

Stacjonarne Studia Doktoranckie  
**Ekologii i Ochrony Środowiska**

# **Maciej Jerzy Skłodowski**

## **Możliwości zwiększenia samooczyszczania ekosystemów lotycznych przez regulację czynników biotycznych i abiotycznych**

Opportunities to increase water self-purification  
processes by regulating of selected abiotic and biotic  
parameters in the artificial stream experiment

Praca doktorska

wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej  
Instytutu Ekologii i Ochrony Środowiska

Promotor:

- prof. dr hab. Joanna Mankiewicz-Boczek

Promotor pomocniczy:

- dr hab. Adrianna Wojtal-Frankiewicz  
prof. nadzw. UŁ

## ***Podziękowania***

Pragnę podziękować wszystkim, którzy przyczynili się do powstania niniejszej pracy.

Serdecznie podziękowania dla:

**Pana prof. dr hab. Macieja Zalewskiego** za pomoc w wyborze tematu, inspirację oraz cenne wskazówki merytoryczne.

Promotorów:

**Pani prof. dr hab. Joanny Mankiewicz-Boczek** oraz

**Pani dr hab. Adrianny Wojtal-Frankiewicz prof. nadzw. UŁ**

za pomoc, wsparcie merytoryczne, poświęcony czas oraz zaangażowanie, dzięki któremu możliwe było napisanie tej pracy.

**Dr Ilony Gągały** za wsparcie w przeprowadzeniu analizy ilościowej bakterii i pracach laboratoryjnych.

**Mr Ahmed Sani Dauda** za entuzjazm oraz pomoc w pracach terenowych i laboratoryjnych.

**Mgr Sebastiana Ratajskiego oraz wszystkich pracowników** Stacji Terenowej Tresta UŁ za pomoc techniczną podczas prac terenowych oraz gościnność.

Całego zespołu **Katedry Ekologii Stosowanej i Europejskiego Regionalnego Centrum Ekohydrologii PAN** za możliwość współpracy, która zainspirowała w dużym stopniu sposób ujęcia tematu.

Moich najbliższych za stworzenie warunków umożliwiających wykonanie tej pracy.

## Spis treści

I	Wstęp.....	6
I.1	Antropocen i skutki eutrofizacji.....	8
I.1.1	Eutrofizacja.....	11
I.1.2	Wykorzystanie koncepcji ekohydrologii .....	13
I.2	Związki biogenne w wodach lotycznych.....	14
I.2.1	Azot .....	15
I.2.2	Fosfor.....	15
I.3	Eksperymentalne systemy lotyczne .....	16
I.3.1	Heterogenność środowisk lotycznych a przepływ wody.....	18
I.4	Proces samooczyszczania .....	20
I.5	Inne parametry abiotyczne i biotyczne w wodach lotycznych .....	22
I.5.1	Materia organiczna .....	23
I.5.2	Zacienienie.....	24
I.5.3	Biofilm peryfitonowy .....	25
I.6	Renaturyzacja i rekultywacja strumieni i małych rzek w myśl koncepcji ekohydrologii .....	26
II	Teren Badań.....	30
II.1	Źródło wody.....	34
III	Materiały i Metody .....	34
III.1	Cykliczny monitoring sztucznego strumienia - pobór próbek .....	35
III.1.1	Parametry fizyczne.....	36
III.1.2	Analiza parametrów chemicznych wody .....	37
III.1.3	Analiza parametru biologicznego - chlorofil <i>a</i> .....	38
III.2	Eksperymenty uzupełniające.....	38

III.2.1	Analiza zmian parametrów fizyko-chemicznych wody w trakcie kontrolowanego dopływu związków biogennych .....	38
III.2.2	Monitoring <i>on line</i> OB .....	40
III.2.3	Analiza dynamiki procesu dekompozycji .....	41
III.2.4	Analiza biofilmu peryfitonowego na wertykalnych powierzchniach badawczych	43
III.3	Analiza statystyczna wyników .....	45
IV	Wyniki .....	48
IV.1	Monitoring cykliczny .....	53
IV.1.1	Parametry fizyczne wody .....	53
IV.1.2	Przepływ .....	62
IV.1.3	Parametry chemiczne wody .....	63
IV.2	Analiza związków przyczynowo-skutkowych między parametrami badanymi w monitoringu cyklicznym .....	70
IV.3	Kontrolowany dopływ związków biogennych .....	70
IV.3.1	Temperatura wody .....	71
IV.3.2	Odczyn pH .....	72
IV.3.3	Tlen rozpuszczony .....	73
IV.3.4	Fosfor fosforanowy .....	74
IV.3.5	Azot azotanowy .....	75
IV.4	Monitoring <i>on line</i> .....	76
IV.4.1	Temperatura wody .....	76
IV.4.2	Tlen rozpuszczony .....	77
IV.4.3	Azot azotanowy .....	77
IV.5	Proces dekompozycji .....	79
IV.5.1	Proces dekompozycji w bystrzach i płosach .....	81
IV.5.2	Proces dekompozycji pomiędzy stanowiskami we fragmentach nasłonecznionych i zacienionych .....	83

IV.5.3	Proces dekompozycji pomiędzy stanowiskami z utrudnionym oraz łatwym dostępem dla bezkręgowców .....	84
IV.6	Analiza ilościowa chlorofilu <i>a</i> oraz bakterii .....	90
IV.6.1	Chlorofil <i>a</i> .....	90
IV.6.2	Bakterie .....	97
V	Dyskusja .....	103
V.1	Ocena funkcjonalności sztucznego strumienia w badaniach procesów samooczyszczania wody .....	103
V.1.1	Zróznicowanie hydromorfologiczne.....	104
V.1.2	Sedymentacja materii organicznej w plosach.....	106
V.1.3	Zmiany parametrów abiotycznych i biotycznych.....	107
V.1.4	Wpływ stężenia zanieczyszczeń w dopływie na efektywność procesu samooczyszczania wody podczas eksperymentów uzupełniających .....	112
V.2	Diagnoza relacji przyczynowo-skutkowych pomiędzy abiotycznymi i biotycznymi czynnikami determinującymi jakość wody .....	113
V.2.1	Parametry abiotyczne i biotyczne wytypowane podczas analizy przyczynowo-skutkowej oraz analizy korelacji .....	113
V.2.2	Wpływ siedliska oraz naświetlenia na zawartość chl <i>a</i> w biofilmie peryfitonowym .....	119
V.2.3	Wpływ siedliska oraz naświetlenia na ogólną liczbę bakterii w biofilmie peryfitonowym .....	120
V.2.4	Wpływ siedliska, dostępu bezkręgowców do substratu oraz rola naświetlenia na zróżnicowanie tempa dekompozycji .....	122
V.3	Wytypowanie kluczowych parametrów środowiskowych wpływających na tempo samooczyszczania wody .....	124
VI	Wnioski.....	128
VII	Streszczenie .....	130
VIII	Literatura.....	132
IX	Załączniki .....	160

IX.1	Spis tabel .....	160
IX.2	Spis rycin.....	163
IX.3	Załączniki .....	166
IX.3.1	Szacowany ładunek retencjonowany w OB.....	166
IX.3.2	Wyniki analizy statystycznej obserwowanych parametrów monitoringu cyklicznego	168
IX.3.3	Analiza zmienności wybranych parametrów monitoringu cyklicznego w OK vs OB przy użyciu testu Wilcoxona .....	170
IX.3.4	Wyniki zmian pozostałych parametrów wody w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2011 i 2012 .....	171
IX.3.5	Istotne różnice dla danych zebranych podczas kontrolowanego dopływu zanieczyszczeń biogenych.....	174

## I Wstęp

W świetle zmieniającego się podejścia do eksploatacji i zarządzania zasobami wód powierzchniowych, wzrasta zainteresowanie naturalnymi mechanizmami determinującymi samooczyszczanie wód płynących. Prowadzenie efektywnej gospodarki opartej na minimalizowaniu negatywnych skutków antropopresji w obszarze strumieni i dopływów rzek wymaga lepszego poznania tych procesów. Pozwoli to na redukcję ładunku pierwiastków biogennych zasilających wody, ograniczenie symptomów eutrofizacji, a w konsekwencji poprawę jakości wód powierzchniowych. Skuteczne reagowanie na eutrofizację jest skomplikowane ze względu na fakt, że dotyczy ona różnych typów ekosystemów, może występować w różnej skali i czasie. Przyczyny i skutki tego procesu bywają także różne, w zależności np. od transgranicznego charakteru zlewni i stopnia jej fragmentacji (Sharpley i in. 2009, Doody i in. 2012). Działania dążące do poprawy jakości wód ściśle wpisują się w treść dyrektyw europejskich, których przestrzeganie jest jednym ze sposobów na ograniczenie negatywnych konsekwencji oddziaływania człowieka na kondycję wód śródlądowych i przybrzeżnych (Mostert 2003). Przykładem jest dyrektywa w sprawie oczyszczania ścieków komunalnych (UWWTD 91/271/EWG), która reguluje gromadzenie i oczyszczanie ścieków na obszarach miejskich, dyrektywa w sprawie azotanów (ND 91/676/EWG), która promuje korzystne praktyki zarządzania w zakresie redukcji tej formy azotu w sektorze rolnym oraz ramowa dyrektywa wodna (WFD 2000/60/WE) nakłada wymóg dobrego stanu wód śródlądowych dzięki zintegrowanemu zarządzaniu dorzeczem. Transpozycją unijnych przepisów jest ustawa Prawo Wodne (Dz.U. 2017 poz. 1566). Przyczyniła się ona m.in. do rozszerzenia listy wskaźników stosowanych do oceny jakości wody o elementy biologiczne jak: fitoplankton, fitobentos, makrofity, makrobezkręgowce bentosowe i ichtiofauna (Dz.U. 2016 poz. 1187). Dodatkowo wprowadzono ocenę elementów hydromorfologicznych (m.in. reżim hydrologiczny, ciągłość cieku i warunków morfologicznych koryta) wspierających elementy biologiczne. Rozszerzenie oceny jakości ekosystemów o elementy biologiczne pozwala ocenić ogólny stan ekologiczny środowiska wodnego, który jest wynikiem m.in. szkodliwego oddziaływania poszczególnych zanieczyszczeń jaski i skumulowanego efektu ich mieszanin lub produktów rozkładu.

Strategia działania komisji helsińskiej „HELCOM” dotycząca Morza Bałtyckiego (BSAP 2007), jest ambitnym programem mającym na celu przywrócenie "dobrego stanu ekologicznego" środowiska morskiego Bałtyku do roku 2021. W 2007 r. wszystkie dziewięć krajów nadbałtyckich zgodziło się na wytyczne określone w Baltic Sea Action Plan (BSAP),

w celu ograniczenia eutrofizacji Morza Bałtyckiego. Założono, że należy zmniejszyć dopływ ładunku związków biogennych transportowanych rzekami do Bałtyku o odpowiednio 18% (115 000 t) dla azotu i 42% (15 000 t) dla fosforu (BSAP 2007, Almroth i Skogen 2010, Hong i in. 2012). Powyższe inicjatywy powinny opierać się na kombinacji podejścia "top down" (polityka i ustawodawstwo) i "bottom up" (lokalne działania ograniczające zanieczyszczenie wód) (Kiedrzyńska i in. 2014b).

Poznanie mechanizmów kontroli procesów obiegu materii i przepływu energii w ekosystemach i krajobrazie rozwija nowe perspektywy dla inżynierii ekologicznej wskazującej sposoby kształtowania obiegu wody, ograniczania jej zanieczyszczeń, oraz korzystnych dla gospodarki rolnej modyfikacji mikroklimatu, a także ochrony żywych zasobów przyrody poprzez harmonizację struktury krajobrazu (Ryszkowski 2004). Lepsze poznanie tych procesów jest szczególnie istotne w małych ciekach, gdzie przeważają zanieczyszczenia obszarowe, uznane jako ważny problem środowiskowy występujący na całym świecie, w tym w Ameryce Północnej (Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska 2002) i w Europie (Europejska Agencja Ochrony Środowiska 2005), gdzie strefa styku woda-łąd oddziałuje znacznie silniej na ciek ze względu na istotne znaczenie stosunku linii brzegowej do powierzchni wody. Jest to ważne dla racjonalnego zagospodarowania zasobów wodnych, ich optymalnego wykorzystania oraz ochrony (Peterson i in. 1997, Zalewski 1998). Człowiek wywiera silny wpływ na cykl krążenia związków biogennych tak jak związków azotu i fosforu zarówno w ekosystemach lądowych jak i wodnych (Vitousek i in. 1997). Dlatego implementacja wypracowanych rozwiązań w procesie renaturyzacji może istotnie przyczynić się do polepszenia jakości wód oraz obniżenia kosztów środowiskowych związanych z prowadzeniem gospodarki wodnej na terenach silnie zmodyfikowanych przez działalność człowieka.

W utrzymaniu dobrego stanu ekologicznego rzek nadal istotnym problemem pozostaje stosowanie adekwatnych metod, na tyle czułych, aby w jednoznaczny sposób określały skutki stresu antropogenicznego oraz służyły jako narzędzia używane przy renaturyzacji rzek (Karr 1999).

Klasyczna ocena jakości rzek polega na analizie cech fizyko-chemicznych wody (Müller i in. 2008, Fu i in. 2012) lub na badaniu biologicznej różnorodności organizmów wodnych np. bezkręgowców wodnych, glonów lub makrofitów (Edwards i in. 2004).

W ostatniej dekadzie podejście ekologów do sposobu oceny stanu zagrożenia zdrowotności cieków znacznie się zmieniło. Wielu autorów wskazuje, że w niektórych przypadkach stresory są w stanie zmieniać funkcje ekosystemu, ale niekoniecznie zmiany te dotyczą jego



struktury (Gessner i Chauvet 2002, Young i in. 2008). Moss (2008) rekomenduje holistyczne podejście do oceny skutków antropopresji, traktujące ekosystem rzeczny i jego obszar zlewniowy jako całość i obejmujące badania zmian w strukturze fizycznej (np. modyfikacje kanałów rzecznych i zlewni), a także stopień zanieczyszczenia substancjami biogennymi i wpływ tych czynników na różnorodność biologiczną.

Hydromorfologiczne ukształtowanie koryt cieków stanowi „formę” dla procesów biologicznych ich umiejętna harmonizacja z elementami antropogenicznymi już w obszarze koryta może być istotna z punktu widzenia naturalnych procesów samooczyszczania (Łapińska 1996).

Rozkład materii organicznej w rzekach stanowi kluczowy, chociaż w niewielkim stopniu poznany, zintegrowany wskaźnik, który skupia jednocześnie aktywność wielu zróżnicowanych filogenetycznie grup organizmów, m.in. bakterii, grzybów oraz bezkręgowców wodnych (Gessner i Chauvet 2002). Tempo dekompozycji jest również w istotny sposób zależne od czynników środowiskowych (np.: temperatury, pH, tlenu rozpuszczonego, substancji biogennych rozpuszczonych w wodzie, osadów i roślinności brzegowej rzek), które z kolei mogą podlegać modyfikacji przez działalność człowieka (Fleituch 2003, Woodward i in. 2012).

Skutki zmian klimatu i dynamika zjawisk termicznych oraz obserwowane ostatnio nasilone zjawiska hydrologiczne mają szczególnie, mało poznany, wpływ na procesy przemian w rzekach. Na przykład, przy wysokim stężeniu tlenu rozpuszczonego i jednocześnie wysokiej aktywności mikrobiologicznej, temperatura może wpływać na rozmieszczenie gatunków i na funkcjonowanie całego ekosystemu (Rostgaard i Jacobsen 2005). Reżim termiczny w istotny sposób reguluje wzrost i rozwój wielu wodnych gatunków (Chadwick i Feminella 2001). Temperatura wpływa istotnie na produkcję pierwotną, przemiany detrytusowe, dekompozycję, a w konsekwencji na zależności energetyczne w systemie rzek (Richardson 1992).

## **I.1 Antropocen i skutki eutrofizacji**

Ekosystemy rzek są powszechnie zagrożone przez czynniki stresogenne, takie jak zanieczyszczenia chemiczne, regulacja przepływu, zmiany geomorfologiczne, zmiany klimatyczne oraz gatunki inwazyjne (Vörösmarty i in. 2010, Jackson i in. 2016).

Zmiany powierzchni Ziemi będące wynikiem działania czynników abiotycznych oraz ewolucji biologicznej trwały od zawsze, jednak efektem rozwoju cywilizacji jest zbliżenie się do stanu, gdy 70% powierzchni kuli ziemskiej ulega modyfikacji i degradacji przez człowieka

(np.: Crutzen 2002, Zalewski 2014a). Obecnie, człowiek po raz pierwszy w historii Ziemi staje się odpowiedzialny za kształtowanie zjawisk przyrodniczych zachodzących w skali globu w większym stopniu niż procesy naturalne. Skłoniło to naukowców, w tym laureata nagrody Nobla P. Crutzen'a (specjalizującego się w chemii atmosfery) do nazwania tego zjawiska mianem Antropocenu (np.: Crutzen 2002, Meybeck 2002a, Zalasiewicz 2011). Zmieniające się w wyniku aktywności człowieka natężenia różnego rodzaju czynników fizycznych i chemicznych w środowisku wywierają także znaczący i wielokierunkowy wpływ na ekosystemy wód płynących (Izydorczyk i in. 2008, Gągała i in. 2014, Wagner i Zalewski 2016). Negatywne efekty użytkowania i przekształcania ekosystemów lądowych i wodnych, zagrożenia wynikające z ciągłego wzrostu populacji ludzkiej i skumulowanego wpływu lokalnych modyfikacji zlewni oraz ich wpływu na procesy ekologiczne są obserwowane i analizowane w skali globalnej (Zalewski 2014b). Ta zwiększona presja antropogeniczna w skali zlewni zmieniła proporcje składników biogenych w wodach powierzchniowych na całym świecie poprzez znaczne wzbogacenie wód ekosystemów wodnych w składniki pokarmowe, w tym podwyższone stężenia fosforu i azotu (Rycina 1) (Allan 1997, Jarvie i in. 2005). Wzrost stężenia związków biogenych, jest jednym z najbardziej popularnych symptomów związanych z degradacją słodkowodnych ekosystemów. Organizmy żywe w wodach płynących i procesy, które je utrzymują, są wysoce wrażliwe na szereg czynników środowiskowych determinowanych przez zmieniający się klimat. Te podstawowe czynniki to przepływ, temperatura, promieniowanie słoneczne (UV) i dopływ organicznej materii allochtonicznej wraz ze składnikami odżywczymi (Withers i Jarvie 2008). Transport azotu (N) i fosforu (P) ze źródeł rolniczych do strumieni lub rzek wzrósł w ostatnich latach w wielu regionach rolniczych i miejskich (Yang i in. 2007, Yin i in. 2007), powszechnie powodując eutrofizację w rzekach i zbiornikach wodnych usytuowanych w kontinuum rzeczonym (Smith 2003). Prowadzi to do wzrostu produkcji pierwotnej i zmian w strukturze gatunkowej glonów, przyspiesza procesy dekompozycji martwej materii organicznej oraz prowadzi do zmian w ogólnej strukturze sieci troficznych (Peterson i in. 1997, Pascoal i in. 2005). W konsekwencji przepływ energii z przeważającą aktywnością heterotroficzną zostaje, zdominowany przez aktywność autotroficzną. Zmiany stanu ekologicznego w wielu przypadkach można przewidzieć przy pomocy narzędzi predykcyjnych, jakimi są przekroczenia wartości norm wybranych parametrów środowiskowych. Niemniej jednak, w niewielkim stopniu odnoszą się one do wymiarów przestrzennych, które kształtują hierarchicznie funkcjonowanie rzek, zgodnie ze skalą: zlewiska, zasięgu, i siedliska (Frissell i in. 1986, Allan i Johnson 1997, Poff i in. 1997, Allan

2004). Wspomniany efekt zaznacza się zwykle w ciekach będących pod wyraźnym wpływem obszarowych zanieczyszczeń biogenych pochodzących z pól uprawnych, których sąsiedztwo oznacza często brak drzew i zacielenia (Hefting i in. 2005). Liczne badania wykazały, że drzewostan działa jak buforowa strefa filtrująca dla wód gruntowych, a związane z nim procesy naturalne prowadzą do spadku eksportu np. fosforu do wód powierzchniowych (Evans 2002, Ballester i in. 2003, Anbumozhi i in. 2005; Mouri i in. 2011, Skłodowski i in. 2014).



**Rycina 1. Fragment odwodnienia do rzeki Luciąża, Mierzyn – woj. łódzkie, w powiecie piotrkowskim, gmina Rozprza.**

Na negatywne oddziaływanie, przyspieszające proces eutrofizacji, szczególnie narażone są strumienie i małe rzeki (Zalewski 2002). Treść Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) definiuje jako małe strumienie te o zlewni wielkości od 10 do 100 km<sup>2</sup> (Biggs i in. 2014, Orlinsky i in. 2015). Z kolei, Lorenz i in. (2017) określają małe strumienie jako ekosystemy o wielkości zlewni < 10 km<sup>2</sup>. Małe strumienie stanowią znaczną część sieci wód płynących, cechują się wyższą bioróżnorodnością niż większe strumienie i odgrywają ważną rolę w regeneracji strumieni dalszego biegu np. po wezbraniach (Davies 2008, Biggs i in. 2014).

Ponadto degradacja stanu ekologicznego wynika z kilku typów presji: ładunków punktowych (bardziej lub mniej epizodyczne), zanieczyszczeń rozproszonych i budowli hydrotechnicznych powodujących zaburzenia ciągłości ekosystemów (Borchardt i Richter 2003). Ponadto należy pamiętać że dostające się do wód zanieczyszczenia to często złożone

mieszaniny, których wspólne efekty mogą być nieprzewidywalne (Paine i in. 1998, Culp i in. 2000, Roessink i in. 2008, Dehedin i in. 2013, Jackson i in. 2016).

W zależności od wpływu zanieczyszczeń na biotę można wyróżnić te, które zmniejszają aktywność biologiczną - są nimi toksyczne zanieczyszczenia np. pestycydy, których podwyższona obecność wpływa negatywnie przede wszystkim na małe strumienie ze względu na ich niewielki potencjał do rozcieńczania, szczególnie w okresach niskich stanów wód (Liess i in. 1999, Schultz 2004, Szöcs i in. 2017). Do drugiego rodzaju możemy zaliczyć te substancje, które wzmagają aktywność biologiczną w niskich stężeniach, ale redukuje ją w wysokich stężeniach (przyswajalne zanieczyszczenia, takie jak np. związki biogenne) (Odum i in. 1979). W ramach badań dotyczących wpływu zanieczyszczeń azotem w ekosystemach wodnych stwierdzono, że próg pomiędzy subwencją, a skutkami toksycznymi, dla związków azotu wyniósł  $0,1 \text{ mg N-NH}_4 \text{ L}^{-1}$  i  $17 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3$ , w testach toksyczności ostrej oraz  $0,05$  i  $1,1 \text{ mg L}^{-1}$  w testach toksyczności przewlekłych ( $> 30 \text{ d}$ ) (Camargo i Alonso 2006).

### **I.1.1 Eutrofizacja**

Eutrofizacja jest terminem opisującym biologiczne skutki wzrostu stężenia składników pokarmowych roślin w ekosystemach wodnych (zwykle azotu i fosforu, ale czasami również innych, takich jak krzem, potas, wapń, żelazo oraz mangan) (Hasler 1947, Harper 1992, Moss 2008). Eutrofizacja sama w sobie jest procesem naturalnym, trwającym setki lat począwszy od ekosystemów wodnych poprzez mokradła do ekosystemów lądowych (Harper 1992). Niestety antropogeniczne wzbogacenie zlewni w w/w związki odżywcze może znacznie przyspieszyć naturalny proces eutrofizacji, co wpływa negatywnie na organizmy wodne i funkcjonowania ekosystemu: 1) bezpośrednio poprzez reakcje roślin na zwiększenie stężeń substancji pokarmowych, a co za tym idzie m. in. ich intensywny ich wzrost; jak i 2) pośrednio poprzez wpływ niedoboru tlenu na zwierzęta.

Obecnie, zmiany klimatu i narastająca presja antropogeniczna, oddziałujące negatywnie na ewolucyjnie ukształtowane cykle biogeochemiczne (obieg pierwiastków biogennych), uważane są za główne przyczyny zwiększonej częstości występowania toksycznych zakwitów wód, zdominowanych bardzo często przez toksyczne sinice (cyjanobakterie), nazywanych wówczas potocznie zakwitami sinicowymi (*ang.: cyanobacterial blooms*) lub zakwitami toksycznych glonów (*ang.: harmful algal blooms HAMs*) (Zalewski 2000, Mankiewicz-Boczek i in. 2006, Heisler i in. 2008, O'Neil i in. 2012). Wzbogacanie wód w składniki odżywcze prowadzi do zwiększenia produkcji pierwotnej, co powoduje zmiany wartości

parametrów fizycznych, takich jak: temperatura, pH, zawartość tlenu rozpuszczonego, zawiesina, przewodność, a tym samym zmiany siedliskowe, a w konsekwencji naruszenie równowagi ekologicznej ekosystemu wodnego.

Jednym z pierwszych wyników badań nad eutrofizacją w wodach lotycznych prowadzonych przez Butcher (1947) było wykazanie, że wzbogacanie w związki biogenne doprowadziło do masowego wzrostu zielenicy *Cladophora glomerata* (Kützing) w rzece Tees, w Anglii. Podobne badania prowadzone w tej samej rzece w 1970 i 1980 roku dotyczyły masowych zakwitów glonów bentosowych (Dodds i in. 2004). Dodatkowo, warto przypomnieć, iż wskaźnik stężenia fosforu w wodach płynących świadczący o eutrofizacji jest często niższy ( $TP > 0,25 \text{ mg L}^{-1}$ ) od poziomu, który wywołuje stan eutrofii w jeziorach ( $TP > 0,1 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Paerl 2008, Rinta-Kanto i in. 2005, Dz.U. 2016 poz. 1187 z późn. zm.). Szczególnie widać to w dużych rzekach poddanych wpływowi aktywności antropogenicznej i w ciekach płynących przez obszary uprawne (Allan 1997).

Powstanie zakwitu wody zależy od wielu różnych parametrów środowiskowych, których optymalne wartości pokrywają się z wartościami progowymi przyjętymi dla procesu eutrofizacji. W skład parametrów środowiskowych istotnych dla powstania zakwitu wchodzi również inne czynniki takie jak: reżim hydrologiczny temperatura wody, pH, wspomniana dostępność składników odżywczych i ich stosunek stechiometryczny (azot ogólny - TN: fosfor ogólny - TP) (Dz. U. 2016 poz. 1187, Vaitomaa 2006, Paerl 2008). Należy również nadmienić, że każdy zakwit wynika z jednoczesnego działania wielu, często zróżnicowanych czynników (Heisler i in. 2008, O'Neil i in. 2012). Podobnie jak w wodach stojących, eutrofizacja powoduje dominację wybranych gatunków glonów, sinic i makrofitów. W wyniku tego procesu następuje spadek bioróżnorodności do kilku gatunków tolerujących zmiany zachodzące w ich naturalnym środowisku (Allan 2004, Dahl i in. 2004; Kukuła i Bylak 2011). Należy jednak pamiętać, że w zachowaniu różnorodności biologicznej niezwykle ważne są zbiorowiska roślin wodnych i związane z nimi gatunki zwierząt. Przykładem są larwy owadów bytujące na roślinach wodnych bądź ślimaki żerujące na liściach i łodygach wybranych gatunków (Mainstone i Parr 2002). Wiele gatunków ryb używa podwodnych części roślin wyższych jako miejsce tarła, które następnie stają się niezbędnym miejscem schronienia i siedliskiem żerowania dla młodych osobników (Mainstone i Parr 2002).

Wzrost biomasy roślin oznacza też zwiększenie aktywności procesów dekompozycji (Pascoal i in. 2005). Wysokie poziomy składników odżywczych stymulują aktywność mikroorganizmów heterotroficznych, a to zwiększa szybkość rozkładu i zarazem dostępność

zasobów pokarmowych dla bezkręgowców detrytusożernych (Niyogi i in. 2007, Pascoal i in. 2005). Kolejnym skutkiem eutrofizacji jest zmniejszenie liczby grup funkcyjnych makrobezkręgowców skorelowane z wysokim stężeniem substancji biogenych w wodzie (Townsend i in. 2003, Anderson-Glenna i in. 2008). Wzrost biomasy glonów i procesy dekompozycji mogą być powodem obniżenia stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie, szczególnie w nocy. Niedobór tlenu może wpłynąć negatywnie na społeczności bezkręgowców i ryb, powodując zwiększoną śmiertelność gatunków wrażliwych na deficyty tlenowe (Allan 1997, Mainstone i Parr 2002). Ponadto, zakwity zdominowane przez sinice, mogą produkować toksyczne metabolity wtórne, (np.: mikrocystyny, anatoksyny, saksitoksyny czy też cylindrospornopsyny), stanowiąc poważne zagrożenia dla ekosystemów wód powierzchniowych i człowieka, w skali globalnej (Chorus 2012).

### **I.1.2 Wykorzystanie koncepcji ekohydrologii**

Ocenę stopnia eutrofizacji powierzchniowych wód płynących oraz wyznaczenie związanych z nimi obszarów narażonych na zanieczyszczenia rolnicze przeprowadza się w Polsce, w oparciu o wartości graniczne wskaźników podanych w załączniku nr 1 do (Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 05 sierpnia 2016 roku. (Dz. U. z 2015 r. poz. 469, 1590, 1642 i 2295 oraz z 2016 r. poz. 352, z późn. zm.). Średnie roczne stężenia dwóch z tych wskaźników: TN i N-NO<sub>3</sub>, wynoszą odpowiednio powyżej 5 mg L<sup>-1</sup> i 2,2 mg L<sup>-1</sup>. Ilościowa ocena wielkości dopływającego ładunku pozwala prognozować ewentualne zmiany w statusie troficznym ekosystemu (Szyper i in. 2000). Pogarszanie się jakości zasobów wodnych jest związane w znacznym stopniu z degradacją cykli biogeochemicznych (m.in. azotu) w zlewni. Stąd potrzeba interdyscyplinarnego, m.in. opartego na założeniach opisanych w koncepcji ekohydrologii, podejścia uwzględnionego w Strategicznym Planie IHP 2014-2021 (UNESCO 2012).

Według koncepcji ekohydrologii, w celu zrównoważonego gospodarowania zasobami wodnymi i przyrodniczymi, rzeki, zbiorniki zaporowe i ich zlewnie, powinny być traktowane jako funkcjonalna całość (Zalewski i in. 1997, Zalewski 2000). Dlatego też poznanie i kontrola procesów zachodzących w zlewni zarówno w skali obejmującej małe cieki, po skalę krajobrazu, jest niezbędna dla zrównoważonego gospodarowania zasobami wodnymi. Struktura geomorfologiczna zlewni oraz klimat wyznaczają ramy dla procesów biologicznych, które dzięki ewolucyjnie wykształconej odporności i zdolności elastycznego reagowania na stres (w tym zanieczyszczenia) decydują o tolerancji ekosystemu na różne formy antropopresji (Zalewski 1997). Strefy buforowe (strefy roślinności brzegowej

między ekosystemami lądowymi, a wodnymi) skutecznie zmniejszają zawartość azotu i fosforu w wyniku rozproszenia zanieczyszczeń poprzez szereg mechanizmów (szczegółowy opis w: Doskkey i in. 2010, Parn i in. 2012). Ułatwiają przepływ energii i obieg materii między poszczególnymi elementami krajobrazu, wywierając w ten sposób silny wpływ na jego funkcję (Naiman i Decamps 1997, Puth i Wilson 2001).

Działania przeciwko negatywnym skutkom eutrofizacji wyznaczają główne podstawy biotechnologii i inżynierii ekohydrologicznej: (1) wzmocnienie mozaikowości zlewni, poprzez odtworzenie bioróżnorodności ekosystemów leśnych w dolinach rzek opartych na rodzimych gatunkach zwłaszcza na obszarach cieków pierwszego rzędu, gdzie zanieczyszczenia obszarowe są najwyższe; (2) zwiększenie potencjału asymilacji składników odżywczych w małych rzekach i strumieniach, poprzez podniesienie różnorodności biologicznej i wydajności, a także kształtowanie ekosystemów, w kierunku zwiększenia samooczyszczania wody; oraz (3) zwiększenie zdolności absorbowania składników odżywczych i zanieczyszczeń w wodach rzecznych (Kiedrzyńska i in. 2014a, Skłodowski i in. 2014, Wagner i Zalewski 2016).

## **I.2 Związki biogenne w wodach lotycznych**

Eutrofizacja, w wyniku wprowadzania składników pokarmowych pochodzenia antropogenicznego, w dużej mierze fosforu (Ulén i Kalisky 2005), ale także azotu (Sutton i in. 2011), jest w skali globalnej powszechnym i rosnącym problemem (Yang 2005, Liu i in. 2012). Wiele badań wykazało, że czynnikiem ograniczającym wzrost glonów i sinic jest stosunek N:P (Kajak i in. 1991). Z kolei, stosunek C:N:P w biomacie fitoplanktonu wynoszący ok. 106:16:1 (zwany stosunkiem Redfielda) gwarantuje optymalne wykorzystanie azotu i fosforu w procesach produkcji biomasy (Redfield i in. 1963, Lampert i Sommer 1998). Dlatego jeśli jeden z pierwiastków: węgiel, azot lub fosfor występuje w wyraźnie mniejszej proporcji niż wynika to ze stosunku stechiometrycznego, może on być czynnikiem limitującym dla większości producentów pierwotnej materii organicznej (Smith 1999). Reasumując, stosunek C:N:P wskazuje, który z pierwiastków biogennych może ograniczać rozwój fitoplanktonu, w tym glonów i sinic. Opierając się na wspomnianym naturalnym stosunku stechiometrycznym i licznych biotestach z wykorzystaniem glonów i sinic, przyjmuje się zazwyczaj, że jeśli stosunek N:P spada poniżej 16:1, glony i sinice będą miały mniej dostępnego azotu na jednostkę fosforu i dlatego ich produkcja będzie limitowana azotem, podczas gdy stosunek wyższy od 16:1 wskazuje na limitowanie fosforem (Omernik 1977). Tymczasem według Hough'a i Thompson'a, (1996) azot jest pierwiastkiem

limitującym wzrost glonów i sinic, gdy stosunek azotu do fosforu jest mniejszy niż 10:1. Przy stosunkach N:P w przedziale od 10:1 do 20:1 prawdopodobnie występuje łączne limitowanie rozwoju glonów przez oba pierwiastki biogenne. Wiśniewski (1995) odnotował podobną proporcję C:N:P w stosunku stechiometrycznym pierwiastków biogenych w wodzie słodkiej: 1200:23:1. Dlatego w ekosystemach wodnych fosfor jest potencjalnie pierwiastkiem „bardziej” limitującym produkcję pierwotną autotrofów, niż w przypadku innych składników pokarmowych.

### **I.2.1 Azot**

Azot jest głównym pierwiastkiem tworzącym aminokwasy, składowe białek i kwasów nukleinowych, jest też niezbędnym elementem budowy chlorofilu. Azot tworzy część związków biorących udział w wewnątrzkomórkowym transporcie energii, takich jak adenozyno-5'-trifosforan ATP (Bernhard 2010). Azot jest pierwiastkiem mającym istotny wpływ na dynamikę ekosystemów, a ze względu na liczne przemiany chemiczne i biologiczne, ma on najbardziej złożony obieg wśród wszystkich cykli głównych pierwiastków (Galloway 2003). Należy wymienić tutaj denitryfikację, nitrifikację i amonifikację jako główne procesy wyznaczające kierunek przemian związków azotu w środowisku (Levy-Booth i in. 2014). Końcowy produkt denitryfikacji azotanów, azot gazowy N<sub>2</sub>, usuwany jest do atmosfery zmniejszając tym samym ilość azotu dostępnego dla producentów pierwotnych.

### **I.2.2 Fosfor**

Fosfor w organizmie jest ważnym składnikiem wielu związków takich jak: adenozyjno-5'-difosforan (ADP) i adenozyjno-5'-trifosforan (ATP), kwasy nukleinowe, oraz koenzymy i fosfolipidy. Pierwiastek ten bierze również udział w fosforylacji cukrów (Steinman i Mulholland 2007). W naturalnych rzekach, roczne ładunki fosforu dostającego się do wód są bardzo niskie, ponieważ fosfor nie występuje obficie w strukturach geologicznych większości naturalnych koryt. Żywe organizmy rozwinęły skuteczne metody pozyskiwania ze środowiska fosforu w postaci nieorganicznej. Ciągłe pobieranie i uwalnianie składników pokarmowych poprzez mechanizmy biotyczne i abiotyczne powoduje jego bardzo efektywne krążenie zarówno w jeziorach jak i ekosystemach rzecznych. Poziom fosforanów w wodach płynących zależy przede wszystkim od aktywności antropogenicznej (Hahn i in. 2012). Wykazano, że działalność rolnicza jest w dużej mierze odpowiedzialna za rozproszone źródła P (Hahn i in. 2012; Ulén i in. 2007). Jednakże, ładunek fosforu z małych źródeł punktowych na obszarach wiejskich, takich jak małe oczyszczalnie ścieków i zbiorniki septyczne (Jordan i in.



2007), może być również ważny dla jakości wód, zwłaszcza w okresach niskich poziomów wody w zlewisku, kiedy proces rozcieńczania jest ograniczony (Withers i Jarvie 2008, Greene i in. 2011, Evans 2012). Ponadto badania wykazały, że stosowanie mineralnych nawozów w ciągu kilku lat może przyczynić się do spadku zdolności wiązania fosforu w glebach. Oznacza to, że więcej fosforu dostaje się do strumieni i rzek, a tym samym rośnie ogólny poziom fosforu w wodach (Sharpley i Rekolainen 1997, Müller i in. 2008).

W przeciwieństwie do związków azotu bardzo dobrze rozpuszczalnych w wodzie i podatnych na ługowanie z powierzchni, fosfor jest relatywnie szybko unieruchamiany w glebie i osadach dennych (Haygarth 1998). Ponieważ fosfor nie krąży w cyklu atmosferycznym, jak to jest w przypadku azotu cząsteczkowego, dlatego jego obieg może być scharakteryzowany jako zamknięty (Mitsch i Gosselink 2015).

Krążenie fosforu obejmuje złożoną zależność między osadami, roślinami wodnymi, biofilmem i wodą (Jarvie i in 2005). Zarządzanie podażą fosforu (lub zarówno P jak i N) jest zatem skutecznym środkiem zmniejszania produkcji pierwotnej, która wpływa na eutrofizację w jeziorach i rzekach (np. Wiśniewski 1995; Elser i in. 2007).

### **I.3 Eksperymentalne systemy lotyczne**

Na podstawie badań naturalnych ekosystemów, będących w równowadze dynamicznej, zwłaszcza w aspekcie ich wielowymiarowości, można oceniać ich obecny status oraz prognozować trendy zmian (Stanford i Ward 1993). Z powyższych względów w ostatnich latach rośnie liczba badań naukowych analizujących aktualny stan oraz potencjalne możliwości ekosystemów rzecznych, jako siedlisk dla organizmów wodnych, ale również pod względem tzw. usług ekosystemowych (*ang.*: ecosystem services) jakim jest zdolność do samooczyszczania. Do oceny tego potencjału wykorzystywane są m.in. inwentaryzacja, klasyfikacja i monitoring rzek, a przede wszystkim badania struktury siedlisk oraz wielkości przepływu (Platts i in. 1983). Ta charakterystyka powinna się również odnosić do konstruowanych sztucznych układów. Modele eksperymentalne ekosystemów sztucznego strumienia używane są jako narzędzia badawcze (Frutiger 1985). Przykładami pionierskich prób były eksperymenty typu „mikrokosmos” opracowane i stosowane przez Metcalf i in. (1971) oraz Taub i Crow (1980). Skonstruowali oni stosunkowo małe układy testowe (o długości <5 m) z zamkniętym obiegiem wody. Główne wątpliwości dotyczyły precyzyjnego doboru gatunków introdukowanych do systemu badawczego, którego nie można utożsamić z pełnowartościowym ekosystemem. Tak utworzona struktura miała niewiele wspólnego z zależnościami reprezentowanymi na naturalnych stanowiskach

(Moriarty 1983). Jedną z konkluzji samych autorów tego eksperymentu (Metcalf i in. 1971) było stwierdzenie, że stworzone modelowe ekosystemy miały ograniczoną wartość badawczą ponieważ zbyt uproszczona konstrukcja wykluczała wiele kompleksowych interakcji zachodzących w systemach naturalnych.

Późniejsze wyniki uzyskane w ulepszonych eksperymentalnych strumieniach, o bardziej kompleksowej strukturze gatunkowej, były w dużej mierze zbieżne z tymi uzyskanymi w naturalnych ekosystemach rzecznych, co uzasadnia wykorzystywanie ich jako poligonu do badań (Corcoll i in. 2015). Dobrym przykładem są wyniki badań Łapińskiej (1996) w wyniku których ustalono, że typ i struktura siedliska oraz obecność i struktura jego strefy ekotonowej odgrywają ważną rolę w rozmieszczaniu ryb w rzece.

Systemy sztucznych strumieni charakteryzują ich wymiary fizyczne, zwłaszcza długość (Belanger 1996). Propozycja podziału strumieni eksperymentalnych przez Hill i in. (1994), polegała na klasyfikacji strumieni eksperymentalnych do systemów w skali mezo tzw. „*mesocosm*”, gdy miały ponad 15 m długości i micro tzw. „*microcosm*”, gdy były krótsze (<15 m). Ta forma ogólnej klasyfikacji wynikała z potrzeby określenia stopnia złożoności biologicznej doświadczalnego strumienia oraz odpowiedniego realizmu interakcji ekologicznych, niezbędnych do realizacji założonych celów badawczych. Z badań Belanger'a (1993) wynikało, że w przypadku 152 analizowanych systemów testowych ich długość była wysoko skorelowana z czasem kolonizacji oraz czasem ekspozycji na zanieczyszczenia chemiczne.

Wielkość systemu testowego powinna uwzględniać atrybuty badań takie jak: czas trwania eksperymentu, czas kolonizacji przez organizmy, lokalizację, a także różnorodność biologiczną organizmów oraz ich biomasę (Belanger 1996). Chociaż wspomniane parametry nie opisują, w sposób wyczerpujący, złożoności biologicznej, bogactwa i bioróżnorodności, dość dobrze korelują z zależnościami troficznymi (Belanger 1996).

Sztuczne układy lotyczne można podzielić też ze względu na źródła wody, które mogą stanowić odchlorowaną wodę wodociągową (Pratt i in. 1987), wodę gruntową (Fairchild i in. 1985), wodę z jeziora bądź zbiornika (Rodgers i in. 1996) oraz wodę pobieraną bezpośrednio z rzeki (Łapińska 1996).

Poza tym wiele modelowych badań wykazało, że typ substratu, sposób pobierania próbek również wpływa na kompleksowość biologiczną (Belanger 1996).

Systemy lotyczne z uwzględnieniem sekwencji bystrzy i plos znalazły swoje odzwierciedlenie zarówno w skali *microcosm* (*micro*) jak i *mezocosm* (*mezo*). Przykładami przedsięwzięć prowadzonych z wykorzystaniem infrastruktury sztucznego strumienia w skali

*micro* nie przekraczającym długości 10 m były badania np. Dorn'a i in. 1996 czy Rodgers'a i in. (1996). Długością 12 metrów charakteryzowały się systemy opisywane przez Cuffney'a i in. (1990) oraz Belanger'a i in. (1993, 1996).

Fairchild i in. (1985) prowadził badania m.in. nad zanieczyszczeniami w osadach z wykorzystaniem 50 m systemu. Jedne z największych sztucznych systemów, przekraczające 500 m, zostały opisane przez Barrett i in. (2010) badających negatywny efekt parametrów hydrologicznych miejskiego strumienia na jakość siedlisk. Z dotychczasowych badań wynika, że zaletą dłuższych sztucznych strumieni jest możliwość poboru większej ilości próbek, co przekłada się na większą rzetelność obserwacji, nie powodując zakłóceń poprzez ingerencję w system (tj. pobieranie próbek nie staje się dodatkowym niepożądanym czynnikiem wpływającym na badany układ).

Reasumując, większość badaczy potwierdza użyteczność sztucznych strumieni w badaniach nad rolą grup organizmów tworzących biofilmy peryfitonowe w strumieniach, mogących przyczynić się do poprawy jakości wód płynących w myśl zasad ekohydrologii, oraz zielonej infrastruktury.

### **1.3.1 Heterogenność środowisk lotycznych a przepływ wody**

Pierwszorzędowym czynnikiem, z punktu widzenia ekologii, kontrolującym fizyczną strukturę rzeki jest energia kinetyczna związana z procesem przepływu wody i transportem osadu wyflukiwanego ze zlewni, ponieważ wpływa na rozkład zawiesiny pochodzącej z osadów dennych, cząstek materii organicznej i innych składników odżywczych (Vannote i in 1980). Dystrybucja tej materii determinuje rozkład rzecznej fauny i flory poprzez zmianę fizycznych warunków siedliskowych (redystrybucja podłoża) i dostępności energii (mierzonej produkcji pierwotnej lub stanu cząstek materii organicznej) (Vannote i in 1980, Statzner i in. 1988). Cykl hydrologiczny należy uznać za główny regulator potencjału ekologicznego w tym bioproduktywności i różnorodności biologicznej (Wojtal-Frankiewicz i Frankiewicz 2010). Analiza zmian tempa przepływu w czasie pozwala na ocenę właściwości zlewni pod kątem zdolności do retencji i transportu związków w dół strumienia (Gore 2001). Ponadto wszelkie przeszkody w korycie rzeki (tj. głazy, korzenie czy też duże fragmenty materii organicznej) modyfikują ten strumień energii, czego efektem jest wzrost strukturalnej i hydrologicznej heterogenności koryta rzecznej (Sullivan i in. 1986). Ogólnie można stwierdzić, iż badania ekologii rzek w przeważającej części oparte są na założeniu, że struktura, organizacja i rozwój zespołów organizmów rzecznych są zdeterminowane przez dynamiczną strukturę fizyczną tego ekosystemu (Frissell i in. 1986). Dlatego też, podkreślany

jest istotny wpływ specyficznych parametrów fizycznych na rozmieszczenie biocenoz w rzekach (Maitland 1990). Koncepcja ta, a także późniejsze jej rozwinięcie, podkreśla rolę czasoprzestrzennej heterogeniczności ekosystemów wodnych w strukturyzacji zespołów organizmów. W powyższej koncepcji siedlisko to forma, na bazie której ewolucja kształtuje specyficzne strategie życiowe organizmów (Łapińska 1996).

Tempo przepływu jest silnie związane z procesami zachodzącymi na obszarze bystrzy (miejsca na rzece w wypłyconej części koryta z przyspieszonym przepływem wody) i plos (wklęsłe zagłębienia w dnie rzeki między dwoma bystrzami o spokojnej wodzie). Są to siedliska charakteryzujące się dużą trwałością i stabilnością w czasie (zwłaszcza bystrza), oraz utrzymywaniem integralności bez względu na szybkość przepływu (Rabeni i Jacobson 1993). Występowanie sekwencji bystrzy i plos tłumaczy tzw. hipoteza hydraulicznego odwrócenia (*ang.*: The Hydraulic Reversal Hypothesis – Keller 1971), opisująca procesy kształtujące bystrza i plosa w zależności od wielkości przepływu rzeczno. Proces erozji, transportu i depozycji sedymentu, będący konsekwencją sinusoidalnego ruchu wody, jest podstawą tworzenia sekwencji bystrzy i plos i procesu naturalnego sortowania substratu, oraz obecności struktur w korycie rzeki (głazy i materia organiczna) (Keller 1971). Sekwencje bystrzy i plos, „pionowych meandrów” rzeki, są charakterystyczne dla wszystkich systemów rzecznych, chociaż nie są wykształcone w jednakowym stopniu (Newbury i Gaboury 1993). Systemy bystrzy i plos zawierają zróżnicowaną strukturę charakteryzującą się retencjonowaną materią organiczną o odmiennym pochodzeniu, co jest podyktowane dynamicznymi uwarunkowaniami hydromorfologicznymi i zlewiskowymi (Fazi i in. 2016).

W skali rzeki Meybeck (2002b) zaproponował następujące typy wzorców akumulacji zanieczyszczeń, w zależności od 1) odpływu, 2) rozcieńczenia, 3) ługowania / wymywania oraz 4) erozji (w tym efekt "pierwszego spływu"). Znaczenie okresów o dużym odpływie wody są istotne w ocenie zasilania, odpływu i kumulacji pierwiastków biogenych w odcinkach cieków. Na podstawie bilansu fosforu w rzece Bear Brook w New Hampshire ustalono, że 48% rocznego zasilania i 67% eksportu następuje w ciągu 10 dni hydrologicznego roku (Meyer i Likens 1979). Fosfor akumulował się jednakże przez 319 dni w roku i ta kumulacja (retencja) zwiększyła prawdopodobnie możliwości przetworzenia go w strumieniu. Pierwiastki biogenne kumulują się w czasie niskiego przepływu, ponieważ występują najczęściej w powiązaniu z drobnymi cząstkami, których transport zależy od odpływu. W istocie, dychotomia między okresami wysokiego i niskiego przepływu jest tak wyrazista, że można mówić o strumieniu znajdującym się odpowiednio w trybie „przelotowym” i „przetwórczym”. Dlatego też zmniejszając szybkość przepływu wody,

zwiększamy czas retencji zanieczyszczeń w strefie brzegowej oraz hyporeicznej, a co za tym idzie można w ten sposób zwiększyć stopień ich mikrobiologicznej degradacji (Meyer i Likens, 1979).

Procesy przechowywania i/lub eksportowania w słupie wody są również opisane przez koncepcje ekologiczne, takie jak koncepcja spirali związkówbiogennych (*ang.*: Nutrient Spiraling Concept, NSC) (Webster i Patten. 1979, Newbold i in. 1981) lub koncepcja kontinuum rzek (*ang.*: River Continuum Concept; RCC) (Vannote i in. 1980). W tym kontekście Zalewski i Naiman (1985) wykazali, że hierarchia czynników determinujących dynamikę zmian ekosystemowych w rzekach występuje w formie continuum od czynników abiotycznych do biotycznych.

#### **I.4 Proces samooczyszczania**

Wzrost ilości zanieczyszczeń transportowanych z ekosystemów lądowych do ekosystemów wodnych w wyniku zmian zachodzących w obrębie cieków wodnych, powodują spowolnienie procesów samooczyszczania wód płynących. Wraz z równoczesną kanalizacją koryt rzek i strumieni staje się to dominującym ograniczeniem usług ekosystemowych (Zalewski 2014a). Konsekwencją tych zmian jest pogarszający się stan wód oraz zanik naturalnych stref buforowych (Izydorczyk i in. 2015). Nadbrzeżne strefy buforowe są skuteczne w usuwaniu cząstek zawiesiny i ciał stałych zawartych w splywie powierzchniowym; jednakże rozpuszczalne formy azotu i fosforu nie są usuwane tak skutecznie, jak formy nierozpuszczalne tworzące osady (Dillaha i in. 1988). Wyniki zebrane z 44 poligonów badawczych (pola uprawne o nachyleniu w zakresie 1-14%) wykazały, że 10 metrowa strefa buforowa zmniejszyła zawartość zawiesiny organicznej, fosforu rozpuszczalnego i azotu azotanowego odpowiednio o 64%, 34% i 38% (Dunn i in. 2011), pozostała część dotarła do koryta i wód powierzchniowych, gdzie powinny ulec dalszej redukcji pod wpływem procesu samooczyszczania. Przyjmuje się, że im bardziej zróżnicowana struktura roślinności, tym wyższa efektywność stref buforowych (Borin i in. 2002).

W skali molekularnej atom lub pierwiastek występujący w słupie wody, w formie dostępnej dla organizmów, jest transportowany na pewną odległość jako substancja rozpuszczona, następnie zostaje wbudowany w organizmy, aby w końcu powrócić do wody w formie rozpuszczonej. Ponieważ zjawisko to polega na przemieszczaniu się danego atomu (np. fosforu) przez poszczególne poziomy troficzne przy jednoczesnym stałym przemieszczaniu się poszczególnych organizmów w dół strumienia, stąd proces ten nazwany został przez Webstera i Pattena (1979), a później uściślony przez Newbolda i innych (1981),

jako spiralne przemieszczanie się związków biogennych wzdłuż kontinuum rzeczno. Należy zaznaczyć, że spiralny proces przemieszczania się związków biogennych w dół systemu rzeczno został zasugerowany już znacznie wcześniej, w jednej z prac Starmacha (1956).

Po raz pierwszy na możliwość samoistnego oczyszczania wód rzecznych zwrócił uwagę w 1891 roku Pettenkofer (Cooper i in. 1919). Podkreślił on również fakt, iż rozpuszczony w wodzie tlen w istotny sposób wpływa na proces samooczyszczania. Benoit (1971) zdefiniował proces samooczyszczania jako częściowe lub całkowite odtworzenie, stanu wyjściowego strumienia, poprzez naturalne procesy. Stan wyjściowy został zdefiniowany jako moment przed wprowadzeniem (zwykle za pośrednictwem człowieka) określonej ilości substancji z zewnątrz wystarczającej pod względem jakości i ilości, aby spowodować mierzalną zmianę fizyczną, chemiczną i / lub biologiczną w charakterystyce strumienia. Nie bez przyczyny autor odniósł się w tej definicji do strumienia jako całości, a nie jedynie do medium transportującej substancje jakim jest woda.

Wührmann (1972) opisał samooczyszczanie jako ogół procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, dzięki którym następuje redukcja ilości zanieczyszczeń w wodzie. Biodegradacja substancji organicznych, w wyniku m. in.: mineralizacji, asymilacji, nityfikacji czy też denityfikacji, prowadzi do samooczyszczania się strumienia. Według badacza, asymilacja rozpuszczonych substancji organicznych i substancji biogennych w wodzie z udziałem bakterii, roślin i zwierząt, jak i proces mieszania i rozcieńczania, możemy zakwalifikować do samooczyszczania. Kluczowe w przypadku omawiania procesu samooczyszczania w strumieniach i rzekach zanieczyszczonych, są interakcje powodujące zmiany liczebności pomiędzy poszczególnymi grupami organizmów w tym: glonów, grzybów i bakterii oraz związane z tym zmiany stężeń wybranych parametrów wody takich jak zawartość tlenu, BZT (biologiczne zapotrzebowanie na tlen) i wybranych związków azotu i fosforu rozpuszczonych w wodzie. Organizmy biorące udział w procesie samooczyszczania zostały podzielone przez Uhlman'a (1975) na trzy grupy: polisaproby, mezosaproby oraz oligosaproby, stąd też koncepcja podziału wód płynących (wg. obecności organizmów wskaźnikowych) na strefy: polisaprobową, beta-mezosaprobową, alfa-mezosaprobową oraz oligosaprobową. Wyznaczenie wspomnianych stref wynika z zaobserwowanej konsekwencji zmian parametrów wzdłuż cieku. Powyższe obserwacje przyczyniły się do współczesnego rozumienia procesu samooczyszczania wód płynących. Najbardziej kompleksowo proces samooczyszczania charakteryzuje definicja USEPA (*ang.*: United States Environmental Protection Agency). Rozróżnia ona procesy prowadzące do: zmniejszania toksyczności,

ruchliwości, masy, objętości lub stężeń zanieczyszczeń na fizyczne, chemiczne i/lub biochemiczne (USEPA 1999, Malina 2007). Procesy, które powodują te korzystne dla jakości środowiska zmiany, to: adwekcja, dyfuzja, dyspersja, sorpcja, wymiana jonowa i rozpad fizyczny, chemiczny i/lub biologiczny (Słownik hydrogeologiczny 2002).

Ochrona zdolności samooczyszczania wody przez cieki i strumienie powinna być istotnym elementem programów ochrony środowiska (Ostroumov 2002). Jednak jest to proces nie do końca poznany, co skutkuje brakiem precyzyjnych wytycznych pozwalających na jego regulację. W tym celu niezbędna jest kontynuacja badań dotyczących nie tylko samego procesu, ale też poznania środowiskowych relacji przyczynowo-skutkowych determinujących jego efektywność. Na proces samooczyszczania należy spojrzeć w szerszym interdyscyplinarnym kontekście.

Wśród abiotycznych czynników istotnych w procesie samooczyszczania wód płynących należy wymienić przede wszystkim parametry hydrologiczne, takie jak prędkość wody, przepływ oraz temperatura, determinowane przez ukształtowanie zlewni tj. geomorfologię oraz klimat. W grupie czynników biotycznych znajdują się parametry determinowane przez „biotę” tj.: zdolność przetwarzania zanieczyszczeń przez organizmy, tempo dekompozycji oraz produkcja pierwotna. Wysoka produkcja pierwotna przyspiesza krążenie spiralne związków biogennych w rzece (Newbold i in. 1992) i w rezultacie zwiększa dopływ energii do wyższych poziomów troficznych, określając w ten sposób pojemność środowiska np. dla ryb (Schiemer i Zalewski 1992).

## **1.5 Inne parametry abiotyczne i biotyczne w wodach lotycznych**

Kajak (1991), wskazuje, że ilość i jakość wody w kaskadzie dużej rzeki zależy w znacznym stopniu od właściwej gospodarki w dorzeczu, a więc bezpośrednio od procesów ekologicznych zachodzących w małych rzekach. Jednocześnie powyższe założenie nawiązuje do koncepcji kontinuum rzeczno (RCC) (Vannote i in. 1980), która sugeruje, że struktura zespołów roślin i zwierząt wzdłuż biegu rzeki jest odzwierciedleniem stopniowych zmian w zasobach, które są determinowane przez zmiany w czynnikach abiotycznych wraz z biegiem rzeki. Czynniki abiotyczne (stochastyczne) uważane są za pierwszorzędne w kształtowaniu bioty w środowisku zmiennym, podczas gdy rola biotycznych (deterministycznych) rośnie w środowisku stabilnym (Zalewski i Naiman 1985).

Zmiany w hierarchii mechanizmów kontrolujących dynamikę ekosystemów zostały ujęte w koncepcji „Kontinuum czynników abiotycznych – biotycznych” (Zalewski Naiman 1985). Strukturę i dynamikę zespołów roślin i zwierząt w wodach płynących kontrolują oraz

ograniczają dwie grupy czynników: wspomniane wcześniej abiotyczne (fizyczne: temperatura, parametry struktury siedliska i parametry chemiczne wody) oraz biotyczne (charakterystyka gatunku wyrażona przez morfologię, fizjologię i behavior oraz interakcje międzygatunkowe: konkurencję, drapieżnictwo i pasożytnictwo) (Zalewski i Naiman 1985, Power i in. 1988).

Dynamika interakcji biotycznych jest nierozzerwalnie związana ze zmiennością abiotycznych parametrów ekosystemu rzecznoego (Zalewski 1986, Power i in. 1988). Abiotyczne parametry determinują zarówno interakcje biotyczne, jak i trofię (zasoby pokarmowe) rzeki (Gordon i in. 1992). Z w/w czynników, fizyczne są generalnie bardziej przewidywalne, mniej zmienne i łatwiejsze do pomiaru, niż biologiczne czy chemiczne i z tego powodu preferowane w monitoringu ekosystemów rzecznych. Komponent biologiczny reaguje natomiast na określony typ siedliska opisanego przez ekologicznie znaczące parametry fizyczne (np. przepływ wody, prędkość prądu, kształt koryta rzecznoego, głębokość wody, typ substratu, obecność roślinności czy zacienienie) i adaptuje się do niego. Prowadzi to do wniosku, że na podstawie wybranych parametrów abiotycznych można przewidywać produktywność czy różnorodność zespołów organizmów wodnych (Gordon i in. 1992). Dokładność takich przewidywań zależy będzie od tego, w jakim stopniu pozostałe czynniki, tj. chemiczne (np. zanieczyszczenia), biotyczne oraz trofia, wpływają na biocenozę danego ekosystemu rzecznoego (Łapińska 1996).

### **I.5.1 Materia organiczna**

Według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. (Dz.U. 2016 poz. 1187, z późn. zm.) zawiesiny ogólne są to nierozpuszczone substancje organiczne i mineralne określane w jednostkach wagowych na jednostki objętości. W ujęciu klasycznej ekologii naturalne systemy rzeczne są otwartymi systemami hydraulicznymi znajdującymi się w ciągłej równowadze dynamicznej. Otwartość ta wynika z tego, że względnie duża proporcja materii i energii pochodzi z otaczającego ekosystemu lądowego, tzn., funkcjonowanie systemu lotycznego zależy od dopływu allochtonicznej materii organicznej. W takim wypadku, strefa roślinności działa w korycie rzeki / strumienia jak filtr kontrolujący tę wymianę (Cairns i in. 1992). Martwe elementy roślin oraz inny gruby detrytus dostający się do cieków, drobne cząsteczki pochodzące z wielu źródeł i rozpuszczona materia organiczna stanowią trzy główne kategorie martwej materii organicznej (wielkość cząstek). Zazwyczaj wyróżnia się grubo cząsteczkową materię (CPOM - *ang.*: coarse particulate organic matter, mniejszą od 1 mm i większą od 0,5  $\mu\text{m}$ ), oraz rozpuszczoną materię organiczną (*ang.*: DOM-



dissolved organic matter, mniejszą od 0,5  $\mu\text{m}$ ). Łącznie źródła te mogą dostarczać znacznie więcej energii od energii gromadzonej w samym cieku na skutek fotosyntezy. Według założeń RCC, będącej w latach osiemdziesiątych stymulatorem postępu w ekologii rzek (Zalewski i Naiman 1985), największe jakościowe i ilościowe zmiany w materii allochtonicznej, dostarczanej do strumieni z otaczających ekosystemów lądowych, zachodzą w górnych odcinkach strumieni – od I do V rzędu. Odcinki te zarówno pod względem liczby strumieni jak i ich całkowitej długości, stanowią ponad 90% systemu rzecznoego, a pod względem powierzchni wody od 30 do ponad 50%. Ponadto właśnie w tych odcinkach występuje najintensywniejsza dekompozycja materii allochtonicznej, dzięki wspomnianej już aktywności bakterii, grzybów i bezkręgowców (Zalewski i in. 1990).

Cząstki zawiesiny bogate w związki fosforu, retencjonowane w obszarach o obniżonej energii hydraulicznej, umożliwiającej sedimentację (płosa, rozlewiska), wspomagają wzrost roślin w kolejnych sezonach wegetacyjnych poprzez bezpośrednie pobieranie przez korzenie lub cykliczne uwalnianie do płynącej wody. Materia organiczna pochodzenia allochtonicznego znajdująca się w strumieniu, która nie weszła w spiralną cyrkulację ze względu na silne zacienienie, jest tracona na korzyść dużej rzeki lub zbiornika zaporowego poniżej w okresie gwałtownych przyborów wód (Zalewski i in. 1990).

