

Stacjonarne Studia Doktoranckie
Ekologii i Ochrony Środowiska

Zuzanna Oleksińska

Wpływ wód opadowych na trofię i skuteczność rekultywacji Stawów Jana w Łodzi.

The influence of storm water on the trophy
and rehabilitation effectiveness
in Stawy Jana pond in Łódź.

Praca doktorska

wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej
Instytutu Ekologii i Ochrony Środowiska

Promotor:

- Dr hab. Adrianna Wojtał-Frankiewicz
prof. nadzw. UŁ

Promotor pomocniczy:

- Dr Tomasz Jurczak

Spis treści

Streszczenie.....	3
Abstract	4
1. Wstęp	5
1.1. Wyzwania związane z zarządzaniem wodami w mieście	5
1.1.1. Miejskie zbiorniki rekreacyjne.....	6
1.1.2. Zasilanie zbiorników w zlewni miejskiej.....	8
1.1.3. Jakość wód opadowych.....	9
1.2. Rekultywacja miejskich zbiorników	10
1.3. Hipotezy i cele badań	12
2. Teren badań	13
2.1. Zabiegi rekultywacyjne.....	15
3. Materiał i metody.....	22
3.1. Pobór próbek.	22
3.2. Konstrukcja bazy danych.....	25
3.3. Ekstrapolacja parametrów fizycznych i chemicznych	25
3.4. Metody.....	26
3.4.1. Parametry fizyczne	26
3.4.2. Parametry chemiczne.....	27
3.4.3. Parametry biologiczne.....	27
3.4.4. Obliczenia współczynników i metody statystyczne	29
4. Wyniki.....	30
4.1. Dynamika zmian parametrów fizycznych.....	30
4.1.1. Temperatura wody.....	30
4.1.2. Przewodnictwo elektrolityczne i zasolenie	32
4.1.3. Tlen rozpuszczony i saturacja.....	38
4.1.4. pH	42
4.1.5. Przepływ całkowity.....	47
4.1.6. Zmiany parametrów fizycznych pomiędzy stanowiskami.....	48
4.2. Dynamika zmian parametrów chemicznych	54
4.2.1. Azotany.....	54
4.2.2. Azotyny.....	59
4.2.3. Amon	64
4.2.4. Fosforany.....	69
4.2.5. Chlorki	74

4.2.6.	Zmiany parametrów chemicznych pomiędzy stanowiskami	79
4.3.	Efektywność bariery gabionowo-roślinnej.....	83
4.3.1.	Statystyka	83
4.3.2.	Dynamika parametrów fizycznych	84
4.3.3.	Dynamika parametrów chemicznych.....	90
4.3.4.	Kierunek przepływu wody w obrębie biofiltra	94
4.4.	Dynamika zmian parametrów biologicznych w zbiorniku Stawy Jana	97
4.4.1.	Fitoplankton	97
4.4.2.	Zooplankton	98
4.4.3.	Zależności między zooplanktonem a chlorofilem i parametrami fizyko- chemicznymi	103
5.	Dyskusja	109
5.1.	Rola innowacyjnych, inspirowanych naturą rozwiązań w mieście	109
5.1.1.	Woda w mieście – podejście systemowe.....	109
5.1.2.	Rozwiązania bazujące na naturze – Nature-Based Solutions (NBS).....	111
5.2.	Rekultywacja miejskich zbiorników	112
5.2.1.	Ocena wpływu wód deszczowych na jakość wód w zbiorniku Stawy Jana.....	112
5.2.2.	Analiza porównawcza skuteczności rekultywacji Stawów Jana i zbiorników w Arturówku	115
5.2.3.	Rekomendacje do zwiększenia efektywności bariery gabionowo-roślinnej oraz poprawy jakości wody w Stawach Jana	119
5.2.4.	Inne rozwiązania systemowe	121
5.3.	Zarządzanie zasobami wodnymi w mieście	123
5.3.1.	Trudności związane z wdrażaniem NBS w miastach	123
5.3.2.	Korzyści wynikające ze zintegrowanego zarządzania wodą w mieście z wykorzystaniem NBS.....	125
6.	Wnioski.....	126
	Podziękowania	127
	Bibliografia	128
	Załącznik 1.....	141

Streszczenie

Obszary rekreacyjne będące częścią błękitów-zielonej infrastruktury miasta, są niezwykle istotne z punktu widzenia korzyści dla mieszkańców miasta, a także odporności całego ekosystemu i możliwości adaptacji miast do zmian klimatu. Rekultywacja, w rozumieniu przywracania dobrej jakości środowiska, musi zatem opierać się na rozwiązaniach systemowych, tak aby spełniać potrzeby zarówno ekologiczne jak i społeczno-ekonomiczne.

Rekultywacja antropogenicznego zbiornika przepływowego Stawy Jana, wykonana przez zarządcę terenu (Miejski Ośrodek Sportu i Rekreacji, MOSiR) była próbą przywrócenia dobrej jakości wód tego ekosystemu. Rekultywacja oparta była o kilkuletni monitoring obszaru, który pozwolił na identyfikację zagrożeń, wśród których należy wymienić: dopływ zanieczyszczeń z wodami rzeki zasilającej i wodami pochodzącymi ze spływu powierzchniowego, a także punktowe źródła zanieczyszczeń zlokalizowane w czaszy zbiornika. Przed przystąpieniem do zadania sporządzono koncepcję rekultywacji i dokumentację techniczną ekologicznej bariery gabionowo-roślinnej. Do zabiegów przystąpiono dwuetapowo. W roku 2014 odmulono dno zbiornika, zaś w roku 2015 przebudowano górną część czaszy zbiornika w celu utworzenia spowalniającej przepływ strefy sedymentacyjnej i dwóch stref biofiltracyjnych podczyszczających wody z substancji biogenicznych. Wykonanie bariery odbiegało od założeń koncepcyjnych.

Celem pracy była ocena efektywności zastosowanych rozwiązań rekultywacyjnych i wpływu wód opadowych na jakość wód w zbiorniku. Wykazano krótkotrwałą skuteczność zabiegu bagrowania w redukcji stężenia jonów pierwiastków biogenicznych, a także udokumentowano dalszy negatywny wpływ wód opadowych na jakość wód w Stawach Jana, świadczący o wadach wykonawczych przyczyniających się do obniżenia potencjalnej efektywności zabiegów rekultywacyjnych.

Zarządca terenu rekreacyjnego zobowiązał się do wykonania prac naprawczych w kolejnych latach.

Abstract

Recreation areas are part of the city's blue-green infrastructure and are extremely important to city inhabitants, as well as the resilience of the entire ecosystem and cities' ability to adapt to climate change. Rehabilitation, in terms of restoring a good quality environment, must therefore be based on systemic solutions, so as to fully address both ecological and socio-economic needs.

Rehabilitation of anthropogenic Stawy Jana reservoir, executed by administrator of this recreational area (Miejski Ośrodek Sportu i Rekreacji, MOSiR) was an attempt to restore good water quality of this ecosystem. Rehabilitation was based on a several-year monitoring of the area, which allowed identifying threats, among which should be mentioned: pollutants inflowing with waters of supplying river and waters derived from surface runoff, as well as point sources of pollution located within the reservoir itself. Prior to the task, the concept of rehabilitation and technical documentation of the ecological biogeochemical barrier were drawn up. Activities were planned in two stages. In 2014 the bottom of the reservoir was degraded to remove internal loading of phosphorus. In 2015 the upper part of the reservoir was rebuilt in order to slow down water flow to allow sedimentation in the first part of the barrier and two biofiltration zones were created to minimize biogenic compounds concentration. The implementation of the barrier differed from the conceptual plans.

The aim of this study was to evaluate the effectiveness of rehabilitation solutions and the influence of rainwater on Stawy Jana water quality was monitored. Only short-term effectiveness of the dredging treatment in reducing the concentration of biogenic compounds has been demonstrated, as well as further negative impact of rainwater on water quality in the reservoir, proving that implementation defects reduced the potential effectiveness of rehabilitation treatments.

The administrator of the Stawy Jana recreation has committed to fix the system in the following years.

1. Wstęp

Miejski ekosystem jest skomplikowaną mozaiką współtworzoną przez nieożywione elementy biotopu tworzące zwarte podstawy oraz biocenozę, w której ludzie są elementem centralnym. Miasta lokowane były w miejscach sprzyjających przyrodniczo, bogatych w zasoby i z dostępem do wody pitnej. Stanowi to podstawę potrzeb opisaną przez Masłowa (1954). Wśród innych potrzeb zaspokajanych przez miasto należy wymienić zapewnianie bezpieczeństwa przez dostęp do służby zdrowia i służb ratowniczych, policji, dostęp do żywności oraz schronienia. Tkanka miasta musi jednak zapewniać możliwość zaspokojenia potrzeb wyższych, potrzeby przynależności, poczucia własnej wartości, samorealizacji. Powszechność edukacji i rosnąca świadomość społeczeństwa wpływa na zwiększenie oczekiwań, co do jakości życia. Wszystkie te komponenty składają się na poczucie dobrobytu jednostki, a choć sam dobrobyt bywa różnie definiowany i może być różnie mierzony (Clarke i in., 2006) dostępność zdrowego środowiska i możliwość obcowania z naturą, choćby pod postacią wypoczynku na świeżym powietrzu, jest często powtarzanym jego składnikiem (Hansen-Møller i Oustrup, 2004; Neuvonen i in., 2007; Taylor i Hochuli, 2015; Larson i in., 2016).

Miejskie tereny zielone to nie tylko wydzielone parki i skwery. To też mniej oczywiste obszary nieużytków, pasów zieleni, dolin rzecznych, a czasem lasów. Tereny te stanowią także bufor środowiskowy, są siedliskiem zwierząt i roślin wspomagając bioróżnorodność (Dearborn i Kark, 2010; Kowarik, 2011), a także wpływają na mikroklimat zwiększając wilgotność powietrza i obniżając jego temperaturę (Hall i in., 2016). W ostatnich latach coraz więcej uwagi zaczęto poświęcać także wodzie w mieście, a termin opisujący tereny zielone, tzw. „zielona infrastruktura” został rozszerzony do „niebiesko-zielonej infrastruktury”. Zasoby wodne w miastach stały się jednym z kluczowych tematów Międzynarodowego Programu Hydrologicznego UNESCO, ze względu na ich degradację poprzez zanieczyszczenie i przyspieszony odpływ (Zalewski, 2015). Powiększanie niebiesko-zielonej infrastruktury oraz jej utrzymywanie i zabezpieczanie staje się wyzwaniem, z którym muszą się zmierzyć obecne i przyszłe pokolenia.

1.1. Wyzwania związane z zarządzaniem wodami w mieście

Tradycyjne zarządzanie zasobami wód w mieście opiera się na mechanistycznym podejściu, w myśl którego woda stanowi zagrożenie i należy efektywnie przyspieszyć jej

odpływ. W tym celu rozbudowywano sieć kanalizacji ogólnospławnej i deszczowej, a także przebudowywano koryta rzeczne i ich doliny. Jednakże działania te powodują szereg negatywnych efektów (Zalewski, 2015):

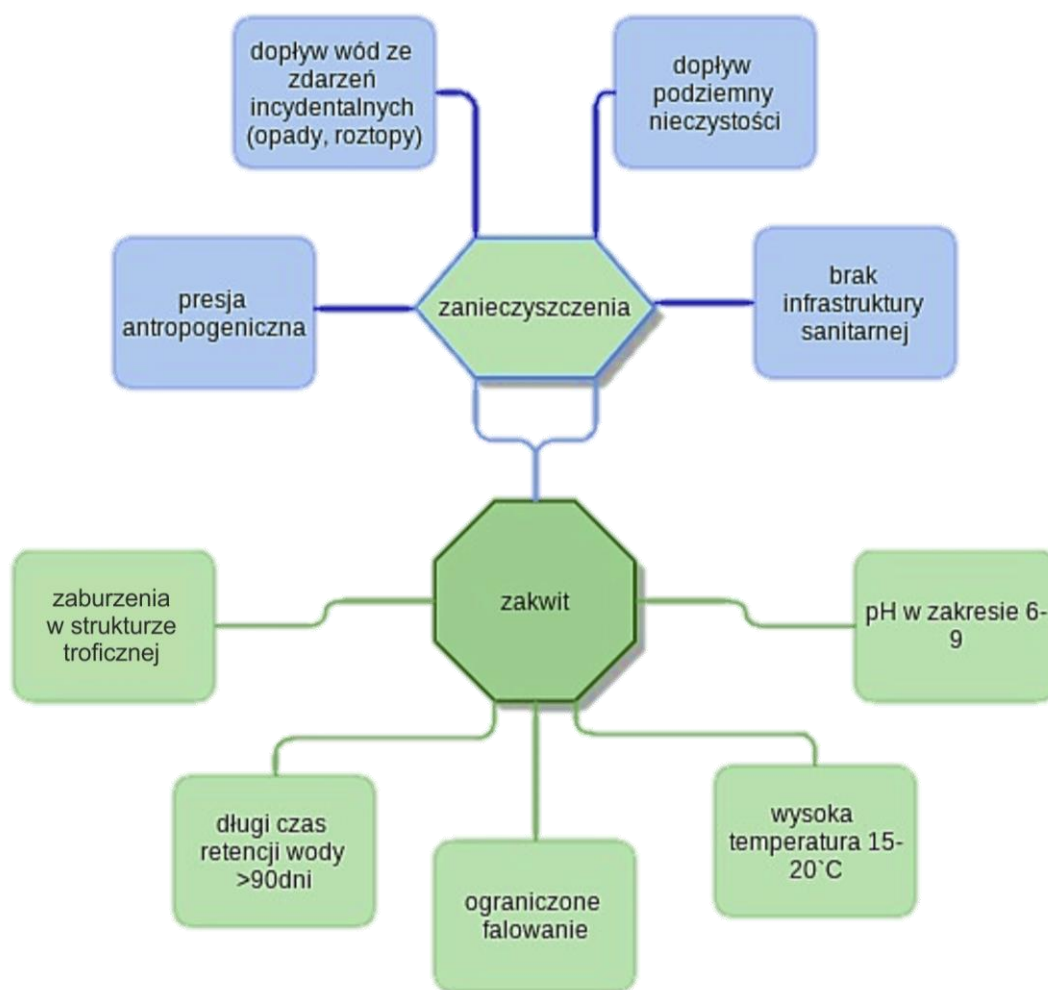
1. przyspieszony odpływ zwiększa ilość i prędkość spływu powierzchniowego, a co za tym idzie zwiększa przepływy ekstremalne, a także może powodować podtopienia i powodzie;
2. zmniejszona retencja i wydłużone okresy suszy zmniejszają przepływy minimalne, a tym samym zagrażają utrzymaniu życia w ekosystemach wodnych;
3. regulacja koryt rzecznych degraduje strukturę i funkcje biologiczne rzek obniżając ich potencjał samooczyszczania;
4. zmiana lub zwężenie przekroju poprzecznego rzek pozbawia ciek łączności z doliną i terenami zalewowymi;
5. uproszczenie siedlisk powoduje zmiany w różnorodności biologicznej, wzmacnia transport osadów i utrudnia wymianę jonów z osadami, co wpływa na pogorszenie możliwości samooczyszczania.

Woda jako zasób jest podstawą utrzymania biologicznie czynnych terenów, których istnienie w miastach jest wymagane do zrównoważonego rozwoju.

