robią młode ryby?* *Kosmos*, 4: 501-508.
- Spoof L., Neffling M.R., Meriluoto J. 2010.** *Fast separation of microcystins and nodularins on narrow-bore reversed-phase columns coupled to a conventional HPLC system*. *Toxicon*, 55: 954-964.
- Starmach K.. 1989.** *Plankton roślinny wód słodkich [Freshwater phytoplankton]*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Tarczyńska M., Mankiewicz-Boczek J. 2005.** *Zagrożenia wynikające z obecności mikrocytyn w wodzie: wytyczne WHO*. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 5: 7-12.
- Tarczyńska M., Osiecka R., Kątek 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.

Tisdie E.S. 1931. *Epidemic of intestinal disorders in Charleston, occurring simultaneously with unprecedented water supply conditions.* American Journal of Public Health, 21: 198-200.

Trawczyńska A., Tołoczko W., Niewiadomski A. 2009. *Zawartość pierwiastków śladowych w wodach górnej Bzury.* Ochrona Środowiska i Zasobów Leśnych, 40: 491-496.

Urbaniak P., Dałkowski R. 2005. *Chemizm cieków Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich.* Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce, 3: 175-192.

Urząd Wojewódzki w Łodzi. 17.04.1996. Pozwolenie wodnoprawne.

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.

Wilde E.W., Tilly L.I. 1981. *Structural characteristics of algal communities in thermally altered artificial streams.* Hydrobiologia, 76: 57-63.

Wiśniowiecki R. 2007. *Rekultywacja jezior.* Zeszyty komunalne, 6(53): 67.

Wojtal A., Frankiewicz P., Izydorczyk K., Zalewski M. 2003. *Horizontal migration of zooplankton in a littoral zone of the lowland Sulejow Reservoir (Central Poland).* Hydrobiologia, 506-509: 339-346.

Yang X., Wu X., Hao H., HE Z. 2008. *Mechanisms and assessment of water eutrophication.* Journal of Zhejiang University SCIENCE B 9(3): 197-209.

Yu H-W., Lee J., Kim S., Nguyen G-H., In S., Kim I.S. 2009. *Electrochemical immunoassay using quantum dot/antibody probe for identification of cyanobacterial hepatotoxin microcystin-LR.* Analytical and Bioanalytical Chemistry, 394:2173–2181.

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. *Ekohydrologia – systemowe podejście do ochrony i rekultywacji jezior.* Zeszyty komunalne, 6(53): 67-70.

Zalewski M. 2008a. *Ecohydrology as trans-disciplinary tool for river restoration.* [w:] książka, Gumiero B., Rinaldi M., Fokkens B. (red.). CIRF, Italy.

Zalewski M. 2008b. *Perspektywy zrównoważonego rozwoju regionu łódzkiego: szanse i zagrożenia.* SWSPiZ, Łódź.

Zalewski M., Harper D.M., Demars B., Jolánkai G., Crosa G., Janauer G.A. and 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.* Harper D., Zalewski M., Pacini N. (red.). CABI, London.

Zalewski M., Izydorczyk K. 2008. *Zbiornik sulejowski i możliwości jego rekultywacji pod kątem spełnienia wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej.* Gospodarka wodna, 12: 500-504.

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, 1-8.

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.

Zhan L., Sakamoto H., Sakuraba M., Wu D-S., Zhang L-S., Suzuki T., Hayashi M., Honma M. 2004. *Mutat Res-gen.* Toxen, 557:1-6.