### **I.5.2 Zacienienie**

Lasy efektywnie wykorzystują składniki biogenne w dużym cyklu zamkniętym (Abelho 2001), co skutecznie ogranicza ich odpływ ze zlewni (McElarney i in. 2010). Ponadto ekstensywnie użytkowane obszary zalesione zazwyczaj mają szersze i bardziej ciągłe strefy buforowe (Booth 1991), które chronią systemy wodne, poprzez kontrolowanie odpływu (Rodgers i in. 2010, Drinan i in. 2013). Natomiast lepszy dostęp światła powoduje większą aktywność producentów pierwotnych (PP.) m.in. glonów, a ostatecznym efektem tego jest przewaga procesów autotroficznych nad heterotroficznymi - respiracją (R) stąd  $(PP/R > 1)$  w takim odcinku rzeki. Efektem kompleksowości ekotonu, ograniczającym dostęp energii świetlnej do rzeki, jest dłuższe retencjonowanie materii organicznej w zacienionych odcinkach i jej okresowe uwalnianie w dużych ilościach w okresie powodzi. Badania, zmierzające do określenia ilości światła, które powinno docierać do koryta rzecznoego w zależności od efektów jakie wywiera ono na strukturę i biocenozę rzeki, przyczyniły się do rozwoju technik kontroli przede wszystkim produktywności pierwotnej. Wykorzystują one zarówno zacienienie naturalne m.in. drzewa i krzewy, jak i sztuczne osłony używane w sadownictwie (Dawson i Kern-Hansen 1979). Dawson i Kern-Hansen (1979) na podstawie

badan eksperymentalnych zaproponowali, że optymalna ilość światła (z punktu widzenia heterogenności siedlisk) powinna wynosić ok. połowę wartości notowanej dla otwartego koryta rzeki. Autorzy stwierdzili, że nie jest wskazane zacienianie koryta w większym stopniu ze względu na związaną z tym nadmierną redukcję lub nawet zanik siedlisk i kryjówek dla ryb i bezkręgowców, których źródłem pokarmu są wymagające światła makrofity. Powyższą zależność trafnie charakteryzuje koncepcja pośredniej kompleksowości ekotonu (Zalewski i in. 1994, Zalewski i in. 2003). Zakłada ona, że optymalne szlaki przepływu energii oraz spiralnego obiegu związków biogennych mogą być uzyskane w wyniku regulacji produkcji pierwotnej na obszarach koryt strumieni i rzek poprzez świadomą regulację dostępu światła do systemu (regulacja zacienienia). Umożliwia to zachowanie optymalnych proporcji masowych poziomów troficznych oraz bioróżnorodności. Według Łapińskiej (1996) wartość zacienienia koryta rzecznoego od 300 do 600  $\mu\text{E cm}^2 \text{s}^{-2}$  zapewnia warunki najbardziej sprzyjające produktywności wtórnej w rzekach, nieefektywnie włączane do obiegu związków biogennych.

### **I.5.3 Biofilm peryfitonowy**

Biofilmy to systemy złożone głównie z mikroorganizmów fotoautotroficznych (glonów) i heterotroficznych (bakterii, grzybów i pierwotniaków), minerałów nieorganicznych i polimerów organicznych (Rao 1997). Peryfitonowe glony o dużych, widocznych gołym okiem plechach oraz formy mikroskopijne można podzielić na epiliton (porastający kamienie), epipelon (rosnący na powierzchni miękkich osadów) i epifiton (rosnący na innych roślinach). W rzekach o umiarkowanym i szybszym nurcie, wzrost perifitonu zachodzi również dynamiczniej, w tym np. *Cladophora* sp. (Kützing) i okrzemek epifitycznych oraz zmniejsza występowanie płytko zakorzenionych makrofitów (np. *Batrachium hederaceum* L. czy *Callitriche* L.) (Hilton i in. 2006).

Wykazano, że biofilm peryfitonowy szybko odzwierciedla zmiany w środowisku, co umożliwia jego wykorzystanie jako wskaźnika oceny stanu ekosystemów wodnych (Guasch i in. 2003, Lawrence i in. 2004, Porsbring 2007, Ancion i in. 2014). Lear i in. (2009) wykorzystali badania bakteryjnego DNA ze strumienia wód powierzchniowych w celu oceny zmian w wyniku wpływu użytkowania obszaru zlewni. Podobnie, Rotter i in. (2013) stwierdzili, że struktura peryfitonu w rzece Łaba może być wykorzystana w celu ekologicznej oceny wpływu pestycydów na warunki skutecznego wdrożenia Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW).

W większości małych strumieni to glony bentosowe są dominującymi producentami (Wehr i Sheath 2003). Natomiast bakterie, obficie występujące w wodach płynących, mają wpływ na cykl fosforu poprzez rozkład rozpuszczonej, drobnocząsteczkowej i grubo cząsteczkowej materii organicznej z autochtonicznych i allochtonicznych źródeł (Pusch i in. 1998).

Mikroby w wyniku procesów metabolicznych zarówno przyswajają, jak i uwalniają fosfor jako część procesu dekompozycji, zapewniając istotne połączenie tzw. pętlę mikrobiologiczną w większości łańcuchów heterotroficznych.

Epifityczne, epilityczne i pływające maty perifytonowe oraz fitoplankton asymilują fosfor bezpośrednio z kolumny wodnej, „maty” glonów nitkowatych mogą również opóźnić transport fosforu do słupa wody i działać jako "filtry", usuwając zawieszony cząsteczkowy fosfor z kolumny wodnej (Dodds 2002).

Czynnikami potencjalnie wpływającymi na populacje organizmów peryfytonowych oprócz światła są: temperatura, prąd wody, rodzaj podłoża, niszczący wpływ wezbrań, skład chemiczny wody i presja konsumentów (Whitton 1975).

Peryfiton jest ważnym źródłem energii dla niektórych bezkręgowców, szczególnie w płytkich nieocienionych ciekach. Są one też miejscem aktywnego, mikrobiologicznego wiązania DOC (*ang.*: dissolved organic carbon) (Dahm 2013). Tam gdzie ich biomasa i aktywność metaboliczna jest duża, tam również tempo usuwania związków biogennych będzie największe.

Działanie mikrobiologiczne polega zatem w dużym stopniu na retencji materii allochtonicznej zarówno w osadach dennych, w biofilmach na powierzchni bentosowej, jak i w stałych częściach zawieszonych w słupie wody (Droppo 2001).

## **I.6 Renaturyzacja i rekultywacja strumieni i małych rzek w myśl koncepcji ekohydrologii**

Poprzez renaturyzację rozumiemy kompleksowy zespół procedur, działań, przekształceń, zabiegów wykonawczych i pielęgnacyjnych oraz samoczynnych procesów przyrodniczych, mających na celu przynajmniej częściowe przywrócenie rzece jej stanu naturalnego, lub gdy jest to nieosiągalne, stworzenie (w ramach istniejących ograniczeń) korzystnych dla fauny i flory warunków życia. Celem rekultywacji jest poprawa ekologicznego stanu strumienia, bądź rzeki, ale efekt końcowy działania nie musi przypominać „oryginalnego”, pierwotnego strumienia (Hobbs i Norton 1996). Powyższe zabiegi obejmują wiele technik związanych z odtworzeniem hydrologicznych, morfologicznych i ekologicznych cech, które zostały utracone przez ekosystem wskutek urbanizacji, rolnictwa i innych form użytkowania zlewni.

Zwłaszcza ekstremalne zaburzenia struktury rzeki, wynikające z jej regulacji, a w szczególności kanalizacji, wymagają prac zmierzających do poprawy lub całkowitego odtworzenia prawidłowo funkcjonujących siedlisk (Cairns i in. 1992). Renaturyzacja rzek i strumieni wymaga podejścia multidyscyplinarnego, gdyż dotyczy zarówno hydrauliki rzeki jak i funkcjonowania biocenozy. Należy ją ponadto przeprowadzać metodami aktywnymi, gdyż działanie pasywne, czyli pozostawienie strumienia i oczekiwanie na morfologiczne i biologiczne odnowienie, jest procesem bardzo długotrwałym, wymagającym od 10 do 100 lat (Gordon i in. 1992).

Dotychczasowe podejście do kwestii regulacji rzek, mającej na celu przede wszystkim zmniejszenie ryzyka powodzi poprzez m. in. przyspieszenie odpływu wód z dna doliny w wyprostowanym korycie rzeki, jest od dłuższego czasu postrzegane jako działanie kontrowersyjne mając na uwadze negatywne skutki środowiskowe tych zabiegów (Tomiałoć 1995). Jedną z konsekwencji regulacji koryta strumienia bądź rzeki może być obniżenie zdolności samooczyszczania. Jest to jeden z argumentów potwierdzających opinię, że rezultaty działań ograniczających się do technicznych prac regulacyjnych na obszarach stanowiących obszar życiowy zwierząt i roślin są niewystarczające (Żelazo i Popek 2002).

W Polsce, tylko w latach 1990-2000, uregulowano ok. 4377 km rzek. W 2002 roku zarejestrowano ok. 40 000 km uregulowanych cieków, a od 2002 do 2011 ilość km zabudowanych technicznie rzek i potoków wzrosła o ok. 1100 km. Według GUS w 2016 r. biorąc pod uwagę całkowitą długość rzek i kanałów (75297 km), 37 % (43442 km) stanowiły rzeki uregulowane, a kwota nakładów na regulację i zabudowę rzek i potoków górskich wyniosła 240 mln zł.

Powyższe działania motywowane są najczęściej ochroną przeciwpowodziową, jednak efekt często jest odwrotny, a zagrożenie powodziowe wzrasta wraz z wzrostem zanieczyszczenia wód. Jest to spowodowane głównie niedostatkiem tzw. „małej retencji” na obszarze zlewni. Mała retencja to zatrzymywanie lub spowalnianie spływu wód w obrębie małych zlewni, przy jednoczesnym zachowaniu i wspieraniu rozwoju krajobrazu naturalnego (Mioduszewski 2002). Obszary styczne wód powierzchniowych z terenami intensywnie użytkowanymi m.in. rolniczo, obejmujące cieki i rowy melioracyjne, są szczególnie narażone na zanieczyszczenia ze źródeł obszarowych. Jest to spowodowane wysokim współczynnikiem długości brzegów do relatywnie małej objętości odprowadzanych wód, porównując z dużymi rzekami (Peterson i in. 1997) oraz siedliska narażonego na działalność człowieka. Według Karra i in. (1999) działalność człowieka może doprowadzić do:

- zmniejszenia powierzchni siedliska wskutek redukcji meandrów,

- spadku stabilności substratu dennego i brzegów kanału rzecznego,
- ujednolicenia głębokości wody,
- redukcji struktur urozmaicających dno (np. substrat denny, makrofity czy gruby detrytus)
- redukcji roślinności przybrzeżnej.

Powyższe zaburzenia struktury ekosystemów rzecznych zmieniają naturalnie heterogenne systemy w homogenne oraz zakłócają ich równowagę dynamiczną (Brookes 1988). Przekształcenie jakiegokolwiek czynnika tworzącego tę równowagę, musi być kompensowane zmianami pozostałych. Zatem, efektem zmian struktury przestrzennej rzeki w wyniku jej regulacji, a zwłaszcza kanalizacji, jest dążenie do ustalenia nowego stanu równowagi dynamicznej koryta (Brookes 1988). Taka działalność zakłócająca jakość siedlisk ingeruje zatem w strukturę i funkcjonalną łączność elementów ekosystemu rzecznego, będącą warunkiem istnienia „ekologicznie zdrowej zlewni rzecznej”, cechującej się wysoką produktywnością biologiczną i bioróżnorodnością (Karr i in. 1999).

Nowoczesne metody renaturyzacji strumieni pozwalają na odtworzenie się naturalnej geometrii kanału – meandrów oraz sekwencji bystrzy i plos, przywracając, szczególnie rzekom nizinnym, wartości biologiczne, a także estetyczne. Metodami odtwarzania sekwencji bystrzy i plos jest modyfikacja strumienia polegająca najczęściej na pogłębianiu (progi denne), budowie tam i ostróg oraz dodaniu substratu – żwiru, kamieni, czy sztucznych struktur, wymuszających wymywanie plos i powstawanie ławic piaskowych, będących podłożem bystrzy (Żelazo 1992).

Ochrona i rekultywacja ekosystemów lotycznych powinna odwoływać się do metod wykorzystujących stopniowo wykształcone właściwości ekosystemu, odpowiedzialne za jego odporność i zdolność elastycznego reagowania na antropopresję. Założenie to jest podstawą koncepcji ekohydrologii, powstałej w ramach Międzynarodowego Programu Hydrologicznego UNESCO (Zalewski i in. 1997; Zalewski 2000). Według tej koncepcji, poznanie właściwości ekosystemu umożliwi ich wykorzystanie do zarządzania środowiskiem, poprzez wzajemne regulacje procesów biologicznych i hydrologicznych (Zalewski 2000). Zabiegi te mają na celu przywrócenie cyklom biogeochemicznym (m.in. obieg azotu i fosforu) ich ewolucyjnie ukształtowane właściwości oraz podniesienie odporności środowiska na antropopresję (Zalewski 1997).

Potrzeba lepszego poznania czynników regulujących proces samooczyszczania strumieni i rzek mających znaczenie dla racjonalnego zagospodarowania zasobów wodnych i ich optymalnego wykorzystania oraz ochrony, była powodem sformułowania następujących hipotez badawczych w prezentowanej pracy doktorskiej:

H<sub>1</sub>: Sztuczny strumień w skali „mezo” jest skutecznym narzędziem badawczym do kwantyfikacji czynników abiotycznych i biotycznych w procesie samooczyszczania.

H<sub>2</sub>: Naturalna zmienności warunków środowiskowych oraz zróżnicowanie siedliskowe wpływa na zmianę hierarchii czynników wpływających na samooczyszczanie małych cieków w obszarach rolniczych.

Cele badawcze zrealizowano z użyciem metod zgodnych z zasadami ekohydrologii (Zalewski 2000, 2002, 2006) w następujących etapach:

**Ocena funkcjonalności sztucznego strumienia w badaniach procesów samooczyszczania wody (I zasada ekohydrologii):**

Monitoring i ocena dynamiki zmian wybranych parametrów jakości wody w poszczególnych fragmentach sztucznego strumienia w wyniku procesu produkcji i respiracji;

Ocena zmian wybranych parametrów wody w kontekście hydromorfologicznego ukształtowania koryta sztucznego strumienia.

**Diagnoza relacji przyczynowo-skutkowych pomiędzy abiotycznymi i biotycznymi czynnikami determinującymi jakość wody (II zasada ekohydrologii):**

Analiza przyczynowo-skutkowa polegająca na identyfikacji i hierarchizacji głównych czynników regulujących dynamikę ekosystemu sztucznego strumienia wraz z oceną wpływu tych elementów na procesy biotyczne i abiotyczne;

Ocena efektywności procesu samooczyszczania w zależności od zmiany wybranych parametrów wody.

**Wytypowanie kluczowych parametrów środowiskowych wpływających na tempo samooczyszczania wody w sztucznym strumieniu (III zasada ekohydrologii).**

Opracowanie wytycznych poprawiających jakość wody w strumieniu;

Potencjał i ocena usuwania zanieczyszczeń w poszczególnych strefach systemu: zawiesina organiczna i związki biogenne;

Udział najważniejszych procesów w ocenie usuwania zanieczyszczeń w kolejnych fragmentach sztucznego strumienia.

Realizacja powyższych celów zgodnie z trzecią (ekotechnologiczną) zasadą ekohydrologii opiera się na świadomym wykorzystaniu naturalnych, ewolucyjnie wykształconych właściwości ekosystemu, w celu osiągnięcia poprawy jakości wód płynących na obszarach zlewni rolniczych (Zalewski i in. 1997, Zalewski 2000, 2002).

## II Teren Badań

Sztuczny strumień (Sz.S.) zbudowany został w Stacji Terenowej Katedry Ekologii Stosowanej, Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Łódzkiego, w Treście Rządowej k. Tomaszowa Mazowieckiego.

Głównymi elementami charakteryzującymi konstrukcję strumienia będącego uprzednio homogennym betonowym kanałem były zróżnicowane siedliskowo sekwencje bystrzy i plos, wzorowane na naturalnych ekosystemach rzecznych oraz odmienny stopień zacienienia poszczególnych odcinków badawczych (Rycina 2).

Bystrza zróżnicowane zostały pod względem głębokości i szerokości koryta, co przełożyło się na prędkość nurtu i frakcję substratu dennego. Do budowy plos wybrano kamienie i żwir >8 mm. Płosa od bystrz zróżnicowane zostały pod względem głębokości, szerokości oraz ilości grubego detrytus. Gruby detrytus w postaci gałęzi i konarów został pobrany z zasilającej w wodę rzeki Strugi. Schemat umiejscowienia, charakter bystrzy i plos wraz z analizą różnic pomiędzy nimi przedstawiono na Rycinie 3.

Badania w Sz.S. prowadzono w sezonie 2011 od lipca do października oraz w sezonie 2012 od maja do października w odcinku kontrolnym (OK) i badawczym (OB).

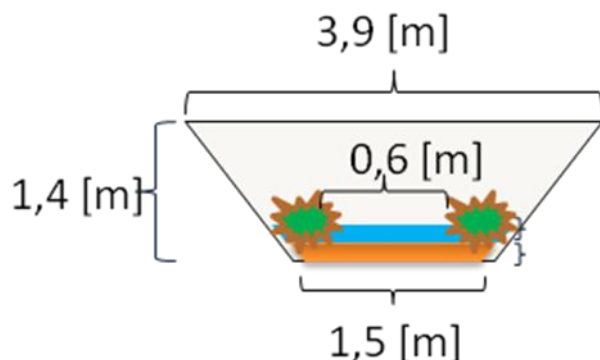
OK o długości 40 m w sezonie 2011 podzielony został na 2 części, każda po 20 m. Pierwsza z nich stanowiła część jasną (stanowisko 1-2), a druga część zacienioną (stanowisko 2-3). W sezonie 2012 OK został uzupełniony o kolejną jasną część o długości 20 m (stanowisko 3-4), analogicznie do sześćdziesięciometrowego odcinka badawczego (Rycina 3).

Odcinek badawczy (OB) o łącznej długości 60 m w obydwu sezonach 2011 i 2012 posiadał ukształtowaną heterogeniczną strukturę sekwencji bystrzy i plos w formie progów sedymentacyjnych z bystrotokiem na całkowitej jego długości, składającą się z części jasnej (stanowisko 5-6), części zacienionej (stanowisko 6-7) oraz drugiej części jasnej (stanowisko 7-8) (Rycina 3). Każda część OB posiadała długość 20 m tak, jak w przypadku OK.

Koryto OB ukształtowane zostało przy użyciu otoczków, żwiru i piasku. Dodatkowo brzegi zostały umocnione darnią chroniącą przed erozją (Rycina 2). Po wypełnieniu odcinka OB wodą, dno plos zostało naturalnie uzupełnione w sedymentującą zawiesinę pochodzącą ze strumienia zasilającego, tak aby uzyskać stabilizację pomiędzy procesami transportu i akumulacji. Skonstruowane plosa miały większą objętość niż bystrza i były głębsze, tak aby cechowała je mniejsza prędkość wody. Dokładne wartości powyższych parametrów morfometrycznych zostały opisane w rozdziale IV. Wyniki: „Profil hydromorfologiczy”. Miąższość osadów mierzono przy pomocy nacechowanej, z dokładnością do 1 mm, sondy.

Płaską niezaostrzoną częścią mierzono głębokość na której zaczynała się warstwa osadów, natomiast zaostroszą stroną badano całkowitą głębokość słupa wody z warstwą osadów. Poboru osadów dokonano przy zastosowaniu cylindra PCV o średnicy 10 cm. Mapy miąższości osadów wykonano w programie Surfer® wersja 8.

Porównanie zróżnicowania siedliskowego głębokości oraz prędkości przepływu w płosach i bystrzach miało na celu ocenę konstrukcji Sz.S w odniesieniu do morfologii naturalnych cieków oraz ich funkcjonalności w badaniach procesu oczyszczania.



**Rycina 2. Przekrój poprzeczny wraz z wymiarami betonowego koryta oraz usytuowaniem Sztucznego Strumienia (Sz. S.).**

W obu sezonach 2011 i 2012 wprowadzono zacienione fragmenty w OK i OB w celu symulacji zacienienia wytwarzanego przez strefy ekotonowe i drzewa. Pomiar nasłonecznienia prowadzony był w części jasnej i ciemnej w OK i OB, a następnie uśredniony (Tabela 1). Przy użyciu fitofotometru Foto-radiometr HD2302.0 w odmiennych warunkach pogodowych dokonano pomiaru promieniowania fotosyntetycznie czynnego z rozróżnieniem na części jasne (SLO) i zacienione (ZAC) w Sz.S. (Rycina 3). Naświetlenie/zacienienie określone było przy użyciu urządzenia mierzącego zakres fal świetlnych dostępnych dla procesu fotosyntezy PAR (*ang.*: Photosynthetically Active Radiation), mierzonych w molach fotonów w przedziale 400–700 nm (Rutherford i in. 1997).



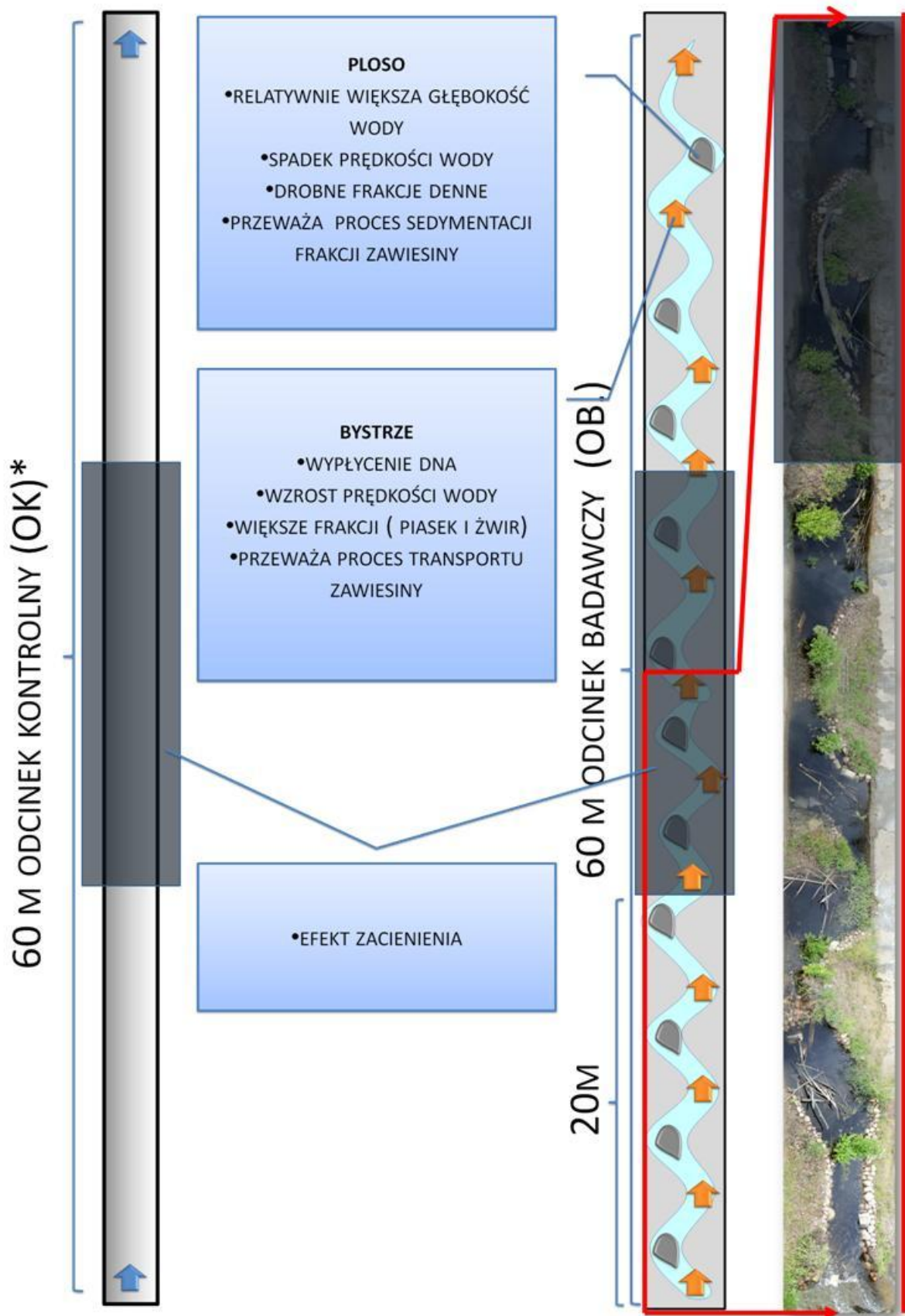
**Tabela 1. Wyniki pomiarów nasłonecznienia**

Data pomiaru	Odcinek (OK i OB)	Nasłonecznienie (PAR)	Zacienienie %
2011.07.20	SLO	1196,3	0%
2011.07.20	ZAC	35,50	97%
2011.07.24	SLO	257	0%
2011.07.24	ZAC	9,63	96%
2011.07.25	SLO	414,4	0%
2011.07.25	ZAC	18,64	96%
2012.08.08	SLO	402,2	0%
2012.08.08	ZAC	94,95	76%
2012.08.10	SLO	550,7	0%
2012.08.10	ZAC	93,86	83%
2012.09.28	SLO	216,9	0%
2012.09.28	ZAC	55,31	74%

SLO – część słoneczna; ZAC – część zacieniona;

(PAR [ $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ]).

Zróźnicowanie hydromorfologiczne w OB i podział na fragmenty o odmiennej ekspozycji na światło w OK i OB było podyktowane treścią przyjętej do weryfikacji hipotezy  $H_1$  i  $H_2$ .



Rycina 3 (A) Schemat OK (odcinek kontrolny) oraz OB (odcinek badawczy) w Sz.S.;

\*w sezonie 2011 OK 40m.



**Rycina 3 (B). OB -odcinek badawczy Sz.S. 23.05.2012.**

## **II.1 Źródło wody**

Źródłem wody dla sztucznego strumienia był strumień I-rzędowy rzeki Strugi znajdujący swoje ujście w zatoce Zbiornika Sulejowskiego (woj. łódzkie, pow. piotrkowski). Zgodnie z klasyfikacją JCW „Struga” o kodzie: PLRW20006254349 jest zaklasyfikowana do 6 kategorii wód: „Potok wyżynny węglanowy z substratem drobnoziarnistym na lessach i lessopodobnych” (Zgodnie z załącznikiem nr 6 do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r.w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych (Dz. U. 2016 poz. 1187).

Strumień ten nie ma wyraźnych źródeł. Swój początek bierze w mieszanym borze z bogatym podszyciem. Na obszarze leśnym obserwuje się przewagę sosny oraz liczne występowanie olchy (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertner), dębu szypułkowego (*Quercus robur* L.), leszczyny pospolitej (*Corylus avellana* L.) i brzozy brodawkowatej (*Betula pendula* Roth).

Strumień Struga płynie przez teren krasowy. Otaczają go różne typy zlewni oraz strefy ekotonowe woda/ląd, w tym wilgotne lasy liściaste, suche lasy iglaste, oraz pola uprawne (Kurowski 1995).

## **III Materiały i Metody**

W trakcie poboru próbek w monitoringu cyklicznym oraz w trakcie poboru próbek w ramach eksperymentów uzupełniających w sezonie 2011 oraz 2012, parametry fizyczne

wody były oznaczane *in situ*, podczas gdy parametry chemiczne i biologiczne *ex situ*, po uprzednim utrwaleniu próbek w laboratorium terenowym w Stacji Terenowej Tresta UŁ. Monitoring parametrów środowiskowych, obejmował parametry fizyczne wody: temperaturę, przepływ, przewodność, pH, tlen rozpuszczony oraz zawiesinę organiczną.

Wśród chemicznych parametrów należy wymienić: fosfor ogólny, fosfor fosforanowy, azot ogólny, azot azotanowy. Dodatkowo w sezonie 2012 wykonano chemiczną analizę zawartości azotu azotanowego podczas monitoringu *on line* (Rozdział IV.4). Parametry biologiczne, takie jak zawartość chlorofilu *a*, oraz pomiar dynamiki procesu dekompozycji materii organicznej oznaczano na podstawie ubytku biomasy liści olszy czarnej (*Alnus glutinosa*). Oznaczano również ogólną liczebność bakterii w biofilmie.

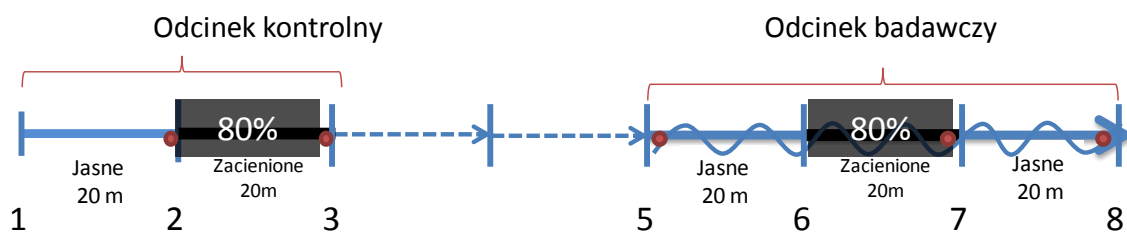
Analiza zmian parametrów fizykochemicznych wody wzdłuż OB względem OK podczas monitoringu cyklicznego skonfrontowana z analizą wyników zebranych podczas eksperymentów uzupełniających miała na celu wytypowanie kluczowych parametrów wpływających na tempo samooczyszczania wody.

### **III.1 Cykliczny monitoring sztucznego strumienia-pobór próbek**

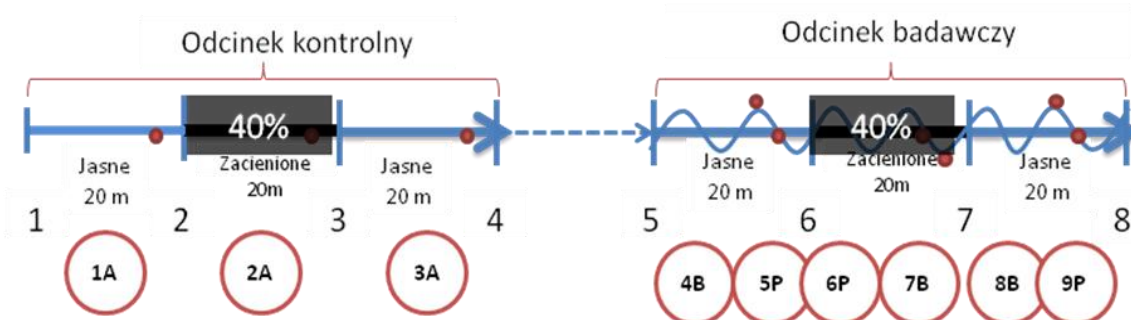
W monitoringu cyklicznym zintegrowane próbki wody pobierane były: w sezonie 2011 od 2011.07.24 do 2011.10.22 oraz w sezonie 2012 od 2012.05.23 do 2012.10.23. Do szczegółowej analizy wybrano terminy wg. kryterium istotnych zmian: 2011.07.25, 2011.08.04, 2011.08.30 i 2011.09.05 oraz 2012.07.25, 2012.08.20, 2012.09.06 i 2012.09.17.

W sezonie 2011 próbki pobierane były z trzech stanowisk OK oraz z czterech stanowisk OB. W sezonie 2012 zarówno w odcinku OK jak i OB próbki pobierane były z czterech stanowisk (Rycina 4, Rycina 5).

W trakcie pomiaru parametrów fizycznych *in situ* pobierana była próbka z której 1 L przeznaczano do pomiaru zawartości zawiesiny, 1 L do oznaczeń zawartości chlorofilu *a*, 25 mL było utwalane do dalszych oznaczeń zawartości azotu ogólnego i fosforu ogólnego, kolejne 25 mL wody filtrowano przez sącdek Whatman GF/C o nominalnej średnicy porów 0,45 μm i utwalono do oznaczeń form jonowych azotu i fosforu.



**Rycina 4. Schemat stanowisk pomiarowych (1-8) podczas cyklicznego monitoringu w Sz.S. w sezonie 2011.**



stanowiska poboru próbek wody (1-8)–monitoring cykliczny

stanowiska eksperymentalne (1A-9P)–krótkoterminowe eksperymenty, A-kontrola, B–bystrze, P–płoso,

**Rycina 5. Schemat stanowisk pomiarowych podczas cyklicznego monitoringu w Sz.S. w sezonie 2012.**

### **Obliczanie dobowego ładunku zanieczyszczeń i jego redukcji**

Ładunek dobowy parametrów zawiesiny organicznej, fosforu ogólnego, azotu ogólnego, obliczono według wzoru (Manual 2004):

$$L=C * T * Q$$

L–ładunek zanieczyszczeń na dobę [mg 24h<sup>-1</sup>]

C–stężenie zanieczyszczenia [mg L<sup>-1</sup>]

Q–przepływ hydrauliczny [L sek<sup>-1</sup>]

T–czas pomiaru 86400 [sek 24h<sup>-1</sup>] (liczba sekund 24h<sup>-1</sup>)

#### **III.1.1 Parametry fizyczne**

Parametry fizyczne: temperatura wody, zawartość tlenu, pH, oraz przewodność były rejestrowane *in situ* z użyciem sondy wieloparametrowej YSI Professional Plus, w tym samym czasie pobierano próbki wody do dalszych analiz.

### **Zawiesina organiczna w wodzie**

Zawartość rumowiska unoszonego w każdej próbce była określana poprzez filtrowanie wody o znanej objętości ( $V$ ) przez sączonek Whatman GF/F o masie ( $m_0$ ). Następnie ważono sączonek wraz z rumowiskiem po uprzednim wysuszeniu go w cieplarni laboratoryjnej w temperaturze  $105^{\circ}\text{C}$  ( $m_1$ ) w czasie  $t=4\text{h}$ , oraz po spaleniu go w piecu muflowym w temperaturze  $550^{\circ}\text{C}$  ( $m_2$ ) w czasie  $t=2\text{h}$ . Zawartość [ $\text{mg L}^{-1}$ ] rumowiska całkowitego ( $U_{\text{cał.}}$ ) oraz frakcji mineralnej ( $U_{\text{min.}}$ ) i organicznej ( $U_{\text{org.}}$ ) określano według wzorów:

$$U_{\text{cał.}}=(m_1-m_0)/V$$

$$U_{\text{min.}}=(m_2-m_0)/V$$

$$U_{\text{org.}}=U_{\text{cał.}} - U_{\text{min.}}$$

### **Przepływ wody w odcinku badawczym sztucznego strumienia**

Budowa sztucznego strumienia pozwoliła na pomiar natężenia przepływu w OB metodą podstawionego naczynia, która jest dokładną metodą pomiaru przepływającej wody przez układ (Więzik i Bardzik 1993, Pociask-Karteczka 2003). Pomiar realizowany był w terminie monitoringu cyklicznego wody w sezonie 2011 i 2012 zgodnie z harmonogramem poboru, oraz w terminach eksperymentów uzupełniających związanych ze zrzutem zanieczyszczeń.

## **III.1.2 Analiza parametrów chemicznych wody**

### **Analiza fosforu ogólnego**

Oznaczenie ilościowe fosforu ogólnego (*ang.*: total phosphorus TP) zostało wykonane zmodyfikowaną metodą molibdenianową z mineralizacją nadsiarczyńcem z kwasem askorbinowym (Golterman i in. 2004) zgodnie z PN-88/C-04537.04., przy użyciu preparatu Oxisolve® Merck reagent (*Merck*, Darmstadt, Germany) z wykorzystaniem Merck MV 500 Microwave Digestion System.

### **Analiza azotu ogólnego**

Analiza zawartości azotu ogólnego (*ang.*: total nitrogen TN) została wykonana według procedury No. 10071 HACH (1997), z zastosowaniem mineralizacji z nadsiarczyńcem, z wykorzystaniem fiolek testowych N<sup>o</sup>Tube. Całość procesu oznaczania odbywała się zgodnie z procedurą zamieszczoną przez producenta pod adresem <http://www.hach.com>. Zakres oznaczeń TN wynosił  $0-25 \text{ mg L}^{-1}$  (Hach®).

### ***Analiza fosforu fosforanowego, azotu azotanowego, azotu azotynowego i azotu amonowego (P-PO<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub>, i N-NH<sub>3</sub>)***

Analiza związków chemicznych takich jak rozpuszczalne formy azotu i fosforu została wykonana przy użyciu chromatografii jonowej (Dionex ICS-1000) z możliwością analizy jakościowej i ilościowej rozpuszczonych jonów przy wykorzystaniu kolumny chromatograficznej (Ion Pac CS15). Wykorzystano procedurę opisaną wcześniej przez Gągała i in. (2014).

#### **III.1.3 Analiza parametru biologicznego-chlorofil *a***

Chlorofil *a* (chl *a*) był analizowany metodą ekstrakcji na zimno na sączku GF/C, z użyciem acetonu oraz oznaczany ilościowo przy użyciu spektrofotometru zgodnie z metodyką opisaną w pracy Lawton i in. (1999). Użyto 90% acetonu (C<sub>3</sub>H<sub>6</sub>O) i prowadzono 24-48 h inkubację, następnie próbki odwirowano 15 min przy 3000 obr/min. Na koniec próbki oznaczano przy długości fali 664 nm i 750 nm.

### **III.2 Eksperymenty uzupełniające**

Na eksperymenty uzupełniające składały się:

analiza krótkoterminowa zmian parametrów fizyko-chemicznych wody (temperatura, przewodność, pH, tlen rozpuszczony, zawiesina organiczna, przepływ, N-NO<sub>3</sub> i P-PO<sub>4</sub>) w trakcie kontrolowanego dopływu ładunku biogenów;

monitoring *on line* OB;

analiza dynamiki procesu dekompozycji;

analiza biofilmu peryfitonowego na wertykalnych powierzchniach badawczych.

#### **III.2.1 Analiza zmian parametrów fizyko-chemicznych wody w trakcie kontrolowanego dopływu związków biogenych**

W trakcie jednego z eksperymentów uzupełniających w analizach krótkoterminowych badano zmiany wartości wybranych parametrów fizykochemicznych wody w OB po aplikacji związków azotu i fosforu w postaci komercyjnie dostępnych nawozów (dokładny opis składu preparatów poniżej). Zrzutu nawozów dokonywano w OB.

W terminach 2012.08.24, 2012.08.29 i 2012.09.06 w OB podawany był nawóz na bazie azotu. W terminie 2012.09.11 podana została mieszanina nawozów zawierających azot i fosfor.

Celem eksperymentu było przeanalizowanie dynamiki zmian stężenia rozpuszczonych składników roztworu nawozowego. W wodach powierzchniowych podlegają one

abiotycznym procesom, takim jak adsorpcja, desorpcja, strącanie i rozcieńczanie oraz biotycznej asymilacji przez organizmy. Analizie towarzyszył uprzedni pomiar przepływu, prędkości wody i oszacowanie zmiany stężenia analizowanych biogenów. Metoda opisana przez Payn (2005), która została wykorzystana w pracy, wymagała wykonywania wielu zrzutów związków biogenych o różnych stężeniach, w odstępach czasu. Ogólna konstrukcja doświadczenia zakładała uwalnianie rozpuszczonych składników roztworu o znanym stężeniu, przy stałej prędkości, w strumieniu, w czasie od jednej do kilku godzin i dokonywania pomiarów poniżej tego punktu na stanowiskach pomiarowych poprzez pomiary zmian stężeń znacznika oraz substancji badanych.

Użyto jednoskładnikowych lub złożonych roztworów w połączeniu z konserwatywnym znacznikiem chemicznym w celu oszacowania utraty wybranych związków wzdłuż OB strumienia w stosunku do wskaźnika (np. Demars 2008). Jako nieaktywny biologicznie znacznik zastosowano niejodowany chlorek sodu (NaCl). NaCl jest substancją, która w postaci rozpuszczonej występuje w wielu strumieniach w stężeniach, które znacznie przekraczają potrzeby biologiczne. Dlatego NaCl jest często używany jako wskaźnik w badaniach przemian i transportu związków chemicznych w wodach płynących (np. Triska i in. 1993).

W eksperymencie ze wzbogacenia wody w azot, jako główne źródło azotu użyto nawóz dostępny w obrocie, o nazwie handlowej Florovit. Jest to nawóz dolistny i doglebowy, nietoksyczny dla ludzi, zwierząt i owadów. Skład nawozu: 3% (N) azot ogólny; 2,3 % (N) azot amidowy; 0,7 % (N) azot azotanowy; 2 % (K) potas w przeliczeniu na K rozpuszczalny w wodzie; 70 mg L<sup>-1</sup> (Cu) miedź całkowita; 400 mg L<sup>-1</sup> (Fe) żelazo całkowite; 170 mg L<sup>-1</sup> (Mn) mangan całkowity; 20 mg L<sup>-1</sup> (Mo) molibden całkowity; 150 mg L<sup>-1</sup> (Zn) cynk całkowity oraz (Ca) wapń, (mg) magnez, (S) siarka, (B) bor oraz substancje błonkotwórcze; pH roztworu 3,3-4,3. Zalecane przez producenta rozcieńczenie: 5 mL nawozu na 2 L wody (1:400).

Podczas każdego kolejnego terminu eksperymentu, 5 L roztworu nawozowego wzbogacono o w/w znacznik konserwatywny NaCl w ilości 125g. Następnie nawóz płynny był rozcieńczany wodą ze strumienia w stosunku 1:2 (1,66 L nawozu na 3,33 L wody ze strumienia) tak, aby mieszaninę zanieczyszczeń użytą każdorazowo stanowiło ok. 10L mieszaniny rozcieńczonego nawozu azotowego Florovit.

Dodatkowo, w eksperymencie ze wzbogacaniem wody w azot i fosfor, mieszanina zawierająca azot była uzupełniona o nawóz o nazwie handlowej Substral, jako główne źródło fosforu. Jest to wysoko wydajny koncentrat nawozu. W 100% rozpuszczalny w wodzie. Skład



nawozu: azot (N) ogólny 10%, w tym azot amonowy 4,9%; azot azotanowy 5,1 %; pięciotlenek fosforu ( $P_2O_5$ ) 30%; tlenek potasu ( $K_2O$ ) 20% oraz mikroskładniki pokarmowe: bor (B) 0,01%; miedź (Cu) 0,004 %; schel. EDTA; żelazo (Fe) 0,05%; schel. DTPA; mangan (Mn) 0,03%; molibden (Mo) 0,01% i (Zn) 0,003%. W roztworze nawozowym zawierającym azot i fosfor każdorazowo na 10 L mieszaniny użyto 33,33 g nawozu fosforowego Substral.

Dopływ ładunku roztworu związków biogennych odbywał się przy użyciu pompy perystaltycznej (Millipore MasterFlex XX80 ELO 04). Ilość dozowanego roztworu związków biogennych wynosiła ok. 1 mL  $sek^{-1}$ , przy przepływie strumienia  $\approx 1L sek^{-1}$ . Czas trwania jednego zrzutu mieszaniny wraz z poborem próbek trwał w przybliżeniu ok. 5 godzin. W tym ok. 3 godziny czasu stanowił zrzut związków biogennych do układu.

W wyniku dozowania uzyskano stężenia wyjściowe w wodzie strumienia oznaczone ilościowo na stanowisku nr 5 OB znacznie poniżej wartości 17 mg  $L^{-1}$  N- $NO_3$ , przyjętej za toksyczną w ekosystemach wodnych w testach ostrej toksyczności (96h) (Camargo i Alonso 2006).

Ilość pobranych próbek z jednego stanowiska w trakcie trwania jednorazowego eksperymentu wyniosła średnio 10 próbek na jedno stanowisko OB.

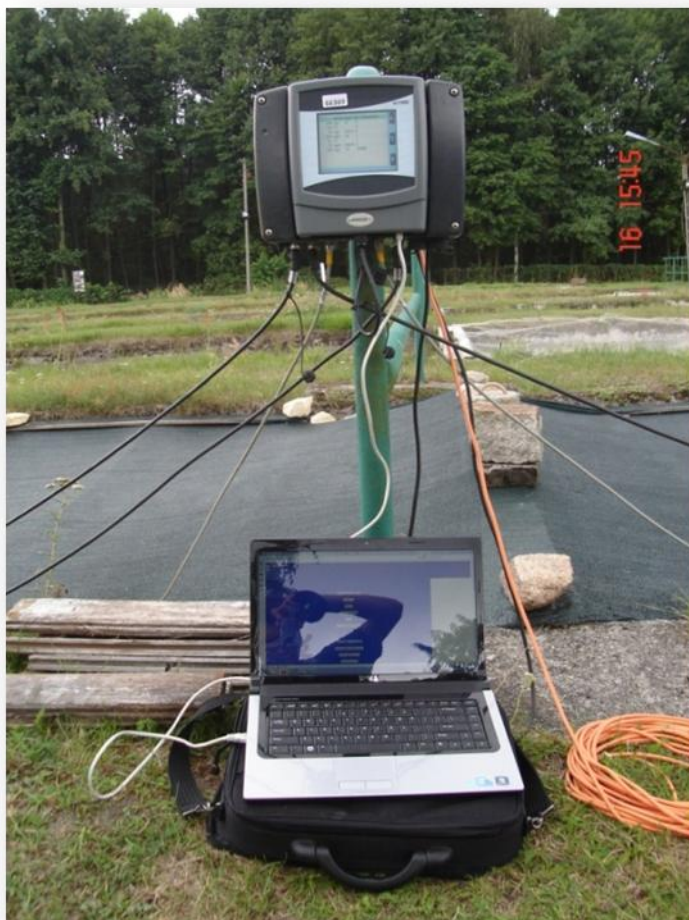
Po skalibrowaniu układu wzbogacania, mieszanina była dozowana do OB przed pierwszym odcinkiem jasnym, przed stanowiskiem 5. W trakcie eksperymentu pobór próbek miał miejsce na stanowisku 5, za pierwszym odcinkiem jasnym OB (stanowisko 6), za odcinkiem ciemnym OB (stanowisko 7) oraz za drugim odcinkiem jasnym (stanowisko 8) zgodnie ze schematem poboru OB dla monitoringu cyklicznego (Rycina 5).

### **III.2.2 Monitoring *on line* OB**

Monitoring całodobowy wykonano przy użyciu systemu pomiarowego firmy HACH-LANGE w terminie od 2012.08.14 do 2012.09.25. Funkcję rejestratora spełniało urządzenie centralne z wyświetlaczem oraz przyłączami kablowymi do sond pomiarowych wybranych parametrów (Rycina 6). Monitoring *on line* obejmował następujące parametry: temperaturę wody, tlen rozpuszczony oraz azot azotanowy (N- $NO_3$ ). Okres rejestracji parametrów wynosił 43 doby. Sondy monitorujące umieszczone zostały przed pierwszym fragmentem jasnym OB (stanowisko 5) oraz za drugim odcinkiem jasnym OB (stanowisko 8). Taka lokalizacja umożliwiła obserwację zmian zachodzących na całej długości OB.

Częstotliwość próbkowania układu w trakcie obserwacji pozwoliła na zgromadzenie 11726 wyników dla temperatury i tlenu na stanowisku 5, oraz 12242 analogicznych wyników na stanowisku 8. Dla azotu azotanowego N- $NO_3$  na stanowisku 5 zarejestrowano 19426

pomiarów, a dla stanowiska 8, odpowiednio 19457 które były realizowane *on line* metodą spektrofotometryczną.



**Rycina 6. Wieloparametrowy moduł rejestrujący *on line* Hach-Lange w OB Sz. S.**

Redukcję stężenia monitorowanego N-NO<sub>3</sub> na stanowiskach od 5 do 8 obliczono zgodnie z równaniem (zaadaptowano z O'Neill i in. 2011):

$C_5 - C_8$  = Redukcja stężenia oznaczanego parametru

gdzie:

$C_5$  – stężenie parametru na wejściu (stanowisko 5)

$C_8$  – stężenie parametru na wyjściu (stanowisko 8)

Procentowa redukcja stężenia obliczona została zgodnie z równaniem:

$$\% \text{ Redukcja} = [100 - (C_8 * 100) / C_5]$$

### III.2.3 Analiza dynamiki procesu dekompozycji

W sezonie letnim 2011 (od lipca do października) oraz w sezonie 2012 (od maja do października) dynamika procesu dekompozycji szacowana była z wykorzystaniem

standardowego substratu liści olszy czarnej (*A. glutinosa*), rośliny o szerokim zasięgu geograficznym w Polsce. Wszystkie liście pochodziły z tego samego obszaru, by do minimum zmniejszyć różnice składu chemicznego materiału (Lecerf i Chauvet 2008). Liście zbierane były zaraz po opadnięciu ich na podłoże jesienią. Po zebraniu materiał został wysuszony na powietrzu, do uzyskania stałej masy. Następnie każdorazowo zważona porcja liści (masa 3g) po zwilżeniu została umieszczona w woreczkach. Woreczki z liśćmi mocowane były za pomocą nylonowych linek w siedliskach prądowych na dnie koryta Sz.S. na podstawie eksperymentu Ferreira i in. (2006). Instalacja substratu podlegającego dekompozycji w sezonie 2011 miała miejsce 29 czerwca, a w sezonie 2012 - 10 sierpnia. Terminy poboru próbek do analiz były następujące: 2011.07.29, 2011.08.12, 2011.09.05, 2011.11.12, 2012.09.25, 2012.10.25 oraz 2012.11.23.

Po procesie inkubacji tak przygotowanych liści zebrane woreczki były transportowane w indywidualnych workach strunowych w pojemnikach z lodem do laboratorium, gdzie niezwłocznie zostały przygotowane do dalszych analiz. Materiał z każdego woreczka został wypłukany, a bezkręgowce wodne oraz frakcje mineralna zostały oddzielone od materiału na sicie o oku 200  $\mu\text{m}$  (Fleituch 2010).

Wyniki zostały przedstawione w procentach w stosunku do suchej masy [g]. W celu oszacowania różnic prędkości dekompozycji materii organicznej w Sz.S. użyto suchego substratu liści. Sucha masa liści została wysuszona w temp. 60 °C przez 4 h i przygotowana do ważenia. W każdym przypadku odważono wysuszony substrat liści o masie 3g z wykorzystaniem nośnika z elastanu (drobne oczka <0,25 mm), oraz w nośnikach z siatki o średnicy  $\approx 1$  mm. Nośnik z elastanu z powodu gęstego oczka siatki <0,25 mm stanowił utrudnienie dostępu bezkręgowców do substratu. Nośnik z nylonowej siatki  $\approx 1$  mm nie utrudniał dostępu bezkręgowców do substratu.

Szczegółowy schemat rozmieszczenia materii organicznej znajduje się na rycinie 5. Stanowiska pomiarowe zlokalizowane zostały w słonecznej (SLO) i zacienionej (ZAC) części OK (punkty 1A, 2A i 3A) oraz SLO i ZAC części OB z rozróżnieniem na siedliska bystrza (BYS) oraz płosa (PLO) (punkty 4B, 5P, 6P, 7B, 8B i 9P). Pobrana sucha masa była usuwana z nośnika i suszona w cieplarni w temperaturze 60 °C, w czasie 4 h, a następnie ważona po osiągnięciu temperatury pokojowej.

Różnica pomiędzy masą wyjściową  $m_1$  a masą po czasie ekspozycji stanowił ubytek biomasy wynikający z procesu dekompozycji (Stout 1989). Obliczenia wykonywano według następującego wzoru:

$$x = \frac{100\% * m_2}{m_1}$$

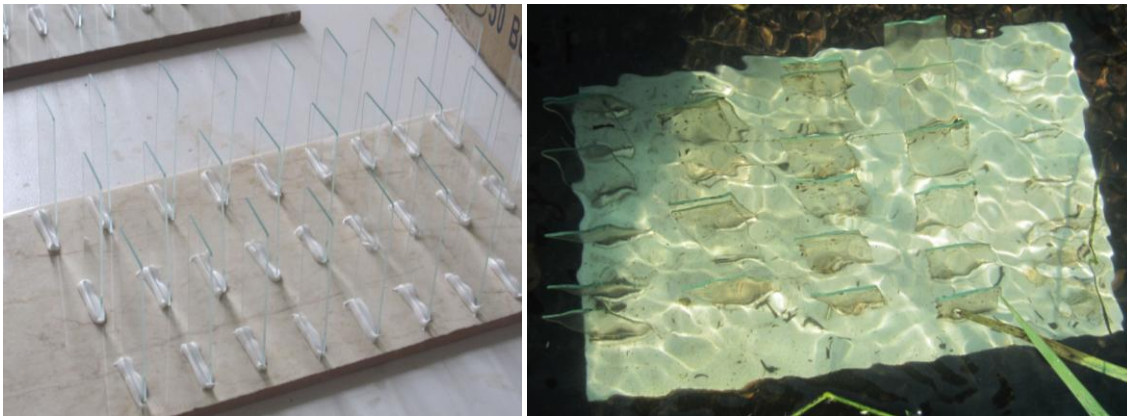
gdzie:

$m_1$ : masa początkowa substratu (3g)

$m_2$ : masa końcowa substratu

### III.2.4 Analiza biofilmu peryfitonowego na wertykalnych powierzchniach badawczych

Biofilm z wertykalnych powierzchni badawczych analizowany był pod kątem zawartości chlorofilu *a* oraz ogólnej liczby bakterii (Rycina 7). Terminy poboru były następujące: 2012.06.18, 2012.06.23, 2012.06.28, 2012.07.14, 2012.07.19, 2012.07.24, 2012.08.28, 2012.09.01 i 2012.09.04. W eksperymencie zostały użyte szkiełka podstawowe mikroskopowe jako matryce do poboru próbek biofilmu (Yang 2005).



**Rycina 7. Wertykalne powierzchnie badawcze; przed instalacją w Sz.S. (po lewej); porośnięte biofilmem w OB Sz.S. (po prawej).**

#### ***Analiza chlorofilu *a* (*chl a*) na wertykalnych powierzchniach badawczych***

Biofilm peryfitonowy zebrano za pomocą techniki ekspozycji w toni wodnej mikroskopowych szkiełek podstawowych unieruchomionych na podstawach z nieszkliwionych płytek ceramicznych (Genter i in. 1987, Belanger i in. 1993).

Analizę zawartości chl *a* na wertykalnych powierzchniach badawczych przeprowadzono przy użyciu ceramicznych podstaw umieszczonych na podłożu koryta sztucznego strumienia na których zainstalowano pod kątem 90<sup>0</sup>C mikroskopowe szkiełka podstawowe przy użyciu silikonu. Powierzchnie badawcze umieszczone w nurcie strumienia umożliwiły swobodny dostęp mikroorganizmów do płaszczyzn omywanych przez wodę strumienia wg. schematu rozmieszczenia płaszczyzn badawczych w Sz.S. (Rycina 5).

Zawartość chl *a* po czasie ekspozycji 5, 10 i 15 dni, była pobierana z całej powierzchni ostrym narzędziem do roztworu wodnego i filtrowana przez sączki GF/C. Następnie postępowano jak w przypadku oznaczenia chl *a* w monitoringu cyklicznym.

### ***Szacowanie ogólnej liczby bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych***

W celu oceny liczby bakterii były pobierane próbki biofilmu z wertykalnych powierzchni badawczych umiejscowionych w sztucznym strumieniu zgodnie ze schematem (Rycina 5). Do czasu analizy wertykalne powierzchnie badawcze, w postaci nośnika biofilmu peryfitowanego, przechowywane były w roztworze 3% formaliny w 4 °C (Furtado i Kasper 2000). Następnie powierzchnie każdej próbki były wytrząsane do roztworu przy wartości obrotów 3000 obr/min. Powstała zawiesina bakterii w tak przygotowanym roztworze była filtrowana przy użyciu dwóch rodzajów filtrów. Wstępnie użyto filtrów membranowych, celulozowych 0,2 µm, φ 25 mm (białych), następnie do przygotowania preparatu mikroskopowego użyto filtrów membranowych poliwęglanowych 0,2 µm φ 25 mm (czarnych) (Porter i Feig 1980). Oznaczanie prowadzono przy użyciu mikroskopu epifluorescencyjnego z lampą UV (powiększenie ≥ 1000 x, obiektyw immersyjny 100 x, okular siatkowy 10 x) wyposażonego w filtr do fluorescencji UV-2A (EX 330 – 380 nm, DM 400 nm, BA 420 nm). Następnie przy pomocy barwnika fluorescencyjnego DAPI (4',6-diamidyno-2-fenylindol) oznaczono ogólną liczbę bakterii w próbce. Zasada oznaczania z użyciem DAPI opiera się na zjawisku w którym nieaktywny fluorescencyjny barwnik wiążąc się z dwuniciowym DNA obecnym w komórkach bakterii tworząc kompleks silnie fluoryzujący w kolorze niebieskim po pobudzeniu światłem UV λ=365 nm. Wybarwione komórki (tj. genofory bakteryjne emitujące niebieski światło) w próbkach wody przesączonych przez filtr membranowy zostały policzone bezpośrednio na filtrze, pod mikroskopem epifluorescencyjnym zaopatrzonym w filtry (ekscytacja λ=365 nm, emisja λ=420 nm) dla widma barwnika DAPI. Analizy te zostały wykonane zgodnie z metodyką Buesing (2005).

Obliczenia:

$$N = \frac{n \times S_f}{S_k \times V}$$

N – liczba bakterii (bakterie mL<sup>-1</sup>)

n – średnia liczba bakterii policzonych w 1 małym kwadraciku (średnia liczba bakterii ze wszystkich zliczonych kwadracików /pól)

S<sub>f</sub> – powierzchnia filtra z osadzonymi bakteriami (mm<sup>2</sup>)

$S_k$  – powierzchnia małego kwadracika, w którym liczone bakterie ( $\text{mm}^2$ ) (całkowita powierzchnia, z której liczone bakterie)

V – objętość próbki wody przesączonej przez filtr (mL)

### III.3 Analiza statystyczna wyników

Dla wszystkich analizowanych stanowisk badawczych w Sz.S. wyznaczono podstawowe wartości statystyczne (średnia z odchyleniem standardowym, minimum i maksimum) dla każdego z analizowanych parametrów fizykochemicznych.

Podczas analizy statystycznej danych zebranych w sezonie 2011 i 2012 następujące parametry posiadały rozkład normalny: dla sezonu 2011:  $\text{Ca}^{2+}$   $W=0,98087$ ,  $p=0,52595$  i  $\text{N-NO}_3$   $W=0,95926$ ,  $p=0,05984$ ; oraz dla sezonu 2012:  $\text{O}_2$   $W=0,97002$ ,  $p=0,05694$ . Normalność rozkładu dla badanych parametrów zbadano testem Shapiro-Wilka dla  $p<0,05$ . Rozkład normalny wykazały następujące parametry:  $\text{O}_2$ :  $W=0,99211$ ,  $p=0,99288$ ; pH:  $W=0,96326$ ,  $p=0,21610$ ;  $\text{N-NO}_2$ :  $W=0,95097$ ,  $p=0,08186$  dla terminu 2012.09.17.

Pozostałe parametry nie posiadały rozkładu zgodnego z normalnym dlatego niezbędne było zastosowanie testów nieparametrycznych. Jeżeli liczba (n) próbek nie była wystarczająco duża, aby sprawdzić, czy dane są dystrybuowane zgodnie z rozkładem Gauss'a do dalszej analizy wybrano testy nieparametryczne. Przyjęto prawdopodobieństwo testowe  $p<0,05$ . Analizę statystyczną wyników wykonano przy użyciu programu Statistica 7.

Wyniki wykonanych eksperymentów poddano analizie statystycznej przy użyciu testu kolejności par Wilcoxon'a, testu U Mann-Whitney'a, testu Kruskala-Wallisa, test nieparametryczny korelacji Spearman'a oraz algorytmu k-NN (najbliższych sąsiadów).

#### ***Test kolejności par Wilcoxona***

Test kolejności par Wilcoxona został użyty do zbadania statystycznej istotności pomiędzy zmiennymi *zebranymi podczas*: monitoringu cyklicznego (parametry fizyko-chemiczne wody i chl a).

#### ***Test U Mann-Whitney***

Test nieparametryczny Mann'a-Whitney'a dla danych niezależnych został użyty do analizy statystycznej istotności zmiennych zebranych w trakcie eksperymentu uzupełniającego dotyczącego dekompozycji materii organicznej w Sz.S. dla dwóch prób niezależnych (Wilcoxon, 1945, Mann i Whitney 1947).

### **Test Kruskal-Wallis**

Test nieparametryczny Kruskala-Wallisa użyto do statystycznej oceny istotności różnic pomiędzy zmiennymi zebranymi podczas eksperymentów uzupełniających: analizy zmian parametrów fizyko-chemicznych wody w trakcie dopływu ładunku zanieczyszczeń związków biogennych, analizy dynamiki procesu dekompozycji (Kruskal i Wallis 1952, Corder i Foreman 2009).

### **Statystyka k-NN (najbliższych sąsiadów)**

Algorytm *k* najbliższych sąsiadów - algorytm k-NN (*ang.*: k nearest neighbours) – jest jednym z algorytmów regresji nieparametrycznej używanych w statystyce do prognozowania wartości zmiennej losowej (Duda i in. 2001, Devijver i Kittler 1982). W niniejszej pracy algorytm ten został użyty do rozpoznawania wzorców wzajemnego oddziaływania parametrów wody w celu diagnozy relacji przyczynowo-skutkowych pomiędzy abiotycznymi i biotycznymi czynnikami determinującymi jakość wody. Jest to nieparametryczna metoda używana do klasyfikacji i regresji.

Dane wejściowe składają się z *k*-najbliższych przykładów zbioru uczącego. W klasyfikacji k-NN dane wyjściowe stanowią przynależność do klasy. Obiekt jest klasyfikowany większością głosów swoich sąsiadów, przy czym obiekt jest przypisywany do klasy najbardziej powszechnej spośród swoich najbliższych sąsiadów (*k* jest dodatnią liczbą całkowitą, zazwyczaj małą). Jeśli *k*=1, to obiekt jest po prostu przypisany do klasy tego pojedynczego najbliższego sąsiada.

Ponieważ rozkład wszystkich zmiennych S (skutek) i P (przyczyna) nie spełniał warunków rozkładu Gauss'a, został zastosowany test korelacji Spearman'a. Pozwoliło to na analizę siły zależności pomiędzy wspomnianymi zmiennymi S i P.

Parametry S-skutek (chl *a*, N-NO<sub>3</sub>, P-PO<sub>4</sub> oraz N-NO<sub>2</sub>) zostały przekonwertowane do dwóch klas. Jeżeli wartość S była mniejsza bądź równa medianie z S, próba była przyporządkowana do klasy 1. W innych przypadkach, gdy wartość S przekraczała wartość mediany przyporządkowywana była do klasy 2. Te same operacje zostały wykonane z każdą zmienną S. Następnie zmienne objaśniające P - przyczyna (temperatura, zawiesina organiczna oraz pH) zostały rozpatrzone jako funkcje. Metoda algorytmu najbliższych sąsiadów k-NN pozwala rozpoznać klasę na podstawie zmiennych objaśniających. Metoda przypisuje zaklasyfikowane punkty X (czyli obiektu) do tej samej klasy, co jego *k* - najbliższych sąsiadów w zbiorze odniesienia X. Wartość *k* jest zwykle niewielką liczbą całkowitą najbliższą do *m*, gdzie *m* oznacza (*ang.*: reference set numerical force). Wartość *k* została

wybrana zgodnie z w/w sugestiami. Liczba  $k$  to najbliższa liczba całkowita pierwiastkowi z liczby wierszy, przyjęto  $k=5$ , dla  $m=27$  oraz  $k=6$ , gdy  $m=39$ .