1.1.1. Miejskie zbiorniki rekreacyjne

Miejskie zbiorniki wodne są jednymi z najważniejszych punktów niebiesko-zielonej infrastruktury łącząc korzyści wynikające z obecności terenu zielonego (którego zwykle są częścią) i akwenu. Najczęściej są to płytkie, niestratyfikowane zbiorniki, o czasie retencji wód silnie uzależnionym od opadów (De Meester i in., 2005). W związku z tym borykają się z typowymi problemami, takimi jak: wzmożona sedymentacja, zarastanie i wzmożona eutrofizacja (Jurczak i in., 2018b), zanieczyszczenia wynikające z użytkowania zbiornika, etc. Z punktu widzenia rekreacyjnego wykorzystania zbiorników miejskich zakwity glonów, a w szczególności zakwity sinic, mogą prowadzić do czasowego wyłączenia z użytkowania tychże zbiorników. Tworzeniu się zakwitów sprzyja długi czas retencji wody i ograniczone falowanie, tworząc stabilne warunki dla rozwoju fitoplanktonu. Także odpowiednie pH i wysoka temperatura wody zwiększają tempo namnażania się glonów. Brak refugium i wzmożone drapieżnictwo skutkujące zmniejszeniem liczebności zooplanktonu odżywiającego się fitoplanktonem także może prowadzić do jego niekontrolowanego wzrostu. Ponadto zanieczyszczenia substancjami

biogenicznymi stanowiącymi bazę pokarmową dla gatunków fitoplanktonu tworzących zakwity, są często istotnym problemem miejskich zbiorników rekreacyjnych (Ryc. 1).



Ryc. 1. Czynniki sprzyjające tworzeniu się zakwitów glonów w miejskich zbiornikach rekreacyjnych (Oleksińska, Z.).

W Łodzi znajdują się trzy obszary typowo rekreacyjne ze zbiornikami, które można wykorzystywać jako kąpieliska oraz miejsca do uprawiania sportów wodnych. Miejscami tymi są: Arturówek, Stawy Stefańskiego i Stawy Jana. Arturówek zasilany jest przez rzekę Bzurę, Stawy Stefańskiego przez Ner i Gadkę, zaś Stawy Jana przez rzekę Olechówkę. Jakość wody tych zbiorników ma ogromne znaczenie dla ich użytkowania przez mieszkańców. Rokrocznie pojawiały się w nich toksyczne zakwity sinic, przez co zbiorniki bywały wyłączane z użytkowania w najważniejszych dla mieszkańców miesiącach, tj. w okresie letnich wakacji.

1.1.2. Zasilanie zbiorników w zlewni miejskiej

Zbiorniki wodne i rzeki są miejscami najniżej położonymi w krajobrazie, a zatem stanowią odbiornik wszystkich wód spływających z danego obszaru. Zlewnia miejska charakteryzuje się znacznym uszczelnieniem. Na obszarze miasta opady o takiej samej intensywności i czasie trwania jak poza jego obszarem będą powodowały większe wezbrania (Kowalczak, 2008). Intensywne wezbrania nie tylko niosą ze sobą znaczne ładunki zanieczyszczeń, ale też mogą prowadzić do powodzi, niszczyć siedliska organizmów (Borchardt i Statzner, 1990), erodują brzegi, wymywają podłoże (Marsalek, 1998). Z drugiej strony szybkie odprowadzanie wody z terenów zurbanizowanych może powodować susze (Kupryś-Lipińska i in., 2014) redukując zasilanie z wód gruntowych oraz obniżanie ich poziomu, a także obniżanie przepływów podstawowych w rzekach (Marsalek, 1998), spadek żyzności gleby (White i in., 2004), a zatem i niższą produktywność roślin (Ji i Peters, 2003). Wody opadowe i roztopowe z jezdni, chodników, parkingów i dachów zmywają nagromadzone zanieczyszczenia i niosą je do sieci ogólnospławnej oraz rzek i zbiorników. Szczególnie wiele zanieczyszczeń gromadzi się na terenach przemysłowych oraz ulic o dużej przepustowości. Zanieczyszczenia pochodzące z takich obszarów obejmują, oprócz substancji biogenicznych, substancje ropopochodne (Brown i in., 1985; Lopes i Dionne, 2003), metale ciężkie (Liebens, 2001) oraz dioksyne (Urbaniak i in., 2010).

Część zanieczyszczeń wprowadzonych do rzek ulega strąceniu i przechodzi do osadów lub jest pobierana przez organizmy i wbudowywana w ich biomasę, jednak wiele z nich trafia do zbiorników usytuowanych na rzekach. W warunkach miejskich rzeki najczęściej są uregulowane, co sprowadza się do wyprostowania i wybetonowania ich koryt, a także ujęcia ich w podziemne kanały. W konsekwencji nurt rzeczny jest przyspieszany, co wpływa na zmniejszenie tempa sedymentacji lub uniemożliwienie jej, a skąpe porośnięcie koryta roślinnością lub też jej brak, oznacza ograniczone możliwości absorbowania substancji biogenicznych i związków im pochodnych przez makrofity oraz brak refugium dla fauny rzecznej.

Dalsze konsekwencje regulacji rzek obejmują zwiększony dopływ zanieczyszczeń do zbiorników. Tam zanieczyszczenia mogą przechodzić do osadów oraz być wykorzystywane przez fitoplankton i roślinność. Obfitość substancji pokarmowych nadmiernie zwiększa żyzność wód prowadząc do wzmożonej eutrofizacji zbiorników.

1.1.3. Jakość wód opadowych

W wielu miastach opad jest podstawowym źródłem wody, powinien być zatem traktowany jako zasób. Zarządzanie wodami opadowymi stanowi wyzwanie, gdyż dotychczasowe podejście upatrujące w nich zagrożenie, i przez to prowadzące do jak najszybszego odwodnienia terenu, skutkuje pozbawieniem mieszkańców terenów biologicznie czynnych (Wagner i Krazue, 2014). Odwodnieniu miasta sprzyja jego zwarta zabudowa i przewaga powierzchni nieprzepuszczalnych. Woda deszczowa zamiast infiltrować spływa po powierzchni podłoża.

Wody opadowe przejmują zanieczyszczenia w trzech fazach. W pierwszej opad przejmuje zanieczyszczenia atmosferyczne, między innymi takie jak tlenki i dwutlenki węgla, węglowodory, tlenki i dwutlenki azotu, związki siarki, pyły (Brinkmann, 1985) pochodzące w szczególności z elektrowni i elektrociepłowni, zakładów przemysłowych, lokalnych palenisk, transportu kołowego i lotniczego (Friedlander, 1973; Jabłońska i Janeczek, 2019). W drugiej fazie następuje spłukiwanie zanieczyszczeń z powierzchni zlewni. W tej fazie do wód opadowych dostaje się najwięcej zanieczyszczeń, w związku z czym można już mówić o ścieku opadowym (Królikowska i Królikowski, 2012). Różnorodność i ilość zanieczyszczeń zależą w głównej mierze od typu zagospodarowania zlewni. Zivkovich i Mays (2018) zidentyfikowali następujące źródła zanieczyszczeń:

1. zawiesiny – budowy, erozja, niedostateczne pokrycie terenu roślinnością, duże komercyjne pojazdy;
2. pierwiastki biogeniczne – nawozy, domowe odpady zwierzęce i roślinne, detergenty;
3. metale – przemysł, transport, erozja gleb, depozycja zanieczyszczeń pochodzących ze spalania paliw.

Inne zanieczyszczenia dostające się do wód opadowych podczas spływu to m.in.: oleje, substancje ropopochodne, ścieki, liście i pyłki, węglowodory aromatyczne, organiczne związki toksyczne (Królikowska i Królikowski, 2012).

W ostatniej fazie ścieki opadowe spływają odbiornikami, kanałami, rowami, rzekami, z których wypływają zdeponowany wcześniej materiał. Materiał ten odzwierciedla rodzaj i zagospodarowanie odwadnianej zlewni, ma także charakter sezonowy – najwięcej osadów zdeponowanych jest podczas roztopów (Nawrot i Wojciechowska, 2017). Tak zanieczyszczone wody trafiają do zbiorników degradując jakość ich wód.

1.2. Rekultywacja miejskich zbiorników

Zbiorniki miejskie, zwłaszcza te pełniące funkcje rekreacyjne, są obiektem zainteresowania społeczeństwa, władz miejskich i ekologów. Wszystkim tym grupom zależy na podniesieniu jakości wód, dzięki czemu podejmowane są różnorodne działania mające na celu rekultywację.

Pojęcie rekultywacji odnosić się może do przywrócenia lub poprawy jakości środowiska w kontekście usług ekosystemowych lub jako przywrócenie naturalnego stanu (właściwości) danego ekosystemu. W dalszej części rozprawy rekultywacją nazywane będą zabiegi ukierunkowane na poprawę jakości ekosystemu.

Tradycyjne metody rekultywacyjne skupiały się eliminacji problemu w czaszy zbiornika. Jedną z klasycznych i szeroko stosowanych metod jest odmulanie (bagrowanie) dna zbiornika. Ma ona na celu wyeliminowanie zmagazynowanych w osadach związków biogenicznych, a także pogłębienie zbiornika. W wielu przypadkach odmulanie powoduje poprawę jakości wód, obniżając nie tylko stężenie fosforanów, ale też zawiesiny organicznej, TSS i chlorofilu *a* (Zhang i in., 2010; Oldenburg i Steinman, 2019). Jednak nie zawsze zastosowanie tej metody przynosi oczekiwane skutki. Naruszenie sedymentów może bowiem spowodować uwolnienie się fosforanów poprzez ich utlenianie, co zwiększa ich biodostępność i może spowodować czasowe pogorszenie się jakości wody. Bagrowanie wpływa negatywnie na bioróżnorodność, gdyż razem z namulem usuwane są flora i fauna bentosowa (Meng i in., 2018). Ponadto brak eliminacji źródeł dopływu zanieczyszczeń powoduje stopniowy wzrost ich stężenia prowadząc do ponownej degradacji.

Aeracja, czyli natlenianie wód ma z kolei na celu utlenienie związków azotanowych i zmniejszenie ich biodostępności. Natleniać wody można także w celu redukcji związków żelaza, manganu, siarkowodoru (Lorenzen i in., 1977), a w stratyfikowanych zbiornikach także w celu likwidacji stref anaerobowych (Fast i in., 1975). Aeracja może skupiać się na sztucznej destratyfikacji, napowietrzaniu hipolimnionu oraz na dostarczaniu tlenu do hipolimnionu (Beutel i Horne, 1999).

Związki fosforu usuwane mogą być także przy użyciu związków glinu i żelaza lub wapnia, które wiążą fosforany w nierozpuszczalne fosforany glinu i żelaza lub wapnia (strącanie). Flokulacja i sedimentacja tzw. kłaczek pozwala na ich usunięcie z puli dostępnych substancji biogenicznych (Moore i Miller, 1994). Jednakże warunki panujące

w płytkich zbiornikach mogą sprzyjać ponownemu uwalnianiu fosforu – pH warstwy osadów jest znacznie niższe (proces dekompozycji) niż wody przydennej (Lijklema, 1980). Ponadto związki aluminium używane do strącania mają udowodnione działanie toksyczne (Wright, 1943; Kochian, 1995; Dudev i in., 2018).

Do poprawy jakości wód stosuje się także metody sorpcyjne, tzn. wykorzystujące zjawisko wiązania substancji rozpuszczonych na powierzchni ciała stałego. W tym celu wykorzystuje się sorbenty mineralne: żel krzemionkowy, tlenki i wodorotlenki metali oraz zeolity, tj. uwodnione glinokrzemiany i krzemiany (w szczególności wapnia i sodu), a także sorbenty węglowe (Dąbrowska i Nawrocki, 2000).

Poza metodami fizycznymi i chemicznymi w zbiornikach coraz częściej stosuje się metody biologiczne, wśród których wymienić należy biomanipulację oraz fitotechnologię. Biomanipulacja prowadzi do zmniejszenia biomasy glonów i zwiększenia przezroczystości wód wykorzystując do tego celu np. odłowy ryb planktonożernych, zarybianie gatunkami drapieżnymi (Meijer i in., 1999; Gołdyn, 2007) i manipulację poziomem wody w zbiornikach zaporowych w okresie tarła ryb w celu ograniczenia sukcesu rozrodczego ryb planktonożernych (Ozen i Noble, 2002). Fitotechnologie pozwalają na redukcję zanieczyszczeń znajdujących się zarówno w wodzie, jak i w osadach dennych poprzez ich absorpcję i zatrzymanie lub rozkład w tkankach roślin. Metody te można stosować także poza czasem zbiornika, w celu ograniczenia dopływu zanieczyszczeń (Zalewski i Wagner-Łotkowska, 2004; ITRC, 2009).

Także metody ekohydrologiczne nie skupiają się jedynie na działaniach wewnątrz czaszy zbiornika. W założeniu pozwalają na wzajemną regulację procesów hydrologicznych i ekologicznych, w oparciu o znajomość procesów zachodzących w obrębie całej zlewni (Zalewski, 2008; Zalewski i in., 2016). Koncepcja ekohydrologicznej rekultywacji opiera się na założeniu, że zrównoważone zarządzanie zasobami wodnymi zależne jest od możliwości przywrócenia i utrzymania ewolucyjnie ustalonych procesów obiegu wody i pierwiastków biogenicznych w skali zlewni (Zalewski i Wagner-Łotkowska, 2004). Zabiegi te, mające oparcie w naturalnie zachodzących procesach wpisują się w nurt Nature-Based Solutions (KE, 2015).

W ostatnich latach coraz częściej do rekultywacji stosowane są metody mieszane – zintegrowane – łączące rozwiązania fizyczne, chemiczne i biologiczne. W zależności od

stanu początkowego, zidentyfikowanych zagrożeń i szans, można dobrać metody, które przywrócą pożądany stan. Rozwiązania z zakresu biomanipulacji uzupełnić można o użycie metod chemicznych (Gołdyn i in., 2014). Tam, gdzie przewiduje się, iż aeracja będzie niewystarczająca, dodatkowo można stosować strącanie fosforu i biomanipulację (Rosińska i in., 2018). Bariery roślinne można łączyć z fizycznymi separatorami i osadnikami, biomanipulację z fitoremediacją, sorpcję z modyfikowaniem przepływu (Jurczak i in., 2018a)

1.3. Hipotezy i cele badań

Niniejsza rozprawa skupia się na analizie jakości wód miejskiego zbiornika rekreacyjnego Stawy Jana, w okresie 2012-2014 i 2015-2017, czyli przed i po jego rekultywacji. W tym celu testowano dwie hipotezy:

1. Substancje biogeniczne i zawiesina dopływające do zbiornika z wodami opadowymi stanowią główny czynnik degradowujący jakość wód tego zbiornika.
2. Czas utrzymania się dobrej jakości wód zbiornika rekreacyjnego zasilanego przez zanieczyszczone wody opadowe wzrasta, gdy oprócz bagrowania zastosowane zostaną zabiegi wykorzystujące wzajemną regulację procesów hydrologicznych i biologicznych.

Aby zweryfikować hipotezy, postawiono następujące cele:

1. Zbadanie stanu jakości wód i trofii zbiornika Stawy Jana przed działaniami rekultywacyjnymi.
2. Ocena wpływu substancji biogenicznych wód zasilających zbiornik na jakość jego wód.
3. Ocena wpływu odmulenia zbiornika na jakości i trofię jego wód.
4. Ocena wpływu działań wykorzystujących wzajemną regulację procesów hydrologicznych i biologicznych na jakość i trofię wód zbiornika względem tradycyjnego odmulania.

2. Teren badań

Zbiornik Stawy Jana zlokalizowany jest w południowej części miasta Łodzi (51°42'37.5"N 19°29'00.0"E). Jest on płytkim, eutroficznym zbiornikiem o powierzchni 43000 m², o średniej głębokości 1,03m i średniej objętości 44500 m³ oraz czasie retencji wody wynoszącym średnio 5 dni. We wschodniej części zbiornika znajduje się wyspa o powierzchni 2480 m². Od strony zachodniej zbiornik ograniczony jest jazem umożliwiającym piętrzenie wód z przelewem bezciśnieniowym oraz dwoma spustami dennymi (Tusiński, 2014).

Zbiornik Stawy Jana stanowi część kompleksu rekreacyjnego o tej samej nazwie, o powierzchni 18,34 ha będącego ważnym punktem błękitno-zielonej sieci Łodzi. Zbiornik wykorzystywany jest rekreacyjnie. W jego obrębie znajduje się strzeżone kąpielisko oraz przystań ze sprzętem wodnym. Wokół zbiornika biegną ścieżki piesze i rowerowe.

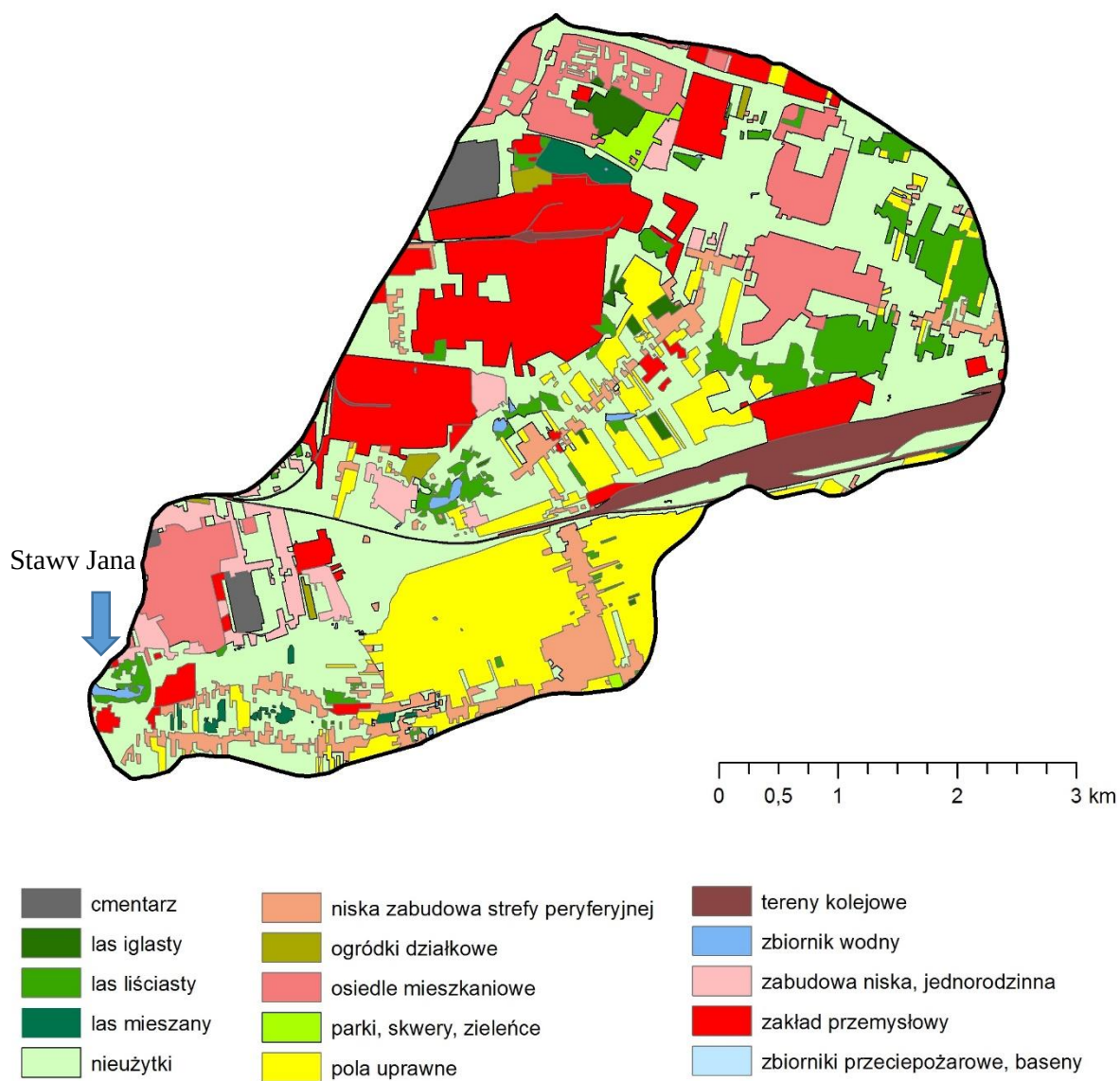
Wody zbiornika spuszczone są przed okresem zimowym, w okresie października – listopada i ponownie napełniane wiosną, na przełomie kwietnia i maja.

Stawy Jana są zbiornikiem przepływowym położonym na rzece Olechówce, która łączy się z Jasieniem i wpływa do Neru w obrębie miasta. Olechówka jest niewielką rzeką o średnim natężeniu przepływu rzędu 0,11 m³s⁻¹. Koryto rzeki zostało silnie zmodyfikowane, brzegi i dno zostały wybetonowane, tak aby ciek był odbiornikiem wód burzowych. W związku z tym w rzece praktycznie brak jest roślinności zanurzonej i wynurzonej, a w konsekwencji brak jest również refugium dla bezkręgowców i ryb (Kruk i in., 2010). Potencjał ekologiczny (w rozumieniu Dyrektywy Wodnej) zaklasyfikowano jako umiarkowany (Szulczewska i in., 2009).

Zlewnia zbiornika obejmuje obszar około 23,85 km², gdzie 38,07% tej powierzchni zajmują tereny zielone, takie jak: lasy, parki, ogródki działkowe i użytki ekologiczne. Tereny zabudowane obejmują około 22,34% powierzchni zlewni, zaś tereny przemysłowe (w tym kolejowe) 20,42%. Tereny uprawne (pola i ogrodnictwa) zajmują 16,61% (Ryc. 2).

Brzegi zbiornika porośnięte są makrofitami, głównie trzciną pospolitą (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud), w około 18,1% swojej długości. Piaszczysta plaża na

północnym brzegu zbiornika stanowi 18,3% zagospodarowania brzegu. Pozostała część została umocniona ubitą ziemią (27,8%) lub wybetonowana (35,8%) (Ryc. 3).



Ryc. 2. Zagospodarowanie terenu zlewni Stawów Jana (Z. Oleksińska).



Ryc. 3. Zagospodarowanie linii brzegowej Stawów Jana: A- piaszczysta plaża i część kąpieliskowa zbiornika (Z. Oleksińska, 2013), B- widok od kąpieliska na wschód (Z. Oleksińska, 2013), C- umocnienia brzegów widoczne po spuszczeniu wody ze zbiornika; widok od odpływu w kierunku wschodnim (Z. Oleksińska, 2015), D- przystań (MOSiR, 2016).

2.1. Zabiegi rekultywacyjne

Jesienią 2014 roku, w ramach działań finansowanych z Budżetu Obywatelskiego (2013/2014), w obszarze terenu rekreacyjnego Stawów Jana przeprowadzono szereg działań rewitalizacyjnych. Najważniejszym zadaniem (G0058) z punktu widzenia oczyszczania wód było bagrowanie zbiornika, tj. usunięcie wierzchniej warstwy namułu nagromadzonego w czaszy zbiornika. Pozostałe zadania obejmowały m. in. budowę ścieżek pieszych i rowerowych (G0150), ustawienie koszy na śmieci i nowych ławek (G0058), rozbudowę skate parku, utworzenie nowego placu zabaw (G0108), ustawienie parasoli i miejsc do grillowania (G0010).

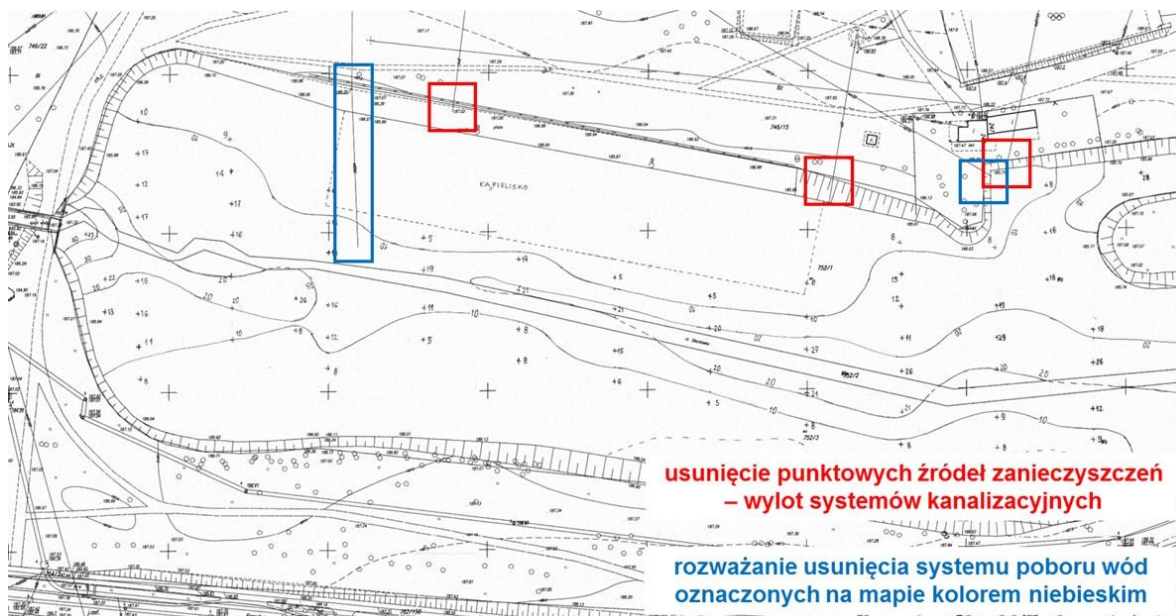
W następnym roku Miejski Ośrodek Sportu i Rekreacji w Łodzi, który zarządza tym terenem, zaprojektował (G0101) i skonstruował w miejscu dopływu rzeki Olechówki do Stawów Jana ekologiczną barierę gabionowo-roślinną mającą na celu ograniczenie dopływu zanieczyszczeń transportowanych rzeką do zbiornika. Zadanie to zostało wykonane w oparciu o przygotowaną przez Uniwersytet Łódzki koncepcję rekultywacji tego zbiornika (Jurczak i in., 2014). Prototyp tego rozwiązania (nr wniosku patentowego P.415981) wdrożono pod nazwą „Sekwencyjny system do oczyszczania wód opadowych w czaszy akwenu zasilanego przez małą rzekę miejską” w Łodzi w zbiorniku górnym w Arturówku (Jurczak i in., 2019b).

Do adaptacji wyznaczono górną część zbiornika stanowiącą około 10% powierzchni całego zbiornika. Projekt ekologicznej bariery gabionowo-roślinnej uzyskał pozwolenie wodno-prawne w oparciu o operat wodnoprawny opracowany przez mgr. inż. Jacka Tusińskiego (2014). Bariera składać się miała z trzech linii gabionów (Ryc. 4). Zgodnie z projektem pierwsza linia gabionów (oddalona od ok. 28m od wlotu rzeki) wyznaczała część sedymentacyjną, w której, miałyby miejsce proces sedymentacji zawiesiny i rumowiska wraz z zanieczyszczeniami niesionymi wodami rzeki Olechówki na skutek spowolnienia przepływu. Projekt zakładał okresowe usuwanie nagromadzonego osadu. Druga i trzecia linia gabionów wyznaczały dwie strefy biofiltracyjne. Zgodnie z koncepcją przestrzeń pomiędzy gabionami miała być wypełniona substratem piaskowo-żwirowym i obsadzona roślinnością szuwarową. We wszystkich gabionach zaprojektowano przepusty o średnicy 600mm umożliwiające migrację ryb. Dno pomiędzy częścią sedymentacyjną a częścią biofiltracyjną miało być pokryte dolomitową strukturą geochemiczna (1 kg m^{-2}), tj. narzutem kamieni dolomitowych umożliwiających adsorpcję substancji biogenicznych.



Ryc. 4. Schemat ekologicznej bariery gabionowo-roślinnej zamieszczonej w operacji wodnoprawnym (Tusiński, J., 2014). Oznaczenia: A- pierwsza linia gabionów, B- druga linia gabionów od strony południowej, C- trzecia linia gabionów od strony południowej, D- druga linia gabionów od strony północnej, E- trzecia linia gabionów od strony północnej, F-G- przepusty.

Dodatkowo, w celu ograniczenia dopływu z punktowych źródeł zanieczyszczeń zaplanowano usunięcie trzech wylotów systemów kanalizacyjnych, jednego znajdującego się po zachodniej stronie plaży oraz dwóch znajdujących się w obrębie przystani (Ryc. 5).



Ryc. 5. Lokalizacja wylotów systemów kanalizacyjnych i punktów poboru wód znajdujących się w czaszy zbiornika Stawy Jana (Koncepcja rekultywacji Stawów Stefańskiego i Stawów Jana w Łodzi; T. Jurczak, 2014).

Niestety prace przeprowadzone na zbiorniku nieco odbiegały od założeń koncepcyjnych w zakresie:

1. Wypełnienie gabionów stanowił kamień konstrukcyjny pozbawiony właściwości adsorpcyjnych (Ryc. 6: C, E, F);
2. Część sedymentacyjna nie była oczyszczana z nagromadzonego namułu (Ryc. 7: A)
3. Gabiony nie zostały pokryte matą kokosową o właściwościach filtracyjnych, a zastosowany w celu zabezpieczenia gabionów materiał bardzo szybko uległ dekompozycji (Ryc. 7: C);
4. Ze względu na niewłaściwą konstrukcję (brak stabilnego fundamentu) gabiony ulegały osiadaniu a ich wypełnienie nie było uzupełniane skutkując niejednorodnym piętrzeniem (Ryc. 7: C);
5. Strefy biofiltracyjne wypełnione zostały namulem pobranym z dna zbiornika, którego zwarta struktura utrudniała uкорzenie się roślin (wiele sadzonek nie przyjęło się) oraz powodowała piętrzenie się wody, a w konsekwencji wypłukiwanie z jej powierzchni warstwy substratu i sadzonek podczas opadów (Ryc. 6: D-F);

6. Nasadzenia roślinności szuwarowej były rzadkie i nie były uzupełnione. Zacienienie biofiltra północnego spowalniało wzrost pozostałej roślinności (Ryc. 7: D);
7. Przepusty znajdujące się w strefach biofiltracyjnych zostały przewymiarowane, a podczas napełniania zbiornika zostały zatkane z obu stron. Zamknięte w nich powietrze spowodowało ich wypchnięcie na powierzchnię przepustu w strefie południowej (Ryc. 7: B);
8. Planowana struktura dolomitowa pomiędzy strefą sedymentacyjną a strefami biofiltracyjnymi nie została utworzona (Ryc. 6: B);
9. Wyloty systemów kanalizacyjnych do zbiornika w okolicach kąpieliska nie zostały usunięte.

Rozbieżności te mogły mieć decydujący wpływ na osiągnięcie zamierzonych wyników działań rekultywacyjnych dla tego zbiornika kąpieliskowego.