Podstawowym kryterium oceny jakości klasyfikatora jest prawdopodobieństwo błędnej klasyfikacji, czyli poziom błędu. Poziom błędu może być obliczony z wykorzystaniem reguły  $k$ -NN. Jedną z metod polega na klasyfikacji każdego obiektu  $x$  od zbioru odniesienia  $X$  przez reguły  $k$ -NN operacyjnego z zestawem referencyjnej pomniejszonej o  $x$ , czyli  $k$  najbliższych sąsiadów jest poszukiwanie  $y$  w zbiorze  $X - \{x\}$ . Metoda  $k$ -NN umożliwia również obliczenie numerów  $r [i, j]$  obiektów z klasy  $I$  zakwalifikowanej do klasy  $j$ .

Liczby te tworzą macierz  $R = \{R [i, j]\}$ ,  $i=1,2, \dots, n_c$ ,  $j=1,2, \dots, n_c$ , gdzie  $n_c$  oznacza liczbę klas, w tym przypadku zawsze  $n_c=2$ . Matryca  $R$ , umożliwia weryfikację, czy zależności pomiędzy klasami  $S_i$  i wybranymi cechami  $P$  były istotnie zmienne statystycznie.

Takie podejście było stosowane w poprzednich badaniach i jest opisane szerzej przez np. Gągała i in. (2014).

### ***Analiza wariancji ANOVA***

Analiza wariancji ANOVA została użyta do analizy statystycznej istotności zmiennych zebranych w trakcie eksperymentu uzupełniającego: Analiza biofilmu peryfitonowego na wertykalnych powierzchniach badawczych (analiza chl  $a$  i szacowanie ogólnej liczebności bakterii, na wertykalnych powierzchniach badawczych).

W celu stabilizacji wariancji oryginalne dane zostały poddane transformacji logarytmicznej:  $(\log x)$  w przypadku parametru bakterii oraz  $\log (x+1)$  dla chl  $a$  (Glass i in. 1972, Lix i in. 1996).

### ***Współczynnik korelacji Spearmana***

Korelacja (współzależność cech) określa wzajemne powiązania pomiędzy wybranymi zmiennymi. Informacje dotyczące korelacji pomiędzy badanymi parametrami zostały obliczone przy użyciu testu korelacji Spearmana w programie Statistica 7. Użycie tego testu, miało na celu zbadanie wzajemnego wpływu wybranych parametrów środowiska w Sz.S. (temperatura, tlen, przewodność, pH, przepływ, zawiesina organiczna, azot ogólny, azot azotanowy, azot azotynowy, azot amonowy, fosfor ogólny oraz fosfor fosforanowy). Dla obliczenia współczynnika korelacji Spearmana przyjęto  $p<0,05$  (Steczkowski i Zeliaś 1981).



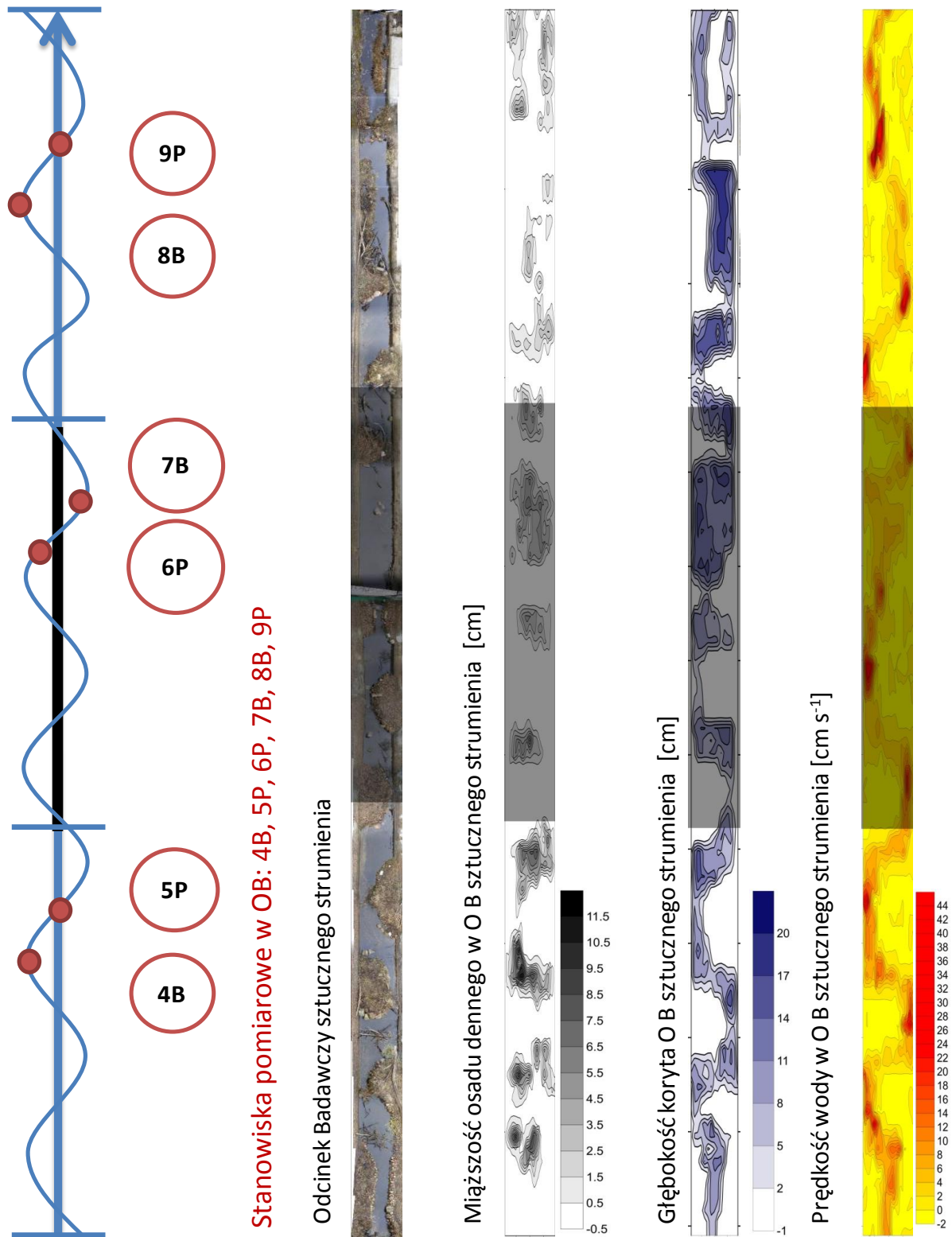
## IV Wyniki

W niniejszym rozdziale zaprezentowano wyniki uzyskane w sezonie badawczym 2011 i 2012 na obszarze sztucznego strumienia (Sz.S.), podczas monitoringu cyklicznego wody oraz eksperymentów uzupełniających, takich jak: analiza zmian parametrów fizykochemicznych wody w trakcie kontrolowanego dopływu ładunku zanieczyszczeń związków biogennych, monitoring wody *on line*, tempo dekompozycji substratu liści olszy, analiza biofilmu peryfitonowego na wertykalnych powierzchniach badawczych – w tym analiza zawartości chl *a* oraz ogólnej liczby bakterii.

### ***Profil hydromorfologiczny***

W sezonie badawczym 2012 wykonano mapowanie odcinka badawczego (OB) pod względem morfologii sekwencji bystrzy (BYS) i plos (PLO), miąższości osadów dennych oraz prędkości hydraulicznej wody (Rycina 8). Wartości głębokości bystrzy i plos nie miały rozkładu normalnego ( $p=0,000$ ), stąd konieczność zastosowania testu nieparametrycznego. Obserwacje empiryczne, że plosa są istotnie głębsze, niż bystrza zostały potwierdzone statystycznie ( $p=0,000$ ). Średnia głębokość bystrz (punkty 4B, 7B i 8B) wyniosła 7,20 cm, podczas gdy w plosach (punkty 5P, 6P i 9P) wyniosła 10,07 cm (Rycina 8).

Analizowane wartości prędkości wody w bystrzach i plosach nie miały rozkładu normalnego ( $p = 0,000$ ). Prędkość wody pomiędzy bystrzami, a plosami była istotnie różna, w tym szybsza w bystrzach, a wolniejsza w plosach ( $p=0,000$ ). Średnia prędkość wody zmierzona podczas mapowania wynosiła od  $5,53 \text{ cm s}^{-1}$  w plosach (5, 6P i 9P) do  $15,85 \text{ cm s}^{-1}$  w bystrzach (4B, 7B i 8B) (Rycina 8). Zgodnie z pomiarami miąższość osadów wynosiła od 1 cm do 12 cm w plosach przy liczebności próby  $N= 488$  (Rycina 8, Tabela 2).



Rycina 8. Charakterystyka hydromorfologiczna OB sztucznego strumienia; punktami czerwonymi (po lewo) zostały oznaczone wybrane bystrza (4B, 7B i 8B) oraz plosa (5P, 6P i 9P).

Analiza profilu hydromorfologicznego OB (Rycina 8) miała na celu potwierdzenie, że OB charakteryzuje się naturalną zmiennością warunków środowiskowych.

**Tabela 2. Zróźnicowanie hydromorfologiczne sekwencji bystrzy i plos OB.**

	*Głębokość [cm]		**Prędkość wody [cm s <sup>-1</sup> ]		Miąższość osadów [cm]		Materia organicza [%]	
	Bystrze	Ploso	Bystrze	Ploso	Ploso	Ploso	Ploso	Ploso
<b>średnia</b>	7,20	10,07	15,85	5,53	3,64	44,30		
<b>odch. stand.</b>	4,52	4,07	12,64	3,54	2,43	11,12		
<b>liczebność</b>	176	912	151	585	488	34		

\* Test Shapiro-Wilka ( $W=0,98312$ ,  $p=0,000$ , przy  $N=10881$ ); analiza wariancji Kruskala-Wallisa ( $H_{(1, N=1088)}=76,85092$ ,  $p=0,000$ );

\*\* Test Shapiro-Wilka ( $W=0,65271$ ,  $p=0,000$ , przy  $N=736$ ); analiza wariancji Kruskala-Wallisa ( $H_{(1, N=736)}=167,6029$ ,  $p=0,000$ );

Parametry abiotyczne i biotyczne wody w Sz.S. oznaczone zostały podczas monitoringu cyklicznego, w sezonie 2011 i 2012, w punktach pomiarowych przedstawionych na schemacie w rozdziale II „Teren Badań”.

Dodatkowo, w sezonie 2012 wykonano eksperymenty uzupełniające:

krótkoterminowy, kontrolowany zrzut zanieczyszczeń biogennych w OB podczas którego obserwowano zmiany: temperatury (T), pH, tlenu rozpuszczonego (DO), fosforu fosforanowego (P-PO<sub>4</sub>) i azotu azotanowego (N-NO<sub>3</sub>).

monitoring *on line* (pomiar DO, T, i N-NO<sub>3</sub>).

analizę biofilmu peryfitonowego na wertykalnych powierzchniach badawczych (oznaczono stężenie chl *a* oraz ogólną liczbę bakterii).

Odnotowane podczas monitoringu cyklicznego istotne zmiany parametrów jakości wody (Tabela 3 i Tabela 4) miały na celu potwierdzenie oceny funkcjonalności Sz.S. w badaniach procesów samooczyszczania.

**Tabela 3. Wyniki analizy statystycznej parametrów badanych w czasie monitoringu cyklicznego w OK i OB, w sezonie 2011. Parametry oznaczone gwiazdką różniły się istotnie w badanych odcinkach.**

	OK					OB					Obowiązująca norma	
	Średnia	Min	Max	N	Odch.stand	Średnia	Min	Max	N	Odch.stand	b. dobry stan wody	dobry stan wody
*Temp. wody [ $^{\circ}\text{C}$ ]	13,18	8,40	15,20	24	2,06	13,63	8,10	17,70	32	2,41	$\leq 22$	$\leq 24$
DO [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	10,06	8,66	11,69	24	0,93	9,78	8,38	12,63	32	1,13	$\geq 8,3$	$\geq 7,6$
*pH	8,17	7,65	10,22	24	0,73	8,38	7,78	11,88	32	1,12	7,2-7,9	6,6-8
Przewodność [ $\mu\text{S cm}^{-1}$ ]	165,21	105,00	191,00	24	25,44	174,94	111,00	237,00	32	23,23	$\leq 374$	$\leq 550$
* Zawiesina organiczna OSS [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	4,87	3,22	7,25	24	0,95	3,79	1,15	7,37	32	1,62	-	-
TP [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	0,08	0,03	0,16	24	0,04	0,10	0,04	0,20	32	0,05	$\leq 0,15$	$\leq 0,35$
TN [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	1,09	0,00	2,10	24	0,60	1,22	0,00	2,00	32	0,48	$\leq 4,6$	$\leq 6,9$
*P-PO <sub>4</sub> [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	0,03	0,00	0,09	24	0,03	0,03	0,00	0,27	32	0,05	$\leq 0,043$	$\leq 0,101$
*N-NO <sub>3</sub> [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	0,94	0,61	1,17	24	0,15	0,85	0,40	1,11	32	0,18	$\leq 2,2$	$\leq 5,0$
N-NO <sub>2</sub> [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	0,00	0,00	0,00	24	0,00	0,00	0,00	0,00	32	0,00	$\leq 0,01$	$\leq 0,03$
N-NH <sub>4</sub> [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	0,03	0,00	0,06	24	0,02	0,03	0,01	0,12	31	0,02	$\leq 0,35$	$\leq 0,908$
chl <i>a</i> [ $\mu\text{g L}^{-1}$ ]	2,25	1,60	3,04	23	0,39	1,91	0,64	4,49	32	0,95	-	-
TDS [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	137,91	70,85	156,65	24	26,33	142,02	72,15	157,30	32	19,26	$\leq 374$	$\leq 405$
Ca <sup>2+</sup> [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	34,03	27,43	38,90	24	2,99	33,40	26,83	41,29	32	3,61	$\leq 50,4$	$\leq 65,3$

\*Test Wilcoxon dla par obserwacji  $p < 0,05$  OK vs OB;

Dz. U. 2016 poz. 1187. Obowiązująca norma dla: „Potok wyżynny węglanowy z substratem drobnoziarnistym na lessach i lessopodobnych”. Typy cieków określa załącznik nr 6 do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych (Dz. U. poz. 1549).

**Tabela 4. Wyniki analizy statystycznej parametrów badanych w czasie monitoringu cyklicznego w OK i OB, w sezonie 2012. Parametry oznaczone gwiazdką różniły się istotnie w badanych odcinkach.**

	OK					OB					Obowiązująca norma	
	Średnia	Min	Max	N	Odch.stand.	Średnia	Min	Max	N	Odch.stand.	b. dobry stan wody	dobry stan wody
*Temp. wody [ $^{\circ}\text{C}$ ]	14,29	10,10	17,90	40	2,28	15,21	10,10	24,90	40	3,36	$\leq 22$	$\leq 24$
DO [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	8,93	7,47	10,86	40	0,96	9,27	7,46	11,24	40	0,91	$\geq 8,3$	$\geq 7,6$
*pH	7,50	6,03	8,12	40	0,55	7,54	6,05	8,15	40	0,58	7,2-7,9	6,6-8
Przewodność [ $\mu\text{S cm}^{-1}$ ]	235,15	207,10	263,90	40	15,13	233,81	207,00	249,40	40	14,18	$\leq 374$	$\leq 550$
* Zawiesina organiczna OSS [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	40,50	2,65	468,15	40	105,89	29,65	1,15	449,85	40	79,66	-	-
TP [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	0,08	0,04	0,23	40	0,04	0,08	0,03	0,23	39	0,04	$\leq 0,15$	$\leq 0,35$
TN [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	2,52	0,10	11,30	40	2,25	2,30	0,00	6,20	39	1,68	$\leq 4,6$	$\leq 6,9$
*P-PO <sub>4</sub> [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	0,03	0,00	0,13	38	0,03	0,02	0,00	0,13	40	0,02	$\leq 0,043$	$\leq 0,101$
*N-NO <sub>3</sub> [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	0,96	0,00	1,45	38	0,37	0,86	0,00	1,29	40	0,32	$\leq 2,2$	$\leq 5,0$
N-NO <sub>2</sub> [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	0,00	0,00	0,01	38	0,00	0,00	0,00	0,01	40	0,00	$\leq 0,01$	$\leq 0,03$
N-NH <sub>4</sub> [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	0,08	0,00	0,46	38	0,11	0,07	0,00	0,55	40	0,12	$\leq 0,35$	$\leq 0,908$
chl <i>a</i> [ $\mu\text{g L}^{-1}$ ]	2,22	0,96	4,97	39	0,84	3,14	0,96	8,65	39	2,17	-	-
TDS [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	155,84	134,55	192,50	40	14,27	157,04	134,55	234,00	40	18,65	$\leq 374$	$\leq 405$
Ca <sup>2+</sup> [ $\text{mg L}^{-1}$ ]	50,12	21,10	62,77	38	11,00	50,91	25,21	66,50	40	9,92	$\leq 50,4$	$\leq 65,3$

\*Test Wilcoxon dla par obserwacji  $p < 0,05$  OK vs OB;

Dz. U. 2016 poz. 1187. Obowiązująca norma dla: „Potok wyżynny węglanowy z substratem drobnoziarnistym na lessach i lessopodobnych”. Typy cieków określa załącznik nr 6 do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych (Dz. U. poz. 1549).

## IV.1 Monitoring cykliczny

### IV.1.1 Parametry fizyczne wody

#### *Temperatura wody*

Wartości temperatury wody (T) mierzone w obydwu sezonach 2011 i 2012, wykazały istotne różnice pomiędzy obserwacjami w OK vs OB ( $p = 0,000$ ).

W sezonie 2011 średnia temperatura wyliczona dla OK wyniosła  $13,18\text{ }^{\circ}\text{C}$ , a dla OB  $13,63\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Tabela 3). Dla wybranych terminów: 2011.07.25, 2011.08.04, 2011.08.30 i 2011.09.05, odnotowano wzrost T z  $13,95\text{ }^{\circ}\text{C}$  (stanowisko 5) do  $14,98\text{ }^{\circ}\text{C}$  (stanowisko 8) (Rycina 9).

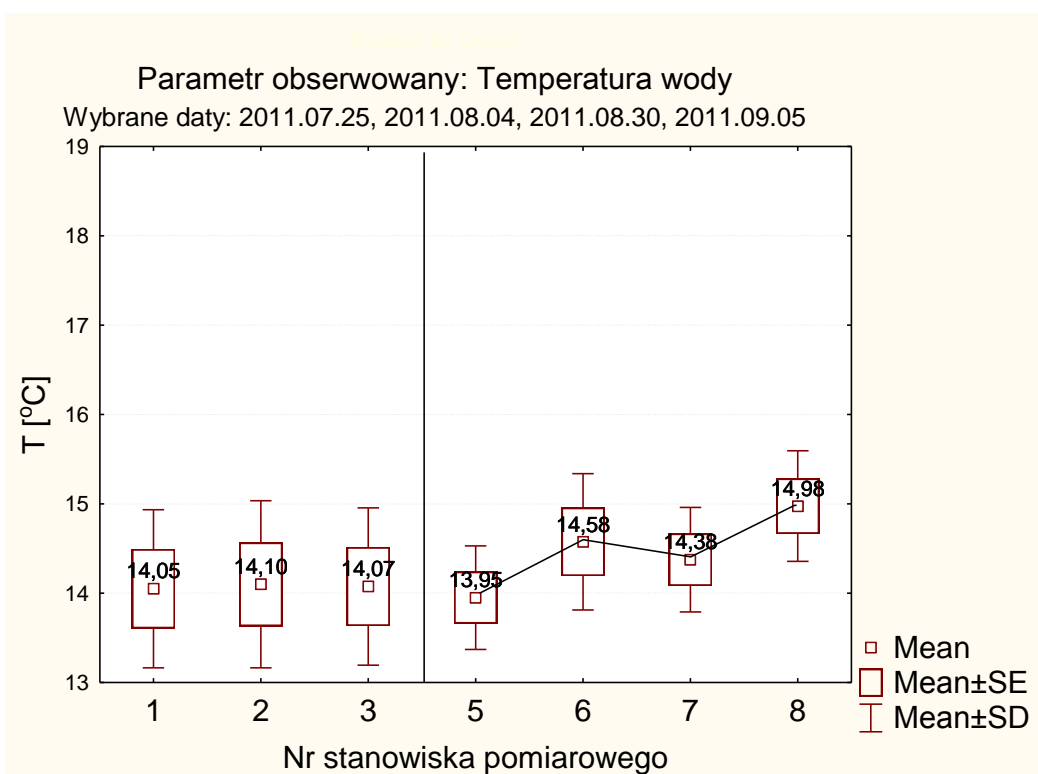
W sezonie 2012 średnia temperatura wyliczona dla OK wyniosła  $14,29\text{ }^{\circ}\text{C}$ , a dla OB  $15,21\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Tabela 4). Dla wybranych terminów: 2012.07.25, 2012.08.20, 2012.09.06 i 2012.09.17, temperatura wody w odcinku kontrolnym (OK) wyniosła od  $15,23\text{ }^{\circ}\text{C}$  (stanowisko 4) do  $15,28\text{ }^{\circ}\text{C}$  (stanowisko 2) (Rycina 10). W tych samych terminach w przypadku OB na stanowisku początkowym (5) odnotowano średnią temperaturę  $15,02\text{ }^{\circ}\text{C}$ , natomiast na stanowisku końcowym (8)  $16,25\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Różnica temperatur od stanowiska pomiarowego 5 do stanowiska 8 wyniosła zatem  $1,23\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Rycina 10).

W obydwu sezonach badawczych zaobserwowano wzrost temperatury w OB (Rycina 10).

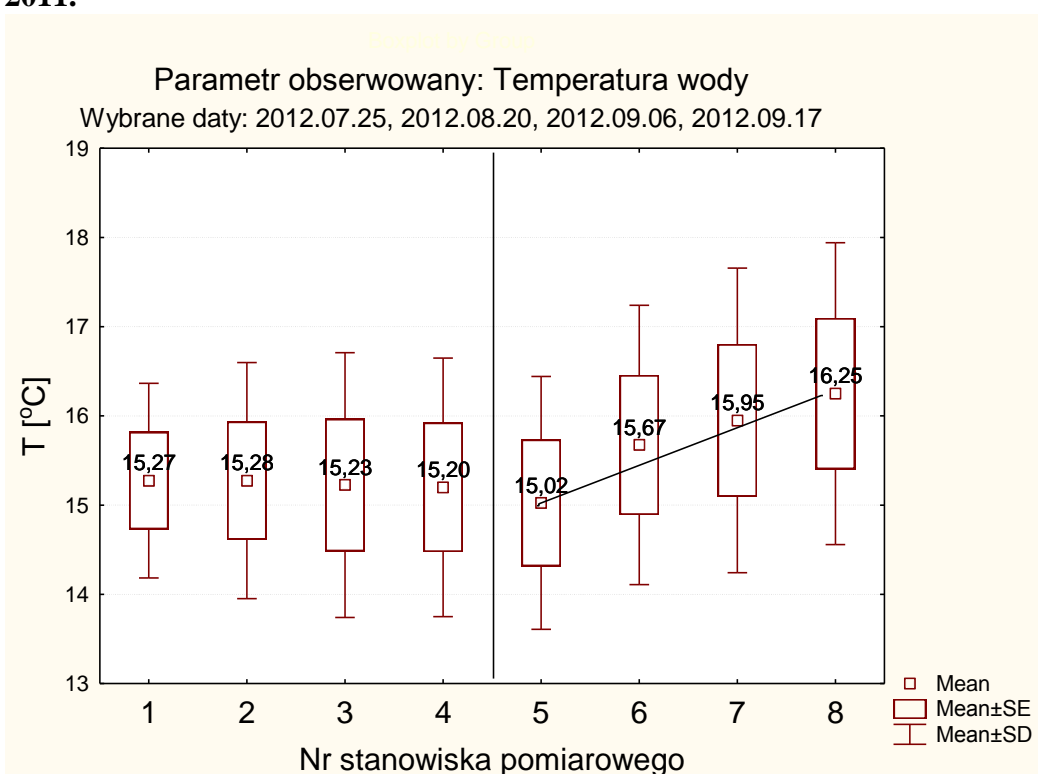
W wyniku analizy Spearman'a wykazano istotne korelacje pomiędzy parametrami: T i chl *a* w sezonie 2011 w OK oraz w sezonie 2012 w OB; T i przepływem w sezonie 2011 w OK; T i pH w sezonie 2011 w OK; T i N-NO<sub>3</sub> w sezonie 2012 w OK; T i zawiesiną organiczną (OSS *ang.*: Organic Suspended Solids) w sezonie 2012 w OB (Tabela 5).

**Tabela 5. Korelacje Spearmana dla T przy  $p < 0,05000$  dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.**

		chl <i>a</i>	Przepływ (Q)	pH	N-NO <sub>3</sub>	OSS
Temperatura wody	2011OK	0,92	0,78	0,76		
	2011OB					
	2012OK				0,71	
	2012OB	0,50				-0,52



Rycina 9. Temperatura wody w OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2011.



Rycina 10. Temperatura wody w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2012.

### Odczyn pH

Wartości odczynu odczyn pH wody z obydwu sezonów 2011 i 2012 wykazały istotne różnice ( $p=0,004$ ) pomiędzy obserwacjami w OK vs OB (Tabela 3 i Tabela 4).

W sezonie 2011 średni odczyn pH wyliczony dla OK wyniósł 8,17, a dla OB 8,31 (Tabela 3).

Dla wybranych terminów: 2011.07.25, 2011.08.04, 2011.08.30 i 2011.09.05, zaobserwowano zmiany średnich wartości pH z 7,93 w OK (stanowisko 1) do 7,96 (stanowisko 3) (Rycina 11). W OB obserwowano nieznaczny wzrost pH od 7,98 (stanowisko 5) do 8,03 (stanowisko 8). Dodatkowo nie zaobserwowano wpływu zacienienia (stanowisko 6 i 7) na zmienność wartości pH (Rycina 11).

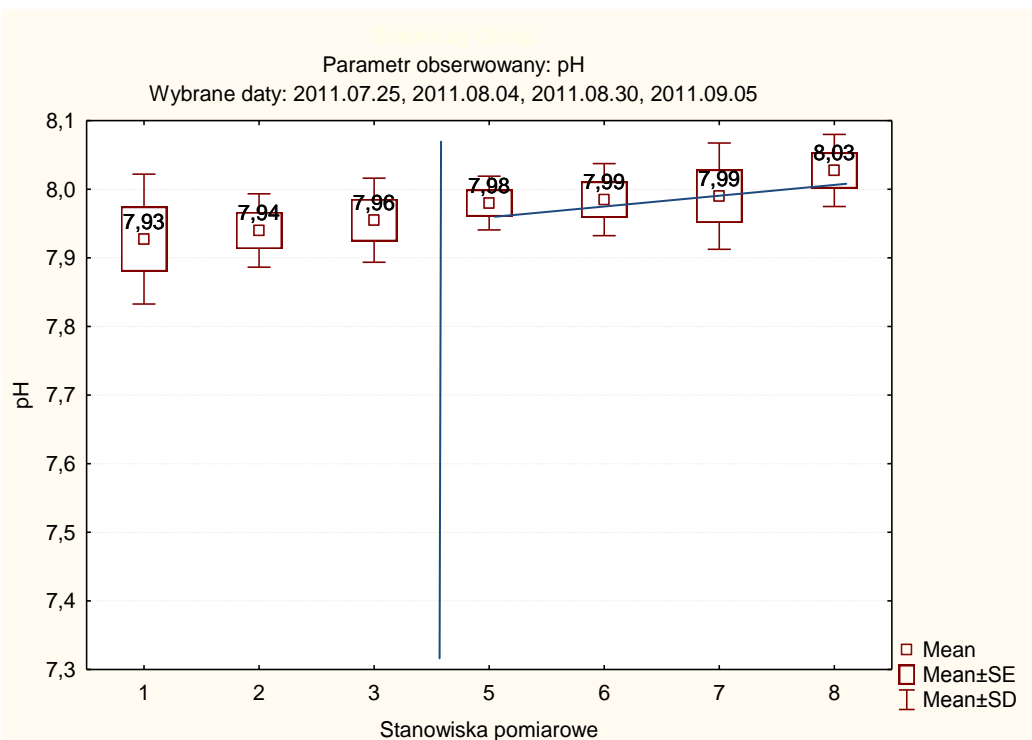
W sezonie 2012 średni odczyn pH wyliczony dla OK wyniósł 7,50, a dla OB 7,54 (Tabela 4). Dla wybranych terminów: 2012.07.25, 2012.08.20, 2012.09.06 i 2012.09.17, zaobserwowano spadek wartości pH w OK z najniższą wartością za odcinkiem zacienionym 7,54 (stanowisko 3). W OB zaobserwowano wzrost z 7,71 (stanowisko 5) do 7,75 (stanowisko 8). OB zacieniony charakteryzował spadek pH z 7,74 do 7,70 (Rycina 12).

W wyniku analizy Spearman'a wykazano istotne korelacje pomiędzy parametrami: pH i przepływem (Q) w sezonie 2012 w OK i OB; pH i P-PO<sub>4</sub> w sezonie 2012 OB; pH i OSS w sezonie 2012 w OB; pH i N-NO<sub>3</sub> w sezonie 2012 w OK (Tabela 6).

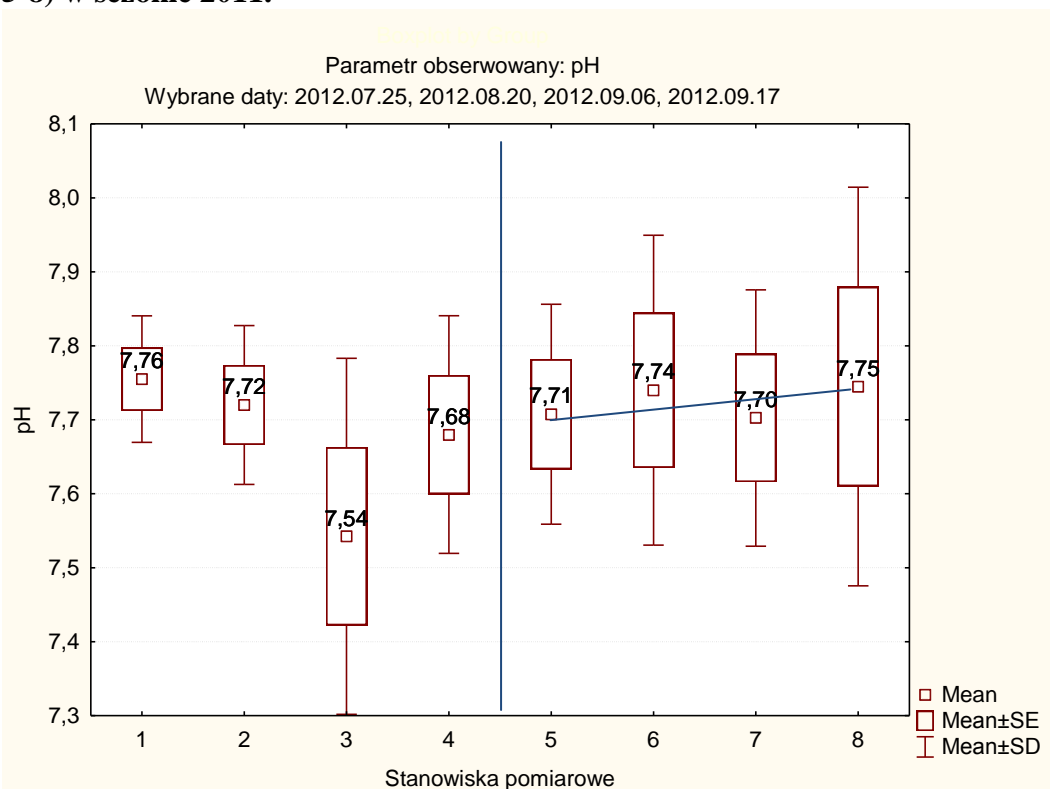
**Tabela 6. Korelacje Spearmana dla pH przy p <0,05000 dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.**

		Przepływ (Q)	P-PO <sub>4</sub>	OSS	N-NO <sub>3</sub>
<b>pH</b>	2011OK				
	2011OB				
	2012OK	-0,57			-0,59
	2012OB	0,93	0,88	0,59	





**Rycina 11. Wartości pH wody wyznaczone dla OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2011.**



**Rycina 12. Wartości pH wody wyznaczone w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2012.**

### **Tlen rozpuszczony**

Stężenie tlenu rozpuszczonego (DO) było istotnie różne w OK vs OB w sezonie 2011 ( $p=0,032$ ) (Tabela 3) oraz w sezonie 2012 ( $p=0,010$ ) (Tabela 4).

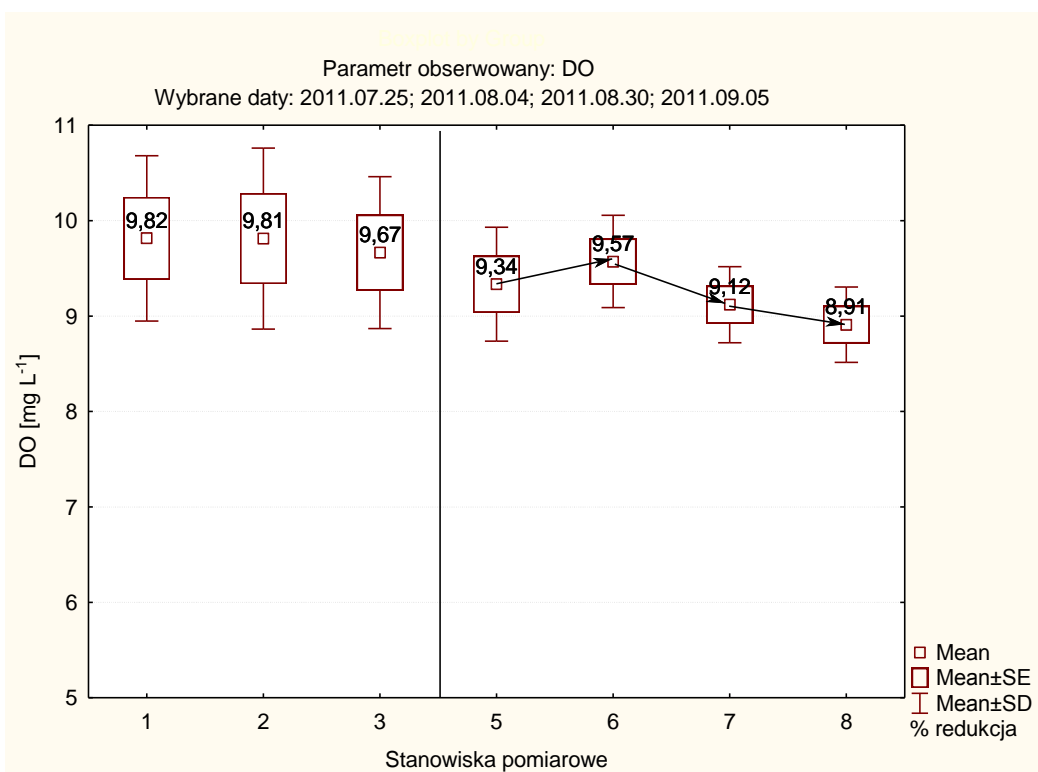
W sezonie 2011 średnie stężenie DO wyliczone dla OK wyniosło  $10,06 \text{ mg L}^{-1}$ , a dla OB  $9,78 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabela 3). W wybranych terminach 2011.07.25, 2011.08.04, 2011.08.30 i 2011.09.05 zaobserwowano niewielki spadek stężenia DO w OK z wartości  $9,82 \text{ mg L}^{-1}$  (stanowisko 1) do  $9,67 \text{ mg L}^{-1}$  (stanowisko 3). W przypadku OB zaobserwowano nieco większy spadek wartości w/w parametru z  $9,34$  (stanowisko 5) do wartości  $8,91 \text{ mg L}^{-1}$  (stanowisko 8). Wyjątkiem było stanowisko 6, gdzie odnotowano najwyższe stężenie DO ( $9,57 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Rycina 13).

W sezonie badawczym 2012 średnie stężenie DO wyliczone dla OK wyniosło  $8,93 \text{ mg L}^{-1}$ , a dla OB  $9,27 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabela 4). W wybranych terminach 2012.07.25, 2012.08.20 i 2012.09.06, 2012.09.17, w OK zaobserwowano nieznaczne zmiany stężenie DO z wartości  $8,78 \text{ mg L}^{-1}$  (stanowisko 1) do  $8,74 \text{ mg L}^{-1}$  (stanowisko 4). W OB średnie stężenie tlenu rozpuszczonego wyniosło  $9,12 \text{ mg L}^{-1}$  na stanowisku 5 i wzrosło do  $9,64 \text{ mg L}^{-1}$  na stanowisku 8. Jednakże na stanowisku 6 i 7 odnotowano spadek DO do stężenia odpowiednio  $8,79 \text{ mg L}^{-1}$  i  $8,29 \text{ mg L}^{-1}$  (Rycina 14).

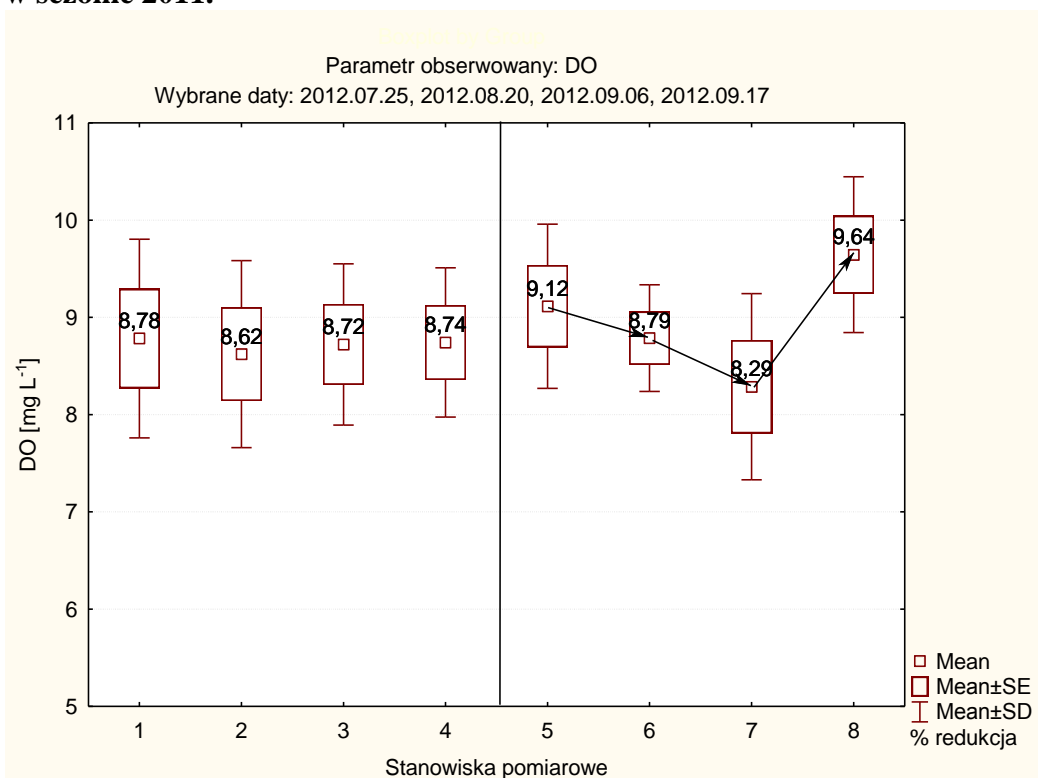
W wyniku analizy Spearman'a wykazano istotne korelacje pomiędzy parametrami: DO i Q w sezonie 2012 w OK; DO i P-PO<sub>4</sub> w sezonie 2012 w OK; DO i pH w sezonie 2011 w OK; DO i OSS w sezonie 2011 w OK; DO i chl *a* w sezonie 2012 w OK; DO i N-NO<sub>3</sub> w sezonie 2011 w OB (Tabela 7)

**Tabela 7. Korelacje Spearmana dla DO przy  $p < 0,05000$  dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.**

	Przepływ (Q)	P-PO <sub>4</sub>	pH	OSS	chl <i>a</i>	N-NO <sub>3</sub>
DO	2011OK		0,59	0,70		
	2011OB					-0,55
	2012OK	0,81	-0,76		0,66	
	2012OB					



**Rycina 13. Stężenie tlenu rozpuszczonego w OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2011.**



**Rycina 14. Stężenie tlenu rozpuszczonego w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2012.**

### **Zawiesina organiczna**

Analiza ilości zawiesiny organicznej (OSS) wykazała istotne różnice pomiędzy obserwacjami w OK vs OB, w obydwu sezonach badawczych ( $p=0,013$ ; Tabela 3 i Tabela 4, Rycina 15).



**Rycina 15. Próbkę osadu dennego z plosa OB (sezon 2011).**

W sezonie 2011 średnie stężenie OSS wyliczone dla OK wyniosło  $4,87 \text{ mg L}^{-1}$ , a dla OB  $3,79 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabela 3). Dla wybranych terminów: 2011.07.25, 2011.08.04, 2011.08.30 i 2011.09.05 w OK zaobserwowano niewielkie zmiany stężenia OSS od  $5,28 \text{ mg L}^{-1}$  (stanowisko 1) do  $5,68 \text{ mg L}^{-1}$  (stanowisko 3) (Rycina 16). W OB zaobserwowano znaczny spadek OSS z  $4,89 \text{ mg L}^{-1}$  (stanowisko 5) do  $2,28 \text{ mg L}^{-1}$  (stanowisko 7), a następnie ponowny wzrost do stężenia  $4,37 \text{ mg L}^{-1}$  (stanowisko 8). Jednakże porównując stanowisko początkowe (5) i stanowisko końcowe (8) OB, zaobserwowano tendencję spadkową w stężeniu OSS (Rycina 16). W skali doby przyjmując średni uzyskany przepływ o wartości  $1,33 \text{ L s}^{-1}$  (Tabela 9) w sezonie 2011 i redukcję OSS w OB (pomiędzy stanowiskiem 5 i 8) na poziomie  $0,52 \text{ mg L}^{-1}$  wykazano redukcję dobową zawiesiny OSS o  $59,75 \text{ g 24h}^{-1}$  (obliczono wg. Manual 2004).

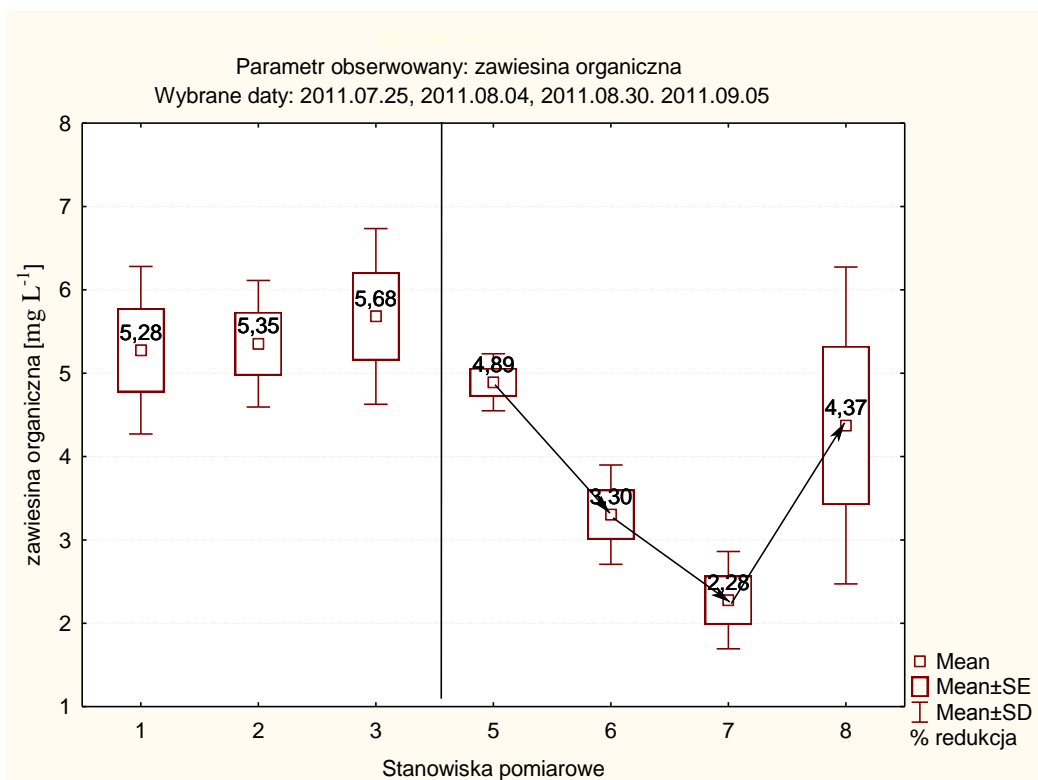
W sezonie 2012 średnie stężenie OSS wyliczone dla OK wyniosło  $40,50 \text{ mg L}^{-1}$ , a dla OB  $29,65 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabela 4). Dla wybranych terminów: 2012 2012.07.25, 2012.08.20, 2012.09.06 i 2012.09.17, w OK zaobserwowano zbliżone wartości OSS pomiędzy stanowiskami 1-3 ( $3,71\text{-}3,80 \text{ mg L}^{-1}$ ).

W OB zaobserwowano spadek OSS wzdłuż wszystkich odcinków pomiarowych. z 5,56 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 5) do 1,98 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 8) (Rycina 17). W skali doby przyjmując średni przepływ 1,15 L s<sup>-1</sup> (Tabela 9) w sezonie 2012 i redukcję OSS w OB (pomiędzy stanowiskiem 5 i 8) na poziomie 3,58 mg L<sup>-1</sup>, wykazano możliwość redukcji dobowej o 355,70 g 24h<sup>-1</sup> (obliczono wg. Manual 2004).

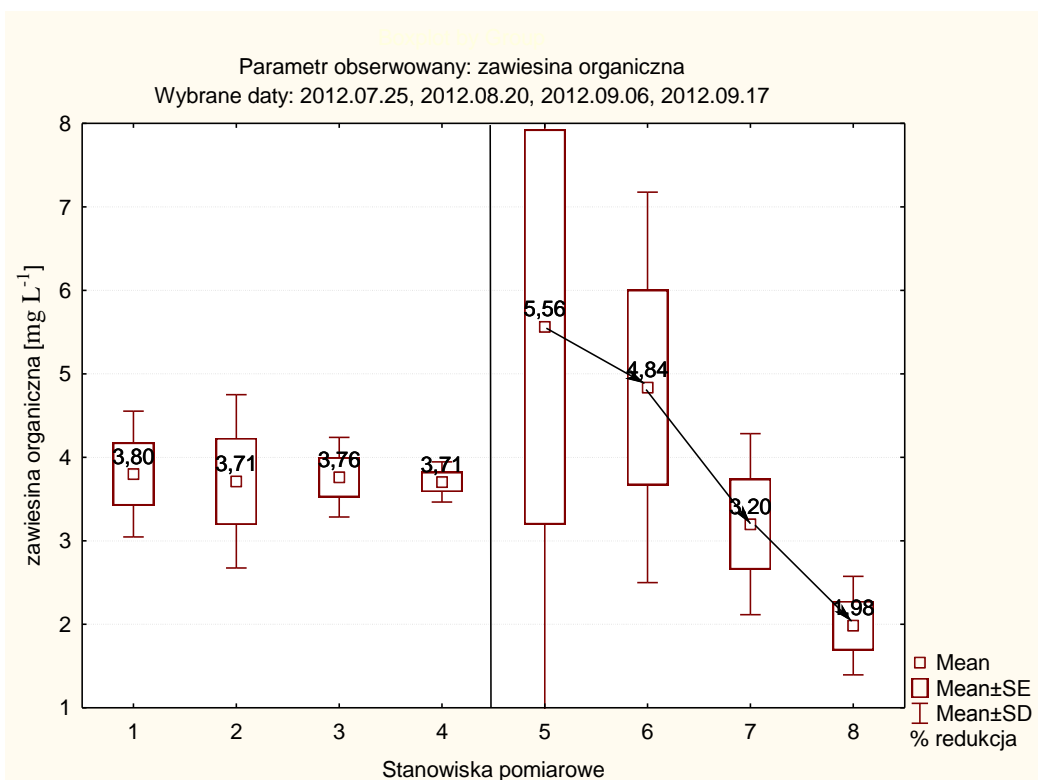
W wyniku analizy Spearman'a wykazano istotne korelacje pomiędzy parametrami OSS i pH w sezonie 2011 w OK oraz sezonie 2012 OB; OSS i DO w sezonie 2011 w OK; OSS i chl *a* w sezonie 2011 w OB; OSS i Q w sezonie 2012 w OB; oraz OSS i T w sezonie 2012 w OB (Tabela 8).

**Tabela 8. Korelacje Spearman'a dla OSS w słupie wody przy p <0,05000 dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.**

		pH	DO	chl <i>a</i>	Przepływ (Q)	T
OSS	2011OK	0,77	0,70			
	2011OB			0,70		
	2012OK					
	2012OB	0,59			0,56	-0,52



Rycina 16. Stężenie OSS w OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2011.



Rycina 17. Stężenie OSS w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2012.

#### IV.1.2 Przepływ

W sezonie badawczym 2011 i 2012 zaobserwowano zbliżoną wartość uśrednionego przepływu (Q) dla OB w zakresie od 1,15 L s<sup>-1</sup> w sezonie badawczym 2012 do 1,33 L s<sup>-1</sup> w sezonie badawczym 2011. Wartości Q dla OB dla sezonu badawczego 2011 oscylowały w zakresie 0,84-2,25 L s<sup>-1</sup>, a dla sezonu 2012 w zakresie w zakresie 0,41-1,92 L s<sup>-1</sup> (Tabela 9).

**Tabela 9. Wartości przepływu wody w OB w sezonie 2011 i 2012.**

data pomiaru	przepływ Q [L s <sup>-1</sup> ]
2011.07.24	2,25
2011.07.25	1,08
2011.08.04	1,12
2011.08.23	1,20
2011.08.30	0,84
2011.09.05	1,41
2011.09.27	1,43
2011.10.22	1,30
<b>przepływ średni w sezonie 2011</b>	<b>1,33</b>
2012.05.23	0,56
2012.06.06	0,41
2012.06.26	1,92
2012.07.17	1,76
2012.07.25	0,71
2012.08.07	1,62
2012.08.20	1,06
2012.09.06	0,97
2012.09.17	0,77
2012.10.23	1,78
<b>przepływ średni w sezonie 2012</b>	<b>1,15</b>

W wyniku analizy Spearman'a wykazano istotne korelacje pomiędzy parametrami: Q i P-PO<sub>4</sub> w sezonie 2012 w OK i OB; Q i T w sezonie 2011 w OK; Q i N-NO<sub>3</sub> w sezonie 2012 w OK; oraz Q i OSS w sezonie 2012 w OB (Tabela 10).

**Tabela 10. Korelacje Spearman'a dla Q przy p <0,05000 dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.**

	P-PO <sub>4</sub>	T	N-NO <sub>3</sub>	OSS
Przepływ (Q)	2011OK	0,78		
	2011OB			
	2012OK	-0,75		0,68
	2012OB	0,92		0,56

### IV.1.3 Parametry chemiczne wody

#### *Fosfor fosforanowy*

Stężenia fosforu fosforanowego (P-PO<sub>4</sub>) w wodzie z sezonów 2011 i 2012, wykazały istotne różnice pomiędzy obserwacjami w OK vs OB (p=0,042) (Tabela 3 i Tabela 4).

W sezonie 2011 średnie stężenie P-PO<sub>4</sub> w wodzie wyliczone zarówno dla OK oraz OB wyniosło 0,03 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 3). Dla wybranych terminów: 2011.07.25, 2011.08.04, 2011.08.30 i 2011.09.05 w OK zaobserwowano tendencję spadkową wartości (P-PO<sub>4</sub>) z 0,039 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 1) do jego minimalnego obserwowanego stężenia 0,006 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 2). Na stanowisku 3 stężenie P-PO<sub>4</sub> wyniosło 0,014 mg L<sup>-1</sup>. (Rycina 18). Na początku jasnego OB wartość tego parametru wyniosła 0,010 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 5) i wzrosła do maksymalnego stężenia 0,083 mg L<sup>-1</sup> obserwowanego na stanowisku 6 (Rycina 18). Na stanowisku 7 i 8 zaobserwowano spadek stężenia P-PO<sub>4</sub> odpowiednio do 0,015 mg L<sup>-1</sup> i 0,033 mg L<sup>-1</sup> (Rycina 18). Od początku do końca OB widoczny był wzrost wartości P-PO<sub>4</sub> o 0,023 mg L<sup>-1</sup>.

W sezonie 2012 średnie stężenie P-PO<sub>4</sub> w wodzie wyliczone dla OK wyniosło 0,96 mg L<sup>-1</sup>, a dla OB 0,86 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 4). Dla wybranych terminów 2012.07.25, 2012.08.20, 2012.09.06 i 2012.09.17, na całej długości OK zaobserwowano spadek stężenia P-PO<sub>4</sub> z 0,027 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 1) do wartości minimalnej 0,017 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 4) (Rycina 19).

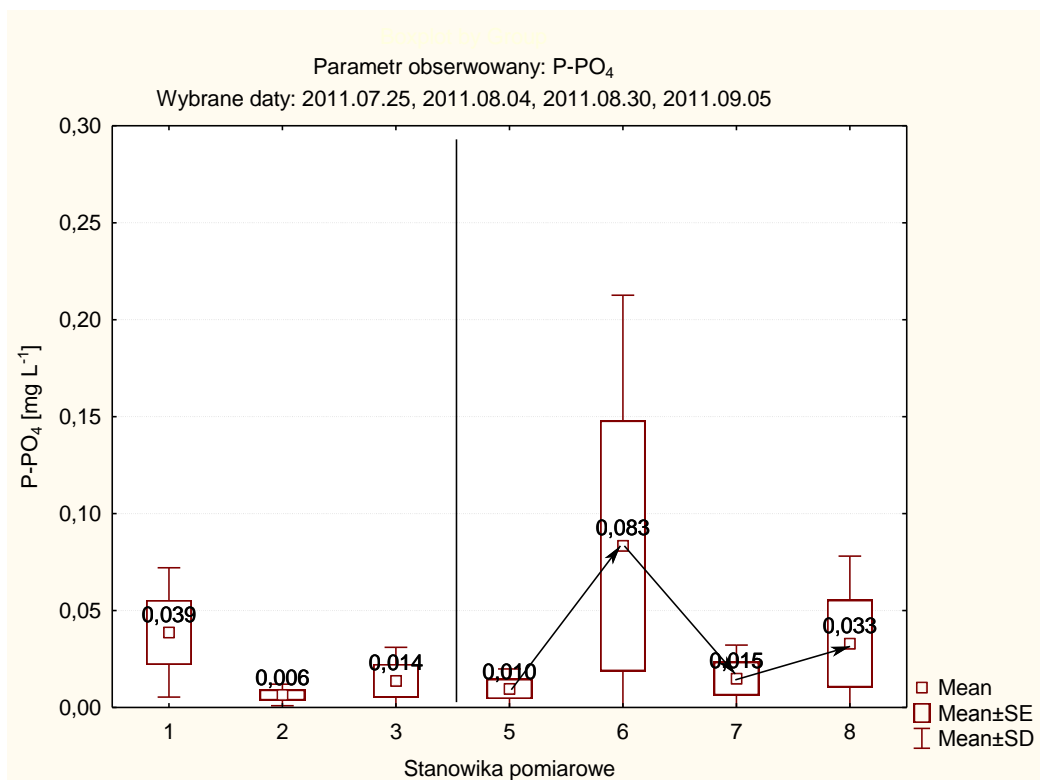
Z kolei w odcinku OB zaobserwowano niewielki wzrost wartości badanego parametru od stężenia 0,020 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 5) do 0,023 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 8) (Rycina 19).

W wyniku analizy Spearman'a wykazano istotne korelacje pomiędzy parametrami P-PO<sub>4</sub> i DO w sezonie 2012 w OK oraz P-PO<sub>4</sub> i Q w sezonie 2012 w OK (Tabela 11).

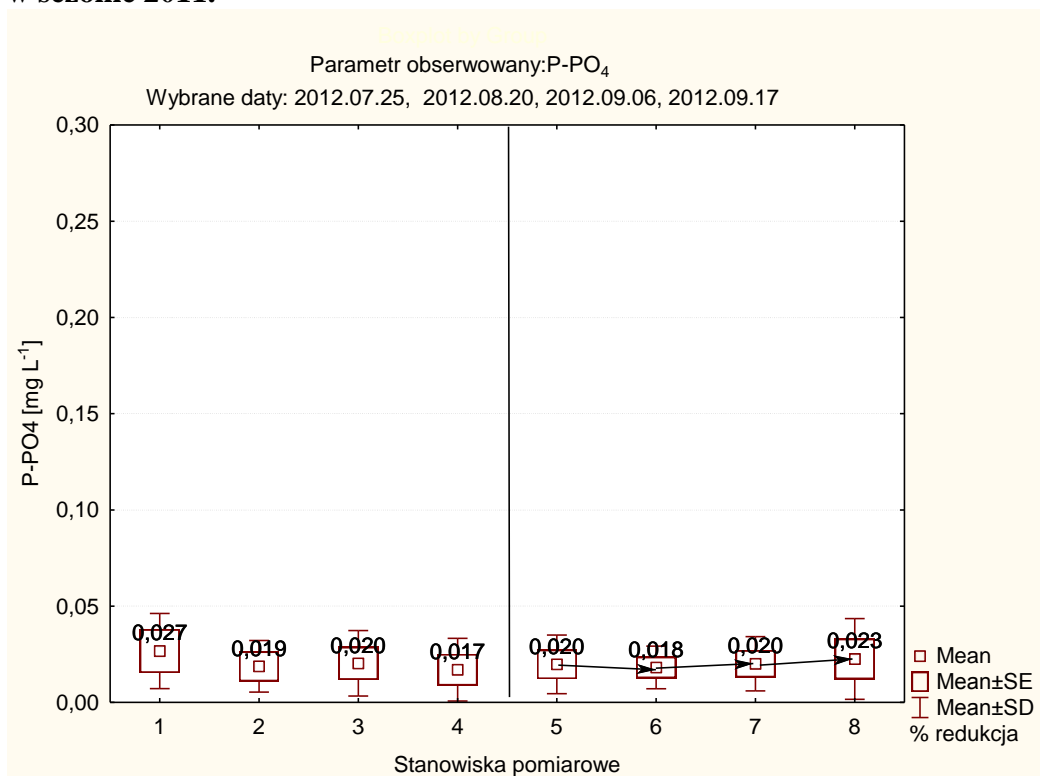
**Tabela 11. Korelacje Spearmana dla P-PO<sub>4</sub> przy p <0,05000 dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.**

		DO	Przepływ (Q)
P-PO <sub>4</sub>	2011OK		
	2011OB		
	2012OK	-0,76	-0,75
	2012OB		





**Rycina 18. Stężenie fosforu fosforanowego w OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowisko 5-8) w sezonie 2011.**



**Rycina 19. Stężenie fosforu fosforanowego w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowisko 5-8) w sezonie 2012.**

### **Azot azotanowy**

Wyniki stężeń azotu azotanowego (N-NO<sub>3</sub>) z sezonów 2011 i 2012, były istotnie różne w OK vs OB ( $p = 0,000$ ) (Tabela 3 i Tabela 4).

W sezonie 2011 średnie stężenie N-NO<sub>3</sub> wyliczone dla OK wyniosło 0,94 mg L<sup>-1</sup>, a dla OB 0,85 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 3). Dla wybranych terminów: 2011.07.25, 2011.08.04, 2011.08.30 i 2011.09.05 odnotowano wzrost stężenia N-NO<sub>3</sub> w całym OK od 0,76 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 1) do 1,02 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 3) (Rycina 20). W OB stężenie N-NO<sub>3</sub> również wzrosło z 0,75 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 5) do 0,81 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 7). Jednakże w ostatnim odcinku jasnym zaobserwowano spadek w/w parametru do 0,69 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 8). W skali całego odcinka OB zaobserwowano nieznaczny spadek stężenia N-NO<sub>3</sub> z poziomu 0,75 mg L<sup>-1</sup> na stanowisku 5 do 0,69 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 8) (Rycina 20).

W skali doby, przyjmując średni przepływ 1,33 L s<sup>-1</sup> w sezonie 2011 (Tabela 9) i redukcję N-NO<sub>3</sub> w OB (pomiędzy stanowiskiem 5 i 8) na poziomie 0,06 mg L<sup>-1</sup>, wykazano redukcję dobową o 6,89 g 24h<sup>-1</sup> N-NO<sub>3</sub> (wg. Manual 2004).

W sezonie 2012 średnie stężenie N-NO<sub>3</sub> wyliczone dla OK wyniosło 0,96 mg L<sup>-1</sup>, a dla OB 0,86 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 4). Dla wybranych terminów 2012.07.25, 2012.08.20, 2012.09.06 i 2012.09.17 w OK stężenie N-NO<sub>3</sub> wyniosło 0,73 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 1) i wzrosło do maksymalnej zaobserwowanej wartości 0,84 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 3) (Rycina 21). W OB zaobserwowano zbliżone wartości stężenia N-NO<sub>3</sub> na skrajnych stanowiskach tzn.: 0,69 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 5) i 0,68 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 8) (Rycina 21). Podobnie jak w sezonie 2011, na pośrednich punktach pomiarowych zaobserwowano nieznaczny wzrost N-NO<sub>3</sub>: 0,74 mg L<sup>-1</sup> na stanowisku 6 oraz 0,75 mg L<sup>-1</sup> na stanowisku 7 (Rycina 21).