Ryc. 6. Efekty inwestycji prowadzonych w czaszy zbiornika Stawy Jana w grudniu 2015 roku: A- narzut kamieni konstrukcyjnych w korycie rzeki Olechówki; B- strefa pomiędzy pierwszą a drugą linią gabionów; C- pierwsza linia gabionów okryta matą kokosową; D- wypełnienie stref biofiltracyjnych; E- strefa biofiltracyjna południowa; F- strefa biofiltracyjna północna (T. Jurczak, 2015).

Wiosną 2017 roku, tj w rok po utworzeniu bariery gabionowo roślinnej, wykonano dokumentację fotograficzną obrazującą efekty związane z funkcjonowaniem tego systemu.



Ryc. 7. Bariera gabionowo-roślinna rok po utworzeniu (Oleksińska, 2017):

- A- Budowla gabionowa zamykająca strefę sedymentacyjną. Widoczne na zdjęciu: nieusunięty namul, obniżenie linii gabionu od strony południowej, na drugim planie wypiętrzenie przepustu w południowej strefie biofiltracyjnej;
- B- Południowa strefa biofiltracyjna. Widoczne na zdjęciu: wypiętrzenie przepustu, wymycie podłoża oraz roślinności;
- C- Budowla gabionowa zamykająca strefę sedymentacyjną. Widoczne na zdjęciu: dekompozycja maty kokosowej, osiadanie wypełnienia gabionów i podmywanie skarp;
- D- Północna strefa biofiltracyjna. Widoczne na zdjęciu: rzadkie nasadzenia roślinności szuwarowej, zacienienie strefy, wypełnienie strefy namulem (zwarta, błyszcząca powierzchnia).

3. Materiał i metody

3.1. Pobór próbek.

Do badań wyznaczono pięć głównych stanowisk pomiarowych (Ryc. 8) oraz pięć dodatkowych punktów do oceny skuteczności rekultywacji (Ryc. 9).

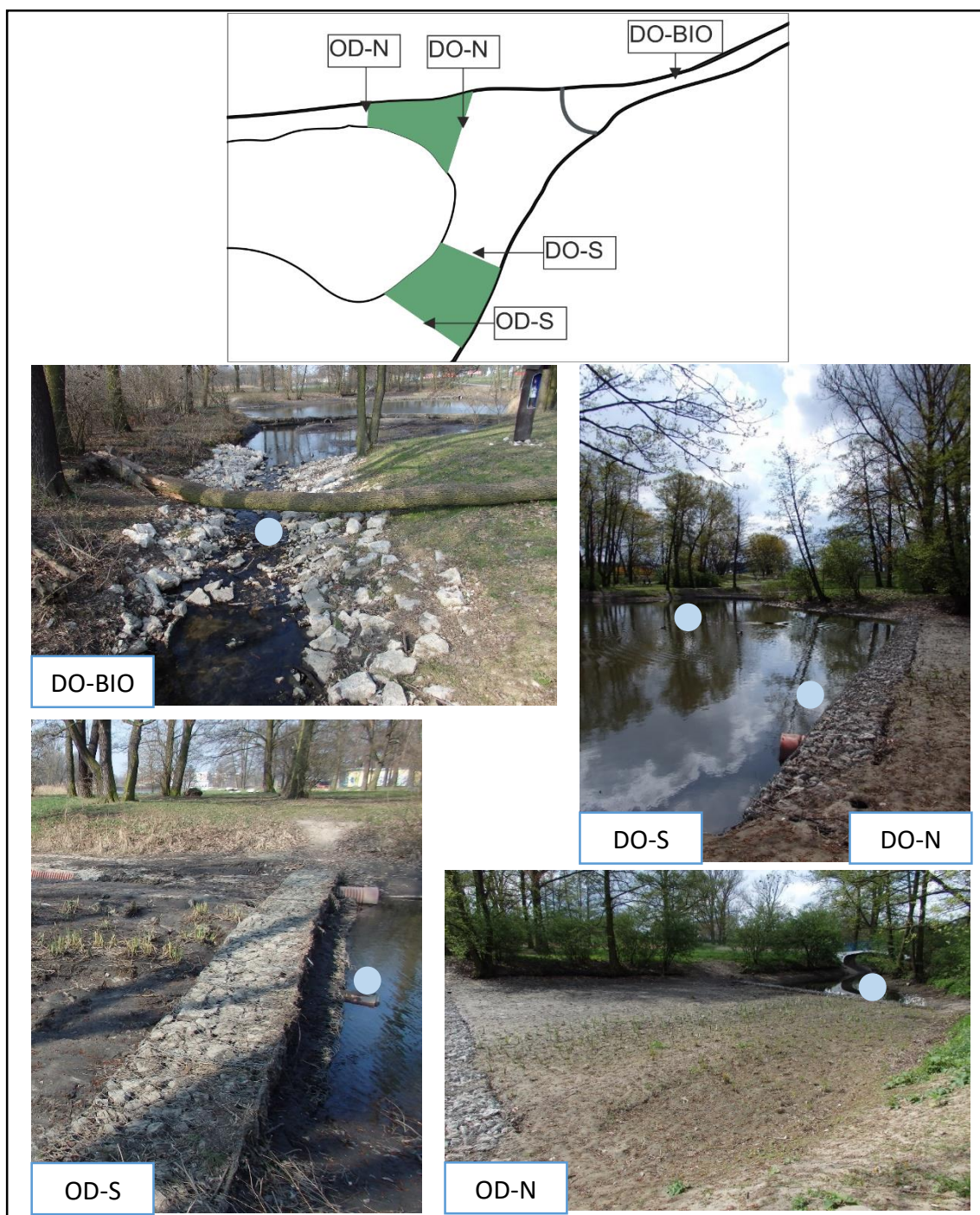
W latach 2012-2013 próbki wody pobierane były w trzech punktach: na dopływie rzeki Olechówki do zbiornika Stawy Jana (Ryc. 8: DO-SJ) około 350m powyżej zbiornika, w części kąpieliskowej zbiornika Stawy Jana (Ryc. 8: SJ) oraz około 625m poniżej zbiornika na rzece poniżej zbiornika (Ryc. 8: PO-SJ). Od 2014 roku próbki pobierano także bezpośrednio u wylotu ze zbiornika na rzece (Ryc. 8: OD-SJ). Ponad to po utworzeniu w zbiorniku bariery gabionowo-roślinnej (2015 rok), w celu oszacowania skuteczności pracy systemu, utworzono piąty punkt poboru poniżej gabionu ograniczającego strefę sedimentacji (Ryc. 8: BIO).

W 2017 roku podjęto próbę oceny skuteczności oczyszczania ekologicznej bariery gabionowo-roślinnej, w obrębie której zlokalizowano stanowiska (Ryc. 9): na dopływie do zbiornika – DO-BIO, przed strefami biofiltracyjnymi – DO-N i DO-S oraz za strefami biofiltracyjnymi – OD-N i OD-S. Na tych stanowiskach oprócz podstawowych parametrów fizyko-chemicznych, badano także stężenie zawiesiny (TSS).

Parametry fizyczne badane były w terenie, natomiast analizy chemiczne i biologiczne, dla wszystkich stanowisk, prowadzone były w laboratorium.



Ryc. 8. Punkty poboru próbek (Z. Oleksińska, 2013-2017): DO-SJ – stanowisko na rzece Olechówce powyżej zbiornika; BIO – stanowisko w części biofiltracyjnej zbiornika; SJ – stanowisko na kąpielisku; OD-SJ – stanowisko u wylotu ze zbiornika; PO-SJ – stanowisko na rzece Olechówce poniżej zbiornika. Niebieskimi strzałkami na mapie oznaczono kierunek przepływu; zielonym kolorem oznaczono wyspę. Niebieski punkt na zdjęciach oznacza miejsce poboru próbek.



Ryc. 9 Punktu poboru próbek w systemie biofiltracyjnym (Z. Oleksińska, 2016-2017):
 DO-BIO- stanowisko na dopływie rzeki Olechówki do zbiornika;
 DO-N- stanowisko na środku gabionu na dopływie do biofiltracyjnej strefy północnej;
 OD-N- stanowisko na środku gabionu na odpływie z biofiltracyjnej strefy północnej;
 DO-S- stanowisko na środku gabionu na dopływie do biofiltracyjnej strefy południowej;
 OD-S- stanowisko na środku gabionu na odpływie z biofiltracyjnej strefy południowej.
 Niebieskimi punktami oznaczono miejsca poboru próbek.

3.2. Konstrukcja bazy danych

Utworzona baza danych zawiera 61 zmiennych. Przypadki grupowane były wg. zmiennych:

- sezon: przed rekultywacją (lata 2012-2014), po bagrowaniu (rok 2015), po rekultywacji obejmujący długofalowe efekty bagrowania i efekty utworzonej bariery gabionowo roślinnej (lata 2016-2017),
- rok, miesiąc i sezon: wiosna, lato, jesień
- stanowisko
- opad: wystąpienie lub brak opadu
- Wrotkowy Indeks Troficzny wyrażony liczbą i opisowy wskaźnik trofii.

Zmienne ilościowe pogrupowano kategoriami:

1. parametry fizyczne: temperatura wody, przewodnictwo elektrolityczne, zasolenie, pH, tlen rozpuszczony (DO) i saturacja oraz zawiesina (TSS);
2. parametry chemiczne: stężenie jonów azotanowych, azotynowych, amonowych, fosforanowych, oraz jonów chlorkowych, a także ładunek tychże jonów, tj. stężenie jonów przeliczone na jednostkę czasu (mg doba^{-1});
3. parametry biologiczne: chlorofil *a* pochodzący z zielenic, sinic, okrzemek, kryptofitów oraz wartość sumaryczna (chlorofil całkowity), zagęszczenie i biomasa zooplanktonu podzielonego na grupy: widłonogi, wioślarki, wrotki. Parametry biologiczne zostały także ujęte, jako zmienne transformowane wg wzoru $\log(x+1)$.

Dane fizyko-chemiczne dla biofiltra zostały opracowane osobno w celu zobrazowania skuteczności oczyszczania wód, jednakże w sekcjach poświęconych zmienności parametrów pomiędzy stanowiskami ujęto też dane z biofiltra.

3.3. Ekstrapolacja parametrów fizycznych i chemicznych

Na początku monitoringu Stawów Jana i rzeki Olechówki stanowisko poniżej zbiornika zostało wyznaczone w pierwszej dostępnej lokalizacji na rzece. W późniejszym okresie zaobserwowano wiele punktowych wylotów wód opadowych, które mogły wpływać na wyniki, przez co obraz jakości wód na odpływie ze zbiornika przypuszczalnie był zaburzony. Uzyskane dane przeanalizowano w cyklu dwuletnim i zdecydowano się dodać kolejny punkt pomiarowy: OD-SJ. Od 2014 roku próbki wody pobierane były także na wypływie wody ze zbiornika. Dane uzyskane w latach 2014-2016 z nowego stanowiska

(OD-SJ) zostały porównane z danymi ze stanowiska PO-SJ i na ich podstawie dokonano ekstrapolacji danych dla brakujących lat. Ponieważ głównym problemem stanowiska OD-SJ był dopływ wód opadowych, za pomocą jednoczynnikowej analizy wariancji Kruskala-Wallisa sprawdzono, wartości których parametrów są statystycznie zależne od deszczu. Wykazano, iż wartość jonów chlorkowych ($H=8,599$, $p=0,003$) oraz przewodnictwa elektrolitycznego ($H=8,971$, $p=0,003$) i zasolenia ($H=7,008$, $p=0,008$) są statystycznie różne dla dni deszczowych i bezdeszczowych. Dla wszystkich badanych parametrów obliczono różnice średnich pomiędzy stanowiskami, a dla parametrów zależnych od opadów obliczono dodatkowo jak różnią się one pomiędzy stanowiskami w dniach z deszczem i bez deszczu. Obliczono jakim procentem średniej ze stanowiska OD-SJ jest średnia ze stanowiska PO-SJ, a wynik ten pozwolił na ekstrapolację danych dla stanowiska OD-SJ w latach 2012-2013.

3.4. Metody

3.4.1. Parametry fizyczne

Temperatura wody, pH, przewodnictwo elektrolityczne i zasolenie, zawartość tlenu rozpuszczonego i saturacja mierzone były *in-situ* za pomocą sond pomiarowych WTW Multi-Parameter (340i). Pomiary prowadzone były w przypowierzchniowej warstwie wody, około 20-30 cm poniżej lustra wody, w godzinach 10-13, na wszystkich stanowiskach badawczych.

Pomiary przepływu prowadzone były na stanowiskach rzecznych: DO-SJ, OD-SJ i PO-SJ, za pomocą miernika dopplerowskiego Flow Tracker Acoustic Doppler Velocimeter (Sontek). Do czerwca 2013 roku przepływy mierzone były metodą pływakową, gdzie za długość odcinka pomiarowego przyjmowano czterokrotność szerokości koryta, a pomiary dokonywano w trzykrotnych powtórzeniach i uśredniano.

Analiza przepływów w obrębie ekologicznej bariery gabinowo-roślinnej prowadzona była przy użyciu pływaków, w celu ustalenia trajektorii przepływu wód. Pomiary przy użyciu przepływomierza dopplerowskiego były niemożliwe ze względu na zbyt niskie przepływy oraz zawartość zawiesiny, która uniemożliwiała dokonanie pomiaru. Pływaki wypuszczane były w korycie rzeki Olechówki, około 1 metra przed wpłynięciem do strefy sedymentacyjno-biofiltracyjnej, w czterech równo rozłożonych punktach przekroju koryta. Dodatkowe pływaki wypuszczono w centralnej gabionu ograniczającego strefę sedymentacyjną oraz z południowego brzegu wyspy.

Pomiary zawiesiny prowadzone były zgodnie z wytycznymi zawartymi w normie PKN PN-EN 872:2007/Ap1:2007 (PKN, 2007).

3.4.2. Parametry chemiczne

Obecność i stężenie jonów analizowano przy użyciu chromatografu Dionex Corporation, ICS-1000, osobno dla anionów i kationów, zgodnie z procedurą przedstawioną przez Urbaniak i in. 2012. Ilościowa i jakościowa analiza kationów, m.in. NH_4^+ , prowadzona była przy użyciu kolumny Ion Pac CS15, zaś dla anionów, m.in. NO_2^- , NO_3^- i PO_4^{3-} , przy użyciu kolumny Ion Pac AS14A.

3.4.3. Parametry biologiczne

Pomiary stężenia chlorofilu *a* prowadzone były przy pomocy fluorymetru bbe Moldaenke Algae Online Analyser (AOA). Diody emitujące światło pulsacyjne o długości fali 450nm, 525nm, 570nm, 590nm i 610nm wzbudzały pigmenty charakterystyczne dla zielenic, okrzemek, sinic i kryptofitów (Beutler i in., 2002). Dla każdej grupy fluorescencja mierzona była automatycznie, w oparciu o krzywe kalibracyjne urządzenia. Pomiary prowadzone były w trzech powtórzeniach dla każdej próbki, a następnie wyniki były uśredniane.

Próbki fitoplanktonu były otrzymywane z jednego litra próby zintegrowanej, pobieranej z całego słupa wody, następnie były utrwalane za pomocą płynu Lugola. Po zakończonej sedimentacji sestonu próbka zagęszczana była do 10ml. Skład gatunkowy określany był na podstawie prac Starmacha (Starmach, 1989). Zliczanie pojedynczych komórek i kolonii fitoplanktonu prowadzono zgodnie z procedurą Utermöhla (Edler i Elbrächter, 2010). Biomasa fitoplanktonu określana była na podstawie objętości komórek zgodnie ze wzorami Hutorowicza (2005).

Zooplankton badano na podstawie zintegrowanej próby o objętości 20 L pobieranej z całego słupa wody, za pomocą czerpacza Bernatowicza o objętości 5 L. Próba przepuszczana była przez siatkę planktonową o wielkości oczek 64 μm w celu zagęszczenia do objętości 10 ml. Dodatkowo, w terenie próbka była wstępnie utrwalana 2 ml płynu Lugola, zaś w laboratorium dodawano do niej 4 ml formaliny. Skład gatunkowy określany był przy pomocy kluczy Rybaka i Błedzkiego (2010) oraz Ejsmont-Karabin i in. (2004). Obserwacje mikroskopowe prowadzone były w komorze Sedgewick-Rafter o objętości 1 ml i siatce pomiarowej 1x1 mm. Zagęszczenie

zooplanktonu liczone było w oparciu o wzór: $N = X \cdot V_z / V_k \cdot V_p$, gdzie N oznacza zagęszczenie w 1 L wody, X jest liczbą zaobserwowanych w próbce osobników, V_z objętość zatężonej próbki (ml), a V_p objętość próby oryginalnej (dm^3). Biomasa zooplanktonu określana była za pomocą wzorów Bottrella (1976) i Horna (1991). Wrotkowy Indeks Troficzny wyznaczany był przy użyciu wzorów Ejsmont-Karabin (2012) (Tab. 1 i Tab. 2) wyznaczonych w oparciu o korelacje zagęszczenia i struktury populacji wrotków w zbiornikach dimiktycznych i polimiktycznych a ich stanem troficznym. W dalszej części pracy indeks ten określany będzie skrótem TSI_{ROT} – rotifer trophic status index. Składowe TSI_{ROT} uśredniane były tak, aby uzyskać jeden wynik dla każdej analizowanej próbki zooplanktonu.

Tab. 1. Wskaźniki, współczynniki determinacji i wzory użyte do określenia kolejnych składowych TSI_{ROT} (Ejsmont-Karabin, 2012).

TSI_{ROT}	Wskaźnik	Współczynnik determinacji	Wzór
1	Liczebność wrotków (N, osobn. L^{-1})	$R^2 = 0,60$	$5,38 \cdot \ln(N) + 19,28$
2	Biomasa całkowita (B, mg m.m L^{-1})	$R^2 = 0,47$	$5,63 \cdot \ln(B) + 64,47$
3	Udział % bakteriożerców w liczebności ogólnej (BAK, %)	$R^2 = 0,34$	$0,23 \cdot \text{BAK} + 44,30$
4	Udział % formy tecta w populacji Keratella cochlearis (TECTA, %)	$R^2 = 0,54$	$0,187 \cdot \text{TECTA} + 50,38$
5	Stosunek biomasy do liczebności (B:N, mg m.m osobn $^{-1}$)	$R^2 = 0,50$	$3,85 \cdot (B:N)^{-0,318}$
6	Udział gat. wskaz. wysokiej trofii w liczebności zespołu wskaz. (WWT, %)	$R^2 = 0,67$	$0,203 \cdot \text{WWT} + 40$

Tab. 2. Wartości TSI_{ROT} i odpowiadające im stany trofii (Ejsmont-Karabin, 2012).

TSI_{ROT}	Stan trofii
poniżej 35	oligotrofia
od 35 do 45	mezotrofia
od 45 do 50	niska mezo-eutrofia
od 50 do 55	wysoka mezo-eutrofia
od 55 do 60	niska eutrofia
od 60 do 65	wysoka eutrofia
powyżej 65	politrofia

3.4.4. Obliczenia współczynników i metody statystyczne

Do opracowania statystycznego wyników posłużono się oprogramowaniem Statistica (wersja 12.; Statsoft).

Podstawowe analizy statystyczne obejmowały porównania średnich, median i odchyłeń standardowych badanych parametrów.

Analizie zostały także poddane relacje parametrów. Zależności pomiędzy parametrami badano za pomocą korelacji Pearsona. Różnice pomiędzy kolejnymi latami oraz dniami deszczowymi i bezdeszczowymi badano za pomocą testu U Manna-Whitneya. Przy ocenie wpływu opadu rozróżniono także okres „przed rekultywacją” oraz „po rekultywacji”. Z uwagi na niewielką licznosc przypadków po bagrowaniu (5 pomiarów, 4 bez deszczu i 1 podczas opadów) okres ten uwzględniono w kategorii „po rekultywacji”.

Jednoczynnikowa analiza wariancji Kruskala-Wallisa posłużyła do identyfikacji parametrów zależnych od deszczu. ANOVA Kruskala-Wallisa pozwoliła także określić czy badane parametry istotnie statystycznie różniły się od siebie przed zabiegami rekultywacyjnymi po bagrowaniu i po utworzeniu ekologicznej bariery gabinowo - roślinnej.

Współczynnik efektywności redukcji zmiennych fizycznych i chemicznych dla stref biofiltracyjnych liczono ze wzoru $(L_{in}-L_{out})/L_{in}*100$, gdzie L_{in} oznacza wartość parametru na wejściu do strefy, zaś L_{out} oznacza wartość parametru na wyjściu ze strefy.

Współczynnik dominacji wskazujący na udział ilościowy danego gatunku w badanym ekosystemie obliczano ze wzoru $D_i = n_i * N^{-1} * 100\%$, gdzie D_i oznacza dominację i-tego gatunku, n_i liczebność (lub biomase) i-tego gatunku, zaś N łączność liczebność (lub biomase) wszystkich gatunków (Czachorowski, 2006).

4. Wyniki

4.1. Dynamika zmian parametrów fizycznych

Podstawowa analiza parametrów fizycznych dotyczyła dynamiki zmian wartości w kolejnych miesiącach i średnich dla kolejnych lat. Analizowane były także różnice parametrów w trzech okresach: przed rekultywacją – lata 2012-2014, po bagrowaniu – rok 2015 i po rekultywacji – lata 2016-2017 – zatem obejmujące długofalowe efekty bagrowania i efekty utworzonej bariery gabionowo roślinnej.

4.1.1. Temperatura wody

DO-SJ

Na stanowisku powyżej zbiornika maksymalna temperatura 22,9 °C została odnotowana w sierpniu 2012 roku i w lipcu 2014 roku. Temperaturę minimalną 5,1 °C, zaobserwowano w kwietniu 2014 roku. W ujęciu miesięcznym najwyższe temperatury wody obserwowano w sierpniu i w lipcu, średnio 20,8 °C (SD=1,857) i 20,4 °C (SD=1,61). Najchłodniejszym miesiącem spośród monitorowanych był kwiecień ze średnią temperaturą 9,3 °C (SD=3,53), a w dalszej kolejności październik ze średnią temperaturą 10,6 (SD=2,928). W kwietniu także obserwowano największe wahania temperatur (Ryc. 12).

BIO

Najniższa wartość temperatury wynosząca 7,3°C została zaobserwowana w kwietniu 2017 roku, a maksymalna 23,9°C w sierpniu tego samego roku (Ryc. 11).

SJ

W badanym okresie najniższa temperatura na stanowisku Stawy Jana – kąpielisko odnotowana została w kwietniu 2017 roku wynosiła 7,6 °C, zaś najwyższa 26,1°C w czerwcu 2014 roku. Średnio najwyższe temperatury wody obserwowane były w sierpniu, zaś najniższe w październiku i kwietniu (Ryc. 12).

OD-SJ

Temperatura wody na stanowisku odpływ ze Stawów Jana wahała się od minimum 7°C odnotowanych w październiku 2014 roku do 25,5°C odnotowanych w sierpniu

2017 roku. Na wiosnę i jesienią temperatury były stosunkowo niskie, średnio 10,8°C (SD=2,94) w kwietniu i 11,1°C (SD=2,58) w październiku. Najwyższe temperatury wody obserwowano w sierpniu: 22,2°C (SD=1,78) i lipcu: 21,8°C (SD=1,03) (Ryc. 12).

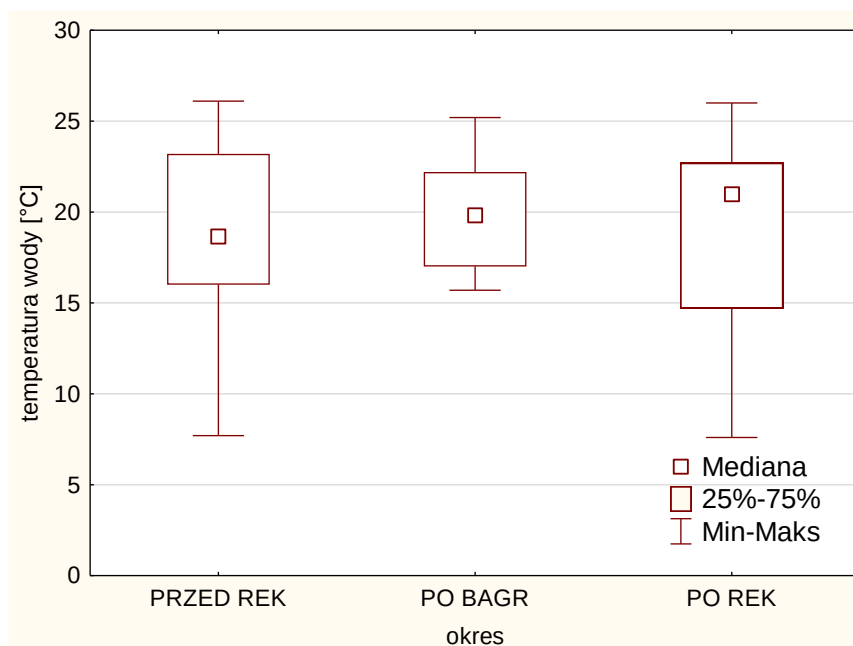
PO-SJ

Wartość minimalna temperatury na stanowisku Olechówka poniżej zbiornika w obserwowanym okresie wynosiła 8,8°C – zaobserwowano ją trzykrotnie w kwietniu i październiku 2014 oraz w kwietniu 2015. Wartość maksymalną 25°C zanotowano w sierpniu 2017. Najcieplejszymi miesiącami były sierpień 22,1°C (SD=1,51) i lipiec 21,4°C (SD=1,13), a najchłodniejszymi kwiecień 11,0°C (SD=2,32) i październik 11,7°C (SD=2,12) (Ryc. 12).

Statystyka

Na stanowiskach zlokalizowanych na rzece Olechówce oraz bezpośrednio na wypływie ze zbiornika temperatura była negatywnie skorelowana z przewodnictwem elektrolitycznym i zawartością tlenu rozpuszczonego. Istotną statystycznie negatywną korelację wykazano także dla jonów azotanowych na stanowisku powyżej zbiornika i w zbiorniku oraz na stanowisku PO-SJ, a także dla jonów chlorkowych na odpływie ze zbiornika i poniżej zbiornika na rzece (Załącznik 1.)

Zabiegi rekultywacyjne nie miały istotnego statystycznie wpływu na wartość temperatury wody w zbiorniku (test rang Kruskala-Wallisa $H=0,092$, $p=0,955$).



Ryc. 10. Mediana temperatury wody w trzech okresach monitoringu na stanowisku Stawy Jana - kąpielisko (SJ).

Wykazano istotną statystycznie zależność temperatury od opadu przed zabiegami rekultywacyjnymi, test U Manna-Whitneya $Z=2,223$ $p=0,026$. Średnia temperatura podczas opadów wynosiła $14,657\text{ }^{\circ}\text{C}$ zaś w dniach bez opadów $20,394\text{ }^{\circ}\text{C}$. Temperatura wody w zbiorniku po bagrowaniu i po utworzeniu bariery gabionowo-roślinnej nie była istotnie statystycznie zależna od opadów, test U Manna-Whitneya $Z=1,130$ $p=0,259$.

4.1.2. Przewodnictwo elektrolityczne i zasolenie

DO-SJ

Przewodnictwo elektrolityczne na stanowisku powyżej Stawów Jana w badanym okresie wahało się w granicach od $163,5\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ w październiku 2016 do wartości $1063\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ odnotowanej w kwietniu 2014 roku i wynosiło średnio $374,05\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ ($\text{SD}=152,23$). Przed rekultywacją przewodnictwo elektrolityczne wynosiło średnio $391,483\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ ($\text{SD}=170,804$), po bagrowaniu średnio $330,429\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ ($\text{SD}=91,659$), zaś po utworzeniu bariery średnio $357,375\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ ($\text{SD}=133,641$). Średnio najwyższe wartości przewodnictwa obserwowano w 2013 roku, $468,83\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ ($\text{SD}=105,74$), zaś najniższe (i o najmniejszej zmienności) w 2012 roku, $300,17\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ ($\text{SD}=85,09$). Najwyższe średnie wartości miesięczne odnotowywano na wiosnę i wczesnym latem. Średnia wartość przewodnictwa w kwietniu w badanych latach wynosiła $619,5\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ ($\text{SD}=233,18$), w maju $427,14\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$ ($\text{SD}=98,89$), zaś w czerwcu $402\text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$.

(SD= 93,73). Najniższe średnie wartości miesięczne obserwowane były latem – średnia wartość tego parametru w lipcu wynosiła $274,83 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD= 49,04).

Zasolenie na tym stanowisku w latach 2012-2013 było poniżej detekcji urządzenia, zaś w kolejnych latach charakteryzowało się wahaniami od 0‰ do maksimum 0,5‰ odnotowanego w kwietniu 2014. Średnie zasolenie wynosiło 0,058‰ (SD= 0,092). W 2014 roku średnia wartość zasolenia wynosiła 0,094‰ (SD= 0,12), w 2015 roku 0,014‰ (SD= 0,038), w 2016 roku 0,083‰ (SD= 0,098), a w 2017 roku 0,1‰ (SD= 0,063) (Ryc. 12).

B/O

Średnia wartość przewodnictwa elektrolitycznego wynosiła w badanych latach $331,93 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD= 107,94). Minimalną wartość – $159,7 \mu\text{S cm}^{-1}$ zaobserwowano w październiku 2016 roku, zaś maksymalną – $625 \mu\text{S cm}^{-1}$ w kwietniu tego samego roku. Najwyższą średnią miesięczną przewodnictwa odnotowano w kwietniu, $477 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD= 209,30), zaś najniższą w lipcu – $264,67 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD= 49,94). Średnia wartość zasolenia w badanych latach wynosiła 0,065 ‰; w 2016 roku średnio – 0,067 ‰ zaś w 2017 – 0,064 ‰. Maksymalną wartość – 0,200 ‰ odnotowano w kwietniu 2016 oraz w maju 2017. Zasolenie poniżej detekcji urządzenia odnotowano ośmiokrotnie, od lipca do października 2016 roku oraz w czerwcu, lipcu (dwukrotnie) i w sierpniu 2017 roku. Najniższe średnie miesięczne zasolenie odnotowano w lipcu 0 ‰, zaś najwyższe w kwietniu 0,150 ‰ (SD= 0,071) (Ryc. 11).