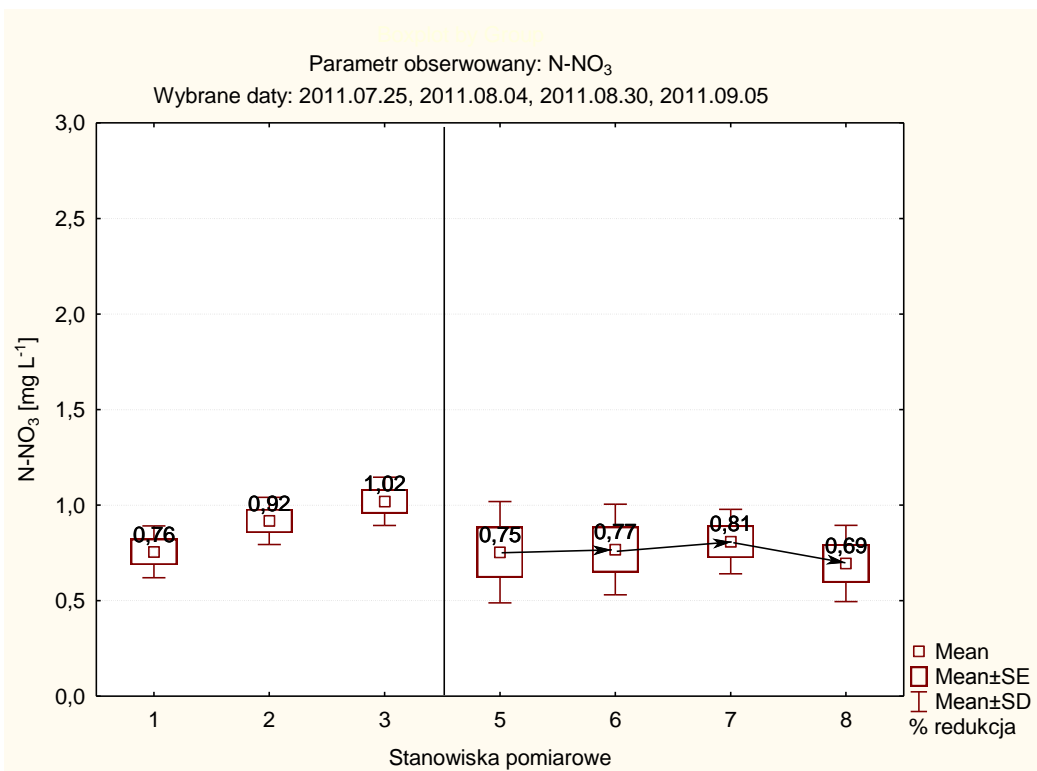
W skali doby, przyjmując przepływ 1,15 L s<sup>-1</sup> w sezonie 2012 i redukcję N-NO<sub>3</sub> w OB (pomiędzy stanowiskiem 5 i 8) na poziomie 0,06 mg L<sup>-1</sup>, wykazano redukcję dobową o 0,99 g 24h<sup>-1</sup> N-NO<sub>3</sub> (obliczono wg. Manual 2004).

N-NO<sub>3</sub> był dominującą formą TN i stanowił 70% w i 86% TN odpowiednio w OB i OK w sezonie 2011. W sezonie 2012 średni udział N-NO<sub>3</sub> w TN stanowił 34 % w OK i 37 % w OB (Tabela 3 i Tabela 4).

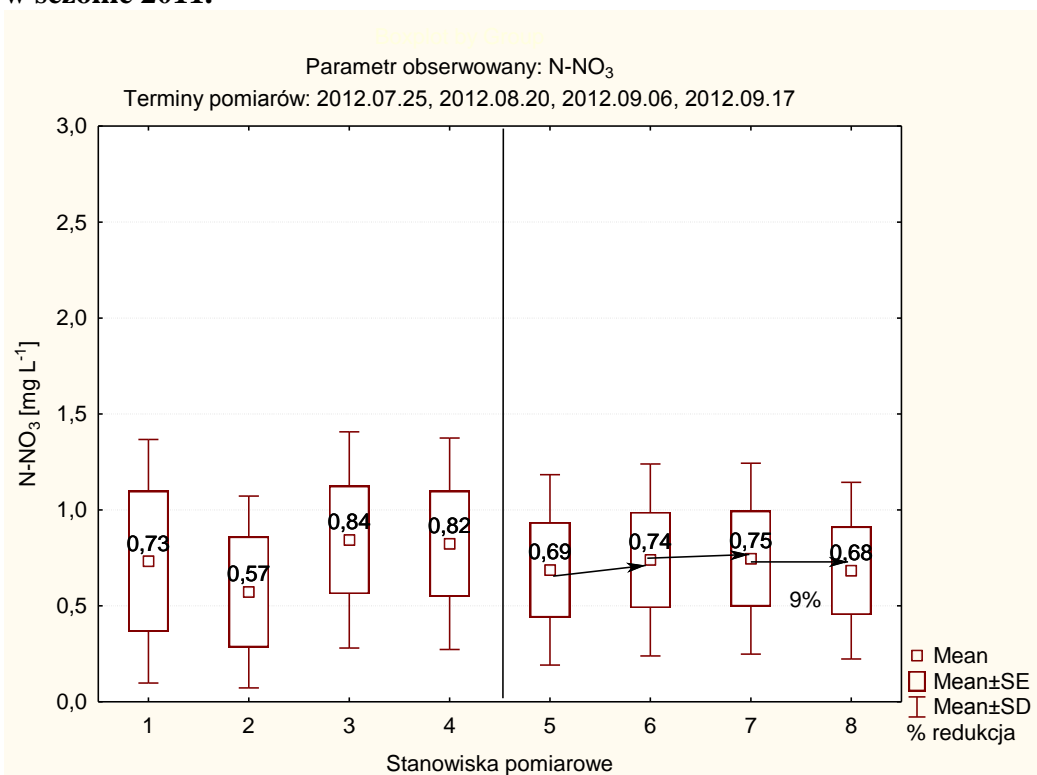
W wyniku analizy Spearman'a wykazano istotne korelacje pomiędzy parametrami N-NO<sub>3</sub> i T; N-NO<sub>3</sub> i Q; N-NO<sub>3</sub> i pH w sezonie 2012 w OK; oraz N-NO<sub>3</sub> i DO w sezonie 2011 w OB (Tabela 12).

**Tabela 12. Korelacje Spearmana dla N-NO<sub>3</sub> przy p <0,05000 dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego**

		T	Przepływ (Q)	pH	DO
N-NO <sub>3</sub>	2011OK				
	2011OB				-0,55
	2012OK	0,71	0,68	-0,59	
	2012OB				



**Rycina 20. Stężenie azotu azotanowego w OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowisko 5-8) w sezonie 2011.**



**Rycina 21. Stężenie azotu azotanowego w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowisko 5-8) w sezonie 2012.**

## ***Chlorofil a***

Wyniki stężeń chlorofilu *a* (chl *a*) mierzonego w słupie wody w obydwu sezonach, 2011 ( $p=0,001$ ) i 2012 ( $p=0,043$ ), wykazały istotne różnice pomiędzy obserwacjami w OK vs OB (Tabela 3 i Tabela 4).

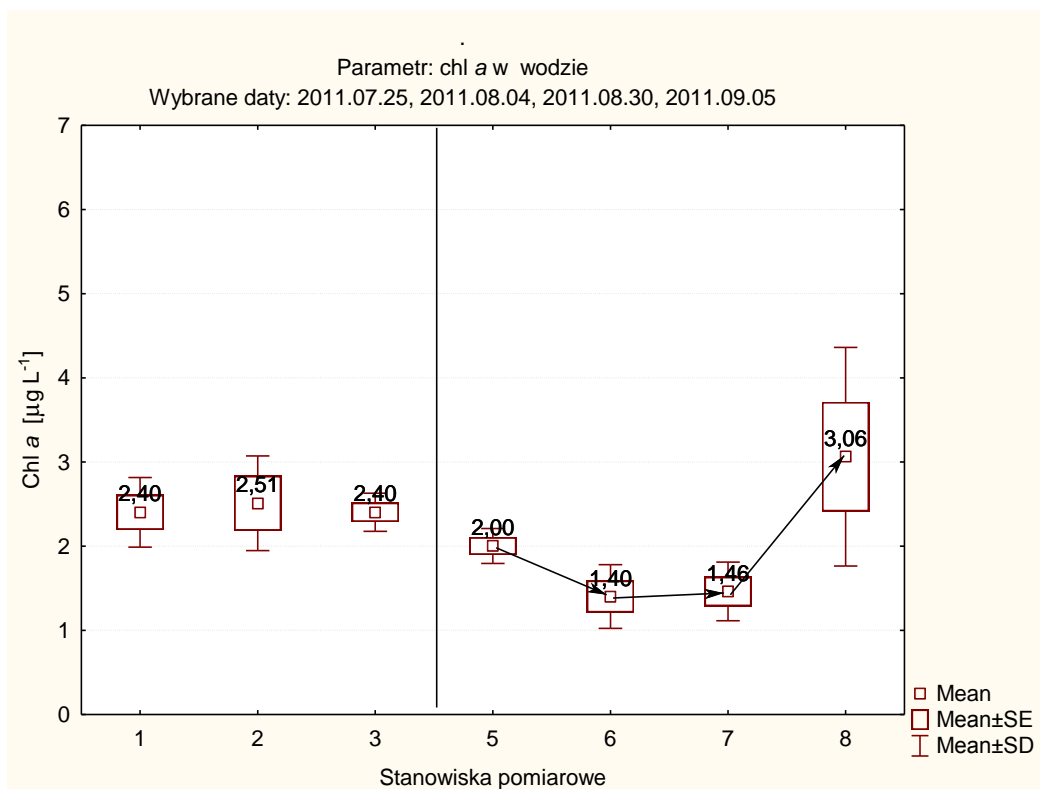
W sezonie 2011 średnie stężenie chl *a* wyliczone dla OK wyniosło  $2,25 \mu\text{g L}^{-1}$ , a dla OB wyniosło  $1,91 \mu\text{g L}^{-1}$  (Tabela 3). Stężenie chl *a* dla wybranych terminów: 2011.07.25, 2011.08.04, 2011.08.30 i 2011.09.05 w OK było dość stabilne i wyniosło od  $2,40 \mu\text{g L}^{-1}$  (stanowisko 1), do  $2,51 \mu\text{g L}^{-1}$  (stanowisko 2) (Rycina 22). W OB odnotowano maksymalną wartość  $3,06 \mu\text{g L}^{-1}$  na ostatnim stanowisku (8), a minimalną ( $1,40 \mu\text{g L}^{-1}$ ) na stanowisku 6. Ogólnie zaobserwowano tendencję wzrostową stężenia chl *a* w OB od stanowiska 6 do 8 (Rycina 22).

W sezonie 2012 średnie stężenie chl *a* w OK wyniosło  $2,22 \mu\text{g L}^{-1}$ , a dla OB wyniosło  $3,14 \mu\text{g L}^{-1}$  (Tabela 4). Dla wybranych terminów 2012.07.25, 2012.08.20, 2012.09.06 i 2012.09.17 w OK odnotowano niewielki spadek stężenia chl *a* z wartości  $2,19 \mu\text{g L}^{-1}$  (stanowisko 1) do  $1,96 \mu\text{g L}^{-1}$  (stanowisko 4). Natomiast wyniki w OB wykazały, podobnie jak w roku 2011, wzrost stężenia chl *a* wzdłuż badanego fragmentu. Minimalną wartość chl *a* ( $1,46 \mu\text{g L}^{-1}$ ) zaobserwowano na stanowisku 7, a maksymalną ( $2,88 \mu\text{g L}^{-1}$ ) na stanowisku 6 (Rycina 23).

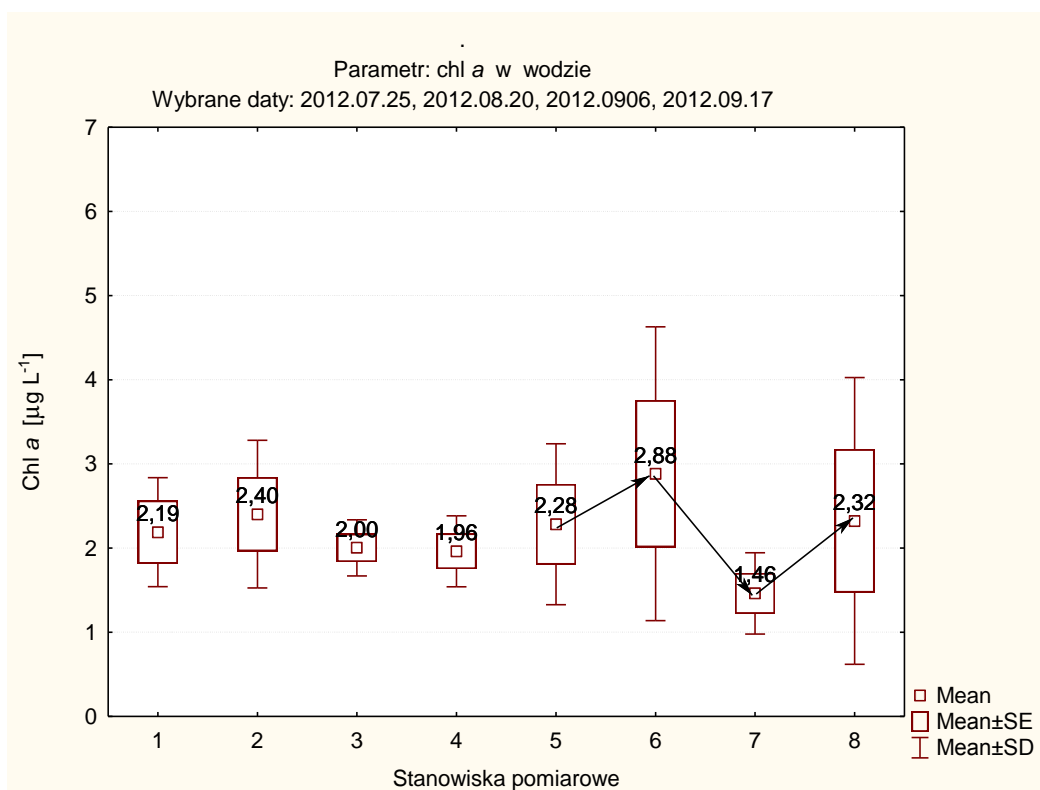
W wyniku analizy Spearman'a wykazano istotne korelacje pomiędzy parametrami chl *a*, i T w sezonie 2011 w OK i sezonie 2012 w OB; chl *a* i OSS w sezonie 2011 w OB; chl *a*, i DO w sezonie 2012 w OK.

**Tabela 13. Korelacje Spearman'a dla chl *a* przy  $p < 0,05000$  dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.**

		T	OSS	DO
chl <i>a</i>	2011OK	0,92		
	2011OB		0,70	
	2012OK			0,66
	2012OB	0,50		



**Rycina 22. Stężenie chlorofilu *a* w OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowisko 5-8) w sezonie 2011.**



**Rycina 23. Stężenie chlorofilu *a* w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowisko 5-8) w sezonie 2012.**

## IV.2 Analiza związków przyczynowo-skutkowych między parametrami badanymi w monitoringu cyklicznym

Analiza związków przyczynowo-skutkowych przy użyciu algorytmu k-NN (najbliższych sąsiadów) do prognozowania wartości zmiennej przyczyna-skutek miała na celu ocenę zależności pomiędzy abiotycznymi i biotycznymi czynnikami determinującymi jakość wody. Temperatura wody, OSS oraz pH zostały wskazane jako przyczyna determinująca wartości większości parametrów związanych z jakością wody.

**Temperatura** wody została wytypowana jako parametr przyczynowy dla zmian stężenia chl *a* w OK 2011 i 2012; P-PO<sub>4</sub> w OB w 2011 i w OK w 2012; oraz N-NO<sub>3</sub> w OB w 2012.

**OSS w słupie wody** została wytypowana jako parametr przyczynowy dla zmian stężenia N-NO<sub>3</sub> w OK w 2011; P-PO<sub>4</sub> w OB w 2011; oraz chl *a* w OB w 2012.

**Odczyn pH** wody wytypowany został jako parametr przyczynowy dla zmian stężenia N-NO<sub>3</sub> w OB w 2011; chl *a* w OB w 2012; N-NO<sub>3</sub> w OK w 2012; oraz P-PO<sub>4</sub> w OK i OB w 2012 (Tabela 14).

**Tabela 14. Związek przyczynowo-skutkowy pomiędzy parametrami monitoringu cyklicznego.**

		Przyczyna			
		2011	T	OSS	pH
Skutek	chl-a		OK	-	-
	N-NO <sub>3</sub>		-	OK	OB
	P-PO <sub>4</sub>		OB	OB	-
		<b>2012</b>			
Skutek	chl-a		OK	OB	OB
	N-NO <sub>3</sub>		OB	-	OK
	P-PO <sub>4</sub>		OK	-	OK, OB

Algorytm k-NN (najbliższych sąsiadów) do prognozowania wartości zmiennej Przyczyna-Skutek przy  $p < 0,05$ .

## IV.3 Kontrolowany dopływ związków biogenych

W terminach 2012.08.24, 2012.08.29 i 2012.09.06 w OB podawany był nawóz na bazie azotu. W terminie 2012.09.11 podana została mieszanina nawozów zawierających azot i fosfor.

### IV.3.1 Temperatura wody

Obserwacja temperatury (T) w eksperymencie kontrolowanego dopływu zanieczyszczeń była podyktowana jej kluczowym znaczeniem dla szybkości procesów metabolicznych i zachodzących reakcji chemicznych. Wartości T wody istotnie różniły się pomiędzy obserwacjami z poszczególnych terminów ( $p=0,000$ ) (Tabela 15, Zał. IX.3.5).

**Tabela 15. Zmiany temperatury wody w kolejnych punktach pomiaru OB w trakcie trwania eksperymentu zrzutu biogenów.**

T [°C]				
2012.08.24				
data				
stanowisko	5	6	7	8
średnia	16,06	17,57	17,84	18,07
min	14,50	16,60	17,20	17,50
max	17,20	18,60	18,90	18,50
n	5,00	7,00	8,00	6,00
odch.stand.	1,01	0,75	0,65	0,45
2012.08.29				
data				
średnia	16,99	17,06	17,03	17,08
min	15,30	14,60	14,70	14,90
max	18,80	19,80	19,80	19,20
n	10,00	10,00	10,00	10,00
odch.stand.	1,85	1,85	1,55	1,67
2012.09.06				
data				
średnia	13,56	13,37	13,54	13,75
min	8,71	12,90	13,00	13,20
max	19,90	13,90	14,30	15,00
n	8,00	14,00	10,00	10,00
odch.stand.	3,03	0,35	0,39	0,52
2012.09.11				
data				
średnia	17,19	17,53	17,95	18,12
min	16,20	16,30	16,80	17,00
max	18,20	19,00	19,20	19,30
n	8,00	11,00	10,00	11,00
odch.stand.	0,71	0,95	0,81	0,77

Podczas zrzutu nawozu na bazie azotu, w pierwszym terminie eksperymentu (2012.08.24) zaobserwowano wzrost temperatury w OB. Najniższa zaobserwowana średnia wartość wyniosła 16,06 °C (stanowisko 5), zaś najwyższa 18,07°C (stanowisko 8) (Tabela 15).

Dla kolejnych terminów (2012.08.29 i 2012.09.06) nie zaobserwowano istotnych różnic między stanowiskami w temperaturze wody (Tabela 15).

Podczas zrzutu nawozów na bazie azotu i fosforu, w terminie 2012.09.11, zaobserwowano wzrost temperatury z biegiem nurtu, na wszystkich stanowiskach OB (Tabela 15). Na



stanowisku 5 średnia wartość wyniosła 17,19 °C. Za odcinkiem jasnym, na stanowisku 6 temperatura osiągnęła 17,53 °C. Na stanowisku 7 uśredniona temperatura wyniosła 17,95 °C, a na stanowisku 8 osiągnęła najwyższą wartość 18,12 °C (Tabela 15).

### IV.3.2 Odczyn pH

Wartości pH wody istotnie różniły się pomiędzy obserwacjami z poszczególnych terminów ( $p=0,000$ ) (Tabela 16, Zał. IX.3.5).

**Tabela 16. Zmiany pH w wodzie w kolejnych punktach pomiaru OB w trakcie trwania eksperymentu kontrolowanego zrzutu biogenów.**

pH				
<b>data</b>	<b>2012.08.24</b>			
<b>stanowisko</b>	5	6	7	8
<b>średnia</b>	7,89	7,91	7,90	7,84
<b>min</b>	7,71	7,79	7,78	7,79
<b>max</b>	8,03	8,08	8,07	7,89
<b>n</b>	5,00	7,00	8,00	6,00
<b>odch.stand</b>	0,10	0,09	0,10	0,03
<b>data</b>	<b>2012.08.29</b>			
<b>średnia</b>	7,58	7,57	7,55	7,54
<b>min</b>	7,38	7,40	7,40	7,39
<b>max</b>	7,82	7,81	7,81	7,80
<b>n</b>	10,00	10,00	10,00	10,00
<b>odch.stand</b>	0,17	0,16	0,16	0,14
<b>data</b>	<b>2012.09.06</b>			
<b>średnia</b>	7,78	7,84	7,77	7,84
<b>min</b>	7,61	7,65	7,69	7,68
<b>max</b>	7,94	7,95	8,01	8,15
<b>n</b>	8,00	10,00	10,00	10,00
<b>odch.stand</b>	0,11	0,08	0,10	0,17
<b>data</b>	<b>2012.09.11</b>			
<b>średnia</b>	7,68	7,69	7,69	7,61
<b>min</b>	7,49	7,57	7,60	7,15
<b>max</b>	7,89	7,86	7,86	7,77
<b>n</b>	8,00	11,00	10,00	11,00
<b>odch.stand</b>	0,16	0,11	0,09	0,16

Podczas zrzutu nawozu na bazie azotu odczyn wody we wszystkich terminach był zbliżony. Biorąc pod uwagę kolejne terminy, 2012.08.24, 2012.08.29 i 2012.09.06, zakres średnich wartości pH w OB wyniósł odpowiednio 7,84-7,91, 7,54-7,57 i 7,77-7,84 (Tabela 16).

Podczas zrzutu nawozów na bazie azotu i fosforu, w terminie 2012.09.11, pH wahało się pomiędzy 7,61 (stanowisko 8) i 7,69 (stanowiska 6 i 7) (Tabela 16).

### IV.3.3 Tlen rozpuszczony

Stężenia tlenu rozpuszczonego (DO) istotnie różniły się pomiędzy obserwacjami z poszczególnych terminów ( $p=0,000$ ) oraz stanowisk ( $p=0,000$ ) (Tabela 17, Zał. IX.3.5).

**Tabela 17. Zmiany stężenia DO w wodzie w kolejnych punktach pomiaru OB w trakcie trwania eksperymentu zrzutu biogenów.**

DO [mg L <sup>-1</sup> ]				
<b>data</b>	<b>2012.08.24</b>			
<b>stanowisko</b>	5	6	7	8
<b>średnia</b>	8,73	7,06	6,6	6,45
<b>min</b>	6,54	6,35	6,19	5,82
<b>max</b>	15,38	9,14	7,88	8,55
<b>n</b>	5	7	8	6
<b>odch.stand</b>	3,34	0,96	0,55	1,04
<b>redukcja %</b>		19%	7%	2%
<b>redukcja % OB</b>	26%			
<b>data</b>	<b>2012.08.29</b>			
<b>średnia</b>	8,54	7,73	7,24	6,83
<b>min</b>	7,61	6,05	6,43	5,94
<b>max</b>	10,28	9,77	8,17	9,43
<b>n</b>	10	10	10	10
<b>odch.stand</b>	0,8	1,01	0,54	0,97
<b>redukcja %</b>		9%	6%	6%
<b>redukcja % OB</b>	20%			
<b>data</b>	<b>2012.09.06</b>			
<b>średnia</b>	8,45	7,84	7,75	7,9
<b>min</b>	8,41	7,3	7,61	7,46
<b>max</b>	8,49	8,56	8	9,44
<b>n</b>	8	10	10	10
<b>odch.stand</b>	0,03	0,37	0,12	0,57
<b>redukcja %</b>		7%	1%	-2%
<b>redukcja % OB</b>	7%			
<b>data</b>	<b>2012.09.11</b>			
<b>średnia</b>	8,64	7,93	7,78	7,2
<b>min</b>	8,15	7,54	7,15	6,67
<b>max</b>	9,16	8,57	8,26	7,85
<b>n</b>	8	11	10	11
<b>odch.stand</b>	0,35	0,33	0,37	0,41
<b>redukcja %</b>		8%	2%	7%
<b>redukcja % OB</b>	17%			

Podczas zrzutu nawozu na bazie azotu, dla wszystkich terminów zaobserwowano tendencję spadkową dla stężenia DO wzdłuż monitorowanych stanowisk: stanowisko 5 w zakresie 8,73-8,45 mg L<sup>-1</sup> oraz stanowisko 8 w zakresie 6,45-7,90 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 17).

Podczas zrzutu nawozów na bazie azotu i fosforu, w terminie 2012.09.11, odnotowano spadek średniego stężenia DO wzdłuż monitorowanych stanowisk w OB. Najwyższa średnia

wartość DO wyniosła 8,64 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 5), a najniższa 7,20 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 8) (Tabela 17).

#### IV.3.4 Fosfor fosforanowy

Wartości stężenia P-PO<sub>4</sub> w wodzie istotnie różniły się pomiędzy obserwacjami z poszczególnych stanowisk (p=0,000) oraz terminów (p=0,000) (Tabela 18, Zał. IX.3.5).

**Tabela 18. Zmiany stężenia P-PO<sub>4</sub> w wodzie w kolejnych punktach pomiaru OB w trakcie trwania eksperymentu zrzutu biogenów.**

<b>P-PO<sub>4</sub> [mg L<sup>-1</sup>]</b>				
<b>data</b>	<b>2012.08.24</b>			
<b>stanowisko</b>	5	6	7	8
<b>średnia</b>	0,007	0,004	0,004	0,001
<b>min</b>	0,003	0,001	0,001	0,001
<b>max</b>	0,015	0,009	0,008	0,002
<b>n</b>	5,000	7,000	8,000	6,000
<b>odch.stand.</b>	0,005	0,003	0,003	0,000
<b>redukcja %</b>		43%	0%	75%
<b>redukcja % OB</b>	86%			
<b>data</b>	<b>2012.08.29</b>			
<b>średnia</b>	0,036	0,023	0,002	0,003
<b>min</b>	0,024	0,010	0,000	0,000
<b>max</b>	0,065	0,044	0,011	0,019
<b>n</b>	10,000	10,000	10,000	10,000
<b>odch.stand.</b>	0,011	0,011	0,003	0,006
<b>redukcja %</b>		36%	91%	-50%
<b>redukcja % OB</b>	92%			
<b>data</b>	<b>2012.09.06</b>			
<b>średnia</b>	0,016	0,005	0,004	0,002
<b>min</b>	0,008	0,001	0,001	0,000
<b>max</b>	0,027	0,009	0,007	0,005
<b>n</b>	8,000	10,000	10,000	10,000
<b>odch.stand.</b>	0,007	0,003	0,002	0,002
<b>redukcja %</b>		69%	20%	50%
<b>redukcja % OB</b>	88%			
<b>data</b>	<b>2012.09.11</b>			
<b>średnia</b>	0,240	0,149	0,181	0,127
<b>min</b>	0,029	0,020	0,017	0,023
<b>max</b>	0,402	0,266	0,455	0,203
<b>n</b>	8,000	11,000	10,000	11,000
<b>odch.stand.</b>	0,168	0,106	0,124	0,060
<b>redukcja %</b>		38%	-20%	28%
<b>redukcja % OB</b>	46%			

Podczas zrzutu nawozu na bazie azotu dla wszystkich terminów zaobserwowano tendencję spadkową wzdłuż monitorowanych stanowisk (Tabela 18): stanowisko 5 w zakresie 0,007-0,036 mg L<sup>-1</sup> oraz stanowisko 8 w zakresie 0,001-0,003 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 18).

Podczas zrzutu nawozów na bazie azotu i fosforu dla terminu 2012.09.11 odnotowano tendencję spadkową dla stężenia P-PO<sub>4</sub> wzdłuż monitorowanych stanowisk w OB. Najwyższe stężenie badanego parametru wyniosło 0,24 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 5), a najniższe 0,13 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 8) (Tabela 18).

#### IV.3.5 Azot azotanowy

Stężenie N-NO<sub>3</sub> w wodzie istotnie różniło się pomiędzy obserwacjami z poszczególnych terminów (p =0,000). Dla wszystkich terminów zaobserwowano tendencję spadkową wzdłuż monitorowanych stanowisk (Tabela 19, Zał. IX.3).

**Tabela 19. Zmiany stężenia N-NO<sub>3</sub> w wodzie w kolejnych punktach pomiaru OB w trakcie trwania eksperymentu zrzutu biogenów.**

N-NO <sub>3</sub> [mg L <sup>-1</sup> ]				
<b>data</b>	<b>2012.08.24</b>			
<b>stanowisko</b>	5	6	7	8
<b>średnia</b>	3,407	2,611	2,527	2,091
<b>min</b>	1,061	0,930	0,895	0,966
<b>max</b>	5,703	4,166	4,025	3,664
<b>n</b>	5,000	7,000	8,000	6,000
<b>odch.stand.</b>	2,153	1,413	1,357	1,110
<b>redukcja %</b>		23%	3%	17%
<b>redukcja % OB</b>	39%			
<b>data</b>	<b>2012.08.29</b>			
<b>średnia</b>	4,739	3,787	4,457	3,613
<b>min</b>	0,976	0,936	0,905	0,838
<b>max</b>	8,151	7,488	7,271	6,718
<b>n</b>	10,000	10,000	10,000	10,000
<b>odch.stand.</b>	2,792	2,967	2,481	2,522
<b>redukcja %</b>		20%	-18%	19%
<b>redukcja % OB</b>	24%			
<b>data</b>	<b>2012.09.06</b>			
<b>średnia</b>	2,202	1,668	1,718	1,663
<b>min</b>	0,978	0,954	0,939	0,818
<b>max</b>	3,180	2,415	2,366	2,330
<b>n</b>	8,000		10,000	10,000
<b>odch.stand.</b>	1,032	0,696	0,655	0,626
<b>redukcja %</b>		24%	-3%	3%
<b>redukcja % OB</b>	25%			
<b>data</b>	<b>2012.09.11</b>			
<b>średnia</b>	4,666	3,301	3,687	3,337
<b>min</b>	0,966	0,965	0,892	0,843

<b>max</b>	7,407	5,384	5,196	4,975
<b>n</b>	8,000	11,000	10,000	11,000
<b>odch.stand.</b>	3,067	2,050	1,670	1,580
<b>redukcja %</b>		29%	-12%	9%
<b>redukcja % OB</b>		28%		

Podczas zrzutu nawozu na bazie azotu dla terminu 2012.08.24 odnotowano tendencję spadkową stężenia N-NO<sub>3</sub> z wartości 3,41 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 5) do wartości 2,09 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 8) (Tabela 19).

W terminie 2012.08.29 odnotowano ponownie spadek średniego stężenia N-NO<sub>3</sub> na stanowisku 5 z 4,74 mg L<sup>-1</sup> do 3,61 mg L<sup>-1</sup> na stanowisku 8 (Tabela 19). Jednakże na stanowiskach 6 i 7 stężenie N-NO<sub>3</sub> było zmienne i wyniosło odpowiednio 3,79 mg L<sup>-1</sup> i 4,46 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 19). Dla terminu 2012.09.06 ponownie odnotowano spadek stężenia N-NO<sub>3</sub> z 2,20 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 5) do 1,66 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 8). Podobnie w przypadku terminu 2012.08.29, na stanowiskach 6 i 7 odnotowano zmienne stężenia N-NO<sub>3</sub> - odpowiednio 1,67 mg L<sup>-1</sup> i 1,72 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 19).

Z kolei, podczas zrzutu nawozów na bazie azotu i fosforu, w terminie 2012.09.11 średnie stężenie N-NO<sub>3</sub> na stanowisku 5 wyniosło 4,67 mg L<sup>-1</sup>. Na stanowisku 6, za odcinkiem jasnym, stężenie N-NO<sub>3</sub> spadło do 3,30 mg L<sup>-1</sup>. Natomiast za częścią zacienioną (stanowisko 7) stężenie N-NO<sub>3</sub> wzrosło do 3,69 mg L<sup>-1</sup>. W ostatnim punkcie pomiaru (stanowisko 8) za odcinkiem jasnym stężenie N-NO<sub>3</sub> ponownie spadło do poziomu 3,34 mg L<sup>-1</sup>. Podsumowując, odnotowano spadek stężenia N-NO<sub>3</sub> pomiędzy stanowiskiem początkowym (5) oraz końcowym (8) w monitorowanym OB (Tabela 19).

#### **IV.4 Monitoring on line**

Eksperyment uzupełniający obejmujący monitoring ciągły *on line* w OB stanowił potwierdzenie naturalnej dobowej zmienności warunków środowiskowych. Podczas monitoringu wyznaczono zmiany w stężeniu tlenu rozpuszczonego w wodzie (DO), temperatury wody (T) oraz azotu azotanowego (N-NO<sub>3</sub>). Wartości w/w parametrów były rejestrowane każdorazowo na dwóch stanowiskach: 5 (pierwsze stanowisko w OB) i 8 (ostanie stanowisko OB), za strefą zacienioną (Tabela 20).

##### **IV.4.1 Temperatura wody**

Temperatura wody na stanowisku 5 osiągnęła maksymalną wartość 16,89 °C ok. godz. 15:00, a wartość minimalną 11,32 °C ok. godz. 06:00 tuż przed wschodem słońca (Tabela 20). Na stanowisku 8 temperatura osiągnęła maksymalną wartość 22,22 °C ok. godz. 15:00, a wartość minimalną 11,56 °C ok. godz. 07:00 (Tabela 20).

#### **IV.4.2 Tlen rozpuszczony**

Na stanowisku 5 stężenie DO osiągnęło maksymalną wartość  $10,49 \text{ mg L}^{-1}$ , ok. godz. 09:00, a minimalną  $9,04 \text{ mg L}^{-1}$ , ok. godz. 20:00 (Tabela 20). Na stanowisku 8 stężenie DO osiągnęło maksymalną wartość  $10,10 \text{ mg L}^{-1}$ , (ok. godz. 11:00), a wartość minimalną  $7,60 \text{ mg L}^{-1}$  (ok. godz. 20:00) (Tabela 20).

#### **IV.4.3 Azot azotanowy**

Stężenie N-NO<sub>3</sub> na stanowisku 5 osiągnęło wartość maksymalną  $2,11 \text{ mg L}^{-1}$  ok. godz. 15:00 i wartość minimalną  $0,71 \text{ mg L}^{-1}$  ok. godz. 04:00. Natomiast na stanowisku 8 wartość maksymalna wyniosła  $1,44 \text{ mg L}^{-1}$  (ok. godz. 16:00), a wartość minimalna  $0,50 \text{ mg L}^{-1}$  w przedziale godz. 23-00-01:00. Różnice stężenia N-NO<sub>3</sub> pomiędzy skrajnymi stanowiskami badawczymi OB przeliczono na redukcję N-NO<sub>3</sub> na 60 m odcinku OB wyrażoną w [%]. Najwyższą redukcję ok. 60% zaobserwowano o godz. 14:00 (Tabela 20). Najwyższą redukcję N-NO<sub>3</sub> w OB obserwowano przy stężeniu DO  $> 9,71 \text{ mg L}^{-1}$  (stanowisko 5), temperaturze wody  $< 16,08 \text{ }^{\circ}\text{C}$  i stężeniu N-NO<sub>3</sub>  $< 1,91 \text{ mg L}^{-1}$ , po przekroczeniu wskazanych wartości najprawdopodobniej uległ redukcji i skutkowało uwolnieniem N-NO<sub>3</sub> z osadu plos. Obniżenie efektywności procesu samooczyszczania w OB nastąpiło przy maksymalnych wartościach stężeń N-NO<sub>3</sub>  $> 2 \text{ mg L}^{-1}$ , oraz temperaturze wody  $> 16 \text{ }^{\circ}\text{C}$  (Tabela 20).

Tabela 20. Monitoring *on line*, rozkład dobowy wybranych parametrów wody w czasie od godz. 00:00 do 24:00 godz.

Godzina pomiaru	Tlen rozp. St. 5	Tlen rozp. St. 8	Temp. St. 5	Temp. St. 8	A. azotanowy St. 5	A. azotanowy St. 8	Redukcja a. azotanowego w % w OB
⊕00	9,50	8,27	12,22	12,53	0,72	0,50	30,51%
⊕01	9,57	8,35	12,02	12,29	0,72	0,50	30,28%
⊕02	9,63	8,31	11,84	12,09	0,72	0,51	29,67%
⊕03	9,69	8,38	11,68	11,93	0,72	0,51	28,93%
⊕04	9,75	8,52	11,55	11,78	0,71	0,51	28,22%
⊕05	9,79	8,59	11,42	11,64	0,72	0,51	28,86%
⊕06	9,90	8,68	11,32	11,63	0,72	0,51	28,26%
⊕07	10,12	9,05	11,39	11,56	0,72	0,52	27,00%
⊕08	10,39	9,43	11,78	11,80	0,72	0,53	26,47%
⊕09	10,49	9,74	12,46	12,39	0,72	0,53	26,29%
⊕10	10,47	9,99	13,49	13,26	0,72	0,53	26,18%
⊕11	10,31	10,10	14,70	14,36	0,73	0,55	24,96%
⊕12	10,00	9,92	15,62	15,30	0,74	0,55	25,91%
⊕13*	9,87	9,78	16,08	15,80	0,84	0,55	34,55%
⊕14	9,71	9,56	16,85	16,77	1,91	0,77	59,74%
⊕15	9,56	9,26	16,89	17,02	2,11	1,34	36,85%
⊕16	9,46	8,86	16,45	16,80	2,09	1,44	31,29%
⊕17	9,30	8,44	15,77	16,29	0,77	1,39	-80,26%
⊕18**	9,24	8,21	14,78	15,28	0,78	1,05	-35,54%
⊕19	9,06	7,87	14,06	14,50	1,10	0,66	39,50%
⊕20	9,04	7,60	13,40	13,90	0,74	0,53	29,14%
⊕21	9,18	7,80	13,01	13,45	0,74	0,52	29,23%
⊕22	9,30	7,99	12,71	13,08	0,74	0,51	30,48%
⊕23	9,41	8,21	12,45	12,78	0,73	0,50	30,90%
Średnia końcowa	9,67	8,81	13,84	14,01	0,96	0,70	26,90%
N	24,00	24,00	24,00	24,00	24,00	24,00	
Max	10,49	10,10	16,89	17,02	2,11	1,44	
Min	9,04	7,60	11,32	11,56	0,71	0,50	
SD	0,43	0,76	1,92	1,87	0,44	0,30	

\* samooczyszczanie, \*\* wzrost stężenia N-NO<sub>3</sub>

## IV.5 Proces dekompozycji

Badanie zmienności tempa dekompozycji substratu z uwzględnieniem podziału na fragmenty jasne (SLO) i zacienione (ZAC), bystrza (BYS) i plosa (PLO) oraz dostęp makrobezkręgowców do substratu podyktowany średnicą oczek (ELA – utrudniony dostęp, SIA – łatwy dostęp) było elementem oceny zróżnicowania siedliskowego w OB względem OK. W sezonie badawczym 2011 oraz 2012 badano tempo procesu dekompozycji na podstawie ubytku biomasy substratu liści *A. glutinosa* w wybranych siedliskach. Na rycinach (Rycina 24 i Rycina 25) przedstawiono wartości średnie ubytku procentowego [%] biomasy substratu. Wyniki zostały uśrednione i przedstawione z uwzględnieniem: różnych nośników (siatka o średnicy oczka  $\approx 1$  mm oraz siatka z elastanu o średnicy oczka  $< 0,25$  mm), w OK (sezon 2012) i OB (sezon 2011 i 2012), z uwzględnieniem środowiska zacienionego (ZAC) i nasłonecznionego (SLO), jak również z rozróżnieniem na bystrza (BYS) i plosa (PLO).

Zaobserwowano wyraźny ubytek biomasy w wyniku dekompozycji w obydwu sezonach badawczych w OB (Rycina 24, Rycina 25 i Tabela 21).

W sezonie badawczym 2011, w pierwszym terminie poboru (2011.07.29) ubytek biomasy substratu w OB stanowił 29,79%, a w kolejnym terminie (2011.08.12) wyniósł 41,62%. W terminie 2011.09.05 ubytek biomasy przekroczył połowę masy początkowej i wyniósł 59,76%. Ostatni pobór próbek (2011.11.12) wykazał ubytek procentowy na poziomie 69,85% (Rycina 24).

W wyniku braku normalności rozkładu ( $p=0,001$ ) zastosowano test nieparametryczny wskazujący na istotne ( $p=0,000$ ) różnice pomiędzy obserwacjami z poszczególnych terminów w sezonie 2011 (Tabela 21).

**Tabela 21. Wyniki testu Kruskala-Walisa dla różnic tempa dekompozycji pomiędzy terminami pomiarów w OB w sezonie 2011\* i 2012\*\***

Dane	Odcinki w Sz.S.	Terminy pomiarów [mm.dd]	Poziom istotności
<b>2011</b>	OB	Wszystkie terminy	$H_{(3, N=92)} = 71,75538$ $p = 0,000$
<b>2012</b>	OB	Wszystkie terminy	$H_{(2, N=34)} = 4,065369$ $p = 0,131$

\* Test Shapiro-Wilka:  $W = 0,94903$ ,  $p = 0,001$ ;  $N = 92$

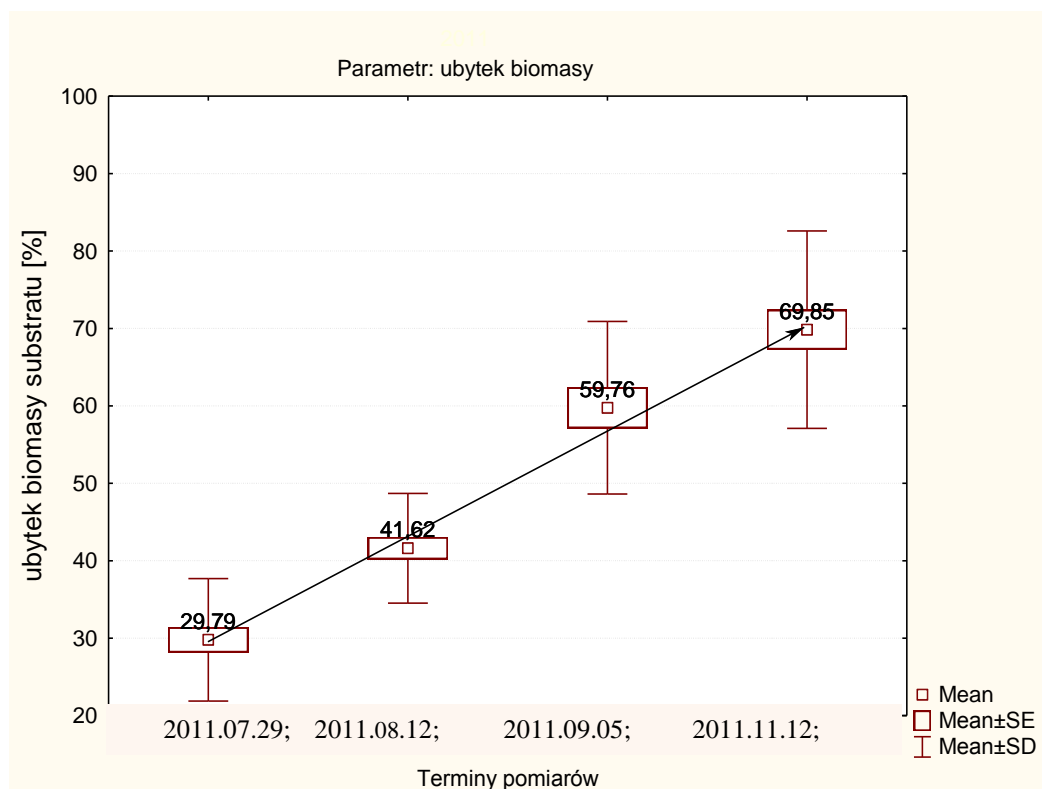
\*\* Test Shapiro-Wilka:  $W = 0,85298$ ,  $p = 0,000$ ;  $N = 34$

W sezonie badawczym 2012 w pierwszym terminie poboru próbek (2012.09.25) uzyskano 58,73% ubytku biomasy w wyniku procesu dekompozycji. W kolejnym terminie (2012.10.25) uzyskano 72,82% ubytku biomasy (Rycina 25). W ostatnim terminie (2012.11.23) ubytek

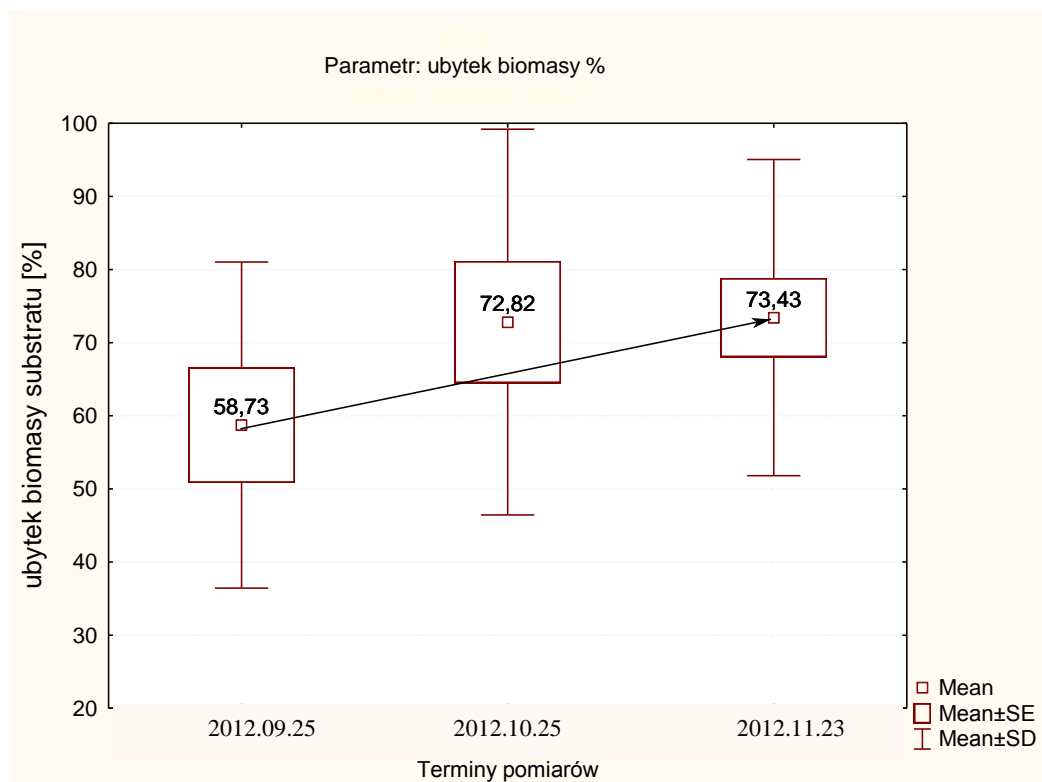


biomasy wyniósł 73,43 % (Rycina 25). W wyniku braku normalności rozkładu ( $p=0,001$ ) zastosowano test nieparametryczny (Tabela 21).

Różnice pomiędzy tempem dekompozycji w sezonie 2012 w OB pomiędzy poszczególnymi datami pomiaru były nieistotne ( $p=0,131$ ). W sezonie 2012 zaobserwowano wyższe tempo dekompozycji w porównaniu z sezonem 2011 (Rycina 25).



**Rycina 24. Średni ubytek biomasy substratu w OB, bez podziału na typ zacienienia oraz dostępność substratu dla bezkręgowców, w sezonie 2011.**

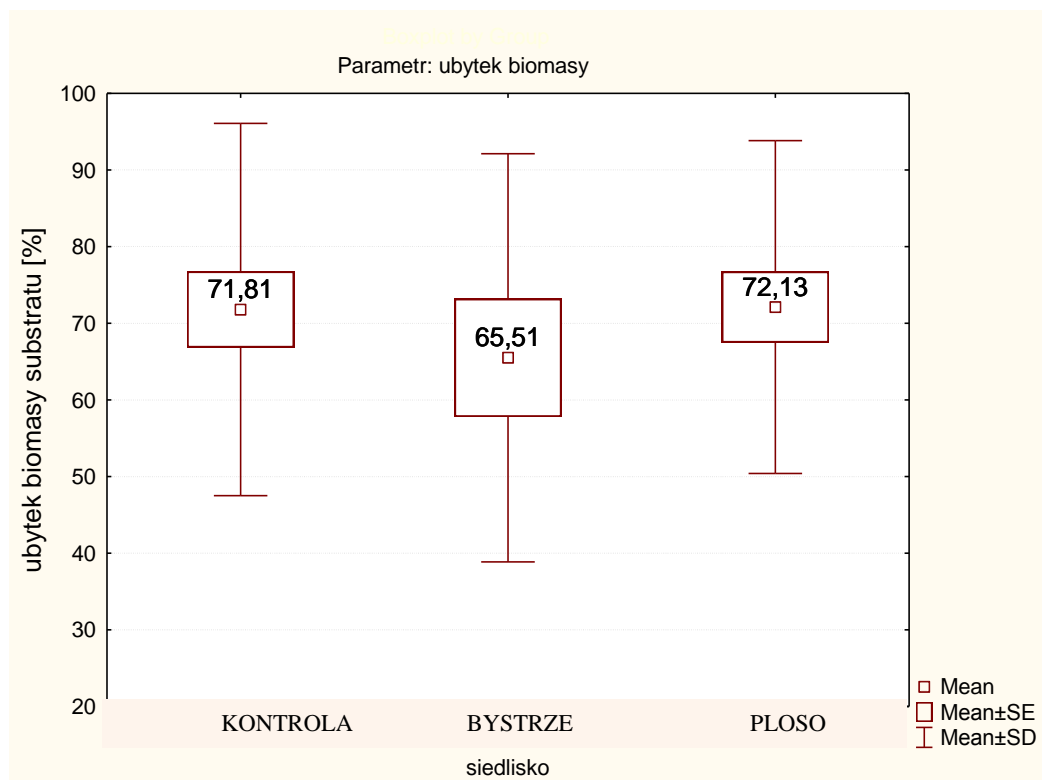


**Rycina 25. Średni ubytek biomasy substratu w OB, bez podziału na typ zacienienia oraz dostępność substratu dla bezkręgowców, w sezonie 2012.**

#### IV.5.1 Proces dekompozycji w bystrzach i plosach

Wynik testu U Manna-Whitneya w sezonie 2011 wykazał brak istotnych różnic w tempie dekompozycji pomiędzy bystrzem (BYS) i plosem (PLO).

W sezonie 2012, dla terminu 2012.09.25 wynik testu U Manna-Whitneya wykazał istotne różnice pomiędzy siedliskami bystrz i plos ( $p=0,045$ , Tabela 22). Najwyższe tempo dekompozycji (72,13 % ubytku biomasy) zaobserwowano w plosach (Rycina 26 i Tabela 22).



**Rycina 26. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy w %, na stanowiskach OK oraz OB-bystrze i OB - plosa.**

**Tabela 22. Wyniki testu U Manna-Whitneya dla tempa dekompozycji pomiędzy bystrzem (BYS) i plosem (PLO).**

termin/sezon	zróznicowanie	Rank Sum BYS	Rank Sum PLO	U	p- level	Valid N	Valid N
2012.09.25	BYS-PLO	3,00	33,00	0,00	0,05	2,00	6,00

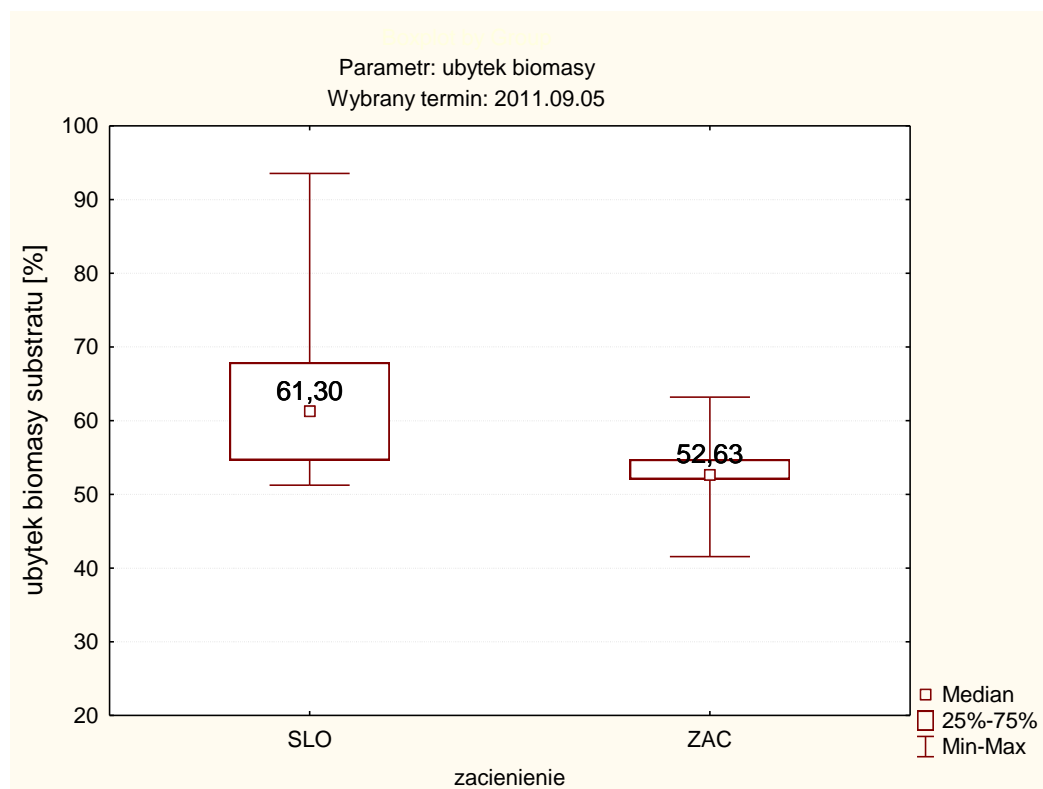
W sezonie 2011 oraz w sezonie 2012 dla fragmentów jasnych (SLO) OB test U Manna-Whitneya wykazał brak istotnych różnic pomiędzy parametrami mierzonymi w bystrzu i plosie. Również w sezonie 2011 i sezonie 2012 odnotowano brak istotnych różnic pomiędzy parametrami mierzonymi w bystrzu i plosie OB dla fragmentów zacienionych (ZAC).

Zarówno w sezonie badawczym 2011, jak i 2012 porównując tempo dekompozycji substratu w bystrzach i plosach z utrudnionym dostępem dla bezkręgowców (ELA) odnotowano brak istotnych różnic.

Podobnie brak istotnych różnic odnotowano w obydwu sezonach badawczych dla substratu z łatwym dostępem dla bezkręgowców (SIA) pomiędzy siedliskiem bystrz i plos.

#### IV.5.2 Proces dekompozycji pomiędzy stanowiskami we fragmentach nasłonecznionych i zaciemnionych

W sezonie 2011 test U Manna Whitney, wykazał istotne różnice tempa dekompozycji we fragmentach o różnym stopniu zaciemnienia (SLO–stanowisko jasne (nasłonecznione) i ZAC–stanowisko zaciemnione) w terminie 2011.09.25 (Tabela 23). Dla SLO w OB ubytek biomasy wyniósł 61,30 % oraz dla ZAC w OB. wyniósł 52,63% dla (Rycina 27).

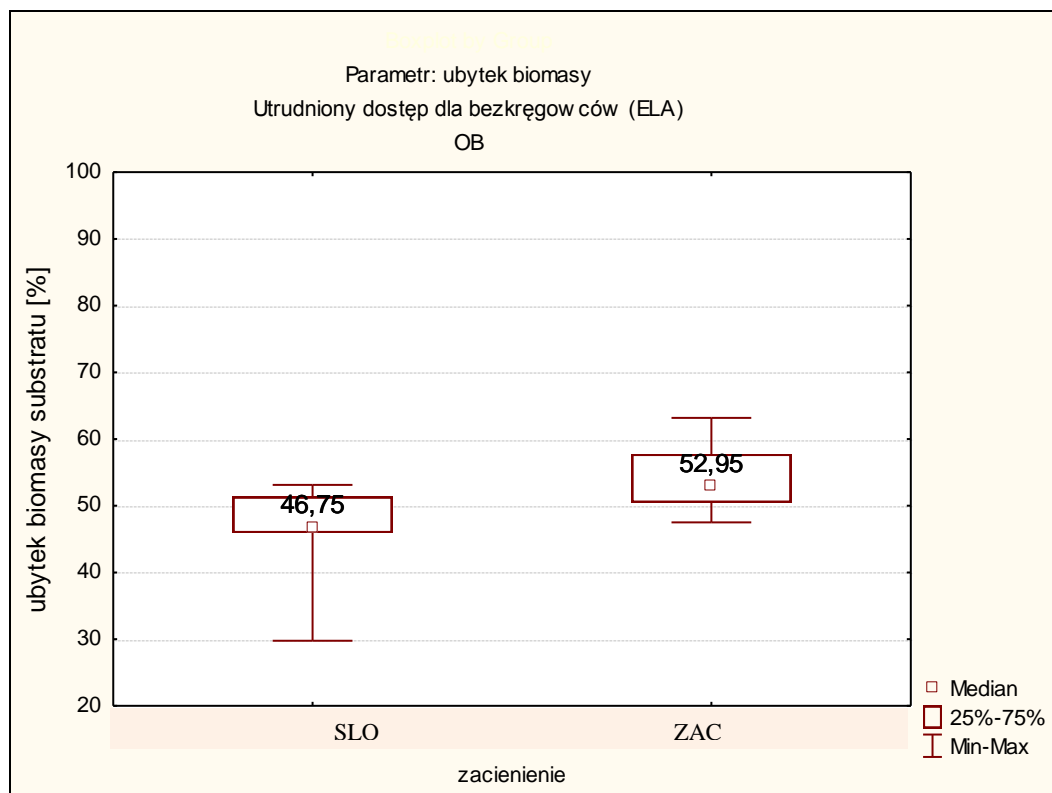


**Rycina 27. Sezon 2011: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy w %, na stanowiskach w OB jasnym (SLO) i zaciemnionym (ZAC) dla terminu 2011.09.05.**

W sezonie 2011, w OB odnotowano brak istotnych różnic między stanowiskami we fragmentach nasłonecznionych i zaciemnionych z utrudnionym dostępem substratu dla bezkręgowców (ELA).

Natomiast w sezonie 2012 w OB odnotowano istotne różnice tempa dekompozycji pomiędzy fragmentami SLO i ZAC (SLO-ZAC) z utrudnionym dostępem dla bezkręgowców (ELA) (Tabela 23).

Dla SLO odnotowano ubytek biomasy na poziomie 46,75%, a dla odcinka ZAC na poziomie 52,95%, zatem różnica ubytku procentowego biomasy wyniosła 6,20% (Rycina 28). Zaobserwowano przewagę tempa dekompozycji w obrębie substratu z utrudnionym dostępem dla bezkręgowców we fragmentach zaciemnionych w OB (Rycina 28).



Rycina 28. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy substratu w %, na stanowiskach jasnych (SLO) oraz ciemnych (ZAC) OB Sz.S. z utrudnionym dostępem dla bezkręgowców.

Tabela 23. Wyniki testu U Manna-Whitneya dla tempa dekompozycji pomiędzy jasnym (SLO) i zaciemnionym (ZAC) fragmentem OB.

termin/sezon badawczy	zróznicowanie	Rank Sum SLO	Rank Sum ZAC	U	p-level	Valid N SLO	Valid N ZAC
2011.09.05	SLO-ZAC	135,00	36,00	15,00	0,05	12,00	6,00
2012	*ELA: SLO-ZAC	58,00	95,00	13,00	0,03	9,00	8,00

\* ELA: analiza substratu z utrudnionym dostępem dla bezkręgowców

Porównując tempo dekompozycji substratu w sezonie 2011 i 2012 odnotowano brak istotnych różnic pomiędzy fragmentami nasłonecznionymi i zaciemnionymi z łatwym dostępem dla bezkręgowców (SIA).

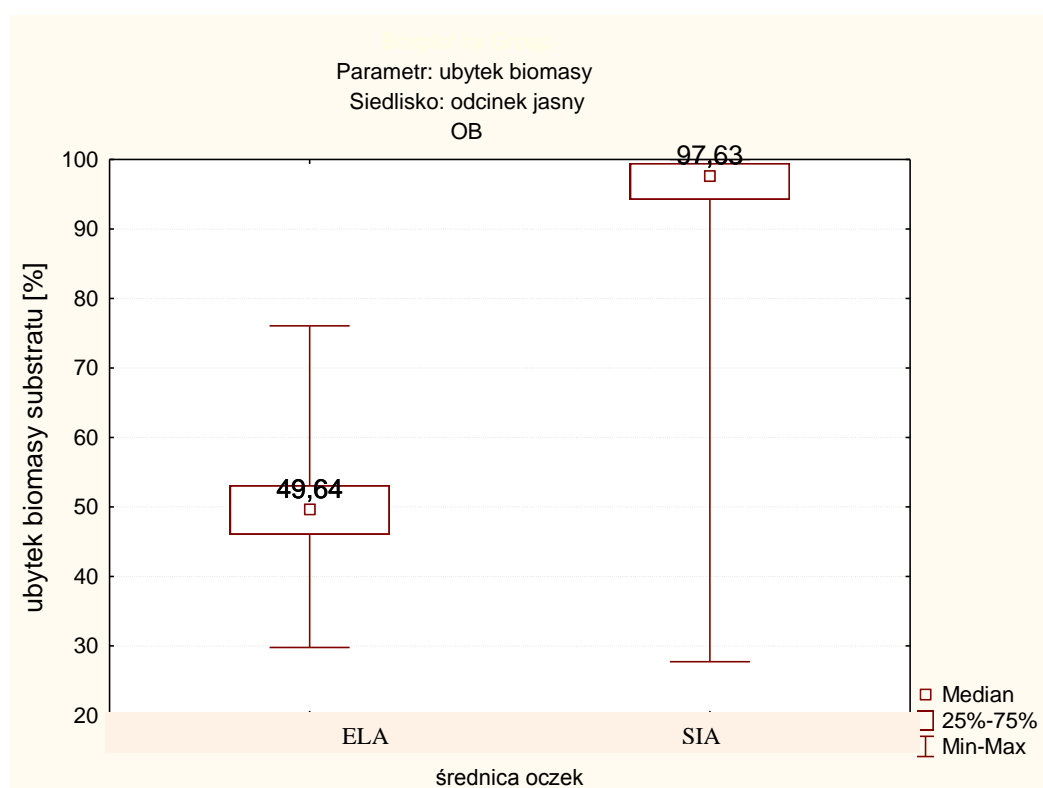
#### IV.5.3 Proces dekompozycji pomiędzy stanowiskami z utrudnionym oraz łatwym dostępem dla bezkręgowców.

W sezonie 2011 nie zaobserwowano istotnych różnic pomiędzy tempem dekompozycji substratu z łatwym i utrudnionym dostępem dla bezkręgowców. Tempo dekompozycji substratu w sezonie 2011 (2011.06.29 - 2011.11.12) wyrażone średnim ubytkiem biomasy na poziomie

52,20% w nośnikach z ułatwionym dostępem dla bezkręgowców (SIA) oraz 47,51% w nośnikach z utrudnionym dostępem dla tej grupy organizmów (ELA). Różnica procentowa wskazująca na udział bezkręgowców w procesie dekompozycji wyniosła jedynie 4,69 %.

W sezonie 2011 w OB dla fragmentów SLO również odnotowano brak istotnych różnic pomiędzy ELA i SIA. W sezonie 2011 we fragmencie SLO zaobserwowano 54,30% ubytku biomasy dla nośnika SIA oraz 49,84% dla nośnika ELA (różnica wyniosła jedynie 4,46%).