S/

Przewodnictwo elektrolityczne na stanowisku Stawy Jana w badanym okresie charakteryzowało się dużą zmiennością – średnia wartość tego parametru dla wszystkich lat wynosiła $326,85 \mu\text{S cm}^{-1}$, przy odchyleniu standardowym rzędu 122,40. Przed rekultywacją przewodnictwo elektrolityczne wynosiło średnio $346,875 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=140,397), po bagrowaniu średnio $367,200 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=156,551), zaś po utworzeniu bariery średnio $228,950 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=74,428). Wartość minimalną równą $172,10 \mu\text{S cm}^{-1}$ odnotowano w październiku 2016, zaś najwyższą równą $718,00 \mu\text{S cm}^{-1}$ w kwietniu 2014 roku. Biorąc pod uwagę średnią wartość przewodnictwa dla danego roku najniższą wartość odnotowano w 2012 roku $247,00 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD= 62,47), zaś najwyższą równą $467,17 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD= 149,80) w 2013 roku. Sezonowa zmienność przewodnictwa była podobna we wszystkich latach, najwyższe wartości odnotowywane były wiosną,

w kwietniu, następnie wartości spadały aż do lata i wczesnej jesieni, by stopniowo i nieznacznie wzrastać późną jesienią.

Powiązane z przewodnictwem elektrolitycznym zasolenie w roku 2012 i 2015 było poniżej detekcji urządzenia. Średnia wartość dla 2013 roku wynosiła 0,017‰ (SD= 0,041), dla 2014 roku 0,067‰ (SD= 0,065), dla 2016 roku 0,033‰ (SD= 0,051). Najwyższa wartość 0,200‰ obserwowana była w kwietniu 2014 (po opadzie). Sezonowo najwyższe wartości odnotowywane były w kwietniu i wynosiły średnio 0,125‰. Wartość zasolenia malała zdecydowanie w kolejnych miesiącach do poziomu 0,033-0,040‰, by spaść do zera w sierpniu i kolejnych miesiącach (Ryc. 12).

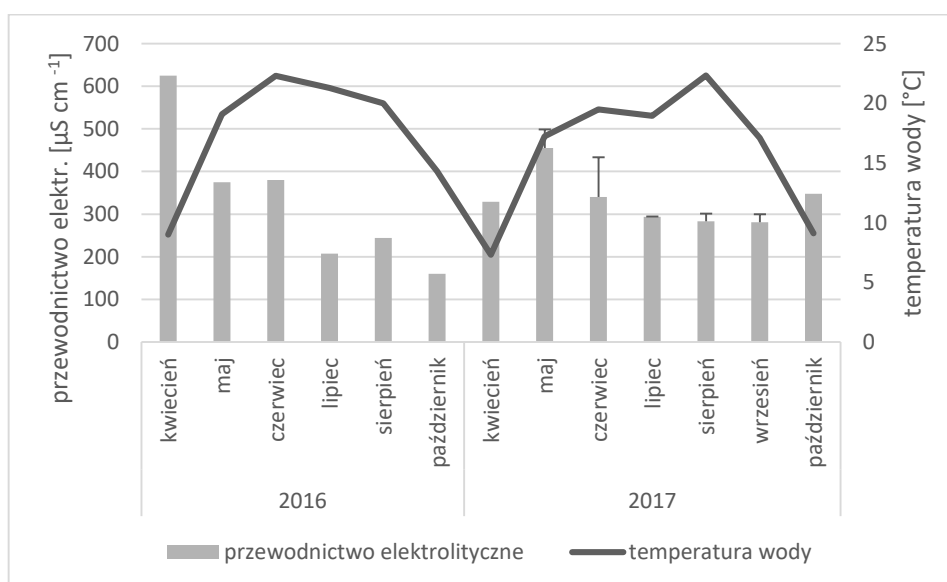
OD-SI

Na stanowisku odpływ ze Stawów Jana przewodnictwo elektrolityczne przed rekultywacją wynosiło średnio 371,303 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=174,470), po bagrowaniu średnio 393,714 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=140,620), zaś po utworzeniu bariery średnio 295,833 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=93,766). Minimalną wartość 141,46 $\mu\text{S cm}^{-1}$ zaobserwowano w sierpniu 2012 roku, a maksymalną 857,53 $\mu\text{S cm}^{-1}$ we wrześniu 2013 roku. Najniższe średnie roczne wartości przewodnictwa odnotowano w 2012 roku: 225,13 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=95,57), zaś najwyższe w kolejnym roku: 595,72 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=200,87). W tych latach obserwowano odpowiednio najniższe i najwyższe wahania pomiędzy obserwowanymi wartościami. W miesiącach wiosennych odnotowywano najwyższe wartości przewodnictwa elektrolitycznego, w kwietniu średnio 497,39 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=163,98), a w maju 422,52 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=160,76). Najniższe wartości obserwowano w połowie lata, w lipcu średnia wartość wynosiła 252,35 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=83,03). Późnym latem i jesienią następował wzrost średnio nie przekraczający wartości 360 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

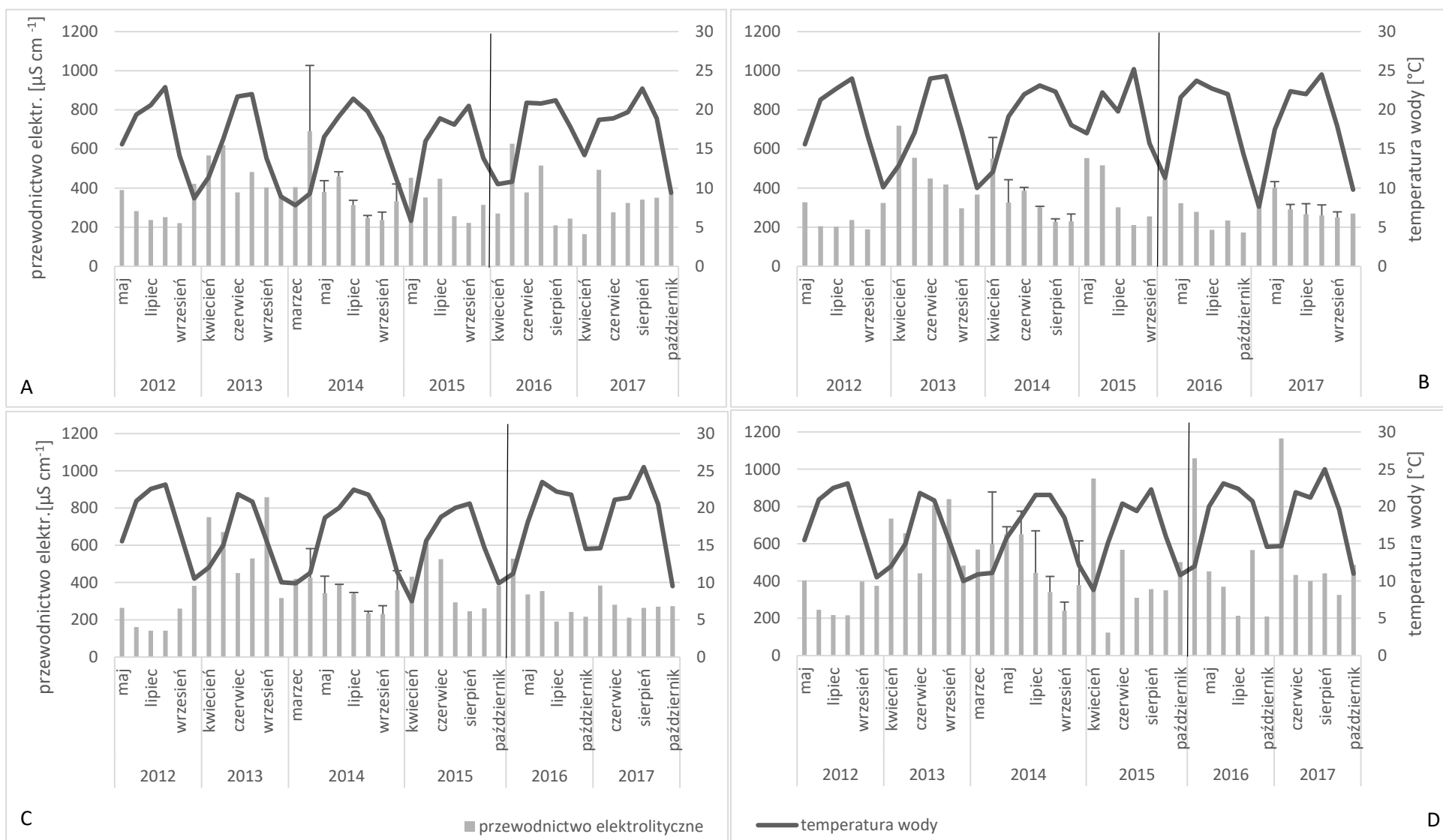
Silnie pozytywnie skorelowane z przewodnictwem zasolenie ($R=0,650$, $p<0,05$) w badanym okresie osiągało średnio wartość 0,042‰ (SD=0,057). Minimalną wartość równą zero odnotowano w ponad 60% przypadków (29 pomiary), maksymalną wartość 0,2‰ zaobserwowano w kwietniu 2014 i 2016 roku. Rok 2016 był rokiem o najwyższym średnim zasoleniu: 0,067‰ (SD=0,082), zaś w roku 2012 zasolenie było poniżej detekcji urządzenia. Najwyższe wartości zasolenia obserwowano w kwietniu 0,093‰ (SD=0,091). W kolejnych miesiącach zasolenie malało, aż do sierpnia, kiedy wartość średnia wynosiła 0,011‰ (SD=0,029). Jesienią zasolenie rosło, ale nie przekraczało wartości obserwowanych wiosną (Ryc. 12).

Na stanowisku Olechówka poniżej zbiornika przewodnictwo elektrolityczne przed rekultywacją wynosiło średnio $481,828 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=211,570), po bagrowaniu średnio $451,429 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=261,977), zaś w okresie po utworzeniu bariery średnio $510,000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=300,243). Wartość minimalną równą $123 \mu\text{S cm}^{-1}$ zaobserwowano w maju 2015 roku, a wartość maksymalną $1165 \mu\text{S cm}^{-1}$ w maju 2017 roku. W ujęciu rocznym najwyższe wartości przewodnictwa elektrolitycznego odnotowano w 2013 roku, średnio $660,67 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=166,87), a najniższe w roku 2012: $308,83 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=91,81). W ujęciu miesięcznym najwyższe wartości odnotowywano w kwietniu: $756,17 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=268,83), a najniższe w środku sezonu letniego, w lipcu $338,17 \mu\text{S cm}^{-1}$ (SD=146,75).

Zasolenie było silnie pozytywnie skorelowane z przewodnictwem elektrolitycznym ($r=0,803$, $p<0,05$). W 2012 roku zasolenie było poniżej detekcji urządzenia, w 2013 roku wynosiło średnio $0,1 \text{ ‰}$ (SD= 0,09), zaś w 2014 roku $0,15 \text{ ‰}$ (SD= 0,12). W kolejnym roku średnie zasolenie było niższe i wynosiło $0,07 \text{ ‰}$ (SD= 0,1), by w kolejnych latach wzrosnąć ponad dwukrotnie: w 2016 wynosiło $0,15 \text{ ‰}$ (SD= 0,19), a w 2017 $0,183 \text{ ‰}$ (SD= 0,16). Najwyższe zasolenie obserwowano w kwietniu $0,25 \text{ ‰}$ (SD= 0,164) (w 2016 roku odnotowano wartość maksymalną $0,5 \text{ ‰}$), zaś najniższe w lipcu $0,05 \text{ ‰}$ (SD= 0,084) (Ryc. 12).



Ryc. 11 Dynamika zmian temperatury wody i przewodnictwa elektrolitycznego w latach 2016-2017 na stanowisku BIO – biofiltr na Stawach Jana

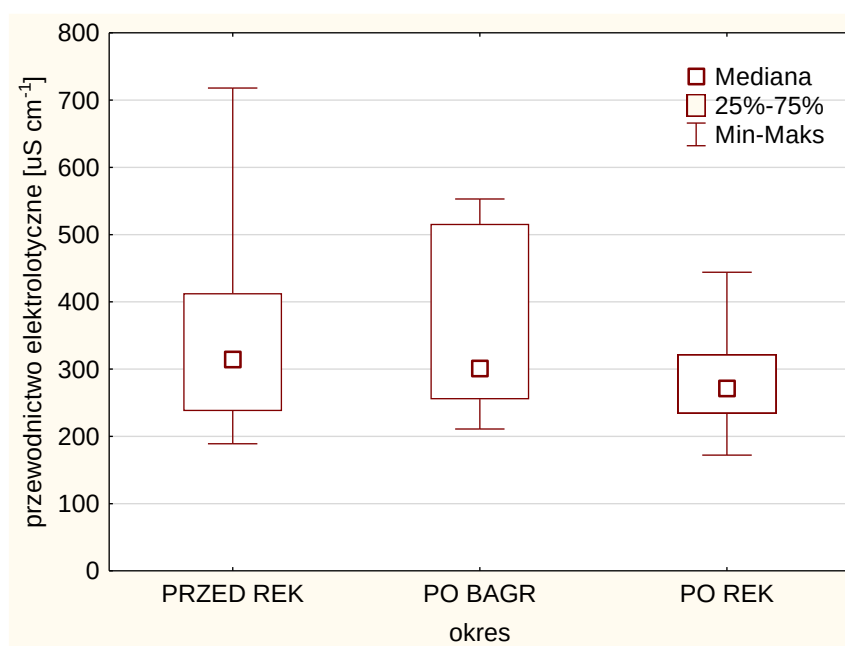


Ryc. 12. Dynamika zmian temperatury wody i przewodnictwa elektrolitycznego na stanowiskach. A – Olechówka powyżej Stawów Jana; B – Stawów Jana, kąpielisko; C – odpływ ze Stawów Jana; D – Olechówka poniżej zbiornika. Odchylenia standardowe w latach 2014 i 2017 liczone było dla dwóch lub trzech pomiarów w miesiącu. Pionową linią oddzielono lata przed rekultywacją 2012-2015 i po rekultywacji 2016-2017.

Statystyka

Na wszystkich stanowiskach wartości przewodnictwa elektrolitycznego były silnie pozytywnie skorelowane z zasoleniem oraz stężeniem jonów chlorkowych. Na stanowisku powyżej zbiornika odnotowano istotną statystycznie pozytywną korelację z pH, stężeniem tlenu rozpuszczonego i saturacją, których nie odnotowano na innych stanowiskach. Negatywne korelacje obserwowano pomiędzy przewodnictwem elektrolitycznym a parametrami biologicznymi: chlorofilem *a* oraz zagęszczeniem i biomasą wrotków (Załącznik 1.).

Zabiegi rekultywacyjne nie miały istotnego statystycznie wpływu na przewodnictwo elektrolityczne i zasolenie w zbiorniku (test rang Kruskala-Wallisa dla przewodnictwa: $H=1,456$, $p=0,483$, dla zasolenia $H=2,382$, $p=0,304$).



Ryc. 13. Mediana przewodnictwa elektrolitycznego w trzech okresach monitoringu na stanowisku Stawy Jana - kąpielisko (SJ).

Opady nie miały istotnego statystycznie wpływu na przewodnictwo elektrolityczne i zasolenie w zbiorniku. Przed rekultywacją test U Manna-Whitneya wynosił dla przewodnictwa: $Z=-1,588$ $p=0,112$, dla zasolenia: $Z=-0,770$ $p=0,441$, po rekultywacji dla przewodnictwa: $Z=-1,180$ $p=0,238$, dla zasolenia $Z=0,358$ $p=0,721$.

4.1.3. Tlen rozpuszczony i saturacja

DO-SJ

Zawartość tlenu rozpuszczonego na stanowisku powyżej Stawów Jana przed rekultywacją wynosiła średnio 9,461 mg L⁻¹ (SD=2,137), po bagrowaniu średnio 8,331 mg L⁻¹ (SD=2,569), zaś po utworzeniu bariery średnio 10,789 mg L⁻¹ (SD=3,626). Wartość minimalną 2,81 mg L⁻¹ zaobserwowano w październiku 2014, zaś maksymalną 19,15 w maju 2017 roku. Biorąc pod uwagę średnie wartości roczne, najwyższe stężenia tlenu rozpuszczonego notowano w 2017 roku, średnio 11,15 mg L⁻¹ (SD=4,19), a najniższe w 2015 roku, 8,33 mg L⁻¹ (SD= 2,57). Średnio najniższe wartości obserwowano w miesiącach letnich: od lipca do sierpnia odpowiednio: 8,39 mg L⁻¹ (SD= 1,79) i 8,61 mg L⁻¹ (SD=1,52). Najwyższe stężenia obserwowano wiosną: 11,93 mg L⁻¹ (SD= 1,95) w kwietniu i 11,94 mg L⁻¹ (SD=4,29) w maju.

Średnia wartość saturacji przed rekultywacją wynosiła 96,021% (SD=19,526), po bagrowaniu średnio 81,457% (SD=16,270), zaś po utworzeniu bariery średnio 114,867% (SD=37,294). Wartość minimalna 26,8% została zaobserwowana w październiku 2014 roku, a maksymalna 200% w maju 2017 roku. Tak jak w przypadku stężenia tlenu rozpuszczonego, najwyższa średnia roczna saturacja przypadła na rok 2017 i wynosiła 118,88% (SD= 43,16), a najniższa na rok 2015 i wynosiła 81,46% (SD=16,27). Najwyższe miesięczne wartości saturacji obserwowano w kwietniu: 105,35% (SD=16,49) i w maju 126,66 (SD=45,74). Najniższe wartości notowano w październiku, średnio 80,05% (SD=24,38) (Ryc. 16).

BIO

Wartość średnia stężenia tlenu rozpuszczonego wyniosła 8,479 mg L⁻¹ (SD= 2,025). Najwyższe stężenie DO 13,09 mg L⁻¹ zaobserwowano w maju 2017, zaś najniższe 4,5 mg L⁻¹ w czerwcu tego samego roku. W ujęciu miesięcznym najwyższe wartości notowano w kwietniu 10,725 mg L⁻¹ (SD= 0,332), najniższe w czerwcu 6,237 mg L⁻¹ (SD= 1,725) (Ryc. 15).

Średnia wartość saturacji wyniosła 89,73% (SD= 10,61), z minimum 38,5% odnotowanym w czerwcu 2017 i maksimum 129,9% odnotowanym w maju tego samego roku. Najwyższa

średnia miesięczna saturacja notowana była w maju i wynosiła 103,27% (SD= 30,17), zaś najniższa w 66,33% (SD= 27,41).

SJ

Średnia zawartość tlenu rozpuszczonego w wodach zbiornika Stawy Jana w kolejnych badanych latach wynosiła od 9,032 mg L⁻¹ (SD= 1,971) w 2015 roku do 10,522 mg L⁻¹ (SD= 3,474) w 2017 roku; w okresie przed rekultywacją wynosiła średnio 10,188 mg L⁻¹ (SD=2,686), po bagrowaniu średnio 9,032 mg L⁻¹ (SD=1,971), zaś w okresie po utworzeniu bariery średnio 10,497 mg L⁻¹ (SD=3,080). Minimalne stężenie DO wynoszące 5,19 mg L⁻¹ stwierdzono w czerwcu 2012 roku, zaś najwyższe stężenie DO wynoszące 18,57 mg L⁻¹ w lipcu 2017 roku. Analizując kolejne miesiące w badanych latach można zauważyć, że zawartość DO była najwyższa wiosną i jesienią, zaś najniższa latem. Mimo iż tendencja ta była wyraźna to różnice między odnotowywanym stężeniem tlenu rozpuszczonego w tych samych miesiącach w kolejnych latach bywały znaczne. Ta rozbieżność była szczególnie wyraźna latem w czerwcu i w lipcu. W czerwcu 2012 roku zawartość DO w Stawie Jana wynosiła 5,19 mg L⁻¹, zaś w 2014 roku 12,31 mg L⁻¹, w lipcu 2016 roku zawartość DO wynosiła 7,79 mg L⁻¹ zaś w 2017 roku 14,38 mg L⁻¹ (w latach 2014 i 2017 na wykresie widoczne są wartości średnie dla tych dwóch parametrów).

Wartości saturacji były silnie pozytywnie skorelowane z DO (korelacja Spearmana: $r=0,901$; $p<0,05$). Średnia wartość saturacji przed rekultywacją wynosiła 111,004% (SD=28,199), po bagrowaniu średnio 97,480% (SD=18,853), zaś po utworzeniu bariery średnio 118,733% (SD=34,526), przy czym minimalną wartość wynoszącą 56,6% odnotowano w maju 2014 roku a wartość maksymalną wynoszącą 200% w lipcu 2017 roku. Najniższe średnie wartości tego parametru zaobserwowano w 2015 roku, gdy średnia saturacja w badanych miesiącach wynosiła 97,48% (SD=18,85), zaś najwyższe średnie wartości saturacji odnotowano w 2016 roku – 115,85% (SD= 28,67). Dynamika miesięcznych zmian saturacji była tożsama z dynamiką tlenu rozpuszczonego (Ryc. 16).

OD-SJ

Na stanowisku odpływ ze Stawów Jana zawartość tlenu rozpuszczonego przed rekultywacją wynosiła średnio 8,241 mg L⁻¹ (SD=2,419), po bagrowaniu średnio 6,814 mg L⁻¹ (SD=3,147), zaś po utworzeniu bariery średnio 9,385 mg L⁻¹ (SD=2,257). Wartość

minimalna odnotowana w sierpniu 2015 roku wynosiła 2,31 mg L⁻¹, zaś maksymalna obserwowana w lipcu 2017 13,33 mg L⁻¹. Najwyższe wartości DO obserwowano w 2017 roku, średnia wartość wynosiła 10,34 mg L⁻¹ (SD=2,15). Najniższą średnią roczną odnotowano w 2015, 6,81 mg L⁻¹ (SD=3,15). W kolejnych latach różnice pomiędzy miesiącami były znaczne, choć można zauważyć, że średnio najniższe wartości występowały w sierpniu – 6,22 mg L⁻¹ (SD=2,01) i w maju – 6,44 mg L⁻¹ (SD=2,56). Najwyższe wartości średnie obserwowano w kwietniu – 10,46 mg L⁻¹ (SD=2,14) i we wrześniu – 9,61 mg L⁻¹ (SD=1,88).

Wartości saturacji były silnie skorelowane z wartościami tlenu rozpuszczonego ($r=0,914$, $p<0,05$). Wartość minimalna (podobnie jak tlenu rozpuszczonego) odnotowana została w sierpniu 2015: 25,8%, zaś maksymalna we wrześniu 2014: 144,9%. Średnia wartość saturacji przed rekultywacją wynosiła 85,779% (SD=22,316), po bagrowaniu średnio 66,843% (SD=26,847), zaś po utworzeniu bariery średnio 101,308% (SD=21,998). Najwyższe wartości saturacji zarejestrowano w 2017 roku, średnio 111,92 (SD=22,50), zaś najniższe obserwowano w 2015 roku: 66,84 (SD=26,85). Miesięczna dynamika saturacji była odzwierciedleniem zmian tlenu rozpuszczonego, średnio najniższe wartości notowano w maju: 76,19 (SD=32,93) i w sierpniu: 78,77 (SD=29,71). Najwyższe średnie miesięczne odnotowano we wrześniu 103,09 (SD=21,69) i w kwietniu 95,85 (SD=15,89) (Ryc. 16).

PO-SJ

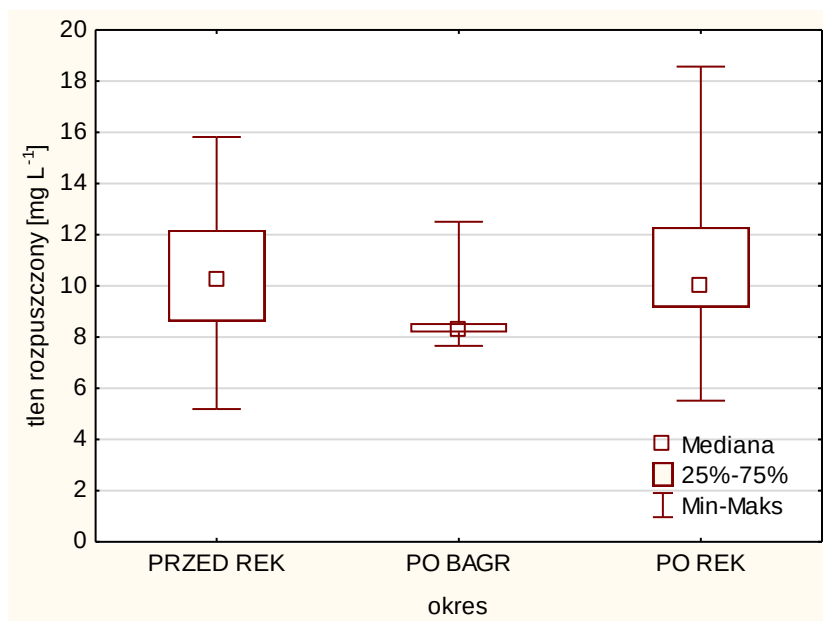
Wartości stężenia tlenu rozpuszczonego na stanowisku Olechówka poniżej zbiornika przed rekultywacją wynosiła średnio 8,945 mg L⁻¹ (SD=1,913), po bagrowaniu średnio 8,563 mg L⁻¹ (SD=1,945), zaś po utworzeniu bariery średnio 10,644 mg L⁻¹ (SD=3,101). Wartość minimalną 4,08 mg L⁻¹ zaobserwowano w październiku 2014 roku. Wartość maksymalną 18,36 mg L⁻¹ zaobserwowano w maju 2017 roku. Rok 2017 był okresem o najwyższym średnim stężeniu DO 11,35 mg L⁻¹ (SD= 3,69), zaś 2013 był rokiem o najniższym średnim stężeniu 8,31 mg L⁻¹ (SD= 1,34). W kolejnych latach miesięczne wartości DO ulegały sporym wahaniom, choć wartości w kwietniu, lipcu i wrześniu były stosunkowo wyrównane, średnio 11,15 mg L⁻¹ (SD= 1,29), 8,63 mg L⁻¹ (SD=1,87) i 9,82 mg L⁻¹ (SD= 1,51).

Wartości saturacji były pozytywnie skorelowane ze stężeniem tlenu rozpuszczonego ($r=0,762$, $p<0,05$) i wynosiły średnio 95,58% (SD= 25,06). Wartość maksymalną 187% zaobserwowano w maju 2017, a minimalną 35,8% we wrześniu 2014 roku. Średnia wartość saturacji przed rekultywacją wynosiła 89,072% (SD=19,736), po bagrowaniu średnio 87,557% (SD=15,151), zaś po utworzeniu bariery średnio 116% (SD=30,952). Najwyższe wartości saturacji obserwowano w 2017 roku, średnio 124,13% (SD= 36,17), a najniższe w roku 2013, średnio 82,62% (SD= 8,46). W ujęciu miesięcznym najwyższe wartości notowano w kwietniu, średnio 102,78% (SD= 12,35). W kolejnych miesiącach wartości malały i osiągały minimum w październiku, średnio 82,99% (SD= 20,80) (Ryc. 16).

Statystyka

Na wszystkich stanowiskach stężenie tlenu rozpuszczonego było silnie pozytywnie skorelowane z pH i saturacją, negatywną korelację z temperaturą wody obserwowano na stanowiskach zlokalizowanych na rzece i na odpływie ze zbiornika. Powyżej zbiornika przewodnictwo elektrolityczne i zasolenie było pozytywnie skorelowane ze stężeniem tlenu rozpuszczonego, zaś na dwóch stanowiskach poniżej zbiornika odnotowano negatywną korelację z zagęszczeniem i biomasą wioślarek (Załącznik 1.).

Zabiegi rekultywacyjne nie miały istotnego statystycznie wpływu na stężenie tlenu rozpuszczonego i saturację w zbiorniku (test rang Kruskala-Wallisa dla tlenu rozpuszczonego: $H=1,923$, $p=0,382$, dla saturacji $H=1,656$, $p=0,437$).



Ryc. 14. Mediana stężenie tlenu rozpuszczonego w trzech okresach monitoringu na stanowisku Stawy Jana - kąpielisko (SJ).

Opady nie miały istotnego statystycznie wpływu na stężenie tlenu rozpuszczonego i saturację w zbiorniku. Przed rekultywacją test U Manna-Whitneya wynosił dla tlenu rozpuszczonego: $Z=-0,127$, $p=0,899$, dla saturacji: $Z=-0,826$, $p=0,409$, po rekultywacji dla tlenu rozpuszczonego: $Z=-0,399$, $p=0,690$, dla saturacji $Z=0,116$, $p=0,907$.

4.1.4. pH

DO-SJ

Wartości pH na stanowisku powyżej Stawów Jana wahały się od 6,23 w sierpniu 2015 roku do maksymalnie 8,963 w maju 2017 roku. Średnia wartość pH przed rekultywacją wynosiła 7,879 (SD=0,271), po bagrowaniu średnio 7,506 (SD=0,581), zaś po utworzeniu bariery średnio 8,001 (SD=0,592). Najwyższe wartości zaobserwowano w 2016 roku, kiedy średnia wartość pH wynosiła 8,06 (SD= 0,66), a najniższe w roku 2015, gdy średnia wartość wynosiła 7,51 (SD= 0,58). Wcześniejsze lata charakteryzowały się mniejszą zmiennością – odchylenie standardowe plasowało się w granicach 0,24-0,39. W 2017 roku średnia wartość wynosiła 7,94 przy odchyleniu standardowym 0,57. W ujęciu miesięcznym najwyższe wartości pH obserwowane były wiosną w maju, średnio 8,36 (SD= 0,49), i w kwietniu 7,99

(SD= 0,44). W kolejnych miesiącach wartości pH spadały, aż do minimalnych wartości obserwowanych we wrześniu, średnio 7,66 (SD= 0,14). W październiku następował niewielki wzrost pH (Ryc. 16).

BIO

Zarejestrowane wartości pH wahały się w granicach od 7,387 zanotowanej w lipcu 2016 roku do wartości 8,733 zanotowanej w sierpniu 2017 roku. Najwyższe średnie miesięczne pH zmierzono dla sierpnia 8,314 (SD=0,494), zaś najniższe dla września 7,732 (SD=0,250) (Ryc. 15).

SJ

Na stanowisku Stawy Jana – kąpielisko pH było silnie skorelowane z zawartością tlenu rozpuszczonego (korelacja Spearmana: $r=0,674$; $p<0,05$). Średnia wartość pH przed rekultywacją wynosiła 8,407 (SD=0,553), po bagrowaniu średnio 8,640 (SD=0,556), zaś po utworzeniu bariery średnio 8,561 (SD=0,699). Najniższe wartości tego parametru odnotowywane były w 2013 roku – średnia wartość pH wynosiła 8,145 (SD= 0,310), zaś najwyższe w 2016 roku – średnia wartość pH wynosiła 8,793 (SD= 0,782). Te lata charakteryzowały się też odpowiednio najniższymi i najwyższymi wahaniami pH. Najniższą wartość cząstkową, wynoszącą 7,316 zaobserwowano w październiku 2016, zaś najwyższą wynoszącą 9,584 w lipcu 2017 roku. Rozpatrując miesięczną dynamikę zmian wartości pH należy zauważyć, że były one stosunkowo wysokie wiosną, zaś najwyższe na przełomie lata i jesieni, przy czym, tak jak w przypadku DO, rozbieżność między wynikami cząstkowymi bywała znaczna. Największe różnice między najniższymi, a najwyższymi zarejestrowanymi wartościami pH widoczne były w kwietniu, czerwcu i lipcu (Ryc. 16).