W sezonie 2012 test U Manna-Whitneya dla OB nasłonecznionego (SLO) wykazał istotne różnice tempa dekompozycji pomiędzy ELA i SIA ( $p = 0,000$ ) (Tabela 24). We fragmencie SLO zaobserwowano 97,63% ubytku biomasy dla nośnika SIA oraz 49,64% dla nośnika ELA. Zatem różnica w ubytku biomasy w zależności od testowanego nośnika wyniosła 47,99% (Rycina 29).

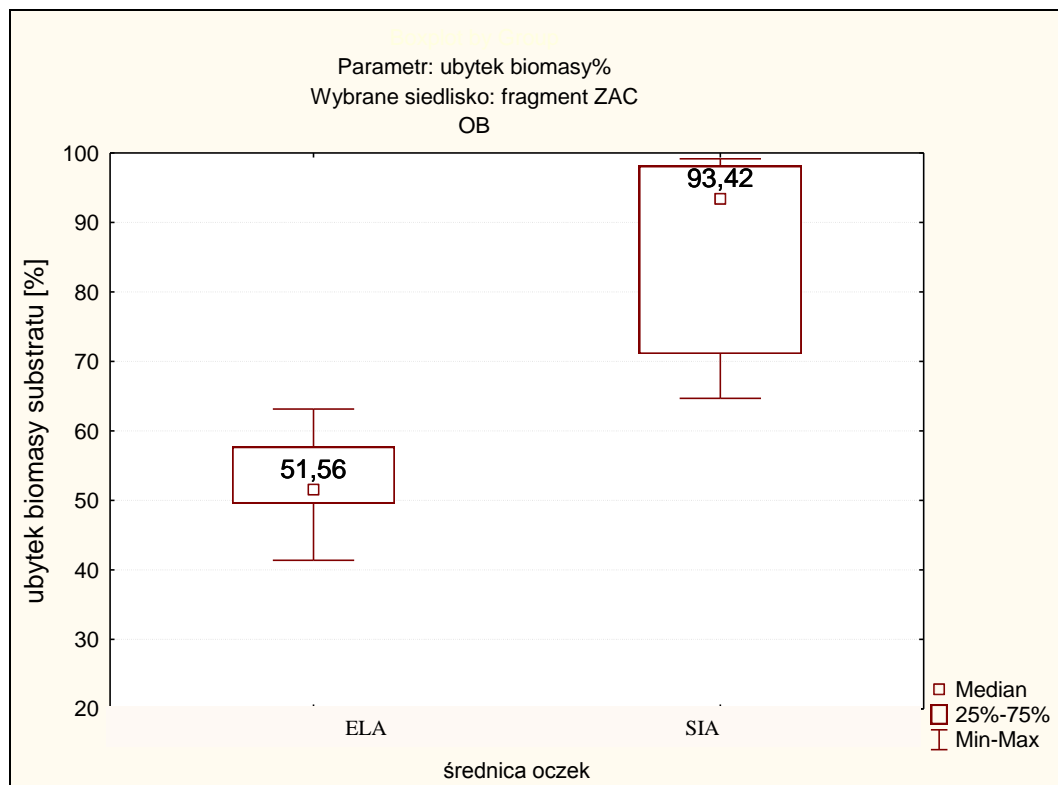


**Rycina 29. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy substratu w %, na stanowiskach z łatwym (SIA) oraz utrudnionym (ELA) dostępem dla bezkręgowców z wyróżnieniem odcinka jasnego (SLO) w OB.**

W sezonie 2012 odnotowano również istotne różnice w tempie dekompozycji pomiędzy stanowiskami z utrudnionym (ELA) oraz łatwym (SIA) dostępem dla bezkręgowców w OK, w OB, zarówno we fragmentach SLO i ZAC (Tabela 24).

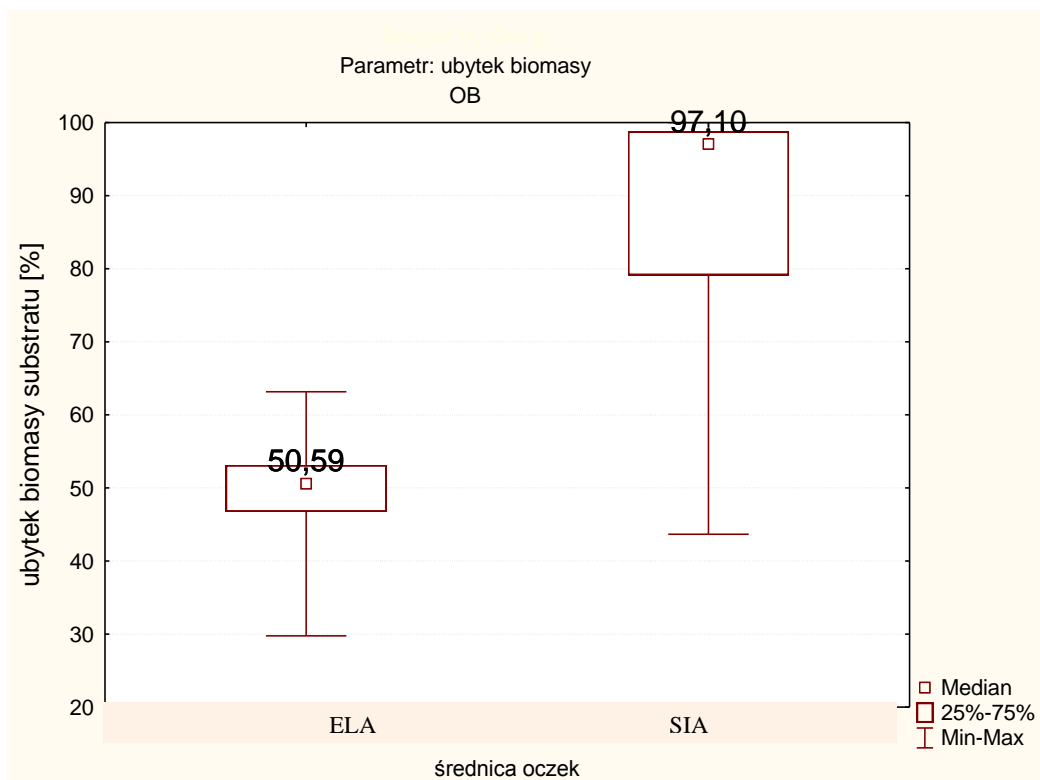
W sezonie 2011 w ZAC fragmentach OB odnotowano brak istotnych różnic pomiędzy parametrami ELA i SIA.

W sezonie 2012 w ZAC OK i OB test U Manna-Whitneya wykazał istotne różnice pomiędzy wartościami biomasy dla substratu ELA i SIA. W OB ubytek biomasy dla substratu z utrudnionym dostępem dla bezkręgowców (ELA) wyniósł 51,56%, a z łatwym dostępem (SIA) wyniósł 93,42% (Rycina 30 i Tabela 24).



**Rycina 30. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy w %, na stanowiskach z łatwym (SIA) oraz utrudnionym (ELA) dostępem dla bezkręgowców z wyróżnieniem odcinka zacienionego (ZAC) OB.**

W sezonie 2012 zaobserwowano dla OK i OB istotne różnice pomiędzy substratem z utrudnionym (ELA) i łatwym (SIA) dostępem dla bezkręgowców, a ubytkiem biomasy, który wyniósł odpowiednio 50,59% i 97,10% (Rycina 31, Tabela 24). Tempo dekompozycji było wyższe w substracie z łatwym dostępem dla bezkręgowców. Różnica procentowa wskazująca na udział bezkręgowców w procesie dekompozycji wyniosła 46,5%.



**Rycina 31. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy, na stanowiskach z ułatwionym (SIA) oraz utrudnionym (ELA) dostępem dla bezkręgowców w OB.**

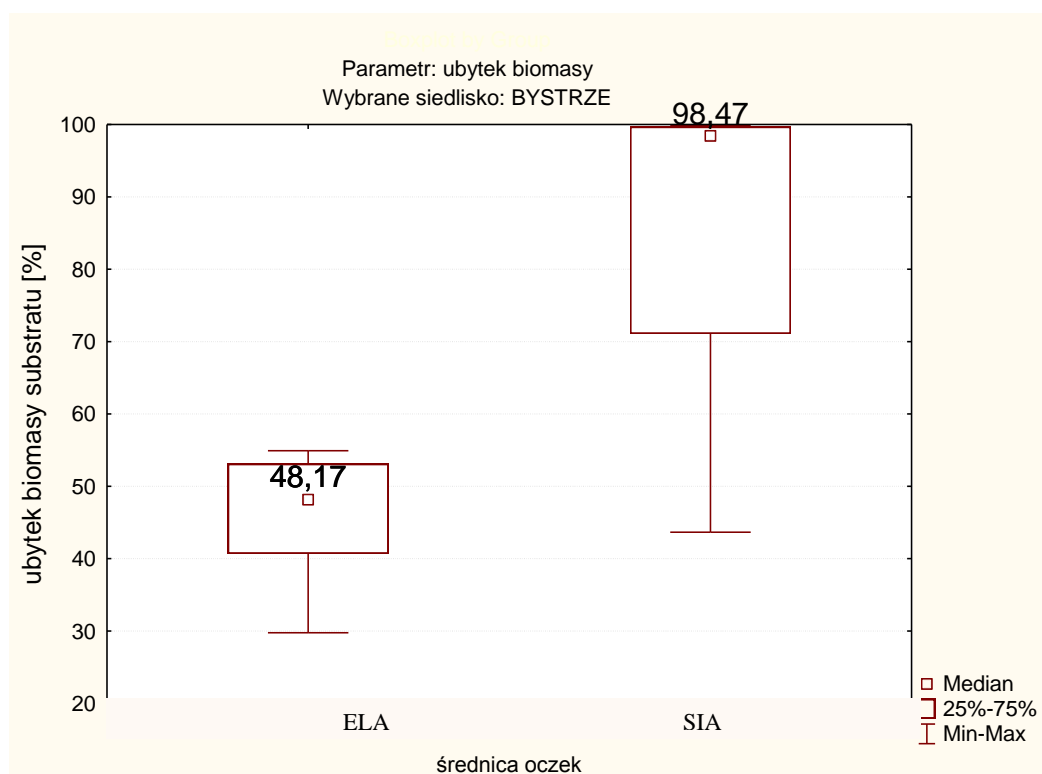
Ponadto w sezonie 2012 w obrębie bystrza (BYS) i plosa (PLO) zaobserwowano istotne różnice w tempie dekompozycji pomiędzy substratem z łatwym (SIA) oraz utrudnionym dostępem dla bezkręgowców (ELA) (Rycina 32 i Rycina 33).

Dla BYS w sezonie 2011 w OB odnotowano brak istotnych różnic pomiędzy ubytkiem biomasy substratu z utrudnionym (ELA) i łatwym (SIA) dostępem dla bezkręgowców.

Dla BYS w sezonie 2012 w OB test U Manna-Whitneya wykazał istotne różnice pomiędzy tempem dekompozycji w nośnikach z ELA i SIA przy  $p = 0,050$  (Tabela 24).

W BYS zaobserwowano ubytek biomasy substratu z trudnym dostępem dla bezkręgowców (ELA) na poziomie 48,17% oraz 98,47% z łatwym dostępem dla bezkręgowców (SIA) (Rycina 32).



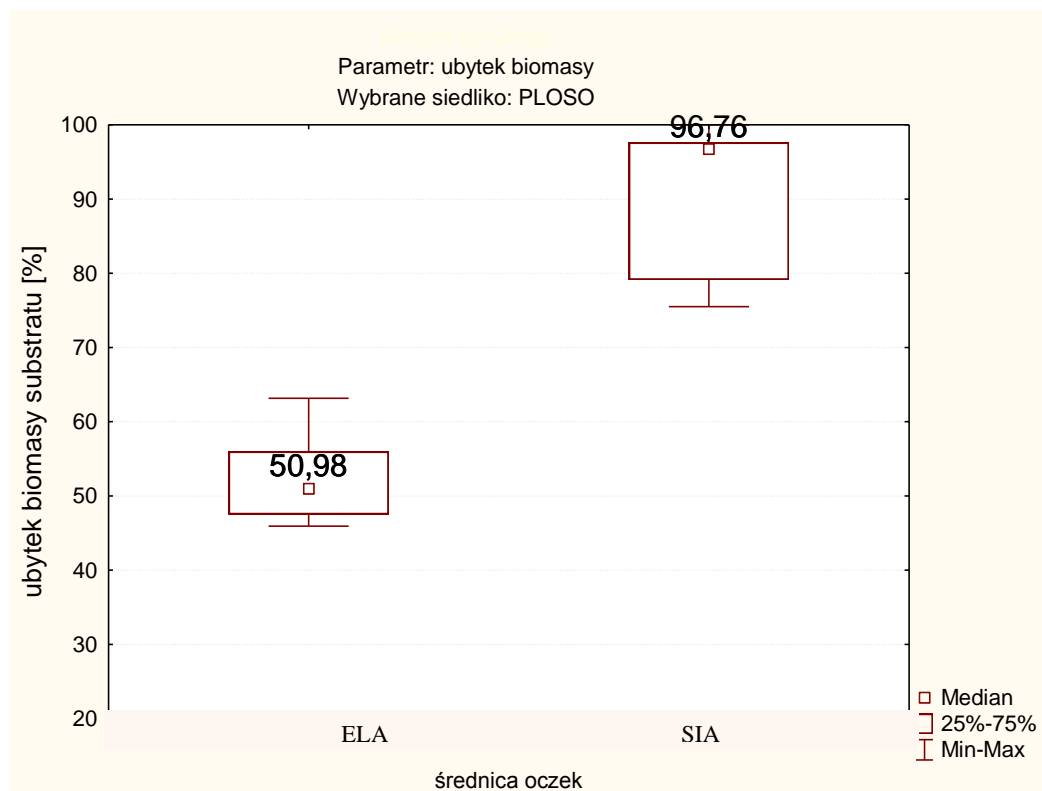


**Rycina 32. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy, na stanowiskach z łatwym (SIA) oraz utrudnionym (ELA) dostępem dla bezkręgowców z wyróżnieniem bystrzy (BYS) w OB.**

W PLO w OB, w sezonie 2011 zaobserwowano brak istotnych różnic w tempie dekompozycji pomiędzy substratem z łatwym (SIA) oraz utrudnionym dostępem dla bezkręgowców (ELA).

W PLO w OB w sezonie 2012 test U Manna-Whitneya wykazał istotne różnice w tempie dekompozycji pomiędzy substratem z łatwym (SIA) oraz utrudnionym dostępem dla bezkręgowców (ELA) ( $p = 0,000$ ) (Tabela 24);

W PLO zaobserwowano ubytek biomasy substratu z trudnym dostępem dla bezkręgowców (ELA) na poziomie 50,98 % oraz 96,76% z łatwym (SIA) dostępem dla bezkręgowców (Rycina 33).



**Rycina 33. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy w %, na stanowiskach z łatwym (SIA) oraz utrudnionym (ELA) dostępem dla bezkręgowców z wyróżnieniem plos (PLO) w OB.**

**Tabela 24. Wyniki testu U Manna-Whitneya dla tempa dekompozycji substratu z łatwym (SIA) i utrudnionym (ELA) dostępem dla bezkręgowców.**

termin/sezon badawczy*	typ nośnika substratu**	odcinek	Rank Sum ELA	Rank Sum SIA	U	p-level	Valid N ELA	Valid N SIA
2012	ELA-SIA	OKOB	494,00	1217,00	59,00	0,00	29,00	29,00
2012.10.25	ELA-SIA	OKOB	15,00	40,00	0,00	0,01	5,00	5,00
2012	ELA-SIA	OK	92,00	208,00	14,00	0,00	12,00	12,00
2012	ELA-SIA	OB	168,00	427,00	15,00	0,00	17,00	17,00
2012.11.23	ELA-SIA	OB	36,00	100,00	0,00	0,00	8,00	8,00
2012	BYS: ELA-SIA	OB	25,00	53,00	4,00	0,02	6,00	6,00
2012	PLO: ELA-SIA	OB	66,00	187,00	0,00	0,00	11,00	11,00
2012	SLO: ELA-SIA	OK	44,00	92,00	8,00	0,01	8,00	8,00
2012	SLO: ELA-SIA	OB	52,00	224,00	7,00	0,00	9,00	14,00
2012	ZAC: ELA-SIA	OK	10,00	26,00	0,00	0,02	4,00	4,00
2012	ZAC: ELA-SIA	OB	78,00	112,00	0,00	0,00	12,00	7,00

\* różnice istotne dla wszystkich terminów lub poszczególnych dat

\*\* bystrze (BYS), w plos (PLO), fragment jasny (SLO), fragment zacieniony (ZAC)

## **IV.6 Analiza ilościowa chlorofilu *a* oraz bakterii**

Analiza tempa wzrostu biofilmu z rozróżnieniem na liczebność bakterii i stężenie chl *a* z uwzględnieniem zróżnicowania na siedliska we fragmentach jasnych (SLO) i zacienionych (ZAC), w bystrzach (BYS) oraz plosach (PLO) miała na celu ocenę wpływu zróżnicowania siedliskowego na zmianę hierarchii czynników samooczyszczania wody płynącej.

Chlorofil *a* i liczebność bakterii była oznaczona w materiale pobranym z wertykalnie ustawionych (na początku eksperymentu) powierzchni szklanych z uwzględnieniem następujących wariantów: termin poboru próbki, kolejność stanowisk, typ siedliska oraz intensywność światła w OK i OB. Ze względu na dużą zmienność sezonową badanych parametrów mającą swoje odzwierciedlenie w odchyleniu standardowym, zebrane dane zaklasyfikowano wg terminu pomiarów do trzech zbiorów zgodnie z kryterium chronologicznym.

2012.06.18, 2012.06.23, 2012.06.28 – E1 (Eksperyment 1)

2012.07.14, 2012.07.19, 2012.07.24 – E2 (Eksperyment 2)

2012.08.28, 2012.09.01, 2012.09.04 - E3 (Eksperyment 3)

### **IV.6.1 Chlorofil *a***

#### ***Zmiany zawartości chlorofilu *a* w biofilmie, determinowane przez termin poboru próbek***

Analiza ANOVA dla powtarzanych pomiarów dotyczących zawartości chl *a* wykazała istotne różnice tego parametru pomiędzy obserwacjami z kolejnych terminów wszystkich trzech eksperymentów, przy  $p=0,000$  (Tabela 25).



**Rycina 34. Biofilm typu epilithon zawierający chl *a*, widoczny (kolor zielony) na żwirze pobranym z bystrza OB.**

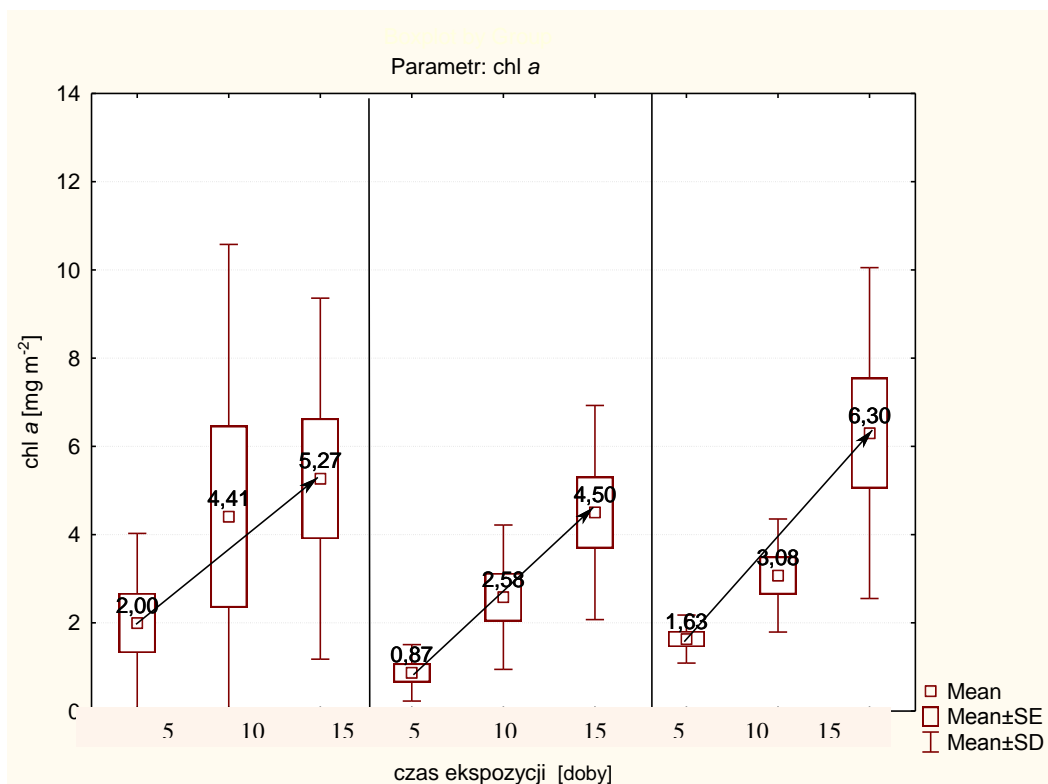
**Tabela 25. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla zmian zawartości chlorofilu *a* w poszczególnych terminach badań.**

Dane	Odcinki w Sz.S.	Terminy pomiarów [mm.dd]	Poziom istotności
Data pomiaru	OK i OB	06.18; 06.23; 06.28;	Wilks lambda=0,44312, F <sub>(4, 46)</sub> =5,7758, p=0,00075
Data pomiaru	OK i OB	07.14; 07.19; 07.24;	Wilks lambda=0,37543, F <sub>(4, 46)</sub> =7,2687, p=0,00013
Data pomiaru	OK i OB	08.28; 09.01; 09.04;	Wilks lambda=0,40118, F <sub>(4, 46)</sub> =6,6562, p=0,00026

Wartości stężenia chl *a* (Rycina 34, Rycina 35) wykazały tendencję wzrostową w każdym z trzech eksperymentów. Dla terminów 2012.06.18-2012.06.28 (E1) wartość parametru wzrosła z 2 mg m<sup>-2</sup> do 5,27 mg m<sup>-2</sup> (Rycina 35).

W terminach 2012.07.14-2012.07.24 (E2) stężenie chl *a* wzrosło z 0,87 mg m<sup>-2</sup> do 4,50 mg m<sup>-2</sup> (Rycina 35).

W ostatnim terminie eksperymentu 2012.8.28-2012.9.04 (E3) stężenie chl *a* wzrosło z 1,63 mg m<sup>-2</sup> do 6,30 mg m<sup>-2</sup> (Rycina 35).



**Rycina 35. Stężenie chlorofilu *a* na wszystkich wertykalnych powierzchniach badawczych w poszczególnych terminach poboru próbek.**

### **Zmiany zawartości chlorofilu *a* w biofilmie, determinowane przez typ siedliska**

Analiza ANOVA dla powtarzanych pomiarów dla parametru chl *a* wykazała istotne statystycznie różnice pomiędzy siedliskami ( $p=0,003$ ), dla pierwszego eksperymentu: E1 (2012.06.18-2012.06.28) ( $p=0,00035$ ) (Tabela 26). W tym okresie zawartość chlorofilu *a* wzrastała istotnie szybciej w płosach, niż w bystrzach i kontroli.

**Tabela 26. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla zmian zawartości chlorofilu *a*, pomiędzy siedliskami bystrz (BYS) i płos (PLO) i kontroli (KO).**

Dane	Odcinki Sz.S.	Terminy pomiarów [m-dd]	Wynik testu
<b>BYS-PLO</b>	OK i OB	06.18; 06.23; 06.28;	Wilks lambda=0,41292, $F_{(4, 46)}=6,3963$ , $p=0,00035$
<b>BYS-PLO</b>	OK i OB	07.14; 07.19; 07.24;	Wilks lambda=0,73677, $F_{(4, 46)}=1,8977$ , $p=0,12692$
<b>BYS-PLO</b>	OK i OB	08.28; 09.01; 09.04;	Wilks lambda=0,83410, $F_{(4, 46)}=1,0918$ , $p=0,37179$

Test Tukeya PLO>BYS=KO



**Rycina 36. Glony nitkowate (epipelon): pobrana próbka po lewej, mata nad osadem plosa po prawej.**

Dodatkowo przeprowadzono jednoczynnikową analizę wariancji ANOVA dla stwierdzenia istotności różnic w zawartości chlorofilu *a* pomiędzy stanowiskami w poszczególnych dniach poboru próbek. Odnotowano istotne różnice pomiędzy siedliskami w dwóch terminach: 2012.06.28 ( $F_{(2, 6)}=33,376$ ,  $p = 0,000$ ) i 2012.07.14 ( $F_{(2, 6)}=10,000$ ,  $p = 0,012$ ) (Tabela 27, Tabela 28). W obydwu przypadkach zawartości chlorofilu *a* była najwyższa w plosach.

**Tabela 27. Wyniki analizy wariancji (one-way ANOVA) dla chl *a* w różnych typach siedlisk, dla terminu 28 czerwca 2012.**

	SS	df	MS	F	p
Intercept	4,528973	1	4,528973	467,8900	0,000001
siedlisko	0,646133	2	0,323067	33,3761	0,000561
błąd	0,058077	6	0,009680		

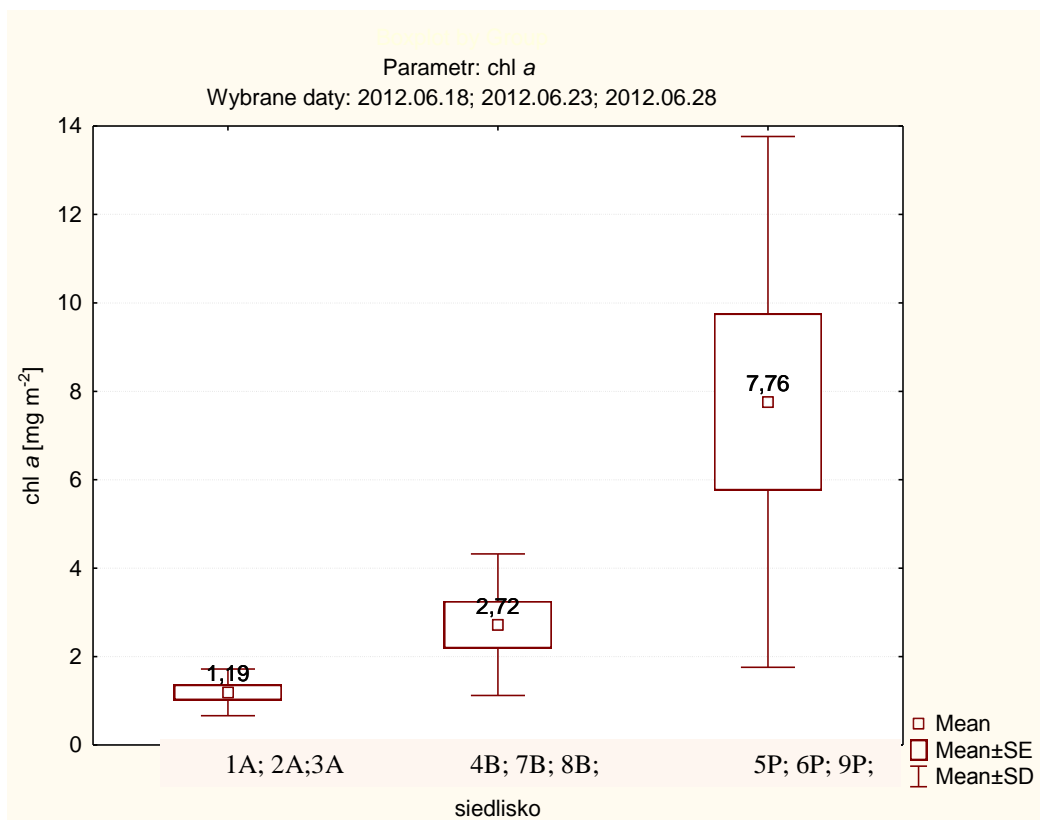
test Tukeya PLO>BYS=KO

**Tabela 28. Wyniki analizy wariancji (one-way ANOVA) dla chl *a* w różnych typach siedlisk, dla terminu 14 lipca 2012.**

	SS	df	MS	F	p
Intercept	0,565977	1	0,565977	95,05231	0,000067
siedlisko	0,119090	2	0,059545	10,00021	0,012289
błąd	0,035726	6	0,005954		

test Tukeya PLO>BYS=KO

W przypadku pierwszego eksperymentu E1 (2012.06.18-2012.06.28), stężenie chl *a* na wertykalnych powierzchniach badawczych (biofilm) było najniższe w OK (średnio  $1,19 \text{ mg m}^{-2}$ ). W OB stężenie chl *a* osiągnęło w BYS średnią wartość  $2,72 \text{ mg m}^{-2}$ , natomiast najwyższe stężenia chl *a* (średnio  $7,76 \text{ mg m}^{-2}$ ), zaobserwowano w PLO (Rycina 36 i Rycina 37).



**Rycina 37.** Stężenie chlorofilu *a* na wertykalnych powierzchniach badawczych w wybranych siedliskach. A–stanowiska w OK, B–stanowiska bystrze w OB, P–stanowiska plosa w OB.

### Zmiany zawartości chlorofilu *a* w biofilmie na kolejnych stanowiskach

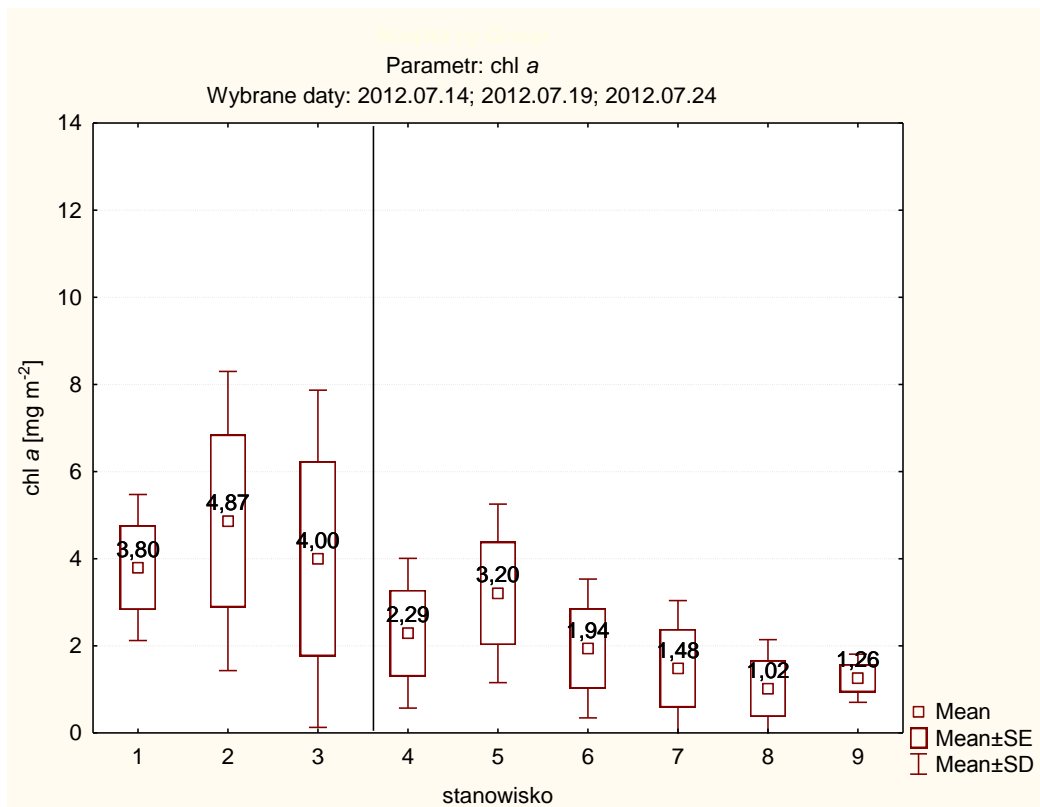
Analiza ANOVA dla powtarzanych pomiarów dla chl *a* wykazała brak istotnych różnic pomiędzy obserwacjami na kolejnych stanowiskach z wyjątkiem terminów: E2 (2012.07.14, 07.19, 07.24) (Tabela 29).

**Tabela 29.** Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla zmian zawartości chlorofilu *a* na kolejnych stanowiskach.

Dane	Odcinki w Sz.S.	Terminy pomiarów [mm.dd]	Poziom istotności
Data pomiaru	OK i OB	06.18; 06.23; 06.28;	Wilks lambda=0,20511, $F_{(16, 34)}=2,5671$ , $p=0,01028$
Data pomiaru	OK i OB	07.14; 07.19; 07.24;	Wilks lambda=0,43390, $F_{(16, 34)}=1,1010$ , $p=0,39163$
Data pomiaru	OK i OB	08.28; 09.01; 09.04;	Wilks lambda=0,36386, $F_{(16, 34)}=1,3978$ , $p=0,20079$

Dla E2 (2012.07.14, 2012.07.19 i 2012.07.24) stężenie chl *a* na wertykalnych powierzchniach badawczych wyniosło w OK od 3,80 mg m<sup>-2</sup> (stanowisko 1) do 4,87 mg m<sup>-2</sup> (stanowisko 2) (Rycina 38). Natomiast w OB stężenie chl *a* zmalało z 3,20 mg m<sup>-2</sup> (stanowisko 5)

do  $1,02 \text{ mg m}^{-2}$  (stanowisko 8). W ostatnim punkcie pomiarowym zaobserwowano niewielki wzrost stężenie chl *a* do  $1,26 \text{ mg m}^{-2}$  (Rycina 38).



**Rycina 38 Sezon 2012: Stężenie chlorofilu *a* na wertykalnych powierzchniach badawczych na kolejnych stanowiskach w OK (1-3) i OB (5-9).**

Dla E2 (2012.07.14, 2012.07.19 i 2012.07.24) współczynnik korelacji Spearman'a pomiędzy ilością chl *a* i bakterii wyniósł  $R=0,42$ ;  $p < 0,05000$ .

### ***Zmiany zawartości chlorofilu *a* w biofilmie, determinowane przez intensywność światła***

Analiza ANOVA dla powtarzanych pomiarów dla parametru chl *a* wykazała brak istotnych różnic pomiędzy obserwacjami siedlisk w odcinkach jasnych (SLO) i zacienionych (ZAC) w OK i OB.

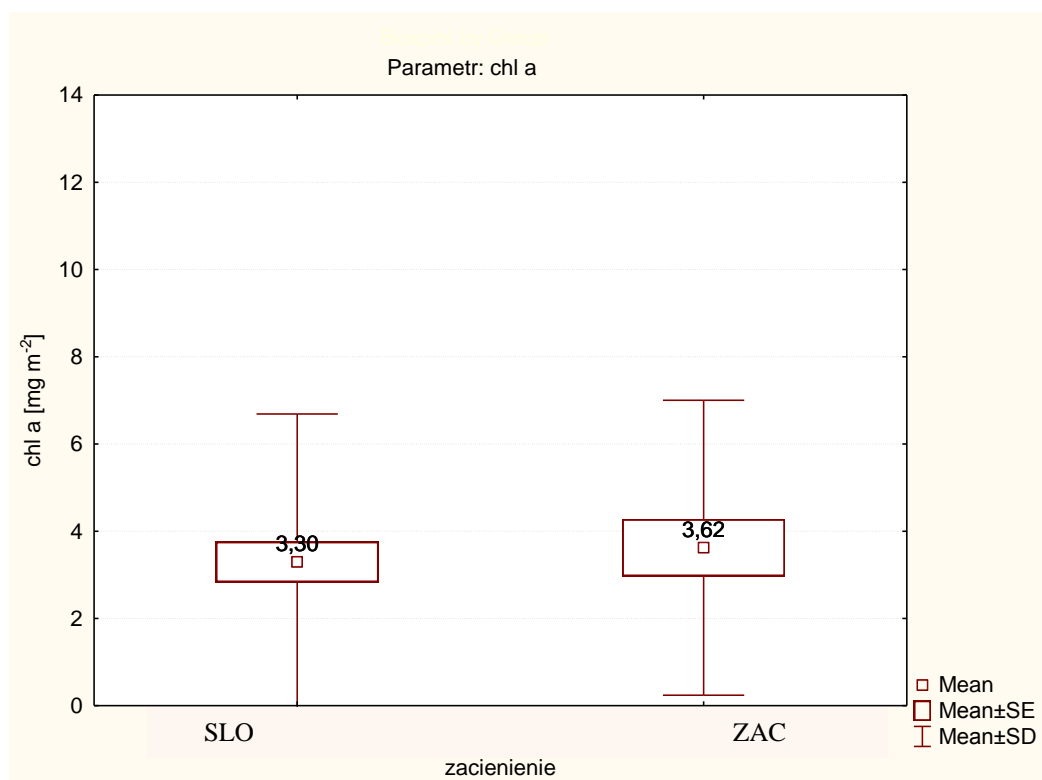
Analizując poszczególne dni poboru próbek, w żadnym przypadku nie stwierdzono istotnych różnic dla zacienienia.



**Tabela 30. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla zmian zawartości chlorofilu *a* w jasnych i ciemnych fragmentach Sz.S.**

Dane	Odcinki w Sz.S.	Terminy pomiarów [mm.dd]	Poziom istotności
Data pomiaru	OK i OB	06.18; 06.23; 06.28;	Wilks lambda=0,99673, $F_{(2, 24)}=0,03938$ , $p=0,96144$
Data pomiaru	OK i OB	07.14; 07.19; 07.24;	Wilks lambda=0,96156, $F_{(2, 24)}=0,47970$ , $p=0,62478$
Data pomiaru	OK i OB	08.28; 09.01; 09.04;	Wilks lambda=0,36386, $F_{(16, 34)}=1,3978$ , $p=0,20079$

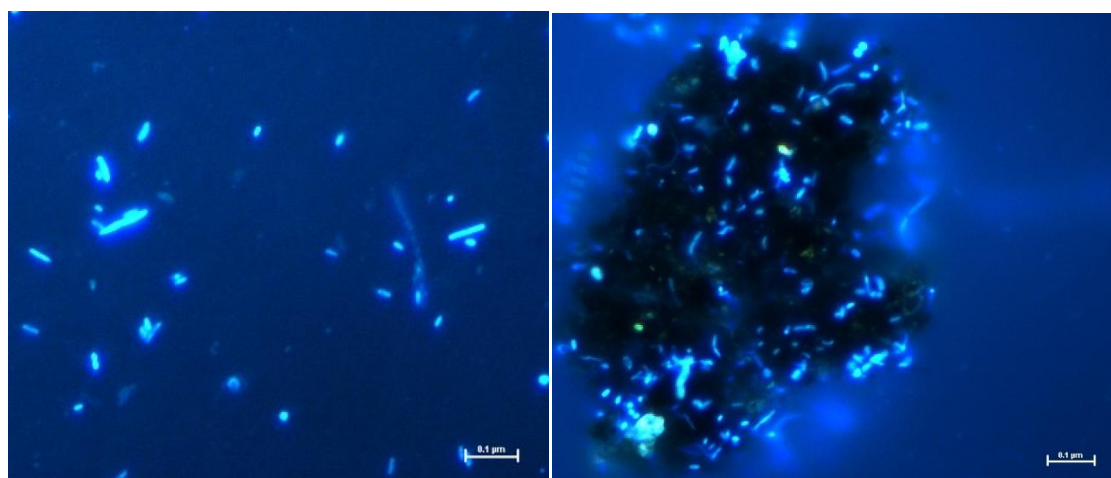
Dla wszystkich terminów poboru w OK i OB, stężenie chl *a* na wertykalnych powierzchniach badawczych wyniosło średnio 3,30 mg m<sup>-2</sup> w częściach SLO (stanowiska 1, 3, 4, 5, 8 i 9) oraz 3,62 mg m<sup>-2</sup> w częściach ZAC (stanowiska 2, 6 i 7) (Rycina 39).



**Rycina 39. Porównanie stężenia chlorofilu *a* na wertykalnych powierzchniach badawczych stanowisk jasnych (SLO) i zacienionych (ZAC) w OK i OB.**

## IV.6.2 Bakterie

W biofilmie na wertykalnych powierzchniach badawczych odnotowano obecność bakterii (Rycina 40).



**Rycina 40. Bakterie pozyskane z wertykalnych powierzchni badawczych; pojedyncze komórki bakterii po lewej; komórki bakterii na martwej materii organicznej po prawej; punkt poboru 9P OB.**

### ***Zmiany liczebności bakterii w biofilmie, determinowane przez termin poboru próbek.***

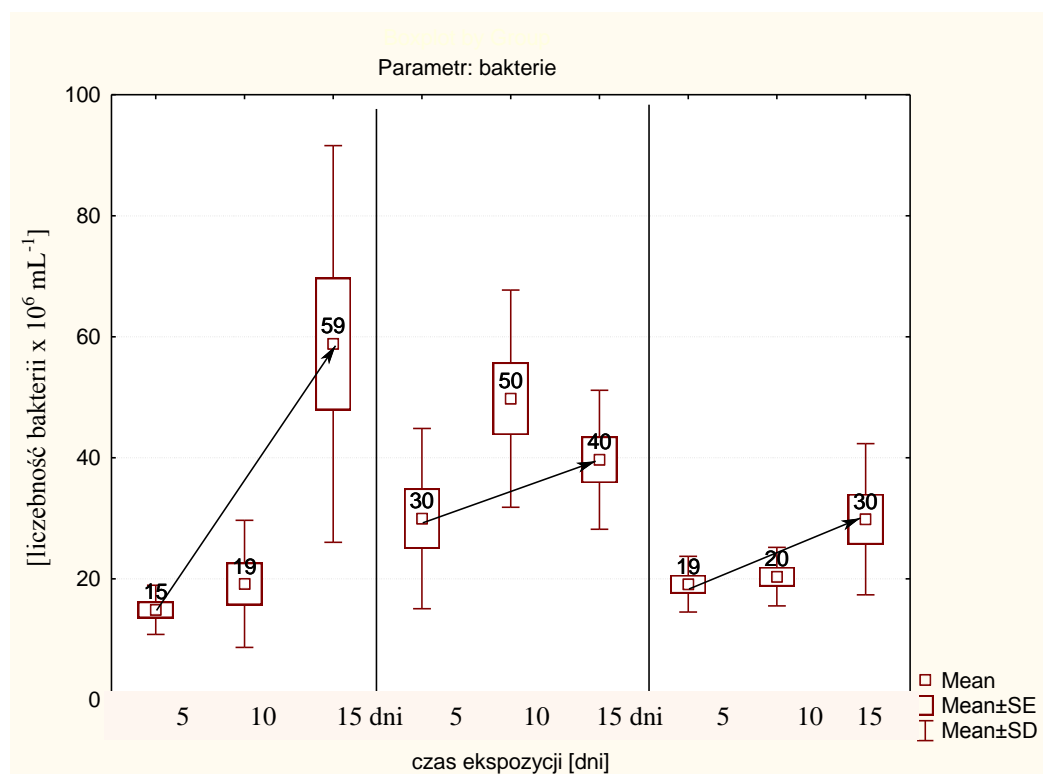
Analiza ANOVA dla powtarzanych pomiarów dla całkowitej liczby bakterii wykazała istotne różnice pomiędzy obserwacjami z poszczególnych terminów pomiaru, przy  $p=0,000$  (Tabela 31).

**Tabela 31. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla ogólnej liczby bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych, w różnych terminach poboru próbek.**

Dane	Odcinki Sz.S.	Terminy pomiarów [mm-dd]	Wynik testu
DATA	OK i OB	06.18; 06.23; 06.28;	Wilks lambda=0,44312, F(4, 46)=5,7758, p=0,00075
DATA	OK i OB	07.14; 07.19; 07.24;	Wilks lambda=0,37543, F(4, 46)=7,2687, p=0,00013
DATA	OK i OB	08.28; 09.01; 09.04;	Wilks lambda=0,40118, F(4, 46)=6,6562, p=0,00026

We wszystkich terminach poboru próbek bakterii z wertykalnych powierzchni biofilmu zaobserwowano wzrost ogólnej liczby bakterii. Każdy kolejny z trzech poborów następował po kolejnych pięciu dobach ekspozycji płytek w środowisku OK i OB. W pierwszym terminie poboru liczebność bakterii wyniosła  $15 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$  i wzrosła do  $59 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$  po piętnastym dniu ekspozycji. W drugim eksperymencie początkowa wartość pomiaru wyniosła  $30 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$  i wzrosła do  $40 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$  po piętnastu dniach ekspozycji. Ostatni eksperyment również wykazał wzrost w każdym z trzech pomiarów liczby bakterii. W próbce pobranej 2012.08.28

liczba bakterii równa była  $19 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$  i wzrosła w ostatnim terminie pomiaru do  $30 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$  (Rycina 41).



**Rycina 41. Liczebność bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych w poszczególnych terminach poboru prób.**

### **Zmiany liczebności bakterii w biofilmie, determinowane przez typ siedliska**

Analiza ANOVA dla powtarzanych pomiarów ogólnej liczby bakterii wykazała brak istotnych różnic pomiędzy obserwacjami z poszczególnych siedlisk z wyjątkiem terminów: 2012.06.18, 2012.06.23, 06.28 (Tabela 32).

**Tabela 32. Wynik analizy wariancji ANOVA (powtarzanych pomiarów) - dla całkowitej liczby bakterii, w różnych siedliskach.**

Dane	Odcinki w Sz.S.	Terminy pomiarów [mm.dd]	Poziom istotności
Data pomiaru	OK i OB	06.18; 06.23; 06.28;	Wilks lambda=0,41292, $F_{(4, 46)}=6,3963$ , $p=0,00035$
Data pomiaru	OK i OB	07.14; 07.19; 07.24;	Wilks lambda=0,73677, $F_{(4, 46)}=1,8977$ , $p=0,12692$
Data pomiaru	OK i OB	08.28; 09.01; 09.04;	Wilks lambda=0,83410, $F_{(4, 46)}=1,0918$ , $p=0,37179$

Jednoczynnikową analizę wariancji ANOVA zastosowano dla stwierdzenia istotności różnic w liczbie bakterii pomiędzy stanowiskami w poszczególnych dniach poboru próbek.

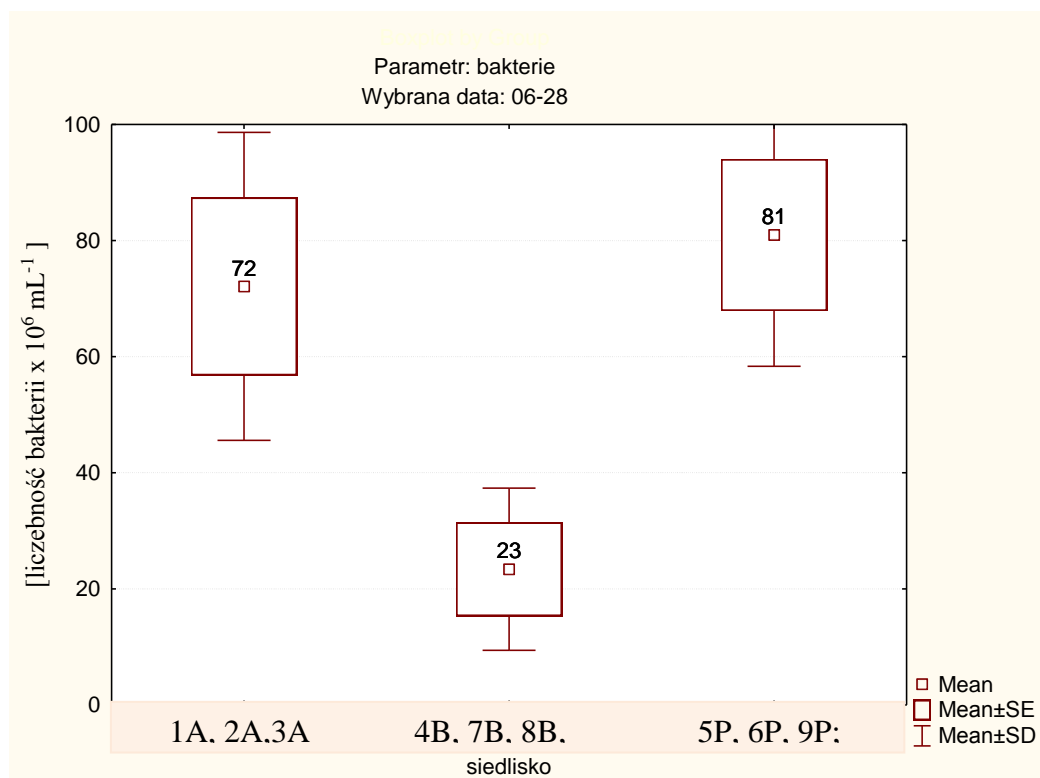
Odnotowano istotne różnice pomiędzy siedliskami w terminie: 2012.06.28 ( $F_{(2, 6)}=8,87$ ,  $p=0,016$ ) (Tabela 33).

**Tabela 33. Wynik analizy wariancji ANOVA (powtarzanych pomiarów) dla ogólnej liczby bakterii w różnych siedliskach.**

	SS	df	MS	F	p
Intercept	25,54822	1	25,54822	742,2859	0,000000
siedlisko	0,61032	2	0,30516	8,8662	0,016159
błąd	0,20651	6	0,03442		

Test Tukey'a PLO=KO>BYS

W tym terminie liczba bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych była najniższa ( $23 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$ ) w bystrzach. Natomiast w przypadku plos OK i OB liczba bakterii była zbliżona i wynosiła odpowiednio  $72$  i  $81 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$  (Rycina 42).



**Rycina 42. Liczebność bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych, porównanie siedlisk; A-kontrola, B-bystrza i P-plosa.**

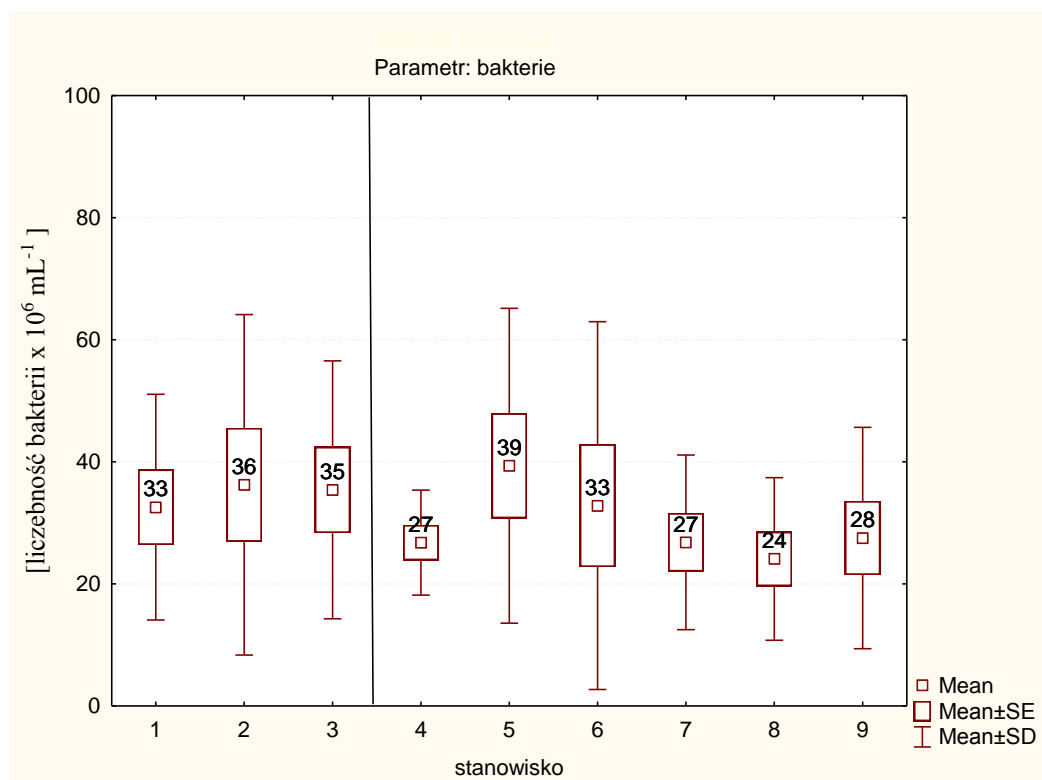
### **Zmiany liczebności bakterii w biofilmie na kolejnych stanowiskach**

Analiza wariancji dla liczby bakterii wykazała brak istotnych różnic pomiędzy obserwacjami na kolejnych stanowiskach z wyjątkiem terminów eksperymentu: E2 (2012.07.14, 2012.07.19 i 2012.07.24) (Tabela 34).

**Tabela 34. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla ogólnej liczby bakterii na kolejnych stanowiskach.**

Dane	Odcinki w Sz.S.	Terminy pomiarów [mm.dd]	Poziom istotności
Data pomiaru	OK i OB	06.18; 06.23; 06.28;	Wilks lambda=0,20511, F <sub>(16, 34)</sub> =2,5671, p=0,01028
Data pomiaru	OK i OB	07.14; 07.19; 07.24;	Wilks lambda=0,43390, F <sub>(16, 34)</sub> =1,1010, p=0,39163
Data pomiaru	OK i OB	08.28; 09.01; 09.04;	Wilks lambda=0,36386, F <sub>(16, 34)</sub> =1,3978, p=0,20079

Dla wszystkich terminów poboru prób, średnia liczba bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych w OB wyniosła od 33 x 10<sup>6</sup> mL<sup>-1</sup> (stanowisko 1) do 36 x 10<sup>6</sup> mL<sup>-1</sup> (stanowisko 2) w OK. W OB wartość parametru wyniosła od 39 x 10<sup>6</sup> mL<sup>-1</sup> (stanowisko 5) do 24 x 10<sup>6</sup> mL<sup>-1</sup> (stanowisko 8) (Rycina 43). W OK zaobserwowano wzrost parametru wraz z kierunkiem nurtu Sz.S. W OB zaobserwowano spadek liczby bakterii wraz z kierunkiem nurtu Sz.S., za wyjątkiem stanowiska 4 (Rycina 43).



**Rycina 43. Liczebność bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych, porównanie kolejnych stanowisk badawczych; OK-stanowisko 1-3 i OB stanowisko 4-9.**

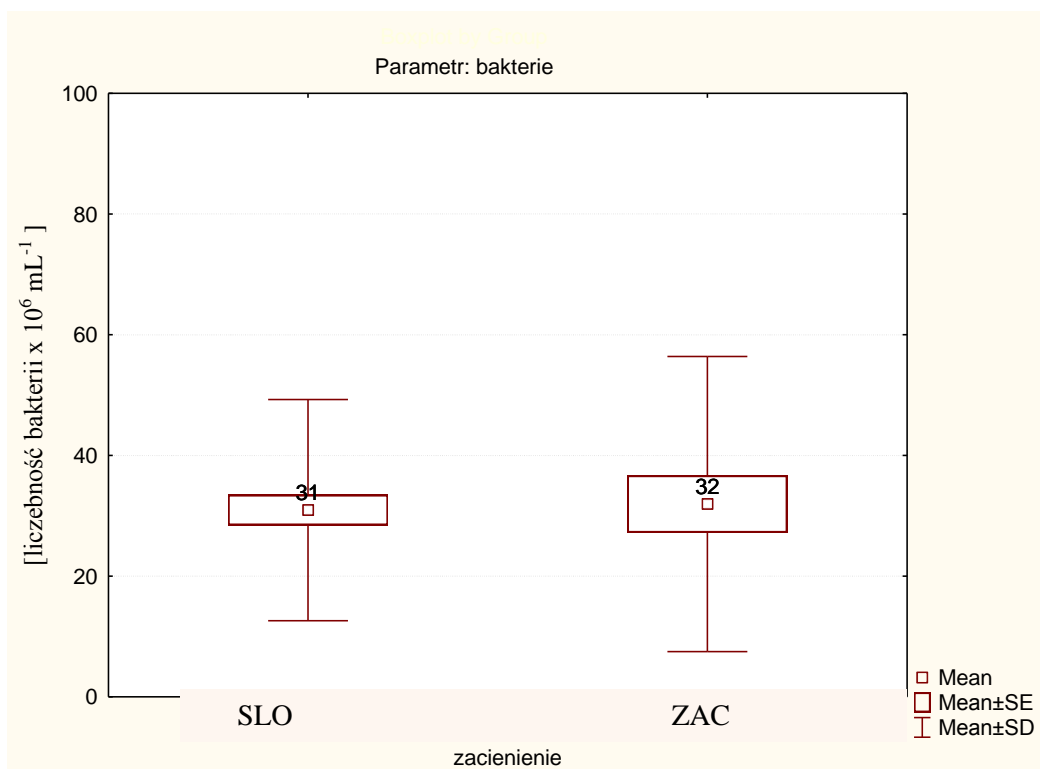
### Zmiany liczebności bakterii w biofilmie, determinowane przez intensywność światła

Analiza statystyczna wykazała brak istotnych różnic w liczbie bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych pomiędzy siedliskami jasnymi (SLO) i zacienionymi (ZAC) (Tabela 35).

**Tabela 35. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla ogólnej liczby bakterii we fragmentach jasnych (SLO) i zacienionych (ZAC).**

Dane	Odcinki w Sz.S.	Terminy pomiarów [mm.dd]	Poziom istotności
Data pomiaru	OK i OB	06.18; 06.23; 06.28;	Wilks lambda=0,99673, $F_{(2, 24)}=0,03938$ , $p=0,96144$
Data pomiaru	OK i OB	07.14; 07.19; 07.24;	Wilks lambda=0,43390, $F_{(16, 34)}=1,1010$ , $p=0,39163$
Data pomiaru	OK i OB	08.28; 09.01; 09.04;	Wilks lambda=0,36386, $F_{(16, 34)}=1,3978$ , $p=0,20079$

Dla E3 (2012.08.28, 2012.09.01 i 2012.09.04) liczba bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych wyniosła średnio  $31 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$  w odcinkach SLO oraz  $32 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$  w częściach ZAC (Rycina 44).



**Rycina 44. Liczba bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych; porównanie stanowisk niezacienionych (SLO) (stanowisko: 1A, 3A, 4B, 5P, 8B i 9P) oraz zacienionych (ZAC) (stanowisko: 2A, 6P i 7B).**

Dla E3 (2012.08.28, 2012.09.01 i 2012.09.04) współczynnik korelacji pomiędzy stężeniem chl *a* i liczebnością bakterii wyniósł  $R=0,442681$ ;  $p < 0,05000$ .

Dla wszystkich terminów obserwacji współczynnik korelacji dla chl *a* i bakterii wyniósł  $R=0,303128$  przy  $N=81$ .

## V Dyskusja

### V.1 Ocena funkcjonalności sztucznego strumienia w badaniach procesów samooczyszczania wody

Przepływ energii oraz obieg materii zachodzący poprzez sieci troficzne organizmów, wpływają na wszystkie elementy cyklu hydrologicznego, w tym na jej parametry jakościowe jak również ilościowe wody. W skali globalnej zmiana jednego składnika biocenozy może drastycznie wpłynąć na drugi, obrazują to np. skutki wylesiania na zmiany klimatu w skali lokalnej i globalnej oraz degradacja zasobów wodnych poprzez intensyfikację zjawiska erozji, czy też wzrost udziału zawiesiny biorącej udział w transporcie fosforu (Ballantine i in. 2009, Stournaras i in. 2011). W konsekwencji zachodzących zmian klimatycznych obserwuje się m.in. zwiększone zapotrzebowanie na wodę oraz zwiększony koszt stosowanych metod uzdatniania wody (Raymond 1998). Strategie zarządzania wodą w wielu państwach mają na celu ochronę ekosystemów wodnych jako bezcennego kapitału naturalnego, podkreślając ich szczególną rolę w kształtowaniu krajowej ekonomii (Palmer i in. 2015). Przeciwdziałanie zanieczyszczeniom „u źródła” jest najtańszym sposobem ochrony zasobów wodnych przed ich degradacją (Carpenter i in. 1998). Z tego względu ważne jest zrozumienie naturalnych procesów zachodzących bezpośrednio w korycie rzek i strumieni, tak aby zachować lub zrekonstruować ciekły wodny (z uwzględnieniem rowów melioracyjnych, strumieni śródpolnych itp.), wykorzystując naturalny potencjał środowiska, oraz przyczyniając się do zwiększenia udziału procesów samooczyszczania wód odbieranych m.in. z obszarów rolniczych (Zalewski 2002). Szczególne znaczenie małych cieków i strumieni pierwszego rzędu dla poprawy jakości wody jest konsekwencją wysokiego współczynnika powierzchni koryta do mieszczącej się w nim objętości wody. Podobnie jest z zależnością między rozmiarem cieków i jego interakcją ze strefą buforową (Ensign Doyle 2006).

Warunki i procesy środowiskowe w każdej zlewni mogą być monitorowane za pomocą odpowiednio dobranych parametrów fizyczno-chemicznych i biologicznych (Jakubinsky 2014). Najprostszym sposobem wyjaśniania roli czynników optymalizujących powyższe procesy, w tym naturalny proces samooczyszczania wody, jest analizowanie ich w kontrolowanych warunkach eksperymentalnych. W warunkach naturalnych czynniki te oddziałują wzajemnie ze sobą w bardziej złożony sposób, dlatego interpretacja wyników może być trudna. Stąd potrzeba analizowania procesu samooczyszczania w warunkach kontrolowanych tak aby lepiej zrozumieć m.in. interakcje zachodzące pomiędzy badanymi parametrami zarówno abiotycznymi jak i biotycznymi. Z powyższych względów w ekologii eksperymentalnej i badaniach



ekotoksykologicznych używane są modelowe sztuczne strumienie (Warren i Davis 1971, Belanger 1996, Battin i in. 2003, Ceola i in. 2013).

Odtworzone warunki w strumieniu eksperymentalnym (np. siedliska w bystrzach i plosach) w porównaniu do tych, które mogły być wykluczone z systemu (np. warunki suszy i powodzi, imigracja lub emigracja osobników, brak szczytowych ogniw łańcucha troficznego) powinny ściśle odpowiadać profilowi prowadzonych badań (Carpenter 1996, Skelly 2002). Ponadto, zrozumienie procesu samooczyszczania wód wymaga badań w systemach o różnych skalach (Janauer 2000, Sumpono i in. 2003). Podobne konkluzje sformułowali badacze analizujący istotę tego procesu zarówno w skali ekosystemu (Aristi i in. 2015), jak i w eksperymentach w skali „mezo” (Corcoll i in. 2015). Hill i in. (1994), jak już wspomniano w rozdziale 1.3 „Eksperymentalne systemy lotyczne”, zaklasyfikował strumienie doświadczalne do skali „mezo” w przypadku ich długości ponad 15 m. Długość powyżej 15 m, a w przypadku prezentowanej pracy równa 60 m dla odcinka badawczego (OB) w sztucznym strumieniu (Sz.S.) (Rycina 4), jest właściwa do odtworzenia strumienia eksperymentalnego z zachowaniem odpowiedniej biologicznej kompleksowości oraz odpowiedniego realizmu ekologicznego, a tym samym do zweryfikowania hipotez badawczych do których został przeznaczony/skonstruowany.

### **V.1.1 Różnicowanie hydromorfologiczne**

Tak jak wspomniano powyżej lokalizacja oraz przyjęta skala eksperymentu będącego tematem niniejszej pracy, pozwoliły na uzyskanie kompleksowego układu z uwzględnieniem wielu naturalnych czynników środowiskowych takich jak: różnicowanie siedliskowe (bystrza i plosa), fotoperiodyzm, amplitudy dobowe temperatur, zacienienie, zasilanie wodą z naturalnego ciek, tempo dekompozycji oraz ilość peryfitonu. Źródłem wody w Sz.S. był strumień pierwszego rzędu „Struga”, będący przykładem ciek w zlewni rolniczo-leśnej, w której spodziewane są okazjonalne przekroczenia ładunków biogenów ponad obowiązującą normę (Dz. U. 2016 poz. 1187).

Mapowanie geomorfologiczne OB wykonane w sezonie 2012 w celu pełniejszego zrozumienia interakcji pomiędzy abiotycznymi i biotycznymi czynnikami determinującymi proces samooczyszczania umożliwiło: (1) przedstawienie dokładnej charakterystyki hydrogeomorfologicznej obiektu badań, (2) było komplementarnym narzędziem w procesie identyfikacji siedlisk, oraz (3) stanowiło istotną informację dotyczącą ilościowej kwantyfikacji miąższości osadów (Rycina 8).

Konstrukcja OB zakładała migrację wody sprzyjającą procesowi filtrowania w warstwie przepuszczalnej podłoża koryta z piasku i żwiru. Podobnie jak zostało zaobserwowane przez

Galvis (2014), na wzór naturalnych ekosystemów, funkcję napowietrzania w wyniku przepływu turbulentnego pełniły bystrza zaprojektowane dla części OB (Rycina 3). Ponadto, objętość złoża filtracyjnego strefy hyporeicznej była ograniczona poprzez obecność betonowych ścian kanału, w którym usytuowany był Sz.S. Ściany kanału stanowiły również barierę przeciwko migracji wód gruntowych, co umożliwiło precyzyjną kwantyfikację zmian parametrów jakościowych wody przepływającej między źródłem, a ujściem (OK i OB) (Rycina 3).

Stopień kompleksowości Sz.S stanowił połączenie pomiędzy dotychczasowymi eksperymentami w skali „*mezo*”, które opierały się zarówno na prostych systemach zbiorników z wodą krążącą w obiegu zamkniętym wykorzystywanych często w badaniach ekotoksykologicznych (Corcoll i in. 2015), jak również bardziej złożonych hydromorfologicznie systemów z zachowaniem sekwencji bystrzy i plos (Matthews i in. 2006). System stworzony przez Matthews i in (2006) naśladował małe naturalne strumienie w oparciu o przepływ wody, substrat podłoża i chemizm wód. Na potrzeby badań nad zbiorowiskami peryfitonu przez McIntire (1968) opierających się na precyzyjnych pomiarach poziomu oświetlenia i prędkości przepływu skonstruowane zostały laboratoryjne strumienie zasilane wodą z tego samego źródła i różniące się tylko prędkością prądu lub poziomami oświetlenia. Niezawodną metodą odtworzenia warunków środowiskowych najbardziej zbliżonych do naturalnych jest stworzenie eksperymentalnego systemu sztucznego strumienia w oparciu o istniejące naturalne koryto. Wiele dotychczasowych eksperymentów w środowisku wód płynących, prowadzonych było w wydzielonych częściach naturalnych koryt strumieni w celu utrzymania realizmu i zróżnicowania siedliskowego niezbędnego w badaniach np. nad tempem dekompozycji materii organicznej (Ferreira i Canhoto 2013).

Podobnie zróżnicowanie siedliskowe w OB skonstruowanym dla potrzeb doktoratu powodowało różnicę w prędkości przepływu wody pomiędzy bystrzami i plosami. Szybki nurt charakteryzował bystrza ( $15,85 \text{ cm s}^{-1}$ ), natomiast wolny nurt charakteryzował plosa ( $5,53 \text{ cm s}^{-1}$ ) (Rycina 8). Zróżnicowanie prędkości wody w OB umożliwiało naturalną sukcesję siedlisk i zasiedlenie ich nisz przez organizmy o różnorodnych wymaganiach podobnie jak ma to miejsce w naturalnych strumieniach (Survil i in. 2017). Przykładem potwierdzającym wspomniane cechy w OB jest zróżnicowanie ogólnej liczby bakterii w plosach i w bystrzach (Rycina 42) oraz odmienne tempo dekompozycji dla substratów we fragmentach jasnych i zacienionych wynikające ze zróżnicowanej siedliskowo aktywności organizmów (Rycina 28). Praktycznie wszystkie organizmy składające się na bioróżnorodność ekosystemów strumieni i rzek uczestniczą w procesie prowadzącym do polepszenia jakości wody, samooczyszczania lub regulacji tego procesu. Zatem wspieranie samooczyszczania jest ważnym argumentem dla

zachowania bioróżnorodności w ekosystemach wodnych (Ostroumov 2002). Charakter siedliska determinuje obecność organizmów i ich aktywność metaboliczną w danym środowisku, czego przykładem są wyniki Heidenwag i in. (2001), którzy wskazali znaczenie prędkości przepływu w naturalnym strumieniu, podobnej do tej osiągniętej na obszarze bystrzy OB (od 14 cm s<sup>-1</sup> do 44 cm s<sup>-1</sup>) w optymalizacji warunków m.in. dla transformacji N-NH<sub>4</sub>. Dlatego turbulentny przepływ wody w bystrzach OB (Rycina 8) był elementem, który przyczynił się do utrzymania stężenia DO niezbędnego w procesie utleniania np. związków azotu (Rycina 13 i Rycina 14).

Kolejnym elementem uwzględnionym podczas mapowania hydromorfologicznego w OB była kwantyfikacja miąższości osadu. W sezonie 2012 wykazano największą miąższość osadu w plosach, szczególnie w początkowej części OB (11,5 cm stanowisko 5), oraz spadek miąższości osadów wzdłuż continuum w stronę ujścia (3,5 cm stanowisko 8). Konsekwencją tego był spadek objętości strefy hyporeicznej oraz wzrost głębokości toni wodnej w plosach w kierunku ujścia (Rycina 8).

Podobny rozkład miąższości osadów wzdłuż continuum OB został zaobserwowany przez szwedzkich badaczy - Anderssona i in. (2005) oraz Johannessona i in. (2011). Potwierdzili oni, że w podobnych układach hydraulicznych miąższość osadów wynikająca z procesu sedymentacji może być największa w bliskiej odległości wlotu, nawet czterokrotnie, w porównaniu do pozostałej części systemu. Wynika to bezpośrednio z konstrukcji koryta i początkowej utraty hydraulicznej nośności wraz ze spadkiem prędkości wody.

### **V.1.2 Sedymentacja materii organicznej w plosach**

Rozkład miąższości osadów zdeponowanych w plosach wraz z wynikami zawartości materii organicznej w słupie wody wzdłuż OB stanowiły potwierdzenie procesu sedymentacji w sekwencji plos. Redukcja ilości zawiesiny organicznej (OSS) w słupie wody wyniosła 11% (stężenie wyjściowe 4,89 mg L<sup>-1</sup>) w OB w sezonie 2011 oraz wzrosła do 64% (stężenie wyjściowe 5,56 mg L<sup>-1</sup>) w sezonie badawczym 2012 (Rycina 16, Rycina 17). W efekcie w sezonie 2012 w wyniku naturalnie postępującej sukcesji w OB zaobserwowano wzrost redukcji OSS o 53 %.

Zatem możemy wnioskować, że znaczna redukcja OSS wzdłuż OB oznaczała poprawę jakości wody, co potwierdziło funkcjonalność skonstytuowanego Sz.S w badaniach nad procesem samooczyszczania w ekosystemach wodnych. W badaniach Wang (2010) wykazał, że stabilizacja koryta (np. przez wzrost makrofitów) skutecznie ogranicza zjawisko resuspensji, intensyfikując równocześnie procesy filtracji i sedymentacji, czego potwierdzeniem jest redukcja udziału zawiesiny organicznej wzdłuż OB w sezonie 2012 względem sezonu 2011 (Rycina 16

i Rycina 17). Podobne wyniki uzyskali Hillbricht Ilkowska i Węgleńska (1995), Królikowska (1996) oraz Meijer i Hosper (1997).

Pomimo wspomnianej ogólnej redukcji OSS wzdłuż OB w Sz.S odnotowano wzrost stężenia OSS od 2,28 do 4,37 mg L<sup>-1</sup> jedynie we fragmencie jasnym 7-8 w sezonie 2011. Jak wskazują dotychczasowe badania wzrost stężenia OSS mógł być wywołany zjawiskiem resuspensji osadów dennych z plos, wzmagając produkcję pierwotną w słupie wody (Padisak i Reynolds 2003, Scheffer 2004, Wielgat–Rychert i in. 2010). Potwierdzeniem odbywającego się procesu produkcji pierwotnej w odcinku OB w wyniku obecności makrofitów i biofilmu epipelicznego był wzrost stężenia chl *a* w słupie wody w sezonie 2011 (stanowisko 7 – 8) w OB z 1,46 µg L<sup>-1</sup> do 3,06 µg L<sup>-1</sup> (Rycina 22). Makrofity zapobiegają resuspensji wspierając stabilne warunki natlenienia, odczynu pH i temperatury, dodatkowo zwiększając efektywność strącania fosforanów jonami wapnia (Song i in. 2002, Peng i in. 2007, Zhang i in. 2008, Herrmann i in. 2014). Ponadto makrofity optymalizują efektywność procesu samooczyszczania w rzekach i strumieniach w wyniku przechwytywania i sedymentacji materii organicznej w osadach, sorpcji osadów, jak również asymilacji przez rośliny i bakterie oraz denitryfikacji (Saunders i Kalff 2001, Seitzinger i in. 2002, Marcus i Kohler 2006).

W konsekwencji dystrybucja i retencja sedymentu w osadach plos wzdłuż OB podobnie jak w naturalnym środowisku strumieni i rzek determinowała spiralny obieg związków biogennych w słupie wody (Lefebvre i in. 2006) wspomagając proces samooczyszczania (Zał. IX.3.4, Tabela 47).

### **V.1.3 Zmiany parametrów abiotycznych i biotycznych**

#### ***Dynamika parametrów fizykochemicznych przy niskim obciążeniu związkami biogennymi***

Średnie stężenia analizowanych związków biogennych w sezonie 2011 i 2012 odnotowanych podczas monitoringu cyklicznego w odniesieniu do klasyfikacji stanu chemicznego jednolitych części wód mieściły się w normie dla I klasy jakości wód, dla azotu ogólnego (TN) ( $\leq 4,6$  mg L<sup>-1</sup>), fosforu ogólnego (TP) ( $\leq 0,15$  mg L<sup>-1</sup>), azotu azotanowego (N-NO<sub>3</sub>) ( $\leq 2,2$  mg L<sup>-1</sup>), fosforu fosforanowego (P-PO<sub>4</sub>) ( $\leq 0,043$  mg L<sup>-1</sup>) oraz azotu amonowego (N-NH<sub>4</sub>) ( $\leq 0,35$  mg L<sup>-1</sup>) (Dz.U. 2016 poz. 1187).

Dlatego efektywność samooczyszczania w skonstruowanym dla potrzeb doktoratu OB może być wykładnią dla początkowych odcinków naturalnych, nie zdegradowanych strumieni.

Pomimo niskich stężeń związków chemicznych w wodzie OB (dla azotu ogólnego (TN) (max do 11,30 mg L<sup>-1</sup>), fosforu ogólnego (TP) (max do 0,23 mg L<sup>-1</sup>), azotu azotanowego (N-NO<sub>3</sub>)

(max do 1,45 mg L<sup>-1</sup>), fosforu fosforanowego (P-PO<sub>4</sub>) (max do 0,13 mg L<sup>-1</sup>) oraz azotu amonowego (N-NH<sub>4</sub>) (max do 0,46 mg L<sup>-1</sup>), zaobserwowano korzystne zmiany parametrów w porównaniu do homogennego betonowego kanału OK (Rycina 20 i Rycina 21). Analiza porównawcza redukcji stężeń wybranych parametrów obserwowanych podczas monitoringu cyklicznego (w sezonie 2011 oraz w sezonie 2012), wskazała na większą efektywność procesu samooczyszczania w OB w sezonie 2012 (Załącznik IX.3.4, Tabela 47). Wraz z postępującą sukcesją w zaprojektowanym OB odnotowano wzrost tempa samooczyszczania w sezonie 2012, co zostało potwierdzone przez wzrost redukcji biogenów (Załącznik IX.3). Poprawa efektywności procesu samooczyszczania w kolejnym sezonie badawczym wskazują na stabilizację systemu m.in. poprzez naturalnie postępującą sukcesję strumienia. Podobne zależności wykazano w badaniach Loreau i in. (2001), Zhang i in. (2012) i Leto i in. (2013), gdzie odnotowano wzrost efektywności procesu samooczyszczania wraz z kolejnymi latami stabilizacji w skonstruowanym systemie. W wyniku badań w miejscowości Brighton w Anglii (Kadlec i in. 2012), w podobnym kanale eksperymentalnym po 10 latach od skonstruowania, odnotowano ok 100 gatunków roślin, a pierwotnie kanał nasadzony był tylko trzcina (*T. latifolia*). Podczas badań w OB nie analizowano składu gatunkowego i biomasy makrofitów która pojawiła się na brzegach strumienia, ale jej intensywny przyrost w 2012 roku, w stosunku do 2011 roku kiedy Sz.S. został skonstruowany był wyraźnie widoczny. Potwierdzeniem tej tezy jest znaczna redukcja zawiesiny organicznej (Rycina 16 i Rycina 17) i zmniejszenie stężenia chl *a* (Rycina 22 i Rycina 23) wzdłuż OB na przestrzeni sezonów badawczych 2011 i 2012.

Wielu badaczy podkreśla fakt, że musi minąć kilka lat zanim nabrzędne strefy buforowe staną się efektywne w usuwaniu N-NO<sub>3</sub> poprzez połączenie denitryfikacji i asymilacji roślinnej (Schipper i Vojvodić-Vuković 2000). To stwierdzenie jest również aktualne dla procesów zachodzących bezpośrednio w samych korytach strumieni i rzek (Wooldridge 2010).

Parametrami których redukcja wzdłuż OB w porównaniu z OK stanowiła potwierdzenie zachodzącego procesu samooczyszczania wody przy stosunkowo stabilnej T wody, pH oraz z równoczesnym spadkiem DO wzdłuż OB były: a) OSS (sezon 2011, 2012), b) N-NO<sub>3</sub> (sezon 2011 i 2012), c) P-PO<sub>4</sub> (sezon 2011 i 2012), d) TN (sezon 2012), e) N-NH<sub>4</sub> (sezon 2012) oraz f) N-NO<sub>2</sub> (sezon 2012). Z tego statystycznie istotne zmiany w OB względem OK odnotowano dla OSS, N-NO<sub>3</sub> i P-PO<sub>4</sub> w obu sezonach badawczych (Tabela 3 i Tabela 4).

Średnie stężenie N-NO<sub>3</sub> dla sezonu 2011 w OB wyniosło 0,85 mg L<sup>-1</sup> oraz 0,86 mg L<sup>-1</sup> w sezonie 2012. W skali całego OB, podczas monitoringu cyklicznego zaobserwowano redukcję N-NO<sub>3</sub> w OB od 1% w sezonie 2012 do 8% w sezonie 2011, co w uproszczeniu wskazuje na względną równowagę procesu produkcji (spadek stężenia) i respiracji (wzrost stężenia).

Najwyższą redukcję N-NO<sub>3</sub> zaobserwowano w częściach jasnych OB (stanowisko 7-8), 15% w sezonie 2011 oraz 9% w 2012 (Rycina 20 i Rycina 21). Średni udział N-NO<sub>3</sub> w TN w sezonie 2011 stanowił 70,8% oraz 62,4% w sezonie 2012. Wzrost udziału N-NO<sub>3</sub> w poszczególnych punktach pomiarowych OB mogło wskazywać na przewagę procesu mineralizacji azotu organicznego i proces nityfikacji. Parn i in. (2012) jako argument wyjaśniający względną równowagę bądź spadek stężenia N-NO<sub>3</sub> z biegiem naturalnych strumieni, podał przyswajanie nieorganicznych form N w wyniku aktywności mikrobiologicznej. W badaniach Bednarek (2001) we wszystkich badanych małych dopływach Pilicy i Luciąży, N-NO<sub>3</sub> również był dominującą formą w TN i stanowił od 49% do 58%. Ponadto w badaniach prowadzonych przez Bednarek (2007) w półroczu letnim dla stężeń związków azotu decydującą rolę odgrywała temperatura i procesy biologiczne w tym asymilacja roślinna, uzależniona od dostępu światła w korytach rzek.

Zmiany stężeń pozostałych form N (TN, N-NO<sub>2</sub> oraz N-NH<sub>4</sub>) podczas monitoringu cyklicznego potwierdziły obecność wspomnianych procesów (biotycznych, biogeochemicznych i abiotycznych). Jednak nie zanotowano istotnej zmienności pomiędzy kolejnymi stanowiskami pomiarowymi ani pomiędzy OK i OB. Mimo wszystko warto zauważyć, że w przypadku TN, w sezonie 2011 w OB zaobserwowano redukcję zarówno w części jasnej do 16 % oraz części zacienionej do 11%. Natomiast w sezonie 2012 w OB zaobserwowano redukcję w części jasnej do 45 % oraz do 7 % w części zacienionej. Otrzymane wyniki wykazały wyższą redukcję TN w częściach jasnych, co stanowi potwierdzenie przewagi biotycznych procesów produkcji pierwotnej, a w zacienionych również na procesy abiotyczne (Zał. IX.3.4, Tabela 47).

Natomiast w przypadku N-NH<sub>4</sub>, jego wzrost odnotowano w początkowym fragmencie OB 5-6 w obydwu sezonach (maksymalne stężenie wyniosło 0,06 mg L<sup>-1</sup> dla 2011 i 0,46 mg L<sup>-1</sup> dla 2012) (Zał. IX.3.3 Tabela 47). Wzrost N-NH<sub>4</sub> mógł wskazywać na proces beztlenowego rozkładu materii organicznej (beztlenowej amonifikacji). Jednak w sezonie 2012 początkowego wzrostu N-NH<sub>4</sub>, we fragmencie 5-6, następnie zaobserwowano jego spadek do 50% (stanowisko 7-8), co może wskazywać na proces utleniania N-NH<sub>4</sub> (I etap nityfikacji: N-NH<sub>4</sub> > N-NO<sub>2</sub>) (Zał. IX.3.5 Tabela 47). Obserwowana zmiana pomiędzy sezonami badawczymi 2011 i 2012 mogła być również spowodowana ostatecznym „uformowaniem” się Sz.S., który w 2011 roku, jak już wspomniano, znajdował się w początkowej fazie sukcesji. Zgodnie z danymi literaturowymi mechanizm asymilacji N-NH<sub>4</sub> dla wód płynących wynosi ok. 50-60% i cechuje się większą złożonością niż dla wód stojących (Uchiyama i in. 1980). Stężenie N-NH<sub>4</sub> w słupie wody w naturalnych strumieniach zależy od aktywności bakterii nityfikacyjnych i denityfikacyjnych. N-NH<sub>4</sub> jest dominującym produktem ekskrecji organizmów wodnych, jest też wydzielany

w efekcie degradacji wydaliny i nie zjedzonego pokarmu (Dekun Hou i in. 2013). Zdaniem Vymazal (2007) i Lee i in. (2009) stężenia DO w wodzie przewyższające graniczne stężenie 2-3 mg L<sup>-1</sup> umożliwia efektywny proces nityfikacji I i II, co w przypadku prezentowanych badań mogło przyczynić się do redukcji stężeń N-NO<sub>2</sub> i N-NH<sub>4</sub> w OB w kierunku nityfikacji (z N-NH<sub>4</sub> poprzez N-NO<sub>2</sub> do N-NO<sub>3</sub>) (Rycina 13 i Rycina 14). W przypadku DO w obydwu sezonach w większości fragmentów OB stężenie DO uległo redukcji wzdłuż OB. Średnie stężenie DO w OB wyniosło 9,78 i 9,27 mg L<sup>-1</sup> odpowiednio w sezonie 2011 i 2012 (Rycina 13 i Rycina 14). Redukcja stężenia DO w wodzie może wskazywać na reakcje utleniania materii organicznej (dopływającej wraz z ładunkiem OSS) zachodzące w wyniku aktywności bakteryjnej (Haraguchi 2012, Menezes i in. 2015). Ponadto przy wysokim stężeniu DO nityfikacyjne bakterie mogą przekształcać dużą ilość NH<sub>4</sub><sup>+</sup> w N-NO<sub>3</sub> w wodzie, co może zrównoważyć wzrost stężenia NH<sub>4</sub><sup>+</sup> uwalnianego z osadów (Trimmer i in. 1998, Dekun Hou i in. 2013).

Kolejnym parametrem mierzonym podczas monitoringu cyklicznego w obydwu sezonach badawczych było stężenie P-PO<sub>4</sub>. Obserwowano zarówno wzrost (stanowisko 5-6 i 7-8 w sezonie 2011), jak i redukcję stężenia P-PO<sub>4</sub> (stanowisko 6-7 w sezonie 2011, stanowisko 5-6 w sezonie 2012). W obydwu sezonach badawczych w skali całego odcinka OB odnotowano wzrost stężenia P-PO<sub>4</sub> (Rycina 18 i Rycina 19). Cykl fosforu w obrębie ekosystemu rzecznoego obejmuje przede wszystkim sieć interakcji między osadami, roślinami wodnymi i biofilmem (House i Denison 2000, House 2003, Jarvie i in. 2005). Z głównych składników pokarmowych roślin, fosfor na ogół ma największy potencjał limitujący, tj. ograniczający wzrost roślin (Rapala i Sivonen 1998, Hoffmann i in. 2009, Zieliński 2015). Wartość stała, bądź wzrost stężenia P-PO<sub>4</sub> może być wynikiem znacznego dopływu P w formie organicznej np. w czasie wysokich przepływów i jego stopniowej mineralizacji. Kaushal i in. (2012), w badaniach przeprowadzonych w Baltimore, wykazali, że w czasie cyklu zasilania ekosystemu lotycznego w związku fosforu, w pierwszej fazie dominuje transport organicznej formy związków biogenych, a następnie w okresach niżówek zachodzą przemiany z formy organicznej w formy jonowe (Janke i in. 2014).

W przypadku parametru TP, pomimo braku istotnych zmian w OB względem OK, zaobserwowano spadek stężenia TP od 1% (brak zmian) w sezonie 2011, do 10 % redukcji w słupie wody w sezonie 2012. Wzrost autotroficznych glonów w biofilmie odnotowany podczas pomiaru zmian stężenia chl *a* na wertykalnych powierzchniach badawczych, mógł równoważyć uwalnianie P z osadów stąd wzrost redukcji w wyniku postępującej sukcesji. Rośliny mogą odpowiadać za 1,4-7,5% redukcji fosforu całkowitego (Reinelt i Horner 1995, Vymazal, 2004).

Dodatkowa analiza danych zebranych podczas monitoringu *on line* z uwzględnieniem takich parametrów jak T, DO i N-NO<sub>3</sub> potwierdziła zdolność OB do samooczyszczania wody. Średnia dobowa redukcja N-NO<sub>3</sub> z całego okresu pomiarowego wyniosła 26,90%. Maksymalna uśredniona redukcja z całego okresu monitoringu *on line* wynoszącego 40 dni stanowiła 59,74 % w środku dnia przed wystąpieniem maksymalnej dobowej temperatury wody. Znikoma redukcja zaobserwowana podczas monitoringu cyklicznego w sezonie 2012 (1%) (Rycina 20 i Rycina 21) w porównania do redukcji zaobserwowanej podczas monitoringu *on line* (59,74 %) (Tabela 20) mogła być wynikiem zmienności dobowej redukcji N-NO<sub>3</sub> w OB. Liikanen i in. (2002) i Dekun Hou i in. (2013), potwierdzili zwiększenie tempa uwalniania anionu NO<sub>3</sub><sup>-</sup> przez osad, szczególnie w momencie szybkiego wzrostu temperatury wody.

### ***Wzrost stężenia chl *a* w toni wodnej***

W sezonie 2011 w wyniku monitoringu cyklicznego zaobserwowano wzrost stężenia chl *a* w słupie wody w jasnej części OB o 100 % z 1,46 do 3,06 µg L<sup>-1</sup> (stanowisko 7-8).

W sezonie 2012 wzrost zaobserwowano w częściach jasnych o 26 % z 2,28 µg L<sup>-1</sup> do 2,88 mg L<sup>-1</sup> (stanowisko 5-6) oraz o 59% z 1,46 µg L<sup>-1</sup> do 2,32 µg L<sup>-1</sup>) (stanowisko 7-8). Należy również wspomnieć, że sztuczne zacienienie stanowisk 6-7 w OB (Rycina 3) było większe w sezonie 2011 niż 2012, jednak, mimo mniejszego zacienienia w 2012, nadal działało spowalniająco dla szybkiego wzrostu autotroficznych organizmów oznaczonych na podstawie stężenia chl *a* (Rycina 22 i Rycina 23).

W obydwu sezonach badawczych w OB zaobserwowano tendencję wzrostową chl *a*. Świadczy to o podwyższonej produktywności w jasnych częściach OB.

Takie stwierdzenie zgodne jest z rezultatami badań Fernandez-Alaez (2004), która uzasadniła wzrost wartości pH i chlorofilu *a*, wzdłuż strumienia jako efekt produkcji pierwotnej, głównie w następstwie fotosyntezy na powierzchni peryfitonu i fitoplanktonu.

Na wzrost stężenia chl *a* w toni wodnej wzdłuż OB zarówno w sezonie 2011, jak i 2012 mogły również wpłynąć migrujące w dół strumienia oderwane przez nurt wody elementy biofilmu epipelagicznego. Zdaniem Scheffer'a i in. (1993) oraz Devercelli i Peruchet (2008) stężenie chl *a* w słupie wody szczególnie w płytkich, czystych strumieniach jest silnie związane z rozwojem zwartych mat peryfitonowych w obszarze bentosu. Jak zostało przedstawione powyżej, OB w testowanym Sz.S stanowił symulację warunków panujących w naturalnym czystym strumieniu, dlatego w celu zbadania reakcji systemu na krótkoterminowe zrzuty zanieczyszczeń przeprowadzono eksperymenty uzupełniające. W roku 2012 przeprowadzono



pomiary podczas krótkoterminowego zrzutu biogenów w OB, co miało nawiązywać do zaburzeń antropogenicznych wywołanych np. wymywaniem nawozów z obszarów rolniczych.

#### **V.1.4 Wpływ stężenia zanieczyszczeń w dopływie na efektywność procesu samooczyszczania wody podczas eksperymentów uzupełniających**

Uzupełnieniem wyników zmian niskich stężeń związków biogenych (w zakresie I klasy czystości wód) w monitoringu cyklicznym był eksperyment kontrolowanego zrzutu zanieczyszczeń do OB. Umożliwiło to analizę dynamiki zmian stężeń związków azotu i fosforu przy jednoczesnym monitorowaniu zmian T, pH, i DO.

##### ***Redukcja N-NO<sub>3</sub> podczas podwyższonego stężenia wybranych związków biogenych***

Podczas czterech eksperymentów krótkoterminowego zrzutu zanieczyszczeń, redukcję stężenia N-NO<sub>3</sub> odnotowano głównie we fragmentach jasnych OB (Tabela 19). W kolejnych terminach eksperymentów, w skali całego OB, zaobserwowano procentową efektywność w redukcji N-NO<sub>3</sub> w zakresie 24-39% (przy średnim stężeniu wyjściowym w zakresie 2,20-4,74 mg L<sup>-1</sup>) (Tabela 19).

W skali poszczególnych fragmentów, najwyższą redukcję 29% uzyskano w części jasnej (stanowisko 5-6) w ostatnim terminie zrzutu zanieczyszczeń (Tabela 19).

Jak wskazują dane literaturowe N-NO<sub>3</sub> oraz N-NH<sub>4</sub> zwykle ulegają intensywnej redukcji ze słupa wody w warunkach wysokiego zapotrzebowania organizmów na N w procesie biotycznej asymilacji (np. fotosyntezy) (Hall i Tank 2003, Dodds i in. 2004). Powyższa istotność procesów biotycznej asymilacji w procesie samooczyszczania została potwierdzona w jasnych fragmentach OB (Tabela 19). Ponadto badania Toet i in. (2003) potwierdziły również duże znaczenie denitryfikacji peryfitonowej w porównaniu do ilości N usuwanego za pośrednictwem organizmów autotroficznych i mikroorganizmów stąd najwyższa redukcja we fragmentach jasnych OB (Tabela 12). Podczas podobnego eksperymentu polegającego na dozowaniu związków biogenych do wód strumienia, McColl (1974) opisał zdolność skutecznego usuwania ze słupa wody związków N i P-PO<sub>4</sub> przez nitkowate glony i absorpcję tych związków przez osad denny.

##### ***Redukcja P-PO<sub>4</sub> podczas podwyższonego stężenia wybranych związków biogenych***

W trakcie eksperymentalnego krótkoterminowego zrzutu zanieczyszczeń w postaci związków azotu i fosforu, podczas kolejnych terminów zrzutu, w skali całego OB, uzyskano redukcję P-PO<sub>4</sub> w zakresie od 46% przy stężeniu wyjściowym od 0,24 mg L<sup>-1</sup>, do 92% przy stężeniu wyjściowym 0,036 mg L<sup>-1</sup>. Podczas 3 z 4 terminów kontrolowanego zrzutu biogenów najwyższa

redukcja do 75% (stanowisko 7-8 w dn. 2012.08.24) towarzyszyła fragmentom jasnym (Tabela 18). Redukcja stężenia P-PO<sub>4</sub> przeważająca we fragmentach jasnych OB mogła wskazywać na fakt, że w hierarchii czynników determinujących wzrost biomasy peryfitonu pomiędzy fragmentami jasnymi i zacienionymi przeważały czynniki biotycznej asymilacji (np. produkcja pierwotna) nad abiotycznymi (np. sedymentacja). Interesującym wynikiem podczas eksperymentu kontrolowanego zrzutu biogenów był spadek P-PO<sub>4</sub> do stężenia (0,001 mg L<sup>-1</sup>) (Tabela 18) poniżej stężeń odnotowanych podczas monitoringu cyklicznego, potwierdzający tym samym jego limitującą rolę w układzie.

## **V.2 Diagnoza relacji przyczynowo-skutkowych pomiędzy abiotycznymi i biotycznymi czynnikami determinującymi jakość wody**

### **V.2.1 Parametry abiotyczne i biotyczne wytypowane podczas analizy przyczynowo-skutkowej oraz analizy korelacji**

Podczas analizy przyczynowo – skutkowej przy użyciu algorytmu najbliższych sąsiadów k-NN wytypowano istotne ( $p < 0,05$ ) zależności pomiędzy parametrami wody (Tabela 13). Jako najczęściej powtarzające się parametry przyczynowe w ocenie jakości wody zostały wytypowane: pH, temperatura wody oraz OSS.

W wyniku analizy korelacji, najczęściej powtarzającymi się parametrami abiotycznymi korelującymi z abiotycznymi i biotycznymi parametrami w ocenie jakości wody, podobnie jak w przypadku analizy k-NN były pH, temperatura wody, natężenie oraz przepływu wody i DO (Tabela 5, Tabela 6 i Tabela 7). Ponadto korelacje i zależności przyczynowo – skutkowe pomiędzy parametrami w OB stanowiły dodatkowe wyjaśnienie funkcjonalności OB wynikającej ze zdolności do istotnej redukcji wybranych związków biogenych. Ogólnie w OB w stosunku do OK odnotowano mniej korelacji pomiędzy parametrami ze względu na większy stopień komplikacji zależności troficznych, których wzajemne synergistyczne lub antagonistyczne oddziaływania utrudniały interpretację wyników.

W badaniach Hillbricht-Ilkowskiej (1995) przeprowadzonych w 29-ciu zlewniach Suwalskiego Parku Krajobrazowego, nie stwierdzono zależności między stężeniem N-NO<sub>3</sub> (oznaczanym również w przedłożonej pracy), a wielkością ładunku azotu ogólnego niesionego z rzekami podczas badań w sezonie letnim. Autorka wskazała na brak obserwowanych korelacji w wyniku różnych właściwości retencyjnych badanych zlewni. Podobnie brak spodziewanych zależności wykazano również w badaniach zrealizowanych przez Kufla (1999), który potwierdził że w wyniku retencji efekt mierzony w odpływie rzeki jest „rozmyty” w czasie i nie

wykazuje prostych zależności, jakie widać w przypadku rzek o mniej skomplikowanym układzie hydrologicznym. Stąd struktura korelacji parametrów wody w pozbawionym bystrz i plos OK wykazała więcej parametrów wzajemnie istotnie statystycznie korelujących względem OB.

Zatem istotne korelacje pomiędzy parametrami stanowią potwierdzenie zachodzących procesów w układzie OK i OB, natomiast potwierdzeniem siły tych oddziaływań są głównie redukcje stężeń związków biogennych azotu i fosforu obserwowane podczas monitoringu cyklicznego i eksperymentów uzupełniających (Rycina 21, Tabela 19 i Tabela 18).

### ***Wpływ temperatury na efektywność procesu samooczyszczania***

Podczas analizy zależności pomiędzy obserwowanymi parametrami, temperatura wody została wytypowana jako czynnik determinujący stężenie: chl *a* w słupie wody, stężenie N-NO<sub>3</sub> oraz stężenie P-PO<sub>4</sub> zarówno w OK jak i OB (Tabela 5 i Tabela 14).

W sezonie 2011 w OK odnotowano niemal pełną korelację ( $R=92$ ) pomiędzy temperaturą wody a chl *a* (Tabela 5). Zależność temperatury wody i chl *a* w wodzie zaobserwowano również w wyniku analizy przyczynowo–skutkowej k-NN. Natomiast w OB zależność temperatury wody i chl *a* w wodzie zaobserwowano w wyniku analizy przyczynowo – skutkowej k-NN w sezonie 2012 (Tabela 14). Wzrost temperatury wzdłuż części jasnej OB wynikał głównie z jego ekspozycji na promienie słoneczne, retencji wody w plosach i był ściśle związany z doświetleniem koryta strumienia (Rycina 9 i Rycina 10). Temperatura determinuje tempo metabolizmu organizmów, a nasłonecznienie, rozumiane jako promieniowanie czynne fotosyntetycznie (PAR), wpływając na temperaturę wody odpowiada za proces produkcji pierwotnej powodując np. wzrost chl *a* w słupie wody wzdłuż strumienia. Wzrost temperatury wzdłuż OB obserwowany był również podczas krótkoterminowego kontrolowanego zrzutu biogenów (Tabela 15) oraz monitoringu *on line* (Tabela 20). Warto również nadmienić, że niepożądane objawy eutrofizacji w rzekach występują przede wszystkim w okresach wysokiej temperatury wody i wysokiego poziom nasłonecznienia, jak również niskich przepływów i zwiększonej retencji oraz w okresie wegetacyjnym (od wiosny do wczesnej jesieni), co wspiera szybki wzrost np. glonów nitkowatych *Cladophora glomerata* (Mainstone i Parr 2002, Rapala i Sivonen 1998, Izydorczyk i in. 2008).

W sezonie 2012 w OK analiza korelacji Spearman'a wykazała bardzo wysoką korelację ( $R=0,71$ ) temperatury wody ze stężeniem N-NO<sub>3</sub> (Tabela 5). W sezonie 2012 w OB, w wyniku analizy k-NN, temperatura wody była parametrem przyczynowym dla zmiany stężenia N-NO<sub>3</sub> wytypowanego jako skutek (Tabela 14).

Efekt wzrostu temperatury wody na tempo procesu mineralizacji materii organicznej zaobserwowano również w cyklu dobowym zmian wartości parametrów temperatury i stężenia N-NO<sub>3</sub> podczas monitoringu *on line*. Ponadto wzrost temperatury powyżej 16 °C przy jednoczesnym spadku stężenia DO poniżej 9,5 mg L<sup>-1</sup> mógł spowodować uwolnienie N-NH<sub>4</sub> z osadów dennych do słupa wody, i w efekcie „tlenochłonnej” nityfikacji, spowodować wzrost stężenia N-NO<sub>3</sub> w analizowanych próbkach wody w OB (Tabela 20).

Podobny mechanizm polegający na przekształceniu dużej ilości N-NH<sub>4</sub> w N-NO<sub>3</sub> przy wysokim stężeniu DO w wyniku nityfikacji w wodzie zaobserwowali Trimmer i in. (1998) i Dekun Hou i in. (2013). Zależność przyczynowo–skutkowa k-NN zaobserwowana została również pomiędzy temperaturą wody oraz stężeniem P-PO<sub>4</sub> w sezonie 2012 w OK. Natomiast w sezonie 2011 w OB, zależność przyczynowo – skutkowa została także zaobserwowana pomiędzy temperaturą wody oraz stężeniem P-PO<sub>4</sub> (Tabela 14).

Z literatury wiadomo, iż proces respiracji w wyniku aktywności bakterii heterotroficznych często ulega intensyfikacji w osadach w wyższych temperaturach, co może skutkować wystąpieniem niskiego potencjału redoks, a w konsekwencji obserwowany jest spadek fosforu ogólnego w osadach i wzrost SRP (*ang.*: Soluble Reactive Phosphorus) w wodzie międzyosadowej. Jednak w warunkach świetlnych, wyższa temperatura stymuluje także wzrost autotroficznych glonów, które równoważą uwalnianie fosforu z osadów, powodując obniżenie jego stężenia (Xia Jiang i in.. 2008). Wspomniane zależności mogły również wpłynąć na mniejszy wzrost stężenia P-PO<sub>4</sub> w słupie wody, w sezonie 2012 (Rycina 19).

### ***Wpływ pH na efektywność procesu samooczyszczania***

W sezonie badawczym 2011 w OK odnotowano bardzo wysoką korelację (R=0,70), pomiędzy pH wody i OSS. Podobnie wysoką korelację pomiędzy pH wody i OSS (R=0,59) odnotowano w sezonie 2012 w OB (Tabela 6).

W sezonie 2012 w OK, a w sezonie 2011 w OB silną zależność przyczynowo – skutkową wykazał odczyn pH wody ze stężeniem N-NO<sub>3</sub>.

W sezonie 2012 zarówno dla OK i OB w wyniku analizy k-NN zaobserwowano zależności pomiędzy pH wody i P-PO<sub>4</sub>.

Dodatkowo w sezonie 2012 w OB zaobserwowano bardzo wysoką korelację (R=0,88) pomiędzy pH wody i stężeniem P-PO<sub>4</sub> (Tabela 6).

pH wody zostało uznane za najbardziej (wraz z prędkością wody) istotny parametr mający wpływ na bio-retencjonowanie związków biogennych w korycie rzeki (Yao 2014).

Według danych literaturowych, wartość pH wody w przedziale od 7,1 do 7,5 przekłada się na optymalny przebieg procesu oddychania (wskaźnik BZT<sub>5</sub>) (Chełmicki 2001). Wartości pH odnotowane w OB w sezonie 2011 wynoszące 8,38 i w sezonie 2012 wynoszące 7,34, (Rycina 11 i Rycina 12) są porównywalne do tych podawanych przez Dojlido (1995), który wykazał, że przy pH 7–8 proces zużycia tlenu jest optymalny, natomiast w środowisku alkalicznym i kwaśnym proces ten (wskazujący na dominację procesów utleniania) zostaje zahamowany. Zwiększone uwalnianie P-PO<sub>4</sub> przy wysokim pH z tej samej przyczyny potwierdziły również badania Seitzinger (1991). Ponadto, Hopkinson i in. (1991) stwierdzili, że wyższe pH może zmienić właściwości osadów, co wpływa na abiotyczne uwalnianie fosforu z osadów. Dlatego wskaźnik pH może być też najistotniejszą zmienną objaśniającą strukturę zbiorowisk bakterii związanych z osadami rzek (Xia i in. 2014) oraz bentosową materią organiczną (Fierer i in. 2007).

W sezonie 2012 w OB w wyniku analizy k-NN zaobserwowano zależność pomiędzy parametrem wytypowanym jako przyczynowy pH, a chl *a* (skutek). Wzrost wartości pH w odcinkach jasnych i spadek w odcinkach zacienionych mógł wskazywać na powiązanie parametru pH z procesem produkcji pierwotnej/fotosyntezy. Jest to również zgodne z wynikami w OB w którym zmierzono spadek liczby bakterii wzdłuż strumienia przy jednoczesnym wzroście pH. W wynikach monitoringu cyklicznego z obydwu sezonów badawczych zaobserwowano wzrost pH w OB (Rycina 11 i Rycina 12) z wyjątkiem fragmentu zacienionego. Podobne wyniki zostały potwierdzone w badaniach House (2003), który wskazał na intensywną produkcję pierwotną – jako proces biotyczny zarówno w odniesieniu do makrofitów, jak i biofilmu, który może stymulować wzrost pH i spadek stężenia rozpuszczonego CO<sub>2</sub>, w wyniku procesu fotosyntezy. W przeciwieństwie do wyniku wzrostu pH w czasie monitoringu cyklicznego, podczas trzech z czterech terminów kontrolowanego dopływu zanieczyszczeń zaobserwowano spadek pH wzdłuż OB (Tabela 16). Mogło być to determinowane przez mikrobiologiczne procesy około-osadowe w wyniku spadku stężenia DO i rozwojem warunków redukujących (House 2003, Jarvie i in. 2008).

### ***Wpływ stężenia OSS w słupie wody na efektywność procesu samooczyszczania***

W sezonie 2011 w OK zaobserwowano zależność przyczynowo – skutkową pomiędzy OSS zaklasyfikowaną jako przyczyna, a stężeniem N-NO<sub>3</sub> zaklasyfikowanym jako skutek (Tabela 13). Koryta skanalizowane w wyniku działalności człowieka są podatne na erozję dna szczególnie podczas wysokich przepływów, co często prowadzi do usuwania wierzchnich

warstw osadów i ogranicza rozwój bakterii heterotroficznych (Garcia-Ruiz i in. 1998, Hillbricht-Ilkowska i in. 2000).

Oddziałuje to w sposób szczególnie na obniżenie efektywności działalności bakterii denitryfikacyjnych (Brzychczyk i in. 2015). Konsekwencją erozji dna może być wzrost stężenia  $N-NO_3$  w słupie wody. Pozostałe korelacje i zależności k-NN związane z OSS w słupie wody odnotowano dla OB, co mogło być wynikiem obserwowanego retencjonowania materii organicznej w plosach (Tabela 8).

W sezonie 2011 odnotowano wysoką korelację ( $R=0,70$ ) pomiędzy OSS w wodzie, a stężeniem chl *a*, w OB. Podobnie w wyniku analizy k-NN, zaobserwowano zależność pomiędzy parametrem OSS a chl *a* w sezonie 2012 w OB (Tabela 14). Analogiczną korelację pomiędzy OSS i chl *a* opisał Haraguchi (2012) motywując udziału fitoplanktonu w kolumnie wody rzecznej tworzącej seston. Potwierdzeniem powyższych stwierdzeń mogą być dodatkowo odnotowane poniższe korelacje.

W sezonie badawczym 2012 w OB odnotowano wysoką korelację ( $R=0,56$ ) pomiędzy natężeniem przepływu (*Q*) wody, a ilością OSS w wodzie oraz niemal pełną korelację  $R=(0,92)$  pomiędzy *Q* i stężeniem  $P-PO_4$ , co zaobserwowano również w sezonie 2011 (Tabela 8).

Ponieważ fosfor nie ma składnika atmosferycznego w swoim obiegu, jak to ma miejsce w przypadku azotu, obieg fosforu może być scharakteryzowany jako sedymentacyjny (Mitsch i Gosselink 2015). Stąd silne powiązanie tego parametru z procesami sedymentacji i analizowana w pracy OSS. Spadek stężenia TP w wodzie wzdłuż continuum OB odnotowany został podczas monitoringu cyklicznego w obu sezonach (Zał. IX.3.4, Tabela 47). W sezonie 2012 w systemie już ustabilizowanym na wyższym poziomie sukcesji spadek był większy (Zał. IX.3.4, Tabela 47). Sedymentacyjny cykl fosforu w obrębie ekosystemu rzecznoego obejmuje sieć interakcja między osadami, roślinami wodnymi i biofilmem (House and Denison 2000, House 2003, Jarvie i in. 2005). Ponadto typologia sztucznego strumienia ograniczała wpływ okresowych wezbrań wywołanych np. opadami nawałnymi, stąd duża zawartość OSS w plosach, która nie podlegała cyklicznemu wypłukiwaniu na obszary zalewowe w trakcie wezbrań zgodnie z „Flood Pulse Concept” (Junk 1989).

### ***Wpływ stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie na efektywność procesu samooczyszczania***

W sezonie badawczym 2011 w OK odnotowano wysoką korelację ( $R=0,70$ ) pomiędzy parametrami DO i OSS (Tabela 8). Dotychczasowe badania wskazują na wzrost stężenia OSS jako efektu wywołanego zjawiskiem resuspensji osadów dennych, w warunkach intensywnej

produkcji pierwotnej na powierzchni peryfitonu, a po wystąpieniu zjawiska również w słupie wody (Padisak i Reynolds 2003, Scheffer 2004, Wielgat–Rychert i in. 2010).

W sezonie badawczym 2012 odnotowano odwrotną bardzo wysoką ( $R=-0,76$ ) korelację pomiędzy parametrami DO oraz P-PO<sub>4</sub> w OK (Tabela 7). Ujemna korelacja może wskazywać na efekt uwalniania związków fosforu z osadów w warunkach deficytu tlenowego w wodzie.

Spadek stężenia DO wzdłuż strumienia mógł być spowodowany rozwojem tzw. warunków redukujących na styku wód około-osadowych, co powoduje przejście fosforanów Fe III i wodorotlenków Fe III w osadach do roztworu i uwalnianie wysoce biodostępnego fosforu (SRP) do słupa wody (House 2003, Jarvie i in. 2008). W ten sposób fosfor jest mobilizowany i uwalniany z osadów wykazujących deficyt tlenowy (Hopkinson i in. 1991). W obecności np. peryfitonu, korzeni makrofitów i fitoplanktonu w kolumnie wody rzecznej, tak jak miało to miejsce w OB, P-PO<sub>4</sub> jest częściowo pochłaniany (Haraguchi 2012) stąd brak korelacji DO i P-PO<sub>4</sub> w OB (Tabela 7).

Bowes i in. (2003), w swoich badaniach, w październiku również zaobserwował ujemną korelację między stężeniami DO, a stężeniem P-PO<sub>4</sub> w wodach Cam Brook (Wielka Brytania). Potwierdza to zakładany szlak rozkładu materii organicznej, powodując spadek stężenia DO w wyniku podwyższonego biologicznego zapotrzebowania na tlen oraz wzrost stężenia P-PO<sub>4</sub> w wodzie w wyniku uwolnienia fosforu z puli trudnodostępnej. Brak podobnej korelacji w sezonie 2012 mógł wskazywać na inne równoległe procesy kontrolujące stężenie P-PO<sub>4</sub> i TP wynikające z dużych ładunków allochtonicznej materii organicznej (Howell 2010) retencjonowanej w OB (Tabela 14 i Tabela 11). W wielu badaniach nad zmianami parametrów wody płynącej w warunkach wyższej temperatury wraz ze zwiększoną respiracją obserwuje się również zużycie DO w wodach nadosadowych i w wodzie między-osadowej powodując jego deficyt (Dekun Hou i in. 2013; Meier i in. 2012). Powyższe wyniki są zgodne z oznaczonym spadkiem stężenia DO wzdłuż OB, który został zaobserwowany zarówno podczas monitoringu cyklicznego przy niskich stężeniach biogenów, podczas monitoringu *on line*, jak również w trakcie kontrolowanego zrzutu biogenów.

Analiza danych zebranych podczas monitoringu cyklicznego w sezonie 2012 w OK wykazała również wysoką korelację ( $R=0,66$ ) pomiędzy DO i chl *a*.

Produkcja pierwotna związana jest ze wzrostem stężenia DO w słupie wody. Podczas monitoringu cyklicznego w sezonie 2011 zaobserwowano wzrost stężenia DO w wodzie o 2% w pierwszym fragmencie jasnym 5-6 OB. W sezonie 2012 wzrost stężenia DO odnotowano w ostatnim fragmencie jasnym 7-8 o 16%. Wzrost parametru mógł wskazywać na przewagę procesu produkcji nad procesem respiracji. W ograniczonym zakresie wzrost stężenia DO

w wodzie mógł być spowodowany również turbulentnym przepływem wody w bystrzach OB. W cyklu dobowym najwyższe stężenia DO ( $10,49 \text{ mgL}^{-1}$ ) w OB podczas monitoringu *on line* odnotowano ok godz. 09:00 na początku krzywej wznoszącej dobowej temperatury wody (Tabela 20).

W sezonie badawczym 2011 w OB odnotowano wysoką ujemną korelację ( $R = -0,55$ ) pomiędzy stężeniem DO w wodzie, a  $\text{N-NO}_3$  (Tabela 7). Spadek stężenia DO wzdłuż OB w sezonie 2011 (Rycina 13) oraz od stanowiska 5-7 w sezonie 2012 (Rycina 14), potwierdza intensywność procesów wykazujących wysokie zapotrzebowanie na tlen, takich jak nityfikacja, co jest związane również z szybszą degradacją materii organicznej retencjonowaną w płosach OB.

Najwyższą redukcję DO w wodzie zaobserwowano w OB podczas krótkoterminowego zrzutu zanieczyszczeń, kiedy stężenie w całym OB spadło do 26%. Najwyższe spadki stężeń DO zaobserwowano w częściach jasnych do 19% i odpowiednio do 7% we fragmentach zacienionych (Tabela 17).

Podczas monitoringu *on line* najniższe stężenia DO w wodzie odnotowano ok. godz. 20:00 czyli ok. 6 godz. po wystąpieniu maksymalnej dobowej temperatury (Tabela 20).

Wykazano, że strumienie w obszarach rolniczych niosące osady bogate w materię organiczną mogą również charakteryzować się wysokim potencjałem uwalniania  $\text{N-NH}_4$  (Birgand i in. 2007, O'Brien i in. 2012). Zmniejszenie stężenia DO z biegiem OB często jest efektem procesu mineralizacji mikrobiologicznej materii organicznej w osadach, o czym wspominał w swojej pracy Birgand i in. (2007).

### **V.2.2 Wpływ siedliska oraz naświetlenia na zawartość chl *a* w biofilmie peryfitonowym**

W OK i OB zaobserwowano wzrost zawartości chl *a* zmierzony poprzez ilościowe oznaczenie na wertykalnych powierzchniach badawczych wraz ze wzrostem czasu ekspozycji we wszystkich siedliskach. Każdy kolejny termin pomiaru wykazał wzrost względem terminu poprzedniego. Najwyższe tempo wzrostu świadczące o produkcji pierwotnej, zostało zaobserwowane w OB. Najwyższe średnie stężenie chl *a* wynoszące  $7,76 \text{ mg m}^{-2}$  zaobserwowano w płosach OB, w sezonie 2012 (Rycina 35).

W wielu dotychczasowych badaniach oprócz dostępności światła, wskazano również temperaturę, prędkość wody, rodzaj podłoża, obecność bezkręgowców i stężenia składników odżywczych jako determinujące rozwój peryfitonu (Szabo i in. 2007, Komulaynen 2009). Niektórzy autorzy opisują dodatnie korelacje między biomasa biofilmu peryfitonowego, oraz TN



i stężeniem P-PO<sub>4</sub> (Rier i Stevenson 2002). Jak wykazała Zębek (2013), wysokie stężenie składników pokarmowych szczególnie tych będących źródłem P-PO<sub>4</sub> pochodzących z nagromadzonych osadów w wolnych miejscach przepływu wody sprzyjała rozwojowi epifitonu. Dlatego biomasa i skład gatunkowy peryfitonu przez był wskazywany jako ściśle zależny od szybkości przepływu (McIntire 1968). Dodatkowym czynnikiem wpływającym na spadek stężenia chl *a* na wertykalnych powierzchniach badawczych bystrz względem plos w OB (Rycina 35) mogła być również presja konsumentów. Według Fischer i Pusch (2001) duża presja makrobezkręgowców stanowi często wytłumaczenie dla niskich wartości chl *a* w siedliskach bystrz.

Nie odnotowano różnic w zawartości chl *a* na wertykalnych powierzchniach badawczych pomiędzy siedliskami w części jasnej i zacienionej w OB w 2012 (Rycina 39). Brak zróżnicowania w wynikach dynamiki wzrostu biofilmu peryfitonowego pod względem zacienienia (jasne 3,30 mg m<sup>-2</sup>; zacienione 3,62 mg m<sup>-2</sup>) mogło być efektem wspomnianej już, dużej presji konsumentów I rzędu na wertykalnych powierzchniach badawczych. Potwierdzeniem powyższych wniosków mogą być wyniki badań Fernandez-Alaez (2004), która udowodniła, że stężenie chl *a* i całkowity wzrost biomasy autotrofów wzrasta wraz ze stężeniem związków biogenych, ale pozostaje na tym samym poziomie, bądź obniża się w obecności konsumentów.

### **V.2.3 Wpływ siedliska oraz naświetlenia na ogólną liczbę bakterii w biofilmie peryfitonowym**

Wzrost zawartości chl *a* w biofilmie na wertykalnych powierzchniach badawczych w OB obserwowano wraz ze wzrostem czasu ekspozycji z kolejnymi pomiarami ogólnej liczby bakterii na tych powierzchniach w sezonie 2012 (Rycina 41). Podobnie jak w przypadku chl *a*, maksymalną ogólną liczbę bakterii, na wertykalnych powierzchniach badawczych, odnotowano w plosach ( $90 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$ ) (Rycina 42). Ponadto zaobserwowano spadek ogólnej liczby bakterii wzdłuż kontinuum OB z  $39 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$  (stanowisko 5) do  $28 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$  ogólnej liczby bakterii (stanowisko 8) (Rycina 43). Podobnie jak spadek miąższości warstwy osadów w plosach OB wzdłuż kontinuum (11,5 cm na stanowisku 5P i 5,5 cm na stanowisku 9P) (Rycina 8).

Dostępność dla bakterii bentosowej materii organicznej na dnie plos, a więc również obecność organicznego węgla prawdopodobnie była parametrem determinującym dynamikę wzrostu ogólnej liczby bakterii biofilmu peryfitonowego w OB. Niektórzy autorzy opisują dodatnie korelacje pomiędzy biomasą peryfitonu, a TN i stężeniem P-PO<sub>4</sub> (Rier i Stevenson 2002, Zębek 2013). Wiadomo, że siedliska plos, retencjonujące nieorganiczny osad oraz materię

organiczną, charakteryzuje obfitość w pokarm również dla mikroorganizmów (Swanson i in. 1982).

Wielu badaczy podkreśla dominującą rolę biofilmów mikrobiologicznych w procesach biogeochemicznych w środowiskach sedymentacyjnych, takich jak koryto rzeki, osady plos lub strefy hyporeiczne (Battin i in. 2008, Griebler i in 2014). Dostawa substratu w postaci rozpuszczonego węgla organicznego i cząstek stałych jest głównym wyznacznikiem biomasy bakteryjnej i aktywności w osadach rzecznych (Pusch i in. 1998, Findlay i Sobczak 2000).

Co więcej, zdaniem wielu badaczy aktywność bakteryjna w osadach rzecznych zdeponowanych w kanałach może kontrolować metabolizm ekosystemów rzek (Allan 1997, Fischer i Pusch, 2001), a tym samym ma decydujące znaczenie dla samooczyszczania. W badaniach dotyczących ekologii mikrobiologicznej rzek nizinnych, ponad 80% metabolizmu przypisuje się heterotroficznym bakteriom kolonizującym osady denne (Fischer i Pusch 2001).

W strumieniach w których większa część materii przeszła już przez szereg poziomów troficznych, do 80% materii organicznej występuje w postaci wydaliny, głównie bezkręgowców (Wallace i in. 1997). Stanowią one łatwe źródło substratu dla bakterii i zwiększają jednocześnie pulę przyswajalnych przez rośliny biogenów (Zalewski i in. 1990). Ponadto, należy stwierdzić, iż większość różnic pomiędzy konsorcjami bakteryjnymi odżywiającymi się martwą materią organiczną bentosu w strumieniach wynika z ilości wspomnianego już rozpuszczonego węgla organicznego, zróżnicowania pH, i zawartości azotu (Fierer i in. 2007, Besemer 2015).

Strefa bentosu jako element dna strumieni i rzek, decydująca o wielu procesach ekosystemowych, podlega również presji antropogenicznej (Xia i in. 2008, Fazi i in. 2016). Zgodnie z wynikami badań Garcia-Ruiz i in. (1998), Pattinson i in. (1998), Hillbricht-Ilkowska i in. (2000) brak wierzchnich warstw osadów w plosach (podobnie jak w OK, Rycina 3) ogranicza rozwój bakterii heterotroficznych, co w konsekwencji prowadzi do obniżenia efektywności bakterii denitryfikacyjnych (Brzychczyk i in. 2015). W OK mógł to obrazować wynik uzyskanej zależności przyczynowo-skutkowej k-NN dla OSS i stężenia N-NO<sub>3</sub> w słupie wody (Tabela 14).

Ponadto, jak stwierdził Miller (1987) w strefach zacienionych obserwowana jest również mniejsza aktywność bakterii (wolniejszy rozkład materii organicznej), co wiąże się ściśle ze spadkiem intensywności produkcji pierwotnej.

W sezonie 2012 w biofilmie zaobserwowano brak istotnej statystycznie różnicy w ogólnej liczbie bakterii pomiędzy siedliskiem jasnym (liczba bakterii 31 x 10<sup>6</sup> mL<sup>-1</sup>) i zacienionym (ZAC 74-83%, liczba bakterii 32 x 10<sup>6</sup> mL<sup>-1</sup>).

Brak efektu dostępności światła na ogólną liczebność bakterii, zaobserwowano również w badaniach Lear i in. (2009) oraz Romaní i in. (2014). W strumieniach niskiego rzędu z leśną

strefą buforową, która ogranicza dostęp światła, obieg np. fosforu napędzany był aktywnością heterotrofów żerujących na allochtonicznej materii organicznej pochodzącej ze strefy nadbrzeżnej (Vannote i in. 1980, Pusch i in. 1998). Dlatego też duża ilość materii organicznej może ograniczać wpływ światła na ekosystem strumienia i *vice versa* (Dekun Hou i in. 2013).

#### **V.2.4 Wpływ siedliska, dostępu bezkręgowców do substratu oraz rola naświetlenia na zróżnicowanie tempa dekompozycji**

Postępujący proces dekompozycji potwierdziły istotne statystycznie różnice dotyczące ubytku substratu we wszystkich rodzajach nośników (z łatwym oraz z utrudnionym dostępem dla bezkręgowców) pomiędzy datami pomiarów. Ponadto pomiary tempa dekompozycji obejmowały stanowiska w jasnych i zacienionych fragmentach oraz zróżnicowanie siedliskowe występowania w bystrzach i plosach. W całkowitym czasie ekspozycji uzyskano średnie tempo dekompozycji 69,85 % w sezonie 2011 oraz 73,43 % w sezonie 2012 (Rycina 24 i Rycina 25). Analiza tempa dekompozycji ze względu na zróżnicowanie siedliskowe, wykazała istotne statystycznie zmiany jedynie w sezonie 2012, gdzie proces dekompozycji materii organicznej był najszybszy w plosach OB i wyniósł 72,13% (Rycina 26).

W degradacji materii organicznej biorą udział głównie organizmy bentosowe plos. Kolumna wody nie jest głównym miejscem zachodzenia dekompozycji, a bakterie zawieszone w toni wodnej odpowiadają za niewielki procent tych przemian (Namour 1999). Dodatkowo wysokie stężenia związków fosforu (w OB uwalniane w plosach) stymulują aktywność mikroorganizmów heterotroficznych, w tym detrytusożerców. Zwiększa to szybkość rozkładu liści i dostępności FPOM (*ang.*: fine particulate organic matter) dla bezkręgowców (Gulis i Suberkropp 2002, Niyogi i in. 2007).

Tempo dekompozycji w OB charakteryzowało się również istotnym zróżnicowaniem pod względem typu użytych nośników na substrat. Najwyższe tempo dekompozycji odnotowano w nośnikach z nylonowej siatki o oczku  $\approx 1$  mm z łatwym dostępem dla bezkręgowców szczególnie w sezonie 2012 (97,63%) względem nośnika z utrudnionym dostępem (49,64 %) z elastanu. Niska średnia różnica ubytku biomasy, pomiędzy materią organiczną w nośnikach z łatwym i utrudnionym dostępem dla bezkręgowców do substratu (4,69%), w sezonie 2011 mogła oznaczać ograniczoną aktywność bezkręgowców, względem sezonu 2012 (46,50%).

Gessner i Chauvet (2002) zasugerowali zależność dynamiki procesu dekompozycji dla nośników z siatką 1 mm oraz z drobną siatką utrudniającą dostęp dla bezkręgowców, jako wskaźnik biologicznej integralności strumienia (IBI). Zatem różnica procentowa dynamiki procesu dekompozycji w sezonie 2011 i 2012, wskazuje na różnice w aktywności biologicznej

makrobezkręgowców. Szczególną rolę bezkręgowców podczas procesu dekompozycji podkreślił Namour (1999). Szybszy proces dekompozycji substratu z łatwym dostępem dla bezkręgowców mógł zachodzić w efekcie ich większej aktywności w sezonie 2012 scharakteryzowanym jako kolejne stadium postępującej sukcesji (Pascoal i in. 2005).

Proces dekompozycji materii organicznej charakteryzował się istotną największą różnicą między parametrami w jasnych fragmentach OB w sezonie 2011 (61,30%) w porównaniu do fragmentów zacienionych (52,63%) (Rycina 27). Natomiast w sezonie 2012 uzyskano 46,75% ubytku biomasy w jasnych fragmentach i 52,95% ubytku biomasy we fragmentach zacienionych w nośnikach z utrudnionym dostępem dla bezkręgowców (Rycina 28). Podobne wyniki wyższego tempa dekompozycji w odcinkach jasnych względem zacienionych zostały zaobserwowane w trakcie badań Dawsona i Kern-Hansena (1979) oraz Millera (1987). Według autorów, różnica w tempie dekompozycji wynikała bezpośrednio z ograniczonej przez zacienienie >80% aktywności dekompozycyjnej bezkręgowców. Zdaniem Millera (1987), wolniejsze tempo dekompozycji w strefach zacienionych wynikało z mniejszej aktywności bakterii (wolniejszy rozkład materii organicznej), co wiąże się ściśle ze spadkiem intensywności produkcji pierwotnej. Wysoka wartość sedymentacji materii organicznej może też zaburzać proces dekompozycji jak wykazał to Young i in. (2008).

Podsumowując otrzymane istotne korelacje i zależności przyczynowo – skutkowe pomiędzy wybranymi parametrami determinujące procesy redukcji związków biogennych wzdłuż OB, a więc proces samooczyszczania, potwierdzają postawioną hipotezę 1: *„Sztuczny strumień w skali „mezo” jest skutecznym narzędziem badawczym do kwantyfikacji czynników abiotycznych i biotycznych w procesie samooczyszczania”*.

Dodatkowo uzyskane zróżnicowanie siedliskowe we wzroście biofilmu z dominacją plosa, dla pomiarów chl *a* (7,76 mg m<sup>-2</sup>) i bakterii (81 x 10<sup>6</sup> mL<sup>-1</sup>) na wertykalnych powierzchniach badawczych, oraz uzyskanie zróżnicowanych siedliskowo wyników eksperymentu w badaniach tempa dekompozycji materii organicznej w OB pomiędzy bystrzem (65,51 %) i plosem (72,13 %), pomiędzy substratem z łatwym (97,63 %) i utrudnionym (49,64 %) dostępem dla bezkręgowców w sezonie badawczym 2012 podczas eksperymentów uzupełniających przyczyniło się do potwierdzenia hipotezy 2: *„Naturalna zmienności warunków środowiskowych oraz zróżnicowanie siedliskowe wpływa na zmianę hierarchii czynników wpływających na samooczyszczanie małych cieków w obszarach rolniczych”*.

### V.3 Wytypowanie kluczowych parametrów środowiskowych wpływających na tempo samooczyszczania wody

Wyniki uzyskane w eksperymentach przeprowadzonych w skonstruowanym 60 m odcinku sztucznego strumienia potwierdziły jego funkcjonalność w badaniach procesu samooczyszczania. Mogą stanowić wskazówki w procesie świadomego kształtowania obiegu wody z uwzględnieniem kontroli mechanizmów przepływu energii i obiegu materii w ekosystemach i krajobrazach rolniczych w celu intensyfikacji procesu samooczyszczania wód płynących.

W wyniku analizy danych z monitoringu cyklicznego i monitoringu *on line* zaobserwowano silne zależności pomiędzy abiotycznymi parametrami wody takimi jak temperatura, a przebiegiem procesu retencji i uwalniania związków azotu i fosforu. Podobnie jak to miało miejsce w OB, w prezentowanej pracy, relatywnie dużym wzrostem temperatury wzdłuż koryta charakteryzują się strumienie z ograniczonym zasilaniem przez wody gruntowe, o wolnym nurcie, z płytką strefą hyporeiczną, oraz silną ekspozycją na światło słoneczne (Moniewski 2014). Wielu autorów potwierdziło, że temperatura, stężenie DO i pH są głównymi parametrami spośród zmiennych środowiskowych regulującymi szybkość uwalniania azotu i fosforu z osadów (Liikanen i in. 2002, Hupfer i in. 2003, Kim i in. 2003).

Oddziaływanie dobowych zmian temperatury na stężenie N-NO<sub>3</sub> w słupie wody było szczególnie widoczne podczas monitoringu *on line*. Podczas monitoringu *on line* w sezonie 2012, uzyskano wyższą średnią dobową redukcję N-NO<sub>3</sub> (26,9%; Tabela 20) niż w monitoringu cyklicznym w sezonie 2012, podczas którego redukcja N-NO<sub>3</sub> wyniosła jedynie 1% (Rycina 21). Maksymalna uśredniona redukcja N-NO<sub>3</sub> z monitoringu *on line* w OB (59,74%) obserwowana była przed wystąpieniem maksymalnej dobowej temperatury wody 17,02 °C (Tabela 20). Natomiast po wystąpieniu maksymalnej temperatury pomiary wykazywały wzrost stężenia N-NO<sub>3</sub> wzdłuż OB (Tabela 20).

Wagner i Zalewski (2016) podkreślają, że tempo samooczyszczania jest zależne od temperatury szczególnie w sezonie wegetacyjnym. Wówczas sezonowość bądź dobowy cykl zmian wskazuje na biotyczny charakter procesu (Howell 2010). Temperatura wody, pH i ilość zawiesiny organicznej (OSS) determinujące stężenie chl *a* w słupie wody mają istotny wpływ na proces produkcji pierwotnej w środowisku małych strumieni (Fernandez-Alaez 2004). Wzrost stężenia chl *a* w słupie wody w wyniku wzrostu temperatury wraz z obserwowaną resuspensją materii organicznej z osadów dennych plos był również obserwowany w prezentowanych badaniach, szczególnie w sezonie 2011 (stanowisko 7-8). Mogło to wiązać się także z częściową

redukcją związków biogennych ze słupa wody przez bioseston w wyniku procesu asymilacji/fotosyntezy.

Podczas gdy temperatura określa przydział węgla asymilowanego pomiędzy biomasę roślin w wyniku regulacji tempa procesu fotosyntezy, a martwą materią organiczną ulegającą dekompozycji, ilość przepływającej wody w czasie wraz z transportowaną w dół strumienia OSS określa ilość węgla retencjonowanego w ekosystemie (w postaci żywej i rozkładającej się materii organicznej) (Stournaras 2011). Praktycznym tego przykładem jest zwiększona aktywność mikrobiologiczna po dodaniu węgla organicznego w celu zwiększenia procesów denitryfikacji związków azotu z wody (Bednarek i in. 2010). Retencjonowana w plosach materia organiczna pochodzenia allochtonicznego stanowi naturalne źródło węgla dla kolejnych ogniw łańcuchów troficznych w wodach płynących. Silne zależności dostępności materii organicznej ze stężeniem związków azotu i fosforu wskazują na duże znaczenie obszarów około-osadowych w plosach i obecności biofilmu, w utrzymaniu dobrej jakości wód. Dlatego też prędkość wody regulująca transport/retencję, została przez wielu badaczy uznana za najbardziej istotny parametr przekładający się na retencjonowanie związków biogennych w korycie rzeki (Yao 2014). Prędkość nurtu w dużej mierze zależąca od reżimu hydrologicznego determinuje czas akumulacji i transportu związków biogennych w korycie strumienia, umożliwiając ich transformację chemiczną i dyfuzję z osadów do wód interstycjalnych (Correll 1997, Kerr i in. 2011). Zatem unieruchomienie składników odżywczych w strumieniu zależy głównie od warunków fizycznych takich jak czas retencji wody (zatrzymanie hydrologiczne) (Lefebvre i in. 2006).

Większość korelacji i zależności typu „przyczyna–skutek” związanych z ilością zawiesiny organicznej w słupie wody odnotowano dla OB, co mogło być wynikiem obserwowanego retencjonowania materii organicznej w plosach. Naturalnie postępująca sukcesja w OB mogła ograniczyć zjawisko resuspensji OSS podczas pomiaru w sezonie 2012 (średnia redukcja 64%) (Rycina 17) względem sezonu 2011 (średnia redukcja 11%) (Ryc. 24) w ostatnim fragmencie jasnym (7-8) OB.

Wyniki dotychczasowych badań potwierdzają, że podobne do testowanego w pracy OB ukształtowanie hydromorfologiczne przyczynia się do zdolności retencyjnych w korycie, poprzez intensyfikację interakcji pomiędzy związkami biogennymi niesionymi w słupie wody z reaktywnymi powierzchniami metabolicznymi biofilmu, a tym samym ułatwia wchłanianie składników odżywczych w strumieniu (Dodds i in. 2002, Craig i in. 2008, Baker i in. 2012).

Analiza zmian stężenia chl *a* oraz ogólnej liczby bakterii w biofilmie peryfitonowym oraz analiza tempa dekompozycji martwej materii organicznej w OB potwierdziły kluczową rolę plos w transporcie i sedymentacji OSS w procesie samooczyszczania wody. Wyniki

przeprowadzonego eksperymentu wykazały, że kluczowym siedliskiem determinującym obieg materii i przepływu energii były procesy około-osadowe zależne od temperatury, przepływu i związanej z nimi dostępności węgla organicznego. Dlatego dłuższe czasy retencji np. w strefach bentosu w sezonie wzrostowym promują procesy usuwania związków azotu, w szczególności denitryfikację i pobór przez rośliny (Hefting i in. 1995) oraz peryfiton (Withers i Jarvie 2008), skutecznie zwiększając retencję składników odżywczych (Howard-Williams, 1985). Badania w ekosystemach wód płynących sugerują, że zdolność pochłaniania składników odżywczych zwiększa się wraz ze spadkiem przepływu i wzrostem retencji. Cooper i Cooke (1984) opisali efektywność usuwania związków azotu w zależności od szybkości przepływu-retencja TN wynosiła 55% przy przepływie  $95,1 \text{ cm s}^{-1}$  w porównaniu do 90% przy  $35,1 \text{ cm s}^{-1}$ . W badanym OB tę funkcję pełnił peryfiton w plosach OB gdzie odnotowano jego najwyższy wzrost potwierdzony zawartością chl *a* i bakterii. Dlatego wielu badaczy podkreśla dominującą rolę biofilmów mikrobiologicznych w procesach biogeochemicznych w wielu środowiskach sedymentacyjnych, takich jak koryto rzeki, osady lub strefy hyporeiczne (Battin i in. 2008, Griebler i in. 2014).

Wśród najważniejszych czynników wpływających na rozwój glonów peryfitonu należy wymienić aktywność zdrapywaczy (Szabo i in. 2007, Komulaynen 2009, Biggs i in. 2014). Efekt aktywności bezkręgowców został również zaobserwowany w wyniku analizy porównawczej dynamiki dekompozycji w kolejnych sezonach badawczych 2011 i 2012, która wykazała wzrost dynamiki procesu dekompozycji substratu z łatwym dostępem dla bezkręgowców (Rycina 29). Mogło to świadczyć o zwiększonej aktywności bezkręgowców w sezonie 2012 w korycie OB i stanowić główną przyczynę różnic pomiędzy sezonami badawczymi. Na podstawie istotnej redukcji wybranych parametrów OSS, N-NO<sub>3</sub> i P-PO<sub>4</sub> określających jakość wody można stwierdzić, że efektywność procesu samooczyszczania była wyższa w sezonie badawczym 2012. Przeprowadzone eksperymenty uzupełniające stanowiły odzwierciedlenie reakcji naturalnego, czystego strumienia na pojedyncze incydenty związane z punktowym zrzutem zanieczyszczeń biogenych jako odniesienie do zaburzeń antropogenicznych. Na przykładzie badania stężeń N-NO<sub>3</sub> stwierdzono wyższą efektywność w redukcji tego związku podczas kontrolowanego zrzutu biogenów w OB (do 29 % w jasnym fragmencie 5-6 OB) (Tabela 19).

Jak już wspomniano w podrozdziale V.1.1 „Zróznicowanie hydromorfologiczne”, obserwowany wzrost efektywności procesu samooczyszczania w OB względem OK w sezonie 2012 był wynikiem postępującej sukcesji w OB. Według doniesień Hagedorn-Olsen i in. (1994), wzrost tempa usuwania związków azotu ze słupa wody obserwuje się często w strefach porośniętych roślinnością, w wyniku aktywności autotroficznej. Początkowo również w efekcie

kumulacji i sedymentacji materii organicznej, a w konsekwencji dotleniania osadów przez system korzeniowy roślin (wzrost potencjału redoks i kumulacji N-NO<sub>3</sub> na drodze nityfikacji) oraz przyspieszenia tempa procesu denitryfikacji. Każde zwiększenie o 10% powierzchni osadów organicznych powoduje dalszą redukcję ilości TN o 4,48 %, a redukcję nieorganicznych form azotu usuwanych w procesie denitryfikacji o 8,7 % (Pattison i in. 1998).

Wyższą efektywność w redukcji P-PO<sub>4</sub> stwierdzono również w podwyższonych stężeniach związków azotu, jak i związków fosforu podczas kontrolowanego zrzutu biogenów w OB. Redukcja P-PO<sub>4</sub> do 69% w jasnym fragmencie OB podczas zrzutu związków azotu potwierdziła limitującą rolę fosforu w systemie OB. Ponadto redukcja 46% w skali OB podczas zrzutu związków azotu i fosforu potwierdziła zdolność do redukcji fosforu w warunkach podwyższonych stężeń w słupie wody, szczególnie w jasnych fragmentach OB. Wraz z rosnącym stężeniem fosforu w wodach śródlądowych w odpowiedzi na zmianę użytkowania gruntów na obszarze zlewni, autotrofy związane z peryfitonem stają się dominującym elementem cyklu fosforu (Scott i in. 2008). W obszarach zacienionych dominują procesy abiotyczne, natomiast w jasnych fragmentach przy wysokich stężeniach biogenów dominuje asymilacja autotroficzna (Scott i in. 2008).

Wzajemne oddziaływanie pomiędzy elementami biotycznymi, a czynnikami hydrologicznymi ma wpływ na ogólną efektywność stosowanych biotechnologii ekosystemowych opartych na biologicznych procesach oczyszczania (Zalewski 2000, 2002). Uzyskane istotne zmiany parametrów fizykochemicznych wody wzdłuż OB, takie jak redukcja OSS o 64% (z 5,56 mg L<sup>-1</sup> do 1,98 mg L<sup>-1</sup>) w sezonie 2012, redukcja stężeń N-NO<sub>3</sub> w sezonie 2011 do 15% (Rycina 20) i 2012 do 9% (Rycina 21), wzrost odczynu pH podczas monitoringu cyklicznego (Rycina 11 i Rycina 12) w wodzie oraz wzrost chl *a* w słupie wody i w biofilmie peryfitonowym stanowiły potwierdzenie wysokiego tempa fotosyntezy i tym samym produkcji pierwotnej w OB w sezonie 2011. Zatem powyższe zmiany parametrów stanowią też potwierdzenie hipotezy 1: *„Sztuczny strumień w skali „mezo” jest skutecznym narzędziem badawczym do kwantyfikacji czynników abiotycznych i biotycznych w procesie samooczyszczania”*.

Dodatkowo, zróżnicowanie prędkości wody pomiędzy plosami i bystrzami od 5 cm s<sup>-1</sup> do 53,85 cm s<sup>-1</sup>, głębokość bystrz i plos od 7,20 cm do 10,07 cm oraz uzyskanie zróżnicowanych wyników podczas eksperymentu badania dynamiki procesu dekompozycji materii organicznej w OB pomiędzy częścią jasną (81,32% ubytku biomasy) i zacienioną (61,07% ubytku biomasy) w sezonie badawczym 2012, pozwoliły na przyjęcie hipotezy 2: *„Naturalna zmienności warunków środowiskowych oraz zróżnicowanie siedliskowe wpływa na zmianę hierarchii czynników wpływających na samooczyszczanie małych cieków w obszarach rolniczych”*.



Podsumowując, wytypowane kluczowe procesy transportu i sedymentacji w płosach ściśle powiązane z zachodzącymi procesami około-osadowymi produkcji i respiracji w biofilmie przyczyniły się do potwierdzenia obu powyższych hipotez, 1 i 2.

W wyniku precyzyjnej analizy przeprowadzonej w niniejszej pracy, w celu optymalizacji procesów samooczyszczania w konstruowanym lub rekultywowanym strumieniu/kanale o średnim natężeniu przepływu ( $Q$ ) zbliżonym do  $1,15 \text{ L s}^{-1}$  na terenach użytkowanych rolniczo, w pierwszej kolejności należy nadzorować parametry związane z charakterystyką hydromorfologiczną koryta cieku zapewniając:

stabilizację brzegów, umożliwiającą naturalną sukcesję w brzegowej strefie ekotonowej, regulację/utworzenie zróżnicowania głębokości siedlisk w formie sekwencji bystrz tworzących bystrotoki (o głębokości  $\leq 7 \text{ cm}$ ) i płos (o głębokości  $\geq 10 \text{ cm}$ );

regulację prędkości wody w obszarze bystrz uzyskując prędkość wody  $\geq 15 \text{ cm s}^{-1}$  i płos o prędkość wody  $\leq 5 \text{ cm s}^{-1}$ , w celu optymalizacji procesu transportu i sedymentacji OSS;

Ponadto, należy podkreślić, iż stworzone zróżnicowanie siedliskowe w OB przyczyniało się do optymalizacji naturalnych procesów samooczyszczania w skali 60 m odcinka Sz.S. umożliwiając:

redukcję OSS o 64 %;

redukcję  $\text{N-NO}_3$  o 39 %;

redukcję  $\text{P-PO}_4$  o 92%;

Na koniec, jako obszar kluczowy dla optymalizacji procesu produkcji i respiracji determinujący samooczyszczanie zostały wytypowane płosa.

## VI Wnioski

1. Naturalna sukcesja zwiększyła efektywność redukcji zawiesiny organicznej w zróżnicowanym hydromorfologicznie odcinku badawczym (OB) z 11% w sezonie 2011 (początek pracy Sz.S.) do 64% w 2012.
2. Najwyższą redukcję 39%  $\text{N-NO}_3$  w skali całego OB, uzyskano przy stężeniu wejściowym  $3,41 \text{ mg L}^{-1}$ ; z kolei najwyższą redukcję 92%  $\text{P-PO}_4$ , w skali całego OB, uzyskano przy stężeniu wejściowym  $0,036 \text{ mg L}^{-1}$ . Wskazuje to na wyższą efektywność procesu samooczyszczania dla azotu i fosforu w OB przy okresowo zwiększonych stężeniach wejściowych  $\text{N-NO}_3$  w porównaniu do stężeń tła monitoringu cyklicznego.

3. Dla procesu produkcji pierwotnej kluczowym obszarem były płosa w OB, gdzie zaobserwowano maksymalne stężenie dla chl *a* i liczebność bakterii, odpowiednio 7,76 mg m<sup>-2</sup> i 80 x 10<sup>6</sup> mL<sup>-1</sup>, na wertykalnych powierzchniach badawczych.
4. Dla dynamiki procesu dekompozycji materii organicznej wraz ze szczególnym udziałem makrobezkręgowców bentosowych kluczowym siedliskiem były płosa, gdzie w sezonie 2012 uzyskano 72,13 % ubytku biomasy substratu.
5. Kluczowym parametrem dla procesu samooczyszczania była temperatura wody oraz pH, wysoce skorelowane ze stężeniem chl *a* w wodzie, oraz stężeniem związków biogennych takich jak N-NO<sub>3</sub> i P-PO<sub>4</sub>.
6. Silne korelacje pomiędzy natężeniem przepływu oraz OSS, a związkami biogennymi w wodzie OB świadczą o kluczowej roli sedymentacji w plosach w procesie samooczyszczania wody.
7. Odmiennie wyniki efektywności redukcji N-NO<sub>3</sub> podczas monitoringu cyklicznego oraz monitoringu *on line* były związane z dobową zmiennością temperatury wody.

## VII Streszczenie

W świetle zmieniającego się podejścia do eksploatacji i zarządzania zasobami wód powierzchniowych, wzrasta zainteresowanie naturalnymi ewolucyjnie ukształtowanymi mechanizmami determinującymi procesy samooczyszczania wód płynących, co jest niezbędne dla prowadzenia efektywnej gospodarki opartej na harmonizacji negatywnych skutków antropopresji szczególnie w obszarze małych cieków i strumieni. W pierwszym etapie pracy został zbudowany modelowy sztuczny strumień (Sz.S.), odwzorowujący naturalny ekosystem rzeczny z uwzględnieniem zróżnicowania fragmentów jasnych i zacienionych oraz zróżnicowaniem siedliskowym w oparciu o sekwencję bystrzy i plos. Sz.S. zasilany był przez wody naturalnego strumienia. W celu potwierdzenia funkcjonalności Sz.S. w badaniach procesów samooczyszczania wody, dokonana została analiza ilościowa stężeń wzdłuż odcinka badawczego (OB) Sz.S., związków biogenych (TN, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>, N-NH<sub>4</sub> oraz TP i P-PO<sub>4</sub>) i parametru biotycznego (chl *a*) zmierzona podczas monitoringu cyklicznego (sezon letni 2011 i 2012). Jednakże, najwyższą redukcję w OB zaobserwowano dla N-NO<sub>3</sub> 39% (od 3,40 mg L<sup>-1</sup> do 2,09 mg L<sup>-1</sup>) i dla P-PO<sub>4</sub> o 92% (od 0,036 mg L<sup>-1</sup> do 0,003 mg L<sup>-1</sup>) podczas krótkoterminowego zrzutu dodatkowego ładunku biogenów wzdłuż 60 m OB. Ponadto, w sezonie 2011 i 2012 w OB odnotowano proces produkcji pierwotnej mierzony przez wzrost stężenia chl *a* w słupie wody (od 2,00 µg L<sup>-1</sup> do 3,06 µg L<sup>-1</sup>) i odpowiednio (od 2,28 µg L<sup>-1</sup> do 2,32 µg L<sup>-1</sup>) oraz na eksperymentalnych powierzchniach biofilmu w sezonie 2012 (do 7,76 mg m<sup>-2</sup>) w plosach. Analiza korelacji i zależności typu przyczyna-skutek przy użyciu metody k-NN pomiędzy czynnikami abiotycznymi (temperatura, pH, stężenie zawiesiny organicznej i stężenie tlenu rozpuszczonego) i biotycznymi (stężenie chl *a*) jako kluczowy, wskazała proces transportu i sedymentacji zawiesiny organicznej w plosach 64% (od 5,56 mg L<sup>-1</sup> do 1,98 mg L<sup>-1</sup>), ściśle powiązany z zachodzącymi procesami około-osadowymi w biofilmie w obszarze bentosu. Plosa zostały wskazane również jako kluczowe obszary procesu respiracji na podstawie obserwacji wzrostu tempa dekompozycji materii organicznej (72%) oraz liczebności bakterii w biofilmie (do 81 x 10<sup>6</sup> mL<sup>-6</sup>) wraz z odnotowanym spadkiem stężenia DO w wodzie wzdłuż OB. W drugim sezonie funkcjonowania Sz.S. naturalna sukcesja w ukształtowanym hydromorfologicznie OB zwiększyła efektywność redukcji zawiesiny organicznej. Pokazuje to (biorąc pod uwagę również wcześniej opisane zależności) jak ważna jest prawidłowo zaprojektowana struktura koryta w utrzymaniu już istniejących strumieni i w szerszym aspekcie przyszłego zarządzania obszarami wód płynących z uwzględnieniem konstrukcji nowych małych cieków np. śródpolnych.

In the times of the changing approach for the surface water resources exploitation and management, interest in natural evolutionary mechanisms determining self-purification process of running/lotic waters is growing which is necessary for conducting an effective economy based on the harmonization of the negative effects of anthropopressure, especially in the area of small watercourses and first-order streams. In the first stage of the work, an artificial stream was constructed. Following the natural river ecosystems, the artificial stream (Sz.S.) included the sections of bright and shaded habitats additionally diversified of the riffle and pool sequence. Sz.S. was supplied by the water from natural stream. The quantitative assessment of reduction along research section (OB), incoming charge of biogenic compounds (TN, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>, N-NH<sub>4</sub>, TP and P-PO<sub>4</sub>) and the biotic parameter (chl *a*), measured during cyclic monitoring (summer season 2011 and 2012) confirmed the functionality of the artificial stream in studies of water self-purification processes. However, the highest reduction of nutrients in OB 39% N-NO<sub>3</sub> from 3,40 mg L<sup>-1</sup> to 2,09 mg L<sup>-1</sup> and 92% P-PO<sub>4</sub> from 0,036 mg L<sup>-1</sup> to 0,003 mg L<sup>-1</sup> was observed along the 60 m OB, during the discharge of additional nitrogen and phosphorus spills. The primary production process was confirmed by the abovementioned reduction in the concentration of nitrogen and phosphorus compounds, increase in the concentration of chl *a* in the water column in season 2011 from 2,00 µg L<sup>-1</sup> to 3,06 µg L<sup>-1</sup>, 2,28 µg L<sup>-1</sup> to 2,32 µg L<sup>-1</sup> in season 2012 and on the surface of the biofilm (up to 7,76 mg m<sup>-2</sup>) in pools. Analysis of the mutual relations between abiotic factors (temperature, pH, organic suspension concentration, dissolved oxygen concentration) and biotic (concentration of chl *a*) as a key, indicated the process of transport and sedimentation of the organic suspended solids in pools up to 64% (from 5,56 mg L<sup>-1</sup> to 1,98 mg L<sup>-1</sup> d.m.), closely related to the surrounding sedimentary processes in the biofilm in benthic area. In addition, pools was indicated as the key areas of the respiration process based on the observation of an increase in the rate of organic matter decomposition (up to 72%) and the number of bacteria in the biofilm (up to 81 x 10<sup>6</sup> mL<sup>-1</sup>) with a decrease in the concentration of DO in water. In the second season of operation, natural succession in the hydromorphologically shaped OB increased the efficiency of organic suspended matter reduction, it shows (due to the previously described dependencies) the importance of the properly designed and shaped channel structure along the maintenance of already existing streams and in a wider approach of running/lotic water areas management.

## VIII Literatura

1. Abelho, M., 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *Sci. World.* 1, 656–680.
2. Allan, J.D., Erickson, D.L., Fay, J., 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biol.* 37, 149–161.
3. Allan, J.D., Johnson, L.B., 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biol.* 37, 107–111.
4. Allan, J.D., 2004. Influence of land use and landscape setting on the ecological status of rivers. *Limnetica* 23, 187–196.
5. Almroth, E. Skogen, M.D., 2010. A North Sea and Baltic Sea model ensemble eutrophication assessment. *Ambio* 39, 59–9.
6. Anbumozhi, V. Radhakrishnan, J., Yamaji, E., 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecol. Eng.* 24, 517–523.
7. Ancion, P.Y., Lear, G., Neale, M., Roberts, K., Lewis, G.D., 2014. Using biofilm as a novel approach to assess stormwater treatment efficacy. *Water Resour.* 49, 406–415.
8. Anderson-Glenna, M.J., Bakkestuen, V., Clipson, N.J.W., 2008. Spatial and temporal variability in epilithic biofilm bacterial communities along an upland river gradient. *FEMS Microbiol. Ecol.* 64, 407-18.
9. Andersson, J.L., Bastviken, S. K., Tonderski, K. S., 2005. Free water surface wetlands for wastewater treatment in Sweden – nitrogen and phosphorus removal. *Water Sci. Technol.* 51, 39-46.
10. Aristi, I., Schiller, D., Arroita, M., Barcelo, D., Ponsatí, L., García-Galan, M.J., Sabater, S., Elozegi, A., Acuna, V., 2015. Mixed effects of effluents from a wastewater treatment plant on river ecosystem metabolism: subsidy or stress? *Freshwater Biol.* 60, 1398-1410.
11. Baker, D.W., Bledsoe, B.P., Mueller P.J., 2012. Stream nitrate uptake and transient storage over a gradient of geomorphic complexity, north-central Colorado, USA. *Hydrol. Process.* 26, 3241–3252.
12. Ballantine, D., Walling, D.E., Leeks, G.J., 2009. Mobilisation and transport of sediment-associated phosphorus by surface runoff. *Water Air Soil Pollut.* 196, 311–320.
13. Ballester, M.V., Victoria, D.D., Krusche, A.V., Coburn, R., Victoria, R.L., Richey, J.E., Logsdon, M.G., Mayorga, E., Matricardi, E., 2003. A remote sensing/GIS-based

- physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Paraná river basin (Western Amazonia). *Rem. Sens. Environ.* 87, 429–445.
14. Barrett, K., Helms, B.S., Guyer, C., Schoonover, J.E., 2010. Linking process to pattern: Causes of stream-breeding amphibian decline in urbanized watersheds. *Biol. Conserv.* 143, 1998-2005.
  15. Battin, T.J., Kaplan, L.A., Denis Newbold, J., Hansen, C.M.E., 2003. Contributions of microbial biofilms to ecosystem processes in stream mesocosms. *Nature* 426, 439–442.
  16. Battin, T.J., Kaplan, L.A., Findlay, S., Hopkinson, C.S., Marti E., Packman, A.I., 2008. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nat. Geosci.* 1, 95-100.
  17. Bednarek, A., Zalewski, M., Błaszczuk, M., Dąbrowska, E., Czerwieniec, E., Tomaszek, J., 2001. Przebieg procesu denitryfikacji w osadach dennych Sulejowskiego Zbiornika Zaporowego – porównanie dwóch metod, *Postęp w Inżynierii Środowiska, II Ogólnopolska Konf. Nauk.-Tech., Rzeszów-Polańczyk*, 203–211.
  18. Bednarek, A., Zalewski, M., 2007. Potential effects of enhancing denitrification rates in sediments of the Sulejów reservoir. *Environ. Prot. Eng.* 33, 35–43.
  19. Bednarek, A., Stolarska, M., Ubraniak, M., Zalewski, M., 2010. Ecohydrology for water ecosystems and society in Ethiopia—Application of permeable reactive barrier for reduction of nitrogen load in the agricultural areas—Preliminary results. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 10, 355–361.
  20. Belanger, S.E., Davidson, D.H., Farris, J.L., Reed, D., Cherry, D.S. 1993. Effects of cationic surfactant exposure to a bivalve mollusc in stream mesocosms. *Environ. Toxicol. Chem.* 12, 1789–1802.
  21. Belanger, S.E., 1996. Literature Review and Analysis of Biological Complexity in Model Stream Ecosystems: Influence of Size and Experimental Design. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 36, 1-16.
  22. Benoit, R.J., 1971. Self-purification in natural waters. W: (Ciaccio, L.L. red.), *Water and Water Pollution Handbook*, 1.
  23. Bernhard, A., 2010. The Nitrogen Cycle: Processes, Players, and Human Impact. *Nature Education Knowledge* 3, 25.
  24. Besemer, K., 2015. Biodiversity, community structure and function of biofilms in stream ecosystems. *Research in Microbiol.* 166, 774-781.

25. Biggs, J., Nicolet, P., Mlinaric, M.; Lalanne, T., 2014. Report of the Workshop on the Protection and Management of Small Water Bodies; The European Environmental Bureau (EEB) and the Freshwater Habitats Trust: Brussels.
26. Birgand, F., Skaggs, R.W., Chescheir, G.M., Gilliam, J.W., 2007. Nitrogen removal in streams of agricultural catchments – a literature review. *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.* 37, 381–487.
27. Booth, D.B., 1991. Urbanization and the natural drainage system – impacts, solutions and prognoses. *Northwest Environ. J.* 7, 93–118.
28. Borchardt, D., Richter, S., 2003. Identification of significant pressures and impacts upon receiving waters. *Water Sci. Technol.* 48, 33–38.
29. Borin, M., E. Bigon., 2002. Abatement of NO<sub>3</sub>-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. *Environ. Pollut.* 117, 165–168.
30. Bowes, M.J., House, W.A., Hodgekinson, R.A., 2003. Phosphorus dynamics along a river continuum. *Sci. Total Environ.* 313, 199-212.
31. Brookes, A., 1988. *Channelized Rivers: Perspectives for Environmental Management.* Wiley: Chichester, England, 326 str.
32. Brzywczyk, B., Famielec, S., Malinowski, M., Salamon, J., 2015. Zastosowanie klinoptylolitu w procesie samooczyszczania wód małych zbiorników wodnych. *Problemy Inżynierii Rolniczej* 3, 71–82.
33. BSAP, 2007. Plan działania HELCOM dla Morza Bałtyckiego przyjęty przez Polskę i inne państwa bałtyckie podczas Konferencji Ministerialnej w Krakowie w dniu 15.11.2007 r.
34. Butcher, R.W., 1947. Studies in the ecology of rivers: VII. The algae of organically enriched waters. *J. Ecol.* 35, 186-191.
35. Cairns, J.Jr, McCormick, P.V., Niederlehner, B.R., 1992. Estimating ecotoxicological risk and impact using Indigenous aquatic microbial communities. *Hydrobiologia* 237, 131-145.
36. Camargo, J.A., Alonso, A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environ. Int.* 32, 831-849.
37. Carpenter, S.R., 1996. Microcosm experiments have limited relevance for community and ecosystem ecology. *Ecology* 77, 677–680.

38. Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Smith, A.N., Sharpley, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8, 559–568.
39. Ceola, S., Hödl, I., Adlboller, M., Singer, G., Bertuzzo, E., i in. 2013. Hydrologic variability affects invertebrate grazing on phototrophic biofilms in stream microcosms. *PloS One* 8, 60629.
40. Chadwick, M., Feminella, W., 2001. Influence of Salinity and Temperature on the Growth and Production of a Freshwater Mayfly in the Lower Mobile River, Alabama. *Limnol. Oceanogr.* 46, 532-542.
41. Chełmicki W., 2001, Woda - zasoby, degradacja, ochrona, PWN Warszawa.
42. Chorus, I., (red). 2012. Current Approaches to Cyanotoxin Risk Assessment, Risk Management and Regulations in Different Countries. Umweltbundesamt.
43. Cooper A.E., Cooper E.A., Heward J.A., 1919. On the self-purification of rivers and streams. *Biochem. J.* 13, 345-367.
44. Cooper, A., Cooke, J.G., 1984. Nitrate loss and transformation in 2 vegetated headwater streams. *New Zeal. J. Mar. Fresh.* 18, 441-450.
45. Corcoll, N., Casellas, M., Huerta, B., Guasch, H., Acuna, V., Rodríguez-Mozaz, S., Serra-Compte, A., Barcelo, D., Sabater, S., 2015. Effects of flow intermittency and pharmaceutical exposure on the structure and metabolism of stream biofilms. *Sci. Total Environ.* 503-504, 159-170.
46. Corder, G.W., Foreman, D.I., 2009. *Nonparametric Statistics for Non-Statisticians.* Hoboken: John Wiley & Sons, 99–105.
47. Correll, D.L., 1997. Buffer zones and water quality protection: general principles. W: (Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K., Pinay G., red.) *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection.* Harpenden: Quest Environmental 7, 20.
48. Craig, L.S., Palmer, M.A., Richardson, D.C., Filoso, S., Bernhardt, E. S., Bledsoe, B. P., Doyle, M.W., Groffman, P.M., Hassett, B.A., Kaushal, S.S., Mayer, P.M., Smith, S.M., Wilcock, P.R., 2008. Stream restoration strategies for reducing river nitrogen loads. *Front. Ecol. Environ.* 6, 529-538.
49. Crutzen, P.J., 2002. Geology of mankind. *Nature* 415, 23.
50. Cuffney, T. F., Hart, D. D., Wolbach, K. C., Wallace, J. B., Lugthart, G. J., and Smith-Cuffney, F. L. 1990. Assessment of community and ecosystem level effects in lotic environments: The role of mesocosm and field studies, in *North American*



- Benthological Society Tech. Info. Workshop, Exp. Ecosystems: Applications to Ecotoxicology, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA, 40.
51. Culp, J.M., Podemski, C.L., Cash, K.J., 2000. Interactive effects of nutrients and pollutants from pulp mill effluents on riverine benthos. *J. Aquat. Ecosyst. Stress. Recovery* 8, 67-75.
  52. Dahl, J., Johnson, R., Sandin, L., 2004. Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516, 161–172.
  53. Dahm, V., Hering, D., Nemitz, D., Graf, W., Schmidt-Kloiber, A., Leitner, P., Melcher, A., Feld, C.K., 2013. Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. *Hydrobiologia* 704, 389–415.
  54. Davies, B.R., Biggs, J., Williams, P.J., Lee, J.T., Thompson, S.A., 2008. Comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. *Hydrobiologia* 597, 7-17.
  55. Dawson, F.H., Kern-Hansen, U., 1979. The effect of natural and artificial shade on the macrophytes of lowland streams and the use of shade as management technique. *Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr.* 64, 437–455.
  56. Dehedin, A., Maazouzi, C., Puijalon, S., Marmonier, P., Piscart, C., 2013. The combined effects of water level reduction and an increase in ammonia concentration on organic matter processing by key freshwater shredders in alluvial wetlands. *Global Change Biol.* 19, 763-774.
  57. Dekun Hou, Fujin Zhang, Jiang He, Changwei Lü, Khureldavaa Otgonbayar Ying Sun, 2013. Effects of Environmental Factors on Nutrients Release at Sediment-Water Interface and Assessment of Trophic Status for a Typical Shallow Lake, Northwest China. *Sci. World J.* 2013, 16 str.
  58. Demars, B.O., 2008. Whole-stream phosphorus cycling: testing methods to assess the effect of saturation of sorption capacity on nutrient uptake length measurements. *Water Res.* 42, 2507-2516.
  59. Devercelli, M., Peruchet, E., 2008. Trends in chlorophyll-a concentration in urban water bodies within different man-used basins *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 44, 75-84.
  60. Devijver P.A., Kittler J., 1982. *Pattern Recognition: A Statistical Approach*, Prentice Hall International, London.

61. Dillaha, T.A., Sherrard, J.H., Lee, D., Mostaghimi, S., Shanholtz, V.O., 1988. Evolution of vegetative filters strips as a best management practice for feed lots. *J. Water Pollut. Control Fed.* 60, 1231–1238.
62. Dodds, W.K., Lopez, A.J., Bowden, W.B., Gregory, S., Grimm, N.B., Hamilton, S.K., Hershey, A.E., Marti, E., McDowell, W.H., Meyer, J.L., Morall, D., Mulholland, P.J., Peterson, B.J., Tank, J.L., Valett, H.M., Webster, J.R., Wollheim, W., 2002. N uptake as a function of concentration in streams. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 21, 206–220.
63. Dodds, W.K., Marti, E., Tank, J.L., Pontius, J., Hamilton, S.K., Grimm, N.B., Bowden, W.B., McDowell, W.H., Peterson, B.J., Valett, H.M., Webster, J.R., Gregory, S., 2004. Carbon and nitrogen stoichiometry and nitrogen cycling rates in streams. *Oecologia* 140, 458–467.
64. Dojlido, J.R., 1995. *Chemia wód powierzchniowych*. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok, 348 str.
65. Doody, D.G., Archbold, M., Foy, R.H., Flynn, R., 2012. Approaches to the implementation of the Water Framework Directive: targeting mitigation measures at critical source areas of diffuse phosphorus in Irish catchments. *J. Environ. Manage.* 93, 225–234.
66. Dorn, P.B., Rodgers, J.H., Dubey, S.T., Gillespie, W.B., Figueroa, A.R., 1996. Assessing the effects of a C-14–15 linear alcohol ethoxylate surfactant in stream mesocosms. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 34, 196–204.
67. Doskkey, M., Vidon, P., Gurwick, N.P., Allan, C.J., Duval, T.P., Lowrance, R., 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 46, 261–277.
68. Dowigiałło J., Kleczkowski S., Macioszczyk T., Rózkowski T. (red.), 2002. *Słownik hydrogeologiczny*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
69. Drinan, T.J., Graham, C.T., O'Halloran, J., Harrison, S.S.C., 2013. The impact of catchment conifer plantation forestry on the hydrochemistry of peatland lakes. *Sci. Total Environ.* 443, 608–620.
70. Droppo, I.G., 2001. Rethinking what constitutes suspended sediment. *Hydrol. Processes* 15, 1551–1564.
71. Duda, R.O., Hart, P.E., Stork, D.G., 2001. *Pattern Classification*, John Wiley & Sons, New York. 688 str.

72. Dunn, A.M., Julien, G., Ernst, W.R., Cook, A., Doe, K.G., Jackman, P.M. 2011. Evaluation of buffer zone effectiveness in mitigating the risks associated with agricultural runoff in Prince Edward Island. *Sci. Total Environ.* 409, 868–882.
73. Edwards, M., 2004. Controlling corrosion in drinking water distribution systems: A grand challenge for the 21st century. *Water Sci. Technol.* 49, 1–8.
74. Elser, J.J., Bracken, M.E., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Ngai, J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B., Smith, J.E., 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.* 10, 1135-1142.
75. Ensign, S.H., and Doyle, M.W., 2006. Nutrient spiraling in streams and river networks, *J. Geophys. Res.*, 111, G04009.
76. Europejska Agencja Ochrony Środowiska 2005. European Environmental Agency. Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment. W: EEA Report No.7. 48 str.
77. Evans, R., 2002. Rural land use in England and Wales and the delivery to the adjacent seas of nitrogen, phosphorus and atrazine. *Soil Use Manage.* 18, 346–352.
78. Evans, R., 2012. Reconnaissance surveys to assess sources of diffuse pollution in rural catchments in East Anglia, eastern England – implications for policy. *Water Environ. J.* 26, 200–211.
79. Fairchild, G.W., Lowe, R.L., Richardson, W.B., 1985. Algal periphyton growth on nutrient-diffusing substrates: an in situ bioassay. *Ecology* 66, 465–472.
80. Fazi S., Bandla, A., Pizzetti, I., Swarup S., 2016. Microbial biofilms as one of the key elements in modulating ecohydrological processes in both natural and urban water corridors. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 16, 33-38.
81. Fernandez-Alaez, M., Fernandez-Alaez, C., Becares, E., Valentin, M., Goma J., Castrillo, P., 2004. A 2-year experimental study on nutrient and predator influences on food web constituents in a shallow lake of north-west Spain. *Freshwater Biol.* 49, 1574–1592.
82. Ferreira, F., Gulis, V., Graca, M.A.S., 2006. Wholestream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates. *Oecologia* 149, 718-729.
83. Ferreira, V., Canhoto, C., 2013. Effect of experimental and seasonal warming on litter decomposition in a temperate stream. *Aquat Sci* 76, 155-163.

84. Fierer, N, Morse J.L., Berthrong, S.T., Bernhardt, E.S., Jackson, R.B., 2007. Environmental controls on the landscape-scale biogeography of stream bacterial communities. *Ecology* 88, 2162-2173.
85. Findlay, S., Sobczak, W.V., 2000. Microbial communities in hyporheic sediments. W: (Jones J.B., Mulholland P. red.) *Streams and Ground Waters*,. Academic Press: San Diego, 287–306.
86. Fischer, H., Pusch, M., 2001. Comparison of bacterial production in sediments, epiphyton, and the pelagic zone of a lowland river. *Freshwater Biol.* 46, 1335–1348.
87. Fleituch, T. 2003. Structure and Functional Organization of Benthic Invertebrates in a Regulated Stream. *Int. Rev. Hydrobiol.* 88, 332-344.
88. Fleituch, T., 2010. Dekompozycja gruboziarnistej materii organicznej a funkcjonowanie ekosystemów małych rzek w warunkach antropopresji. Instytut Ochrony Przyrody PAN. *Studia Naturae.* 57, 131-152.
89. Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E., Hurley, M.D., 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environ Manage* 10, 199–214.
90. Frutiger, G., 1985. The Production Quotient PQ: a new approach for quality determination of slightly to moderately polluted running waters. *Arch. Hydrobiol.* 104, 513–526.
91. Fu, Guangtao, Butler, D., 2012. Frequency analysis of river water quality using integrated urban wastewater models. *Water Sci. Technol.* 65, 2112-7.
92. Furtado, A., Kasper P., 2000. Different methods for extracting bacteria from freshwater sediment and a simple method to measure bacterial production in sediment samples. *J Microbiol. Methods* 41, 249-257.
93. Gągała, I., Izydorczyk, K., Jurczak, T. i in. 2014. Role of environmental factors and toxic genotypes in the regulation of microcystins-producing cyanobacterial blooms. *Microb. Ecol.* 67, 465.
94. Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., Cosby, B.J., 2003. The nitrogen cascade. *BioScience* 53, 341-356.
95. Galvis, A., 2014. Dynamic Condition Approach To Study The Self Purification Capacity Of Colombian Water Bodies Case: Cauca River And Salvajina Dam. CUNY Academic Works. 11 th International Conference on Hydroinformatics HIC 2014, New York City, USA.

96. Garcia-Ruiz, R., Pattinson, S.N., Whitton, B.A., 1998. Hyporheic sediments nitrate reduction 399 Denitrification in river sediments: Relationship between process rate and properties of water and sediment. *Freshwater Biol.* 39, 467–476.
97. Genter, R.B., Cherry, D.S., Smith, E.P., Cairns, J., Jr. 1987. Algal–periphyton population and community changes from zinc stress in stream mesocosms. *Hydrobiologia* 153, 261–275.
98. Gessner, M. O., Chauvet, E., 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol. Appl.* 12, 498–510.
99. Glass, G.V., Peckham, P.D., Sanders J.R. 1972. Consequences of failure to meet assumptions underlying fixed effects analyses of variance and covariance. *Rev. Educ. Res.* 42, 237-288.
100. Golterman, H.L., 2004. *The Chemistry of Phosphate and Nitrogen Compounds in Sediments.* 277 str.
101. Gordon, N.D., MacMahon, T.A., Finlayson, B.L., 1992. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists.* John Wiley & Sons: New York. 448 str.
102. Gore, J.A., Layzer, J.B., Mead, J. 2001. Macroinvertebrate flow studies after 20 years: a role in stream management and restoration. *Regul. Rivers: Res. Manage.* 17, 527–542.
103. Greene, S., Taylor, D., McElarney, Y.R., Foy, R.H., Jordan, P., 2011. An evaluation of catchment-scale phosphorus mitigation using load apportionment modelling. *Sci. Total Environ.* 409, 2211–2221.
104. Griebler, C., Malard, F., Lefebure, T., 2014. Current developments in groundwater ecology e from biodiversity to ecosystem function and services. *Curr Opin Biotechnol.* 27,159-67.
105. Guasch, H., Admiraal, W., Sabater, S., 2003. Contrasting effects of organic and inorganic toxicants on fresh water periphyton. *Aquat. Toxicol.* 64, 165–175.
106. Gulis, V., Suberkropp, K., 2002. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream *Freshwater Biol.* 48, 123-134
107. Hagedorn-Olsen, C., Moller, I.H., Tottrup, H., Harremoes P., 1994. Oxygen reduces denitrification in biofilm reactors. *Water Sci. Technol.* 29, 83-91.
108. Hahn, C., Prasuhn, V., Stamm, C., Schulin, R., 2012. Phosphorus losses in runoff from manured grassland of different soil P status at two rainfall intensities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 153, 65–74.

109. Hall, R.O.J., Tank, J.L., 2003. Ecosystem metabolism controls nitrogen uptake in streams in Grand Teton National Park, Wyoming. *Limnol. Oceanogr.* 48, 1120–1128.
110. Haraguchi, A., 2012. Phosphorus Release from Sediments in a Riparian *Phragmites australis* Community at the Estuary of the Chikugogawa River. Western Japan. *A.J.P.S.* 3, 962-970.
111. Harper, D., 1992. *Eutrophication of Freshwaters: Principles, Problems and Restoration.* Chapman and Hall, London.
112. Hasler, A.D., 1947. Eutrophication of Lakes by Domestic Drainage. *Ecology* 28, 383-395.
113. Haygarth, P.M., Jarvis S.C., Chapman, P., Smith, R.V., 1998. Phosphorus budgets for two contrasting grassland farming systems in the UK. *Soil Use Manage.* 14, 160–7.
114. Hefting, M.M., Clement, J.C., Bienkowski, P., Dowrick, D., Guenat, C., Butturini, A., Topa, S., Pinay, G., Verhoeven, J.T.A., 2005. The role of vegetation and litter in the nitrogen dynamics of riparian buffer zones in Europe. *Ecol. Eng.* 24, 465–482.
115. Heidenwag, I., Langheinrich, U., Lüderitz, V., 2001. Self-purification in Upland and Lowland Streams. *Acta Hydroch. Hydrob.* 29, 22-33.
116. Heisler, J., Glibert, P., Burkholder, J., Anderson, D., Cochlan, W., Dennison, W., Dortch, Q., Gobler, C., Heil, C., Humphries, E., 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae* 8, 3-13.
117. Herrmann, I., Nordqvist, K., Hedström, A., Viklander, M. 2014. Effect of temperature on the performance of laboratory-scale phosphorus-removing filter beds in on-site wastewater treatment. *Chemosphere* 117, 360-366.
118. Hill, I.R., Heimbach, F., Leeuwangh, P., Matthiessen, P., (red.) 1994. *Freshwater Field Tests for Hazard Assessment of Chemicals.* CRC Press, Boca Raton, FL. 608 str.
119. Hillbricht-Ilkowska, A., Węgleńska T., 1995. System rzeczno-jeziorny jako układ płatów krajobrazowych i ich stref granicznych. *Zesz. nauk Kom. Nauk PAN 'Człowiek i Środowisko'* 12, 185-204.
120. Hillbricht-Ilkowska, A., Rybak, J., Rzepecki, M., 2000. Ecohydrological research of lake–watershed relations in diversified landscape (Masurian Lakeland Poland). *Ecol Eng.* 16, 91–98.
121. Hilton, J., O'Hare, M., Bowes M.J., Jones, I.J., 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Sci. Total Environ.* 365, 66–83.
122. Hobbs R.J., Norton, D.A., 1996. Towards a Conceptual Framework for Restoration. *Ecology* 4, 93-110.

123. Hoffmann, C.C., Kjaegaard, C.K., Uusi-Kamppa, J., Hansen, H., Kronovang, Ch.B.B., 2009. Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *J. Environ. Qual.* 38, 1942–1955.
124. Hong, B., Swaney, D.P., Morth, C.-M., Smedberg, E., Hägg, H.E., Humborg, C., Howarth, R.W., Bouraouic, F., 2012. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin. *Ecol. Model.* 227, 117–135.
125. Hopkinson, C. S. Jr., Fallon, R. D., Jansson, B.-O., Schubauer, J. P., 1991. Community metabolism and nutrient cycling at Gray's Reef, a hard bottom habitat in the Georgia Bight. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 73, 105–120.
126. Hough, R.A., Thompson, R.L., 1996. The influence of a dissolved inorganic nitrogen gradient on phytoplankton community dynamics in a chain of lakes. *Hydrobiologia* 319, 225–235.
127. House, W.A., Denison, F.H., 2000. Factors influencing the measurement of equilibrium phosphate concentrations in river sediments. *Water Res.* 34, 1187-1200.
128. House, W.A., 2003. Geochemical cycling of phosphorus in rivers. *Appl. Geochem.* 18, 739–748.
129. Howard, W.C., 1985. Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective. *Freshwater Biol.* 15, 391-431.
130. Howell, J.A., 2010. The distribution of phosphorus in sediment and water downstream from a sewage treatment works. *Biosci. Horiz.* 3, 113–123.
131. Hupfer, A., Dollan, M., 2003. Immobilisation of phosphorus by iron-coated roots of submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 506–509, 635–640.
132. Izydorczyk, K., Skowron, A., Wojtal, A., Jurczak, T., 2008. The stream inlet to a shallow bay of a drinking water reservoir a 'Hot-Spot' for *Microcystis* Blooms Initiation. *Int. Rev. Hydrobiol.* 93, 257-268.
133. Izydorczyk, K., Michalska-Hejduk, D., Frątczak, W., Bednarek, A., Łapińska, M., Jarosiewicz, P., Kosińska, A., Zalewski, M. 2015. Strefy buforowe i biotechnologie ekohydrologiczne w ograniczaniu zanieczyszczeń obszarowych. *ERCE PAN.* 287 str.
134. Jackson, M.C., Loewen, C.J.G., Vinebrooke, R.D., Chimimba, C.T., 2016. Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: a meta-analysis. *Global Change Biol.* 22, 180-189.

135. Jakubinsky, J., 2014. The human impact on the current hydromorfological states of small watercourses in the Czech Republic. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 14, 313-322.
136. Janauer, G.A., 2000. Ecohydrology: fusing concepts and scales. *Ecol. Eng.* 16, 9–16.
137. Janke, B.D., Finlay, J.C., Hobbie, S.E., Baker, L.A., Sterner, R.W, Nidzgorski, D., Wilson, B.N., 2014. Contrasting influences of stormflow and baseflow pathways on nitrogen and phosphorus export from an urban watershed. *Biogeochemistry* 121, 209-228.
138. Jarvie, H.P., Jurgens, M.D., Williams, R.J., 2005. Role of river bed sediments as sources and sinks of phosphorus across two major eutrophic UK river basins: the Hampshire Avon and Herefordshire Wye. *J. Hydrol.* 304, 51–74.
139. Jarvie, H.P., Haygarth, P.M., Neal, C., Butler, P., Smith, B., Naden, P.S., Joynes, A., Neal, M., Wickham, H., Armstrong, L., Harman, S., Palmer-Felgate, E.J., 2008. Stream water chemistry and quality along an upland–lowland rural land-use continuum, south west England. *J. Hydrol.* 350, 215–231.
140. Johannesson, K., Andersson, J., Sundblad-Tonderski, K. 2011. Efficiency of a constructed wetland for retention of sediment associated phosphorus. *Hydrobiologia*, 674, 179-190.
141. Jordan, P., Arnscheidt, A., McGrogan, H., McCormick, S., 2007. Characterising phosphorus transfers in rural catchments using a continuous bank-side analyser. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11, 372–381.
142. Junk, W., Bayley, P., Sparks, R., 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. *Can. J. Fish. Aquat.Sci.* 106.
143. Kadlec, R.H., Pries, J., Lee, K. 2012. The Brighton treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 47, 56-70.
144. Kajak, Z., 1991. Wody otwarte. Ekologiczne podstawy gospodarowania środowiskiem przyrodniczym. *Wizje – problemy- trudności* 77. SGGW w Warszawie CPBP 04–10, 1991, 66–83.
145. Karr, J.R., 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biol.* 41, 221–234.
146. Kaushal, R., Verma, K.S., 2012. Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in four multipurpose tree species. *Range Manag. Agrofor.* 33, 20-27.
147. Keller, E.A., 1971. Areal sorting of bed-load material: the hypothesis of velocity reversal. *Geol. Soc. Am. Bull.* 82, 753–756.



148. Kerr, J.G., Burford, M., Olley, J., Udy, J., 2011. Phosphorus sorption in soils and sediments: implications for phosphate supply to a subtropical river in southeast Queensland, Australia. *Biogeochemistry* 102, 73–85.
149. Kiedrzyńska, E., Jóźwik, A., Kiedrzyński, M., Zalewski, M., 2014a. Hierarchy of factors exerting an impact on nutrient load of the Baltic Sea and sustainable management of its drainage basin. *Mar. Pollut. Bull.* 88, 162-173.
150. Kiedrzyńska, E., Kiedrzyński, M., Urbaniak, M., Magnuszewski, A., Skłodowski, M., Wyrwicka, A., Zalewski, M., 2014b. Point sources of nutrient pollution in the lowland river catchment in the context of the Baltic Sea eutrophication. *Ecol. Eng.* 70, 337–348.
151. Kim, L.-H., Choi, E., Stenstrom, M.K., 2003. Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments. *Chemosphere* 50, 53–61.
152. Komulainen, S., 2009. Diatoms of periphyton assemblages in small rivers in Northwestern Russia. *Studia Trent. Sci. Nat.* 84, 153-160.
153. Królikowska, J., 1996. Macrophytes of river-lake and lake-river transition zones of the River Krutynia system (Mazurian Lakeland), W: (Hillbricht-Ilkowska, A., Wiśniewski R., red.), *The functioning of river-lake system in a lakeland landscape: River Krutynia (Mazurian Lakeland, Poland)*. *Zeszyty Naukowe Komitetu „Człowiek i Środowisko”* 13, 245-261.
154. Kruskal, W.H., Wallis, W.A., 1952. "Use of ranks in one-criterion variance analysis". *J. Am. Stat. Assoc.* 47, 583–621.
155. Kufel, L., 1999. Dimictic versus polymictic masurian lakes: similarities and differences in chlorophyll-nutrients–SD relationships. *Hydrobiologia* 408/409, 389– 394.
156. Kukuła, K., Bylak, A. 2011. Wpływ czynników antropogenicznych na faunę karpackich dopływów Wisły. *Rocz. Bieszcz.* 19, 207-222.
157. Kurowski J.K., 1995. *Sulejowski Park Krajobrazowy : informator przyrodniczo-krajoznawczy. - Piotrków Trybunalski : Zarząd Parków Krajobrazowych, Sygnatura: 99166.*
158. Lampert W., Sommer U., 1998. *Ekologia wód śródlądowych*. PWN Warszawa.
159. Łapińska M., 1996. *Przestrzeń jako czynnik limitujący zespoły ryb w rzece nizinnej i wyżynnej*. Praca doktorska wykonana pod kierunkiem prof. dra hab. M. Zalewskiego w Zakładzie Ekologii Stosowanej UŁ.
160. Lawrence, J.R., Chenier, M.R., Roy, R., Beaumier, D., Fortin, N., Swerhone, G.D., Neu, T.R., Greer, C.W., 2004. Microscale and molecular assessment of impacts of

- nickel, nutrients, and oxygen level on structure and function of river biofilm communities. *Appl. Environ. Microbiol.* 70, 4326–4339.
161. Lawton, L.A., Marsálek, B., Padisak, J., Chorus, I. 1999. Determination of cyanobacteria in the laboratory. *Toxic Cyanobacteria*. W: (Chorus I., Bartram J., red.) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. WHO, 416 str.
162. Lear, G., Boothroyd, I.K.G., Turner, S.J., Roberts, K., Lewis G.D., 2009. A comparison of bacteria and benthic invertebrates as indicators of ecological health in streams. *Freshwater Biol.* 54, 1532-1543.
163. Lecerf, A., Chauvet, E., 2008. Intraspecific variability in leaf traits strongly affects alder leaf decomposition in a stream. *Basic Appl. Ecol.* 9, 598-605.
164. Lee, C.-G., Fletcher, T.D., Sun, G. 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Eng. Life Sci.* 9, 11-22.
165. Lefebvre S., Marmonier P., Peiry J.L., 2006. Nitrogen dynamics in rural streams: differences between geomorphologic units. *Ann. Limnol.-Int. J. Lim.* 42, 43–52.
166. Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S., Leone, R., Licata, M. 2013. Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecol. Eng.* 61, 282-291.
167. Levy-Booth D.J., Prescott C.E., Grayston S.J. 2014. Microbial functional genes involved in nitrogen fixation, nitrification and denitrification in forest ecosystems. *Soil Biol. Biochem.* 75, 11–25.
168. Liess, M., Schulz, R., Liess, M.-D., Rother, B., Kreuzig, R., 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Water Res.* 33, 239-247.
169. Liikanen A., Murtoniemi, T., Tanskanen, H., Vaisanen, T., Martikainen, P.J., 2002. Effects of temperature and oxygen availability on greenhouse gas and nutrient dynamics in sediment of a eutrophic mid-boreal lake. *Biogeochemistry* 59, 269– 286.
170. Liu, C., Kroeze, C., Hoekstra, A.Y., Gerbens-Leenes, W., 2012. Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers. *Ecol. Indic.* 18, 42–49.
171. Lix, L.M., Keselman, J.C., Keselman, H.J., 1996. Consequences of assumption violations revisited: A quantitative review of alternatives to the one-way analysis of variance F test. *Rev. Educ. Res.* 66, 579-619.

172. Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector A., 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804-808.
173. Lorenz, S., Rasmussen, J.J.; Suß, A., Kalettka, T., Golla, B., Horney, P., Stahler, M., Hommel, B., Schafer, R.B., 2017. Specifics and challenges of assessing exposure and effects of pesticides in small waterbodies. *Hydrobiologia* 793, 213-224.
174. Mainstone, C.P., Parr, W., 2002. Phosphorus in rivers – ecology and management. *Sci. Total Environ.* 282/283, 25–47.
175. Maitland, P. S., Lyle, A.A., 1990. Conservation of Sparling and other fish in Scotland. *Journal of the Edinburgh Natural History Society* 16-18.
176. Malina, G., 2007. Likwidacja zagrożenia środowiska gruntowo-wodnego na terenach zanieczyszczonych. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
177. Mankiewicz-Boczek, J., Urbaniak, M., Romanowska-Duda, Z., Izydorczyk, K., 2006. Toxic Cyanobacteria strains in lowland dam reservoir (Sulejów Res., central Poland): amplification of *mcy* genes for detection and identification. *Pol. J. Ecol.* 54, 171–180.
178. Mann, H., Whitney, D., 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Ann. Math. Stat.* 18.
179. Marcus, S., Kohler, J. 2006. A simple model of phosphorus retention evoked by submerged macrophytes in lowland rivers. *Hydrobiologia* 563, 521–525.
180. Matthews, W.J., Gido, K.B., Garrett, G.P., Gelwick, F.P., Stewart J.G., Schaefer, J., 2006. Modular experimental riffle-pool stream system. *Trans. Am. Fish. Soc.* 135, 1559–1566.
181. McColl, R.H.S. 1974. Self-purification of small freshwater streams: phosphate, nitrate, and ammonia removal. *N. Z. J. Mar. Freshwater Res.* 8, 375-388.
182. McElarney, Y.R., Rasmussen, P., Foy, R.H., Anderson, N.J., 2010. Response of aquatic macrophytes in Northern Irish softwater lakes to forestry management; eutrophication and dissolved organic carbon. *Aquat. Bot.* 93, 227–236.
183. McIntire, C.D. 1968. Structural characteristics of benthic algal communities in laboratory streams. *Ecology* 49, 520-537.
184. Meier, H.E.M., Müller-Karulis, B., Andersson, H.C., Dieterich, C., Eilola, K., Gustafsson, B.G., Höglund, A., Hordoir, R., Kuznetsov, I., Neumann, T., Ranjbar, Z., Savchuk, O.P., Schimanke, S., 2012. Impact of climate change on ecological quality indicators and biogeochemical fluxes in the Baltic Sea: a multi-model ensemble study. *Ambio* 41, 558–573

185. Meijer M.-L., Hoeser H., 1997, Effects of biomanipulation in the large and shallow Lake Wolderwijd, The Netherlands. *Hydrobiologia* 342/343, 335-349.
186. Menezes, J.P., Bittencourt, P.R., De Sá Farias, M., Italoema, B., de Oliveira, L.C., Ronaldo F., Hughes, J.S., 2015. Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of small tropical urban stream. *AMBIAGUA*. 10, 4136.
187. Metcalf, R.L., Sangha, K., Kawqr, P., 1971. Model ecosystem for the evaluation of pesticide biodegradability and ecological magnification. *Environ. Sci. Technol.* 5, 709-713.
188. Meybeck, M., 2002a. Riverine quality at the Anthropocene: propositions for global space and time analysis, illustrated by the Seine River. *Aquat. Sci.* 64, 376–393.
189. Meybeck, M., 2002b. Water quality. W: (Goudi, A.S., Cuff, D.J. red.), *Encyclopedia of Global Change. Environmental Change and Human Society*. Oxford University Press, New York, 503–515.
190. Meyer, JL, Likens, GE 1979. Transport and transformation of phosphorus in a forest stream ecosystem. *Ecology* 60,1255–1269.
191. Miller, J.C., 1987. Evidence for the use of non-detrital dissolved organic matter by microheterotrophs on plant detritus in a woodland stream. *Freshwater Biol.* 18, 483-494.
192. Mioduszewski, W., 2002. *Gospodarowanie wodą w łęgowej dolinie górnej Narwi*. Wyd. IMUZ, Falenty, str. 78.
193. Mitsch, W. J, Gosselink, J. G. 2015. *Wetlands*, 5 th edition. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY, USA.
194. Moniewski, P., 2014. Sezonowe zmiany wybranych cech fizyczno-chemicznych wód małej rzeki podmiejskiej na przykładzie Dzierżanej. *Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN z XX Monografia KGW-PAN*.
195. Moriarty, C., 1983. Stock enhancement in the Irish Eel (*Anguilla anguilla*) fishery. W: *Rapport du Symposium sur l'Amélioration des stocks dans le cadre de l'aménagement des pêcheries d'eau douce*, CECPI, 42.
196. Moss, B. 2008. Water pollution by agriculture. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 363, 659-666.
197. Mostert, E., 2003. The European water framework directive and water management research. *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C* 28, 523–527.
198. Mouri, G., Takizawa, S., Oki, T., 2011. Spatial and temporal variation in nutrient parameters in stream water in a rural-urban catchment, Shikoku, Japan: effects of land cover and human impact. *J. Environ. Manage.* 92, 1837–1848.

199. Müller, B., Berg, M., Yao, Z.P., Zhang, X.F., Wang, D., A.Pfluger. 2008. How polluted is the Yangtze river? Water quality downstream from the Three Gorges Dam. *Sci. Total Environ.* 402 , 232-247.
200. Naiman, R.J., Decamps, H., 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 28, 621–658.
201. Namour, P., 1999. Auto-épuration des rejets organiques domestiques. Nature de la matière organique résiduaire et son effet en rivière. Thesis. University of Lyon, 161.
202. Newbold, J.D., Elwood, J.W., O'Neill, R.V., Van Winkle, W., 1981. Measuring nutrient spiraling in streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38, 860–863.
203. Newbold, J.D., 1992. Cycles and spirals of nutrients. W: (Calow, P., Petts G.E., red.) Oxford: Blackwell Scientific, 1992, 379-408.
204. Newbury, R.W., Gaboury, M.N., 1993. Stream analysis and fish habitat design. A field manual. Newbury Hydraulics, Gibsons, British Columbia. 256 str.
205. Niyogi D.K., Koren, M., Arbuckle, C.J., Townsend, C.R., 2007. Stream communities along a catchment land-use gradient: subsidy-stress responses to pastoral development. *Environ. Manage.* 39, 213–25.
206. O'Brien, J.M., Hamilton, S.K., Kinsman-Costello, L.E., Lennon, J.T., Ostrom, N.E., 2012. Nitrogen transformations in a through-flow wetland revealed using whole-ecosystem pulsed <sup>15</sup>N additions. *Limnol. Oceanogr.* 57, 221–234.
207. O'Neil, A., Foy, R.H., Phillips, D.H., 2011. Phosphorus retention in a constructed wetland system used to treat dairy wastewater. *Bioresour. Technol.* 102, 5024-5031.
208. O'Neil, J.M., Davis, T.W., Burford, M.A., Gobler, C.J., 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14, 313-334.
209. Odum, E.P., Finn, J.T., Franz, E.H., 1979. Perturbation theory and the subsidy-stress gradient. *Bioscience* 29, 349-352.
210. Omernik, J.M. 1977. Nonpoint source - stream nutrient level relationships: A nationwide study. EPA60013-77-105. Corvallis, Oreg.: Corvallis Environmental Research Laboratory. U.S. Environmental Protection Agency.
211. Orlinsky, P., M'unze, R., Beketov, M., Gunold, R., Paschke, A., Knillmann, S., Liess, M., 2015. Forested headwaters mitigate pesticide effects on macroinvertebrate communities in streams: Mechanisms and quantification. *Sci. Total Environ.* 524, 115-123.

212. Ostroumov, S.A., McCutcheon, S.C., (Steinberg, C.E.W., red.) 2002. *Hydrobiologia* 469, 149–156.
213. Padisak, J., Reynolds, C.S., 2003. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic–*Hydrobiologia* 506/509, 1–11.
214. Paerl, H., 2008. Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. *Adv. Exp. Med. Biol.* 619, 217-237.
215. Paine, R.R.T., Tegner, M.M.J., Johnson, E.A., 1998. Compounded perturbations field ecological surprises. *Ecosystems* 1, 535-545.
216. Palmer, M. A., Liu, J., Matthews, J. H., Mumba, M., D'Odorico, P. 2015. Water security: Gray or green? *Science* 349, 584-585.
217. Parn, J., Pinay, G., Mander, U., 2012. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: a review. *Ecol. Indic.* 22, 4–15.
218. Pascoal, C., Marvanová, L., Cássio, F., 2005. Aquatic hyphomycete diversity in streams of Northwest Portugal. *Fungal Diversity* 19, 109-128.
219. Pattinson, S.N., García-Ruiz, R., Whitton, B.A. 1998. Spatial and seasonal variation in denitrification in the Swale-Ouse system, a river continuum. *Sci. Total Environ.* 210–211, 289–305.
220. Payn, R.P., Webster, J.R., Mulholland, P.J., Valett, H.M., Dodds, W.K., 2005. Estimation of stream nutrient uptake from nutrient addition experiments. *Limnol. Oceanogr. Meth.* 3, 174-182.
221. Peng, J. F., Wang, B. Z., Song, Y.H., Yuan, P., Liu, Z. 2007. Adsorption and release of phosphorus in the surface sediment of a wastewater stabilization pond. *Ecol. Eng.* 31, 92-97.
222. Peterson, B.J., Bahr, M., Kling, G.W., 1997. A tracer investigation of nitrogen cycling in a pristine tundra river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 2361-2367.
223. Platts, W.S., Megahan, W.F., Minshall, G. W., 1983. *Methods for Evaluating Stream, Riparian, and Biotic Conditions*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report INT-138, Ogden Utah. 70 str.
224. Pociask-Karteczka J. (red.), 2003. *Zlewnia. Właściwości i procesy*, IGiGP UJ, Kraków.
225. Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C., 1997. The natural flowregime. A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience* 47, 769–784.

226. Porsbring, T., 2007. The SWIFT periphyton test for high-capacity assessments of toxicant effects on micro-algal community development. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 349, 299–312.
227. Porter, K.G., Feig, Y.S., 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* 25, 943 str.
228. Power, M.E., Stout, R. J., Cushing, C. E., Harper, P. P., Hauer, F. R., Matthews, W. J., Moyle, P. B., Statzner, B., Wais de Badgen, I.R. 1988. Biotic and abiotic controls in river and stream communities. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7, 456– 479.
229. Pratt, L.J., 1987. Rotating shocks in a separated laboratory channel flow. *J. Phys. Oceanogr.* 17, 483–491.
230. Prawo wodne Dz.U. 2017 poz. 1566. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r.
231. Pusch, M., Fiebig, D., Brettar, I., Eisenmann, H., Ellis, B.K., Kaplan, L.A., 1998. The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters. *Freshwater Biol.* 40, 453–95.
232. Puth, L.M., Wilson, K.A., 2001. Boundaries and Corridors as a Continuum of Ecological Flow Control: Lessons from Rivers and Streams *Conserv. Biol.* 15, 21–30.
233. Rabeni, C.F., Jacobson, R. B. 1993. The importance of fluvial hydraulics to fish-habitat restoration in lowgradient alluvial streams. *Freshwater Biol.* 29, 211-220.
234. Rao, T.S., 1997. Biofilm formation in a freshwater environment under photic and aphotic conditions? *Biofouling* 11, 265–282.
235. Rapala, J, Sivonen, K., 1998. Assessment of environmental conditions that favour hepatotoxic and neurotoxic *Abaena* spp. strains cultured under light limitation at different temperatures. *Microb. Ecol.* 36, 181–92.
236. Raymond, S., 1998. Science, Technology, and the Economic Future (Annals of the New York Academy of Sciences). 240 str.
237. Redfield, A.C., Ketchum, B. H., Richards, F.A., 1963. The influence of organisms on the composition of seawater, W: (Hill, M. N., red.) *The Sea*, 2, 26 – 77.
238. Reinelt, L.E., Horner, R.R. 1995. Pollutant removal from stormwater runoff by palustrine wetlands based on comprehensive budgets. *Ecol. Eng.* 4, 77-97.
239. Richardson, J.S., 1992. Food, microhabitat, or both? Macroinvertebrate use of leaf accumulations in a montane stream. *Freshwater Biol.* 27, 169-176.
240. Rier, S.T., Stevenson, R.J. 2002. Effects of light, dissolved organic carbon, and inorganic nutrients on the relationship between algae and heterotrophic bacteria in stream biofilm. *Hydrobiologia* 489, 179-184.

241. Rinta-Kanto J.M., Ouellette A.J.A., Boyer G.L., Twiss M.R., Bridgeman T.B., Wilhelm S.W. 2005. Quantification of toxic *Microcystis* spp. during the 2003 and 2004 blooms in western Lake Erie using quantitative real-time PCR. *Environ. Sci. Technol.* 39, 4198–4205.
242. Rodgers, J.H., Jr., Crossland, N.O., Kline, E.R., Gillespie, W.B., Figueroa, R.A., Dorn, P.B. 1996. Design and use of model stream mesocosms for aquatic safety assessments of surfactants. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 33, 30–37.
243. Rodgers, M., O'Connor, M., Healy, M.G., O'Driscoll, C., Asam, Z.-U.-Z., Nieminen, M., Poole, R., Müller, M., Xiao, L., 2010. Phosphorus release from forest harvesting on an upland blanket peat catchment. *For. Ecol. Manage.* 260, 2241–2248.
244. Roessink, I., Koelmans, A.A., Brock, T.C.M., 2008. Interactions between nutrients and organic micro-pollutants in shallow freshwater model ecosystems. *Sci. Total Environ.* 406, 436-442.
245. Romani, A.M., Borrego, C.M., Díaz-Villanueva, V., Freixa, A., Gich, F., Ylla, I., 2014. Shifts in microbial community structure and function in light- and darkgrown biofilms driven by warming. *Environ Microbiol.* 16, 2550-67.
246. Rostgaard, S., Jacobsen, D., 2005. Respiration Rate of Stream Insects Measured in situ Along a Large Altitude Range. *Hydrobiologia* 549, 79 str.
247. Rotter, S., Heilmeyer, H., Altenburger, R., Schmitt-Jansen, M., 2013. Multiple stressors in periphyton – comparison of observed and predicted tolerance responses to high ionic loads and herbicide exposure. *J. Appl. Ecol.* 50, 1459–1468.
248. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych Dz.U. 2016 poz. 1187.
249. Rutherford, J.C., Davies-Colley, R.J., Quinn, J.M., Stroud, M.J., Cooper, A.B., 1997. Stream shade. Towards a Restoration Strategy. Department of Conservation, Wellington, New Zealand, 161 str.
250. Ryszkowski, L., 2004. Krajobrazy rolnicze w koncepcji trwałego i zrównoważonego rozwoju społeczeństw. W: (Cieszewska, A., red.) Płaty i korytarze jako elementy struktury krajobrazu – możliwości i ograniczenia koncepcji, 2004, Problemy Ekologii Krajobrazu tom XIV, Warszawa.
251. Saunders, D.L., Kalff, J., 2001. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia* 443, 205–212.



252. Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.-L., Moss, B., Jeppesen, E., 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8, 275-279.
253. Scheffer, M. 2004. *Ecology of shallow lakes*– Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 357 str.
254. Schiemer, F., Zalewski, M. 1992. The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. *Neth. J. Zool.* 42, 323-335.
255. Schipper, L.A., M. Vojvodic-Vukovic. 2000. Nitrate removal from groundwater and denitrification rates in a porous treatment wall amended with sawdust. *Ecol. Eng.* 14, 269–278.
256. Schultz, R., 2004. Field Studies on Exposure, Effects, and Risk Mitigation of Aquatic Nonpoint-Source Insecticide Pollution: A Review. *J. Environ. Qual.* 33, 419-448.
257. Scott, J.T., Back, J. A., Taylor, J. M., King, R. S., 2008. Does nutrient enrichment decouple algal bacterial production in periphyton? *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27, 332-344.
258. Seitzinger, S.P., 1991. The effect of pH on the release of phosphorus from Potomac estuary sediments: Implications for blue-green algal blooms. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 33, 409-418.
259. Sharpley, A.N. Rekolainen, S. 1997. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. W: (Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C., Johnston, AE., red.). *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International Press, Cambridge, UK. 1–54 str.
260. Skelly, D. K., 2002. Experimental venue and estimate of interaction strength. *Ecology* 83, 2097–2101.
261. Skłodowski, M., Kiedrzyńska, E., Kiedrzyński, M., Urbaniak, M., Zielińska, K.M., Kurowski, J.K., Zalewski, M., 2014. The role of riparian willow communities in phosphorus accumulation and dioxin control for water quality improvement in a lowland river. *Ecol. Eng.* 70, 1–10.
262. Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* 100, 179–196.
263. Smith, V., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 10, 126–139.
264. Song, Y., Hahn, H.H., Hoffmann, E., 2002. Effects of solution conditions on the precipitation of phosphate for recovery: a thermodynamic evaluation. *Chemosphere* 48, 1029– 1034.

265. Stanford, J.A., Ward, J.V., 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 12, 48–60.
266. Starmach, K., 1956. Rybacka i biologiczna charakterystyka rzek. — *Polskie Archwm Hydrobiologii* 3, 307–332.
267. Statzner, B., Gore, J. A., Resh, V.H., 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7, 307-360.
268. Seitzinger, P.S., Styles, R.V., Boyer, E.A.R., Billen, G., Howarth, R., Mayer, B., Van Breemen, N., 2002. Nitrogen retention in rivers: Model development and application to watersheds in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57, 199-237.
269. Steczkowski, J., Zeliaś, A., 1981. Statystyczne metody analizy cech jakościowych. PWE. Warszawa 189 str.
270. Steinman, A. D., Mulholland, P. J., 2007. Phosphorus Limitation, Uptake, and Turnover in Benthic Stream Algae December. W: (Hauer, F. R., Lamberti, G. red.) *Methods in Stream Ecology* 896 str.
271. Stournaras, G., 2011. Groundwater bodies in ecology and ecosystems University of Athens, Department of Geology and Geoenvironment, Panepistimioupolis Abstract Zografou 11, 159-165.
272. Sullivan, K., Lisle, T.E., Dolloff, C.A., Grant, G.E., Reid, L.M., 1986. Stream channels: the link between forests and fishes. W: (Salo E. O., Cundy, T. W., red.). *Streamside Management: Forestry and Fishery Interactions. Proc. of a Symposium held at the Univ. of Washington, Feb 12-14 1986, Seattle WA.* 39-97.
273. Sumpono, P.P., Belan, A., Forestier, C., Lavedrine, B., Bohatier J., 2003. Effect of diuron on aquatic bacteria in laboratory-scale wastewater treatment ponds with special reference to *Aeromonas* species studied by colony hybridization. *Chemosphere* 50, 445–455.
274. Survil, O., Valentinas, Š., Auks, Stanionyt, 2017. An Assessment of Self-purification of Regulated and Natural Streams. Vilnius Gediminas Technical University Lithuania, 27–28 Environmental Engineering 10th International Conference.
275. Sutton, M.A., Oenema, O., Erisman, J.W., Leip, A., Van Grinsven, H., Winiwarter, W., 2011. Too much of a good thing. *Nature* 472, 159–161.
276. Swanson, F.J., Fredriksen, R. L., McCorison, F.M., 1982. Material transfer in a western Oregon forested watershed. W: (Edmonds, R.L., red.) *Analysis of coniferous forest ecosystems in the western United States.* Hutchinson Ross Pub. Co., Stroudsburg. 233-266.

277. Szabo, J., Rice, E.W., Bishop, P.L., 2007. Persistence and decontamination of *Bacillus atrophaeus* subsp. *globigii* spores on corroded iron in a model drinking water system. *Appl. Environ. Microbiol.* 73, 2451–2457.
278. Szöcs, Brinke, E.M., Karaoglan, B., Schafer, R.B., 2017. Large Scale Risks from Agricultural Pesticides in Small Streams. *Environ. Sci. Technol.* 51, 7378-7385.
279. Szyper, H., 2000. Rola zlewni w dostarczaniu związków biogenych do wybranych jezior położonych w parkach narodowych, W: (Giziński, A., Burak, S., red.), *Metody rekultywacji zbiorników wodnych stan obecny i perspektywy, Ochrona i rekultywacja jezior, IV Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna, Materiały konferencyjne*, PZLiTS, O. Toruń, PKE, Przysiek. 79-88.
280. Taub, F.B., Crow, M.E., 1980. Synthesizing aquatic microcosms. p. 69-104. W: (Giesy, J.P., red.) *Microcosms in ecological research.. Techn. Inf. Center, US Dep. Energy, Springfield.* 1110 str.
281. Toet, S., Huibers, L.H.F.A., Van Logtestijn, R.S.P., 2003. Denitrification in the periphyton associated with plant shoots and in the sediment of a wetland system supplied with sewage treatment plant effluent. *Hydrobiologia* 501, 29-44.
282. Tomiałojć L. (red.) 1995. *Ekologiczne aspekty melioracji wodnych.* Inst. Ochrony Przyrody, Kraków. 159 str.
283. Townsend, C.R., Doledec, S., Norris, R., Peacock, K., Arbuckle, Ch., 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biol.* 48, 768–785.
284. Trimmer, M., Nedwell, D.B., Sivyer, D.B., Malcolm, S.J., 1998. Nitrogen fluxes through the lower estuary of the river Great Ouse, England: the role of the bottom sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 163, 109–124.
285. Triska, F.J., Duff, J.H., Avanzino, R. J., 1993. The role of water exchange between a stream channel and its hyporheic zone in nitrogen cycling at the terrestrial aquatic interface. *Hydrobiologia* 251, 167–184.
286. Uchiyama, M., Yoshie, T., Akuzawa, T., 1980. Distribution of nitrogenous compounds in a small lake. *Water Res.* 14, 521-523.
287. Uhlman, D., 1975. *Hydrobiologie.* Fischer, Studgart.
288. Ulén, B.M., Kalisky, T., 2005. Water erosion and phosphorus problems in an agricultural catchment - Need for natural research for implementation of the EU Water Framework Directive. *Environ. Sci. Policy* 8, 477–484.

289. Ulén, B., Bechmann, M., Fölster, J., Jarvie, H.P., Tunney, H., 2007. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *Soil Use Manage.* 23, 5–15.
290. UNESCO. 2012. The International Hydrological Programme Water security: Responses to local, regional and global challenges. Strategic Plan IHP-VIII 2014-2021, Paris, 36–40.
291. USEPA 1999. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste, Municipal and Industrial Solid Waste Division.
292. UWWTD 91/271/EWG. Dyrektywa Rady z dnia 21 maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (91/271/EWG).
293. Vaitomaa, J., 2006. The effects of environmental factors on biomass and microcystin production by the freshwater cyanobacterial genera *Microcystis* and *Anabaena*. Doctoral dissertation. University of Helsinki Faculty of Agriculture and Forestry Department of Applied Chemistry and Microbiology Division of Microbiology Helsinki, Finland.
294. Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J.R., Cushing, C. E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130-137.
295. Vitousek, M.P., Aber, D. J., Howarth, R., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, W.D., Schlesinger, W., Tilman, G. D., 1997. Human Alteration Of The Global Nitrogen Cycle: Sources And Consequences. *Ecol. App.* 7, 737-750.
296. Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Davies, P.M., 2010. Global Threats to Human Water Security and River Biodiversity *Nature* 468, 334 str.
297. Vymazal, J., 2004. Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. *Water Air Soil Pollut.* 4, 657-670.
298. Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 380, 48-65.
299. Wagner, I., Zalewski, M., 2016. Temporal changes in the abiotic/biotic drivers of selfpurification in a temperate river. *Ecol. Eng.* 94, 275–285.
300. Wallace, J.B., Eggert, S.L., Meyer, J.L., Webster, J.R., 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277, 102–104.
301. Wang, C., Wang, C., Wang, Z. 2010. Effects of submerged macrophytes on sediment suspension and NH<sub>4</sub>-N release under hydrodynamic conditions. *J. Hydrodyn.* 22, 810-815.

302. Warren, C.E., Davis, G. E., 1971. Laboratory stream research: objectives, possibilities, and constraints. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 2, 111–144.
303. Webster, B.C., Patten, 1979. Effects of Watershed Perturbation on Stream Potassium and Calcium Dynamics. *Ecol. Monogr.* 49, 51-72.
304. Wehr, J., Sheath, R.G., 2003. *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification* Academic Press, 917.
305. WFD 2000/60/WE, RDW 2000. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego and Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.
306. Whitton, B.A. (red). 1975. *Riverecology. Studies in ecology.* 2. University of California, Berkeley. 10, 725 str.
307. Wielgat-Rychert, M., Rychert, K. Ficek, D. 2018. Factors controlling pelagic production and respiration in a shallow polymictic lake. *Pol. J. Ecol.* 58, 379-385.
308. Więzik, B., Bardzik, A., 1993. *Ćwiczenia terenowe z hydrologii*, Politechnika Krakowska, Kraków.
309. Wilcoxon, F., 1945. "Individual comparisons by ranking methods". *Biometrics Bull.* 1, 80–83.
310. Wiśniewski R., 1995. Inaktywacja fosforanów w osadach dennych jako metoda redukcji symptomów eutrofizacji. W: (M. Zalewski, red.) *Procesy biologiczne w ochronie i rekultywacji nizinnych zbiorników zaporowych*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, WIOŚ, ZES, UŁ, Łódź, 189-201.
311. Withers, P.J.A., Jarvie, H.P., 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. original research article. *Sci. Total Environ.* 400, 379–395.
312. Wojtal-Frankiewicz, A., Frankiewicz, P. 2010. Mathematical modelling as a tool for predicting the intensity of eutrophication symptoms based on zooplankton and fish density. *Ecohydrol. Hydrobiologia* 10, 247–257.
313. Woodward Guy, Gessner, M.O., Giller, P.S., Gulis, V., Hladyz, S., 2012. Continental Scale Effects of Nutrient Pollution on Stream Ecosystem Functioning. *Science* 336, 1438-1440.
314. Wooldridge, P.J., Perring, A.E., Bertram, T.H., Flocke, F.M., Roberts, J.M., Singh, H.B., Huey, L.G., Thornton, J.A., Wolfe, G.M., Murphy, J.G., Fry, J.L., Rollins, A.W., LaFranchi, B.W., Cohen, R.C. 2010. Total Peroxy Nitrates in the atmosphere: the Thermal Dissociation-Laser Induced Fluorescence (TD-LIF) technique and comparisons to speciated PAN measurements. *Atmos. Meas. Tech.* 3, 593-607.

315. Wührmann, K., 1972. Stream purification. W: (R. Mitchell, red.), Water Pollution Microbiology. Vol. 1, Chap. 6, Wiley-Interscience, New York, NY. 119-151.
316. Xia Jiang, Xiangcan Jin, Yang Yao, Lihe Li, Fengchang Wu. 2008. Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. *Water Res.* 42, 2251– 2259.
317. Xia N, Xia X, Liu T, Hu L, Zhu B, Zhang X, i in., 2014. Characteristics of bacterial community in the water and surface sediment of the Yellow River, China, the largest turbid river in the world. *J. Soils Sediments* 14, 1894-904.
318. Yang, F., 2005. Growth Regularity and Adsorption Characteristics of Important Constituents in Surface Coatings Developed in Natural Waters. Jilin University, Changchun, China.
319. Yang, J., He, Z., Yang, Y., Stoffella, P., Yang, X., Banks, D., Mishra, S. 2007. Use of amendments to reduce leaching loss of phosphorus and other nutrients from a sandy soil in Florida. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 14, 266–269.
320. Yao, J.M. Solimini, A.G, T.J. Battin, S. Gafny, M. Morais, M.A. Puig, E. Marti, M. Pusch, C. Voreadou, F. Sabater, F. Colas, F. Julien, J.M. 2014. Sanchez Perez, S. Sauvage, P. Vervier, M. Gerino. On the way to quantify the value of self –purification capacity of streams as an ecosystem service. ACES Washington D.C.
321. Yin, F., Fu B.J., Mao, R.Z., 2007. Effects of nitrogen fertilizer application rates on nitrate nitrogen distribution in saline soil in the Hai River Basin, China. *J Soils Sediments* 7, 136–142.
322. Young, R.G., Matthaei, C.D., Townsend, C.R., 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicator for assessing river ecosystem health. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27, 605–625.
323. Zalasiewicz, J., Williams, M., Ellis, M., Haywood, A., 2011. The Anthropocene: a new epoch of geological time? *Phil. Trans. R. Soc. A.* 369, 835–841
324. Zalewski, M., Naiman, R., 1985. The regulation of riverine fish communities by a continuum of abiotic-biotic factors. W: (Alabaster, S. red.), *Habitat Modification and Freshwater Fisheries Proceedings of a Symposium of the European Inland Fisheries Advisory Commission.* FAO, London, 3–9.
325. Zalewski, M., 1986. Regulacja zespołów ryb w rzekach przez kontinuum czynników abiotycznych i biotycznych. *Acta Univ. Lodz., Folia Limn.* 1–68.
326. Zalewski, M., 1990. The ecotone concept in conservation and fisheries management of riverine ecosystems . *Proc . Unesco/ Mab Int . Seminar:* 80-94.

327. Zalewski, M., Puchalski, W., Frankiewicz, P., Bis, B., 1994. Riparian ecotones and fish communities in rivers - intermediate complexity hypothesis. W: (Cowx, I.G., red.) Rehabilitation of Freshwater Fish. 152-160.
328. Zalewski, M., Janauer, G.A., Jolankaj, G., 1997. Ecohydrology. A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources. W: UNESCO IHP Technical Document in Hydrology No. 7.; IHP – V Projects 2.3/2.4. UNESCO, Paris.
329. Zalewski, M., Bis, B., Łapińska, M., Frankiewicz, P., Puchalski, W., 1998. The importance of the riparian ecotone and river hydraulics for sustainable basin-scale restoration scenarios. *Aquat. Conserv.* 8, 287-307.
330. Zalewski, M., 2000. Ecohydrology—the scientific background to use ecosystem 816 properties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecol. Eng.* 16, 1-8.
331. Zalewski, M., 2002. Ecohydrology – the use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources. *Hydrol. Sci. J.* 47, 823–832.
332. Zalewski, M., Łapińska, M., Bayley, P.B., 2003. Fish relationships with wood in large river. 195-212 W: (Gregory, S., Boyer, K., Gurnell. A., red.). *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
333. Zalewski, M., 2006. Ecohydrology—An interdisciplinary tool for integrated protection and management of water bodies. *Large Rivers* 16, 613–622.
334. Zalewski, M., 2014a. Ecohydrology for Engineering Harmony in the Changing World. *Handbook of Engineering Hydrology*, 79-96.
335. Zalewski M., 2014b. Ecohydrology and Hydrologic Engineering: Regulation of Hydrology-Biota Interactions for Sustainability. *J. Hydrol. Eng.* 20(1): A4014012.
336. Zębek, E., 2013. Seasonal dynamics of periphytic algae in the vicinity of the hydroelectric plant in the Pasłęka River (north-east Poland). *Ecohyd. Hydrobiol.* 13, 210–217.
337. Żelazo, J., 1992. Badania prędkości i oporów przepływu w naturalnych korytach rzek nizinnych. *Rozprawy naukowe i monografie*, Warszawa, SGGW.
338. Żelazo, J., 2002. Badania prędkości i oporów przepływu w naturalnych korytach rzek nizinnych. *Rozprawy naukowe i monografie*, SGGW. W: (Żelazo J., Popek Z. red.) *Podstawy renaturyzacji rzek*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 319 str..

339. Zhang, L., Scholz, M., Mustafa, A., Harrington, R. 2008. Assessment of the nutrient removal performance in integrated constructed wetlands with the self-organizing map. *Water Res.* 42, 3519-3527.
340. Zhang, M., Yu, N. Chen, L., Jiang, C., Tao, Y., Zhang, T., Chen, J., Xue, D. 2012. Structure and seasonal dynamics of bacterial communities in three urban rivers in China. *Aquat. Sci.* 74, 113-120.
341. Zieliński P., Jekatierynczuk-Rudczyk E., 2015. Comparison of mineral and organic phosphorus forms in regulated and restored section of a small lowland river (NE Poland). *Ecohydrol. Hydrobiol.* 15, 125–135.
342. 91/676/EWG. Dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego.



## IX Załączniki

### IX.1 Spis tabel

Tabela 1. Wyniki pomiarów nasłonecznienia .....	32
Tabela 2. Zróżnicowanie hydromorfologiczne sekwencji bystrzy i plos OB. ....	50
Tabela 3. Wyniki analizy statystycznej parametrów badanych w czasie monitoringu cyklicznego w OK i OB, w sezonie 2011. Parametry oznaczone gwiazdką różniły się istotnie w badanych odcinkach.....	51
Tabela 4. Wyniki analizy statystycznej parametrów badanych w czasie monitoringu cyklicznego w OK i OB, w sezonie 2012. Parametry oznaczone gwiazdką różniły się istotnie w badanych odcinkach.....	52
Tabela 5. Korelacje Spearmana dla T przy $p < 0,05000$ dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.....	53
Tabela 6. Korelacje Spearmana dla pH przy $p < 0,05000$ dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.....	55
Tabela 7. Korelacje Spearmana dla DO przy $p < 0,05000$ dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.....	57
Tabela 8. Korelacje Spearman'a dla OSS w słupie wody przy $p < 0,05000$ dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.....	60
Tabela 9. Wartości przepływu wody w OB w sezonie 2011 i 2012. ....	62
Tabela 10. Korelacje Spearman'a dla Q przy $p < 0,05000$ dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.....	62
Tabela 11. Korelacje Spearmana dla P-PO <sub>4</sub> przy $p < 0,05000$ dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.....	63
Tabela 12. Korelacje Spearmana dla N-NO <sub>3</sub> przy $p < 0,05000$ dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego .....	66
Tabela 13. Korelacje Spearman'a dla chl <i>a</i> przy $p < 0,05000$ dla wybranych terminów monitoringu cyklicznego.....	68
Tabela 14. Związek przyczynowo-skutkowy pomiędzy parametrami monitoringu cyklicznego.	70
Tabela 15. Zmiany temperatury wody w kolejnych punktach pomiaru OB w trakcie trwania eksperymentu zrzutu biogenów.....	71
Tabela 16. Zmiany pH w wodzie w kolejnych punktach pomiaru OB w trakcie trwania eksperymentu kontrolowanego zrzutu biogenów.....	72

Tabela 17. Zmiany stężenia DO w wodzie w kolejnych punktach pomiaru OB w trakcie trwania eksperymentu zrzutu biogenów. ....	73
Tabela 18. Zmiany stężenia P-PO <sub>4</sub> w wodzie w kolejnych punktach pomiaru OB w trakcie trwania eksperymentu zrzutu biogenów. ....	74
Tabela 19. Zmiany stężenia N-NO <sub>3</sub> w wodzie w kolejnych punktach pomiaru OB w trakcie trwania eksperymentu zrzutu biogenów. ....	75
Tabela 20. Monitoring <i>on line</i> , rozkład dobowy wybranych parametrów wody w czasie od godz. 00:00 do 24:00 godz. ....	78
Tabela 21. Wyniki testu Kruskala-Walisa dla różnic tempa dekompozycji pomiędzy terminami pomiarów w OB w sezonie 2011* i 2012** .....	79
Tabela 22. Wyniki testu U Manna-Whitneya dla tempa dekompozycji pomiędzy bystrzem (BYS) i plosem (PLO). ....	82
Tabela 23. Wyniki testu U Manna-Whitneya dla tempa dekompozycji pomiędzy jasnym (SLO) i zacienionym (ZAC) fragmentem OB .....	84
Tabela 24. Wyniki testu U Manna-Whitneya dla tempa dekompozycji substratu z łatwym (SIA) i utrudnionym (ELA) dostępem dla bezkręgowców.....	89
Tabela 25. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla zmian zawartości chlorofilu <i>a</i> w poszczególnych terminach badań. ....	91
Tabela 26. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla zmian zawartości chlorofilu <i>a</i> , pomiędzy siedliskami bystrz (BYS) i plos (PLO) i kontroli (KO). ....	92
Tabela 27. Wyniki analizy wariancji (one-way ANOVA) dla chl <i>a</i> w różnych typach siedlisk, dla terminu 28 czerwca 2012.....	93
Tabela 28. Wyniki analizy wariancji (one-way ANOVA) dla chl <i>a</i> w różnych typach siedlisk, dla terminu 14 lipca 2012 .....	93
Tabela 29. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla zmian zawartości chlorofilu <i>a</i> na kolejnych stanowiskach. ....	94
Tabela 30. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla zmian zawartości chlorofilu <i>a</i> w jasnych i ciemnych fragmentach Sz.S. ....	96
Tabela 31. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla ogólnej liczby bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych, w różnych terminach poboru próbek. ....	97
Tabela 32. Wynik analizy wariancji ANOVA (powtarzanych pomiarów) - dla całkowitej liczby bakterii, w różnych siedliskach. ....	98

Tabela 33. Wynik analizy wariancji ANOVA (powtarzanych pomiarów) dla ogólnej liczby bakterii w różnych siedliskach. ....	99
Tabela 34. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla ogólnej liczby bakterii na kolejnych stanowiskach. ....	100
Tabela 35. Wyniki analizy wariancji ANOVA powtarzanych pomiarów dla ogólnej liczby bakterii we fragmentach jasnych (SLO) i zacienionych (ZAC). ....	101
Tabela 36. Wyniki analizy statystycznej obserwowanych parametrów monitoringu cyklicznego w sezonie 2011 .....	168
Tabela 37. Wyniki analizy statystycznej obserwowanych parametrów monitoringu cyklicznego w sezonie 2012 .....	169
Tabela 38. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon'a pomiędzy obserwacjami zmian temperatury w OK vs OB. ....	170
Tabela 39. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon'a pomiędzy obserwacjami zmian odczynu pH wody w OK vs OB. ....	170
Tabela 40. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon'a pomiędzy obserwacjami zmian stężeń, DO w OK vs OB w sezonie 2011. ....	170
Tabela 41. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon'a pomiędzy obserwacjami zmian stężeń, DO w OK vs OB w sezonie 2012. ....	170
Tabela 42. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon'a pomiędzy obserwacjami zmian zawartości zawiesiny org. w OK vs OB. ....	170
Tabela 43. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon'a pomiędzy obserwacjami zmian stężeń P-PO <sub>4</sub> w wodzie w OK vs OB. ....	170
Tabela 44. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon'a pomiędzy obserwacjami zmian stężeń N-NO <sub>3</sub> w wodzie w OK vs OB. ....	170
Tabela 45. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon'a pomiędzy obserwacjami zmian stężeń, chl <i>a</i> mierzony w słupie wody w OK vs OB w sezonie 2011. ....	170
Tabela 46. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon'a pomiędzy obserwacjami zmian stężeń, chl <i>a</i> mierzony w słupie wody w OK vs OB w sezonie 2012. ....	170
Tabela 47. Pozostałe parametry wody w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2011 i 2012. ....	171

## IX.2 Spis rycin

Rycina 1. Fragment odwodnienia do rzeki Luciąża, Mierzyn – woj. łódzkie, w powiecie piotrkowskim, gmina Rozprza.....	10
Rycina 2. Przekrój poprzeczny wraz z wymiarami betonowego koryta oraz usytuowaniem Sztucznego Strumienia (Sz. S.). .....	31
Rycina 3. (A). Schemat OK (odcinek kontrolny) oraz OB (odcinek badawczy) w Sz.S.; *w sezonie 2011 OK 40m. 3. (B). OB -odcinek badawczy Sz.S. 23.05.2012.. .....	33
Rycina 4. Schemat stanowisk pomiarowych (1-8) podczas cyklicznego monitoringu w Sz.S. w sezonie 2011. ....	36
Rycina 5. Schemat stanowisk pomiarowych podczas cyklicznego monitoringu w Sz.S. w sezonie 2012. ....	36
Rycina 6. Wieloparametrowy moduł rejestrujący <i>on line</i> Hach-Lange w OB Sz. S. ....	41
Rycina 7. Wertykalne powierzchnie badawcze; przed instalacją w Sz.S. (po lewej); porośnięte biofilmem w OB Sz.S. (po prawej). ....	43
Rycina 8. Charakterystyka hydromorfologiczna OB sztucznego strumienia; punktami czerwonymi (po lewo) zostały oznaczone wybrane bystrza (4B, 7B i 8B) oraz plosa (5P, 6P, i 9P).....	49
Rycina 9. Temperatura wody w OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2011. ...	54
Rycina 10. Temperatura wody w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2012. ....	54
Rycina 11. Wartości pH wody wyznaczone dla OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2011. ....	56
Rycina 12. Wartości pH wody wyznaczone w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2012. ....	56
Rycina 13. Stężenie tlenu rozpuszczonego w OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2011. ....	58
Rycina 14. Stężenie tlenu rozpuszczonego w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2012. ....	58
Rycina 15. Próbkę osadu dennego z plosa OB (sezon 2011).....	59
Rycina 16. Stężenie OSS w OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2011.....	61
Rycina 17. Stężenie OSS w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2012.....	61
Rycina 18. Stężenie fosforu fosforanowego w OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowisko 5-8) w sezonie 2011. ....	64

Rycina 19. Stężenie fosforu fosforanowego w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowisko 5-8) w sezonie 2012. ....	64
Rycina 20. Stężenie azotu azotanowego w OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowisko 5-8) w sezonie 2011. ....	67
Rycina 21. Stężenie azotu azotanowego w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowisko 5-8) w sezonie 2012. ....	67
Rycina 22. Stężenie chlorofilu <i>a</i> w OK (stanowisko 1-3) i OB (stanowisko 5-8) w sezonie 2011. ....	69
Rycina 23. Stężenie chlorofilu <i>a</i> w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowisko 5-8) w sezonie 2012. ....	69
Rycina 24. Średni ubytek biomasy substratu w OB, bez podziału na typ zacienienia oraz dostępność substratu dla bezkręgowców, w sezonie 2011. ....	80
Rycina 25. Średni ubytek biomasy substratu w OB, bez podziału na typ zacienienia oraz dostępność substratu dla bezkręgowców, w sezonie 2012. ....	81
Rycina 26. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy w %, na stanowiskach OK oraz OB-bystrze i OB - ploso. ....	82
Rycina 27. Sezon 2011: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy w %, na stanowiskach w OB jasnym (SLO) i zaciemnionym (ZAC) dla terminu 2011.09.05. ....	83
Rycina 28. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy substratu w %, na stanowiskach jasnych (SLO) oraz ciemnych (ZAC) OB Sz.S. z utrudnionym dostępem dla bezkręgowców. ....	84
Rycina 29. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy substratu w %, na stanowiskach z łatwym (SIA) oraz utrudnionym (ELA) dostępem dla bezkręgowców z wyróżnieniem odcinka jasnego (SLO) w OB. ....	85
Rycina 30. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy w %, na stanowiskach z łatwym (SIA) oraz utrudnionym (ELA) dostępem dla bezkręgowców z wyróżnieniem odcinka zaciemnionego (ZAC) OB. ....	86
Rycina 31. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy, na stanowiskach z ułatwionym (SIA) oraz utrudnionym (ELA) dostępem dla bezkręgowców w OB. ....	87
Rycina 32. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy, na stanowiskach z łatwym (SIA) oraz utrudnionym (ELA) dostępem dla bezkręgowców z wyróżnieniem bystrzy (BYS) w OB. ....	88

Rycina 33. Sezon 2012: porównanie tempa dekompozycji wyrażonego ubytkiem biomasy w %, na stanowiskach z łatwym (SIA) oraz utrudnionym (ELA) dostępem dla bezkręgowców z wyróżnieniem plos (PLO) w OB. ....	89
Rycina 34. Biofilm typu epilimon zawierający chl <i>a</i> , widoczny (kolor zielony) na żwirze pobranym z bystrza OB. ....	91
Rycina 35. Stężenie chlorofilu <i>a</i> na wszystkich wertykalnych powierzchniach badawczych w poszczególnych terminach poboru próbek. ....	92
Rycina 36. Glony nitkowate (epipelon): pobrana próbka po lewej, mata nad osadem plosa po prawej. ....	93
Rycina 37. Stężenie chlorofilu <i>a</i> na wertykalnych powierzchniach badawczych w wybranych siedliskach. A–stanowiska w OK, B–stanowiska bystrze w OB, P–stanowiska plosa w OB..	94
Rycina 38 Sezon 2012: Stężenie chlorofilu <i>a</i> na wertykalnych powierzchniach badawczych na kolejnych stanowiskach w OK (1-3) i OB (5-9).....	95
Rycina 39. Porównanie stężenia chlorofilu <i>a</i> na wertykalnych powierzchniach badawczych stanowisk jasnych (SLO) i zacienionych (ZAC) w OK i OB.....	96
Rycina 40. Bakterie pozyskane z wertykalnych powierzchni badawczych; pojedyncze komórki bakterii po lewej; komórki bakterii na martwej materii organicznej po prawej; punkt poboru 9P OB. ....	97
Rycina 41. Liczebność bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych w poszczególnych terminach poboru prób.....	98
Rycina 42. Liczebność bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych, porównanie siedlisk; A-kontrola, B-bystrza i P-plosa.....	99
Rycina 43. Liczebność bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych, porównanie kolejnych stanowisk badawczych; OK-stanowisko 1-3 i OB stanowisko 4-9. ....	100
Rycina 44. Liczba bakterii na wertykalnych powierzchniach badawczych; porównanie stanowisk niezacienionych (SLO) (stanowisko: 1A, 3A, 4B, 5P, 8B i 9P) oraz zacienionych (ZAC) (stanowisko: 2A, 6P i 7B).....	101

## IX.3 Załączniki

### IX.3.1 Szacowany ładunek retencjonowany w OB

#### *Zawiesina organiczna 2011*

Obliczono według wzoru (Manual 2004):

$$L = C * T * Q$$

L – ładunek zanieczyszczeń na dobę L - 59,75[g \* 24h<sup>-1</sup>]

C – stężenie zanieczyszczenia C - 0,52 [mg L<sup>-1</sup>]

Q – przepływ hydrauliczny Q - 1,33 [L sek<sup>-1</sup>]

przy T – czas pomiaru 86400 [sek 24h<sup>-1</sup>] (liczba sekund w dobie)

$$0,52 \text{ mg L}^{-1} \times 86400 \text{ s} \times 1,33 \text{ L s}^{-1} = 59754,24 \text{ mg} = 59,75 \text{ g} * 24\text{h}^{-1} .$$

#### *Zawiesina organiczna 2012*

Obliczono według wzoru (wg. Manual 2004):

$$L = C * T * Q$$

L – ładunek zanieczyszczeń na dobę L - 355,70 g [g 24h<sup>-1</sup>]

C – stężenie zanieczyszczenia C - 3,82 [mg L<sup>-1</sup>]

Q – przepływ hydrauliczny Q - 1,15 [L sek<sup>-1</sup>]

przy T – czas pomiaru 86400 [sek 24h<sup>-1</sup>] (liczba sekund w dobie)

$$3,82 \text{ mg L}^{-1} \times 86400 \text{ s} \times 1,15 \text{ L s}^{-1} = 355708,80 \text{ mg} = 355,70 \text{ g} * 24\text{h}^{-1} .$$

#### *Fosfor ogólny 2011*

$$L = C * T * Q$$

L – ładunek zanieczyszczeń na dobę L – 114,91 [g \* 24h<sup>-1</sup>]

C – stężenie zanieczyszczenia C – 0,001 [mg L<sup>-1</sup>]

Q – przepływ hydrauliczny Q – 1,33 [L sek<sup>-1</sup>]

przy T – czas pomiaru 86400 [sek 24h<sup>-1</sup>] (liczba sekund w dobie)

$$0,001 \text{ mg L}^{-1} \times 86400 \text{ s} \times 1,33 \text{ L s}^{-1} = 114,91 \text{ mg} = 0,11 \text{ g} * 24\text{h}^{-1} .$$

#### *Fosfor ogólny 2012*

$$L = C * T * Q$$

L – ładunek zanieczyszczeń na dobę L –0,79 g \* [24h<sup>-1</sup>]

C – stężenie zanieczyszczenia C – 0,008 [mg L<sup>-1</sup>]

Q – przepływ hydrauliczny Q – 1,15 [L sek<sup>-1</sup>]  
przy T – czas pomiaru 86400 [sek 24h<sup>-1</sup>] (liczba sekund w dobie)  
 $0,008 \text{ mg L}^{-1} \times 86400\text{s} \times 1,15 \text{ L s}^{-1} = 794,88 \text{ mg} = 0,79 \text{ g} * 24\text{h}^{-1} .$

#### *Azot całkowity 2012*

$$L = C * T * Q$$

L – ładunek zanieczyszczeń na dobę L – 150,53 g \* 24h<sup>-1</sup>

C – stężenie zanieczyszczenia C – 1,31 [mg L<sup>-1</sup>]

Q – przepływ hydrauliczny Q – 1,33 [L sek<sup>-1</sup>]

przy T – czas pomiaru 86400 [sek 24h<sup>-1</sup>] (liczba sekund w dobie)

$$1,31 \text{ mg L}^{-1} \times 86400\text{s} \times 1,33 \text{ L s}^{-1} = 150534,72 \text{ mg} = 150,53 \text{ g} * 24\text{h}^{-1} .$$

#### *Azot azotanowy 2011*

$$L = C * T * Q$$

L – ładunek zanieczyszczeń na dobę L - 6.89 [g \* 24h<sup>-1</sup>]

C – stężenie zanieczyszczenia C - 0,06 [mg L<sup>-1</sup>]

Q – przepływ hydrauliczny Q - 1,33 [L sek<sup>-1</sup>]

przy T – czas pomiaru 86400 [sek 24h<sup>-1</sup>] (liczba sekund w dobie)

$$0,06 \text{ mg L}^{-1} \times 86400\text{s} \times 1,33 \text{ L s}^{-1} = 6894,72 \text{ mg} = 6.89 \text{ g} * 24\text{h}^{-1} .$$

#### *Azot azotanowy 2012*

$$L = C * T * Q$$

L – ładunek zanieczyszczeń na dobę L – 0,99 [g \* 24h<sup>-1</sup>]

C – stężenie zanieczyszczenia C - 0,01 [mg L<sup>-1</sup>]

Q – przepływ hydrauliczny Q - 1,15 [L sek<sup>-1</sup>]

przy T – czas pomiaru 86400 [sek 24h<sup>-1</sup>] (liczba sekund w dobie)

$$0,01 \text{ mg L}^{-1} \times 86400\text{s} \times 1,15 \text{ L s}^{-1} = 993,6 \text{ mg} = 0,99 \text{ g} * 24\text{h}^{-1} .$$



### IX.3.2 Wyniki analizy statystycznej obserwowanych parametrów monitoringu cyklicznego

Tabela 36. Wyniki analizy statystycznej obserwowanych parametrów monitoringu cyklicznego w sezonie 2011.

OK OB 2011	N	Średnia	Min	Max	Odch.stand.	Test: Shapiro-Wilk	Test: K-Wallis
<b>Temp. wody</b>	56	13,43	8,10	17,70	2,26	W=0,85037, p=0,00001	OK vs OB H ( 1, N= 56) =1,005041 p =0,3161 Data H ( 7, N= 56) =49,74980 p =0,0000
<b>zawiesina organiczna</b>	56	4,25	1,15	7,37	1,46	W=0,65322, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 56) =6,714343 p =0,0096
<b>DO</b>	56	9,90	8,38	12,63	1,05	W=0,94704, p=0,01571	OK vs OB H ( 1, N= 56) =1,843517 p =0,1745 data poboru H ( 7, N= 56) =44,84413 p =0,0000 OK vs OB (2011-2012) H ( 1, N= 136) =4,271043 p =0,0388
<b>pH</b>	56	8,29	7,65	11,88	0,97	W=0,49874, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 56) =4,155441 p =0,0415
<b>Przewodność</b>	56	170,77	105,00	237,00	24,46	W=0,88886, p=0,00009	OK vs OB H ( 1, N= 56) =2,611771 p =0,1061 data poboru H ( 7, N= 56) =37,50511 p =0,0000
<b>TDS</b>	56	140,26	70,85	157,30	22,43	W=0,61891, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 56) =0,1456931 p =0,7027 data poboru H ( 7, N= 56) =42,48140 p =0,0000
<b>chl <i>a</i></b>	55	2,05	0,64	4,49	0,78	W=0,91764, p=0,00109	OK vs OB H ( 1, N= 55) =6,972155 p =0,0083
<b>Azot azotanowy</b>	55	0,89	0,40	1,17	0,18	W=0,95926, p=0,05984	OK vs OB H ( 1, N= 55) =4,476708 p =0,0344
<b>Fosfor ogólny</b>	56	0,09	0,03	0,20	0,04	W=0,92247, p=0,00149	OK vs OB H ( 1, N= 56) =2,075829 p =0,1496 data poboru H ( 7, N= 56) =33,63425 p =0,0000
<b>Wapń</b>	55	33,70	26,83	41,29	3,37	W=0,98087, p=0,52595	OK vs OB H ( 1, N= 55) =0,6362327 p =0,4251 data poboru H ( 7, N= 55) =32,13952 p =0,0000
<b>Azot amonowy</b>	55	0,03	0,00	0,12	0,02	W=0,85442, p=0,00001	OK vs OB H ( 1, N= 55) =0,5080828 p =0,4760 data poboru H ( 7, N= 55) =7,916148 p =0,3400
<b>Fosfor fosforanowy</b>	56	0,03	0,00	0,27	0,04	W=0,59145, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 56) =0,4835526 p =0,4868 data poboru H ( 7, N= 56) =29,63480 p =0,0001
<b>Azot ogólny</b>	56	1,16	0,00	2,10	0,53	W=0,94097, p=0,00854	OK vs OB H ( 1, N= 56) =0,2912843 p =0,5894 data poboru H ( 7, N= 56) =26,90258 p =0,0003
<b>Azot azotynowy</b>	55	0,00	0,00	0,00	0,00	W=0,90693, p=0,00044	OK vs OB H ( 1, N= 55) =,0785490 p =0,7793 data poboru H ( 7, N= 55) =16,72609 p =0,0193

**Tabela 37. Wyniki analizy statystycznej obserwowanych parametrów monitoringu cyklicznego w sezonie 2012.**

OK OB 2012	N	Średnia	Min	Max	Odch.stand.	Test: Shapiro-Wilk	Test: K-Wallis
<b>Temperatura</b>	80	14,75	10,10	24,90	2,89	W=0,93492, p=0,00052	OK vs OB H ( 1, N= 80) =1,131255 p =0,2875 Data H ( 9, N= 80) =74,74259 p =0,0000
<b>Zawiesina organiczna %</b>	80	77,34	23,85	100,00	14,67	W=0,92617, p=0,00019	OK vs OB H ( 1, N= 80) =6,502315 p=0,0108
<b>Tlen</b>	80	9,10	7,46	11,24	0,95	W=0,97002, p=0,05694	OK vs OB H ( 1, N= 80) =2,755596 p =0,0969 data poboru H ( 9, N= 80) =54,30521 p =0,0000 OK vs OB (2011-2012): H ( 1, N= 136) =4,271043 p =0,0388
<b>pH</b>	80	7,52	6,03	8,15	0,56	W=0,78374, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 80) =0,6537088 p =0,4188 data poboru H ( 9, N= 80) =68,10207 p =0,0000
<b>Przewodność</b>	80	234,48	207,00	263,90	14,59	W=0,80094, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 80) =0,6381546 p =0,4244 data poboru H ( 9, N= 80) =71,08490 p =0,0000
<b>TDS</b>	80	156,44	134,55	234,00	16,51	W=0,82879, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 80) =0,0093016 p =0,9232 data poboru H ( 9, N= 80) =72,73680 p =0,0000
<b>Azot azotanowy</b>	78	0,91	0,00	1,45	0,35	W=0,76900, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 78) =8,404397 p =0,0037 data poboru H ( 9, N= 78) =29,21519 p =0,0006
<b>chl <i>a</i></b>	78	2,68	0,96	8,65	1,70	W=0,76761, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 78) =1,794858 p =0,1803 data poboru H ( 9, N= 78) =26,45092 p =0,0017
<b>Azot azotynowy</b>	78	0,00	0,00	0,01	0,00	W=0,57185, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 78) =1,406705 p =0,2356 data poboru H ( 9, N= 78) =44,74693 p =0,0000
<b>Fosfor fosforanowy</b>	78	0,03	0,00	0,13	0,03	W=0,75956, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 78) =0,5252815 p =0,4686 data poboru H ( 9, N= 78) =66,08056 p =0,0000
<b>Fosfor ogólny</b>	79	0,08	0,03	0,23	0,04	W=0,78873, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 79) =,2405720 p =0,6238 data poboru H ( 9, N= 79) =57,80322 p =0,0000
<b>Azot amonowy</b>	78	0,07	0,00	0,55	0,11	W=0,61564, p=0,00000	OK vs OB: H ( 1, N= 78) =0,0649874 p =0,7988 data poboru H ( 9, N= 78) =40,68528 p =0,0000
<b>Azot ogólny</b>	79	2,41	0,00	11,30	1,98	W=0,84846, p=0,00000	OK vs OB H ( 1, N= 79) =0,0347352 p =0,8522 data poboru H ( 9, N= 79) =57,80322 p =0,0000
<b>Wapń</b>	78	50,53	21,10	66,50	10,40	W=0,93040, p=0,00037	OK vs OB H ( 1, N= 78) =0,9993E-4 p =0,9920 data poboru H ( 9, N= 78) =63,65539 p =0,0000

### IX.3.3 Analiza zmienności wybranych parametrów monitoringu cyklicznego w OK vs OB przy użyciu testu Wilcoxon

**Tabela 38. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon pomiędzy obserwacjami zmian temperatury w OK vs OB.**

Valid N	T	Z	p-level
64	225,0000	4,881550	0,000001

**Tabela 39. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon pomiędzy obserwacjami zmian odczynu pH wody w OK vs OB.**

Valid N	T	Z	p-level
64	564,5000	2,888562	0,003870

**Tabela 40. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon pomiędzy obserwacjami zmian stężeń, DO w OK vs OB w sezonie 2011.**

Valid N	T	Z	p-level
24	75,00000	2,142857	0,032125

**Tabela 41. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon pomiędzy obserwacjami zmian stężeń, DO w OK vs OB w sezonie 2012.**

Valid N	T	Z	p-level
40	217,5000	2,587450	0,009669

**Tabela 42. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon pomiędzy obserwacjami zmian zawartości zawiesiny org. w OK vs OB.**

Valid N	T	Z	p-level
64	668,0000	2,487752	0,012856

**Tabela 43. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon pomiędzy obserwacjami zmian stężeń P-PO<sub>4</sub> w wodzie w OK vs OB.**

Valid N	T	Z	p-level
62	686,0000	2,036717	0,041679

**Tabela 44. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon pomiędzy obserwacjami zmian stężeń N-NO<sub>3</sub> w wodzie w OK vs OB.**

Valid N	T	Z	p-level
62	472,0000	3,537086	0,000405

**Tabela 45. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon pomiędzy obserwacjami zmian stężeń, chl *a* mierzony w słupie wody w OK vs OB w sezonie 2011.**

Valid N	T	Z	p-level
23	21,00000	3,425126	0,000615

**Tabela 46. Analiza zmienności przy użyciu testu Wilcoxon pomiędzy obserwacjami zmian stężeń, chl *a* mierzony w słupie wody w OK vs OB w sezonie 2012.**

Valid N	T	Z	p-level
38	204,0000	2,026664	0,042698

### IX.3.4 Wyniki zmian pozostałych parametrów wody w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2011 i 2012

**Tabela 47. Pozostałe parametry wody w OK (stanowisko 1-4) i OB (stanowiska 5-8) w sezonie 2011 i 2012.**

parametr	Kond. [μS cm <sup>-1</sup> ]							2011	Parametr	Kond. [μS cm <sup>-1</sup> ]							2012
stanowisko	1	2	3	5	6	7	8		stanowisko	1	2	3	4	5	6	7	8
średnia	159,75	161,00	159,25	163,50	175,50	162,50	195,50		średnia	227,95	227,25	227,63	227,65	227,88	226,50	228,10	227,68
min	108,00	112,00	105,00	123,00	165,00	111,00	167,00		min	207,30	207,10	207,20	207,10	207,00	207,10	207,40	207,50
max	190,00	191,00	190,00	188,00	185,00	191,00	237,00		max	248,50	247,60	248,70	248,90	248,90	247,60	249,40	248,70
n	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00		n	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
odch.stand.	36,37	34,77	37,98	28,94	9,54	35,86	29,95		odch.stand	22,72	23,15	23,53	23,62	23,71	21,74	23,57	23,08
parametr	TDS [mg/L <sup>-1</sup> ]							2011	Parametr	TDS [mg/L <sup>-1</sup> ]							2012
stanowisko	1	2	3	5	6	7	8		stanowisko	1	2	3	4	5	6	7	8
średnia	127,24	127,56	127,24	130,00	134,98	127,89	148,04		średnia	148,04	147,71	147,88	147,88	148,20	147,23	148,20	148,04
min	70,85	72,80	71,50	80,60	120,00	72,15	135,85		min	134,55	134,55	134,55	134,55	134,55	134,55	134,55	134,55
max	152,75	152,75	152,10	153,40	149,50	153,40	153,40		max	161,20	161,20	161,85	161,85	161,85	161,20	161,85	161,85
n	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00		n	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
odch.stand.	38,30	37,22	37,84	33,80	12,06	37,93	8,33		odch.stand	14,84	15,20	15,40	15,40	15,39	14,32	15,39	15,21
parametr	TP [mg L <sup>-1</sup> ]							2011	Parametr	TP [mg L <sup>-1</sup> ]							2012
stanowisko	1	2	3	5	6	7	8		stanowisko	1	2	3	4	5	6	7	8
średnia	0,08	0,09	0,07	0,08	0,10	0,10	0,08		średnia	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,07	0,07
min	0,04	0,04	0,05	0,04	0,06	0,04	0,05		min	0,06	0,07	0,06	0,07	0,06	0,06	0,05	0,07
max	0,16	0,14	0,10	0,15	0,14	0,17	0,15		max	0,11	0,09	0,09	0,09	0,10	0,10	0,08	0,08
n	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00		n	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	3,00
odch.stand.	0,06	0,06	0,02	0,05	0,04	0,06	0,05		odch.stand	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,00
redukcja %					-18%	-4%	19%		redukcja %						0%	5%	5%

redukcja % OB								redukcja % OB											
1%								10%											
parametr	Ca <sup>2+</sup> [mg L <sup>-1</sup> ]		2011					parametr	Ca <sup>2+</sup> [mg L <sup>-1</sup> ]		2012								
stanowisko	1	2	3	5	6	7	8	stanowisko	1	2	3	4	5	6	7	8			
średnia	32,20	33,42	32,80	30,38	32,22	31,71	32,81	średnia	51,67	48,77	49,76	50,72	50,74	49,78	48,56	51,15			
min	27,43	29,35	28,81	26,83	30,79	29,96	30,06	min	46,33	47,27	43,57	41,12	45,04	38,94	39,49	39,49			
max	35,60	36,36	36,41	34,79	32,85	33,13	37,25	max	55,72	51,14	58,80	58,89	58,72	55,96	57,00	57,00			
n	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	n	3,00	3,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00			
odch.stand.	3,44	3,30	3,31	3,70	0,98	1,34	3,40	odch.stand	4,83	2,08	6,52	8,10	5,98	7,98	7,29	7,29			
parametr	N-NH <sub>4</sub> [mg L <sup>-1</sup> ]		2011					Parametr	N-NH <sub>4</sub> [mg L <sup>-1</sup> ]		2012								
stanowisko	1	2	3	5	6	7	8	stanowisko	1	2	3	4	5	6	7	8			
średnia	0,04	0,04	0,03	0,02	0,05	0,04	0,04	średnia	0,02	0,01	0,05	0,03	0,03	0,06	0,04	0,02			
min	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,03	0,03	min	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,00			
max	0,05	0,06	0,04	0,03	0,12	0,05	0,05	max	0,04	0,01	0,13	0,04	0,05	0,14	0,07	0,05			
n	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	n	3,00	3,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00			
odch.stand.	0,01	0,02	0,01	0,01	0,05	0,01	0,01	odch.stand	0,01	0,00	0,06	0,01	0,02	0,06	0,03	0,02			
redukcja %					-194%	34%	-11%	redukcja %					-100%	33%	50%				
redukcja % OB					-117%					redukcja % OB					33%				
parametr	TN [mg L <sup>-1</sup> ]		2011					Parametr	TN [mg L <sup>-1</sup> ]		2012								
stanowisko	1	2	3	5	6	7	8	stanowisko	1	2	3	4	5	6	7	8			
średnia	1,30	0,49	0,98	1,20	1,01	0,90	1,28	średnia	1,99	1,17	1,72	2,09	2,51	1,39	1,29	1,20			
min	0,90	0,00	0,50	0,60	0,13	0,00	1,20	min	0,60	0,20	0,10	1,00	1,10	0,60	0,70	0,00			
max	1,60	1,20	1,50	1,70	1,70	1,40	1,40	max	2,76	2,69	3,20	2,80	4,00	2,04	2,24	1,91			
n	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	n	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	3,00			
odch.stand.	0,29	0,57	0,46	0,54	0,65	0,62	0,10	odch.stand	0,95	1,21	1,36	0,77	1,25	0,60	0,69	1,05			

<b>redukcja %</b>		16%	11%	-41%	<b>redukcja %</b>								45%	7%	7%		
<b>redukcja % OB</b>		-6%			<b>redukcja % OB</b>								52%				
<b>parametr</b>	<b>NO<sub>2</sub> [mg L<sup>-1</sup>]</b>	<b>2011</b>						<b>Parametr</b>	<b>NO<sub>2</sub> [mg L<sup>-1</sup>]</b>	<b>2012</b>							
<b>stanowisko</b>		1	2	3	5	6	7	8	<b>stanowisko</b>	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>średnia</b>		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<b>średnia</b>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>min</b>		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<b>min</b>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>max</b>		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<b>max</b>	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
<b>n</b>		4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	<b>n</b>	3,00	3,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00	4,00
<b>odch.stand.</b>		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<b>odch.stand.</b>	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
<b>redukcja %</b>		-120%	55%	-20%	<b>redukcja %</b>								33%	50%	0%		
<b>redukcja % OB</b>		-20%			<b>redukcja % OB</b>								67%				

### **IX.3.5 Istotne różnice dla danych zebranych podczas kontrolowanego dopływu zanieczyszczeń biogennych**

#### ***Temperatura wody***

Różnice pomiędzy terminami pomiarów: (Kruskal-Wallis ANOVA:  $H_{(3, N=144)} = 76,72853$   $p=0,0000$ ), wybrane daty: 2012.08.24, 2012.08.29, 2012.09.06 i 2012.09.11.

#### ***pH***

Różnice pomiędzy terminami pomiarów: (Kruskal-Wallis ANOVA:  $H_{(3, N=144)} = 73,41741$   $p=0,0000$ ), wybrane daty: 2012.08.24, 2012.08.29, 2012.09.06 i 2012.09.11.

#### ***DO***

Różnice pomiędzy terminami pomiarów: (Kruskal-Wallis ANOVA:  $H_{(3, N=144)} = 30,24460$   $p=0,0000$ ) oraz stanowisk ( $H_{(3, N=144)} = 38,74107$   $p = 0,0000$ ), wybrane daty: 2012.08.24, 2012.08.29, 2012.09.06 i 2012.09.11.

#### ***P-PO<sub>4</sub>***

Różnice pomiędzy terminami pomiarów: ( $H_{(3, N=144)} = 82,38068$   $p = 0,0000$ ) oraz stanowisk: (Kruskal-Wallis ANOVA:  $H_{(3, N=144)} = 20,35600$   $p = 0,0001$ ), wybrane daty: 2012.08.24, 2012.08.29, 2012.09.06 i 2012.09.11.

#### ***N-NO<sub>3</sub>***

Różnice pomiędzy terminami pomiarów: (Kruskal-Wallis ANOVA:  $H_{(3, N=144)} = 20,80366$   $p=0,0001$ ), wybrane daty: 2012.08.24, 2012.08.29, 2012.09.06 i 2012.09.11.