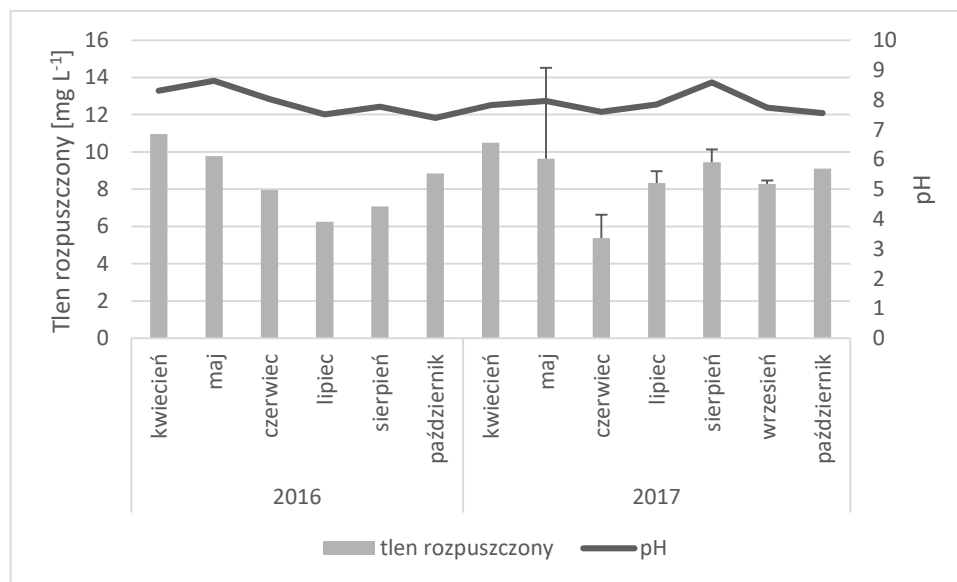
OD-SJ

Na stanowisku odpływ ze Stawów Jana wartość średnia pH w badanym okresie wahała się w granicach od 6,88 (odnotowanej w sierpniu 2015 roku) do 9,54 (odnotowanej we lipcu 2017 roku). Średnia wartość pH przed rekultywacją wynosiła 8,044 (SD=0,448), po bagrowaniu średnio 7,880 (SD=0,690), zaś po utworzeniu bariery średnio 8,371 (SD=0,710). Rok 2017 był rokiem o najwyższej średniej wartości pH – 8,57 (SD=0,81), a rok 2013 miał najniższą średnią wartość tego parametru równą 7,84 (SD=0,2). Obserwowane były dwa piki

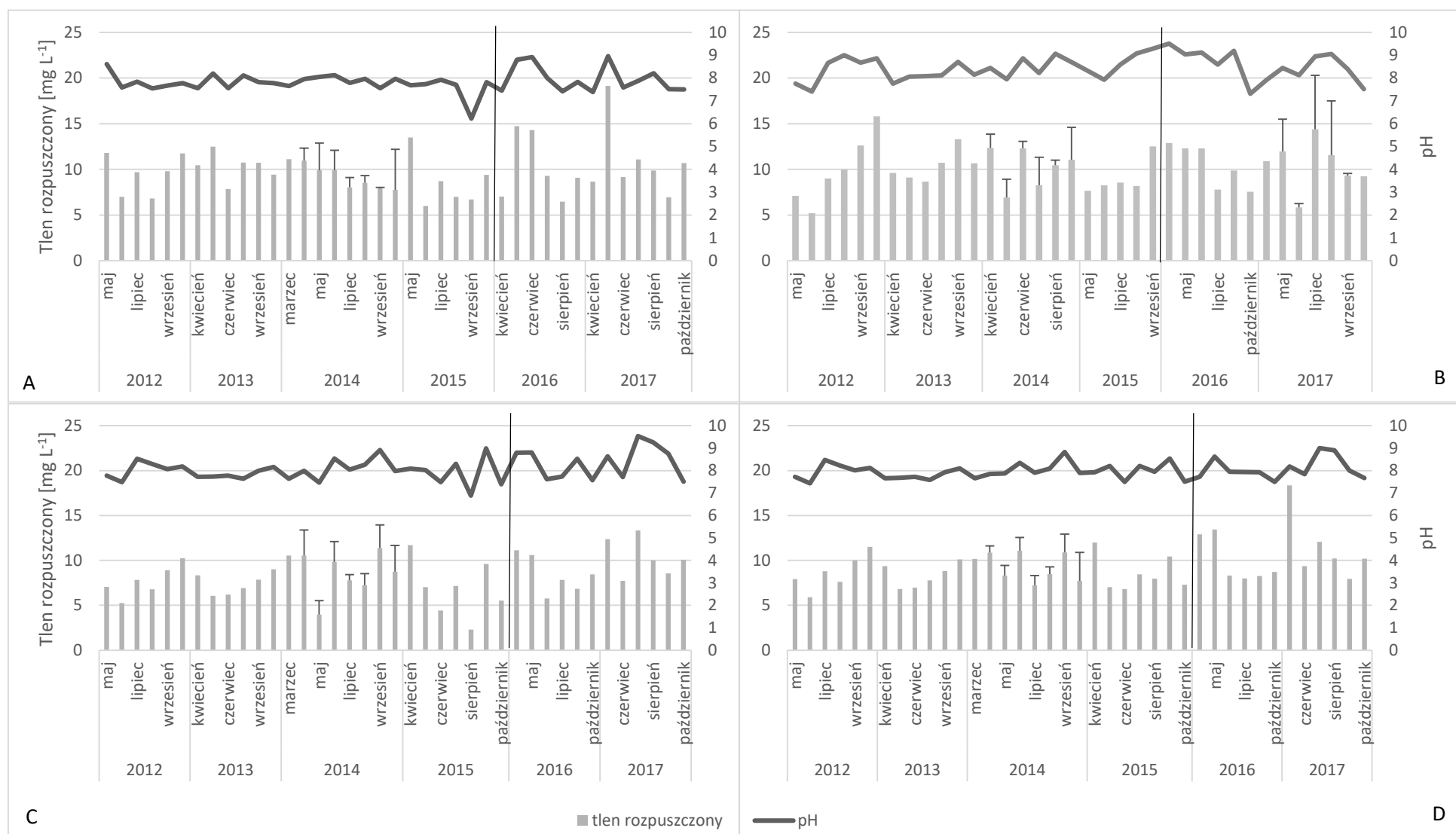
wartości pH, pierwszy w okolicach lipca (średnia wartość 8,36; SD= 0,65), a drugi we wrześniu (średnia wartość 8,60; SD= 0,52) (Ryc. 16).

PO-SJ

Wartość pH na stanowisku Olechówka poniżej zbiornika w badanych latach wahała się w granicach od 7,43 – odnotowanej w czerwcu 2012 do 9,28 – odnotowanego we wrześniu 2014 roku. Średnia wartość pH przed rekultywacją wynosiła 8,945 (SD=0,388), po bagrowaniu średnio 7,975 (SD=0,380), zaś po utworzeniu bariery średnio 8,101 (SD=0,485). Najwyższe roczne wartości pH notowano w 2017 roku, średnio 8,264 (SD= 0,557), zaś najniższe w 2013 roku, średnio 7,78 (SD= 0,2). Wyższe pH notowane było późnym latem i na początku jesieni, we wrześniu obserwowano wyraźny wzrost pH, do średnio 8,36 (SD= 0,51) (Ryc. 16).



Ryc. 15. Dynamika zmian stężenia tlenu rozpuszczonego i pH w latach 2016-2017 na stanowisku BIO - biofiltr na Stawach Jana

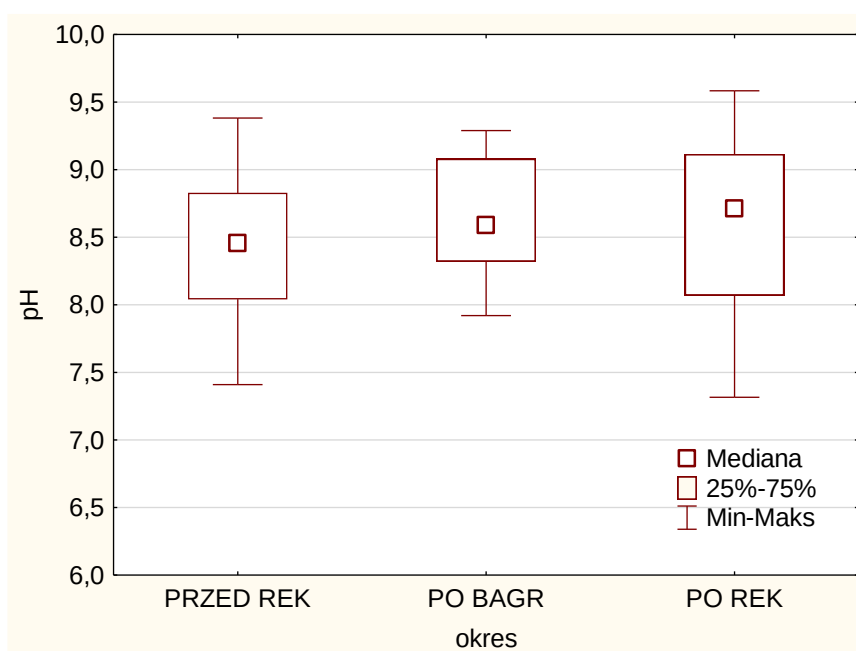


Ryc. 16. Dynamika zmian stężenia tlenu rozpuszczonego i pH na stanowiskach: A – Olechówka powyżej Stawów Jana; B – Stawy Jana, kąpielisko; C – odpływ ze Stawów Jana; D – Olechówka poniżej zbiornika. Odchylenia standardowe w latach 2014 i 2017 liczone było dla dwóch lub trzech pomiarów w miesiącu. Pionową linią oddzielono lata przed rekultywacją 2012-2015 i po rekultywacji 2016-2017.

Statystyka

Na wszystkich stanowiskach pH było silnie pozytywnie skorelowane ze stężeniem tlenu rozpuszczonego i saturacją. Pozytywną korelację odnotowano dla pH i parametrów biologicznych takich jak: stężenie chlorofilu *a* oraz zagęszczenia i biomasy wrotków, zaś negatywną dla zagęszczenia i biomasy wioślarek (Załącznik 1.).

Zabiegi rekultywacyjne nie miały istotnego statystycznie wpływu na wysokość pH w zbiorniku (test rang Kruskala-Wallisa: $H=1,039$ $p=0,595$).

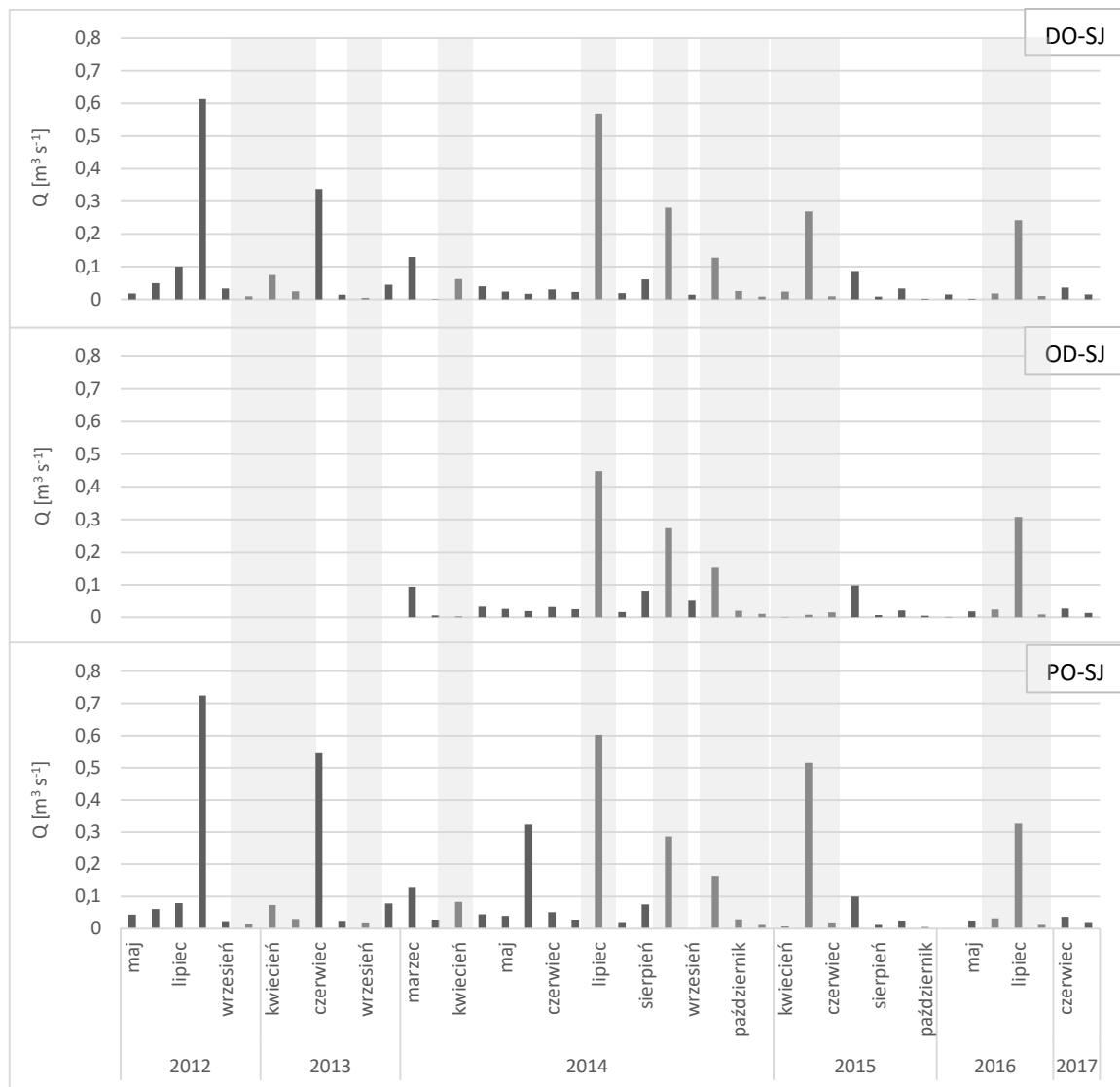


Ryc. 17. Mediana pH w zbiorniku w trzech okresach monitoringu na stanowisku Stawy Jana - kąpielisko (SJ).

Opady nie miały istotnego statystycznie wpływu na wysokość pH w zbiorniku. Przed rekultywacją test U Manna-Whitneya wynosił: $Z=1,239$, $p=0,216$, po rekultywacji: $Z=0,499$, $p=0,618$.

4.1.5. Przepływ całkowity

Najniższe wartości przepływu całkowitego notowane były na stanowisku bezpośrednio poniżej zbiornika (OD-SJ), zwłaszcza wiosną i na początku lata, gdy zbiornik napełniał się. Także na pozostałych stanowiskach wyższe przepływy obserwowane były dopiero latem, najwyższe średnie miesięczne odnotowano w lipcu, powyżej zbiornika wynosiły $0,249 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ($\text{SD}=0,224$), na odpływie ze zbiornika wynosiły $0,285 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ($\text{SD}=0,176$), zaś na rzece Olechówce poniżej zbiornika $0,277 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ($\text{SD}=0,244$) (Ryc. 18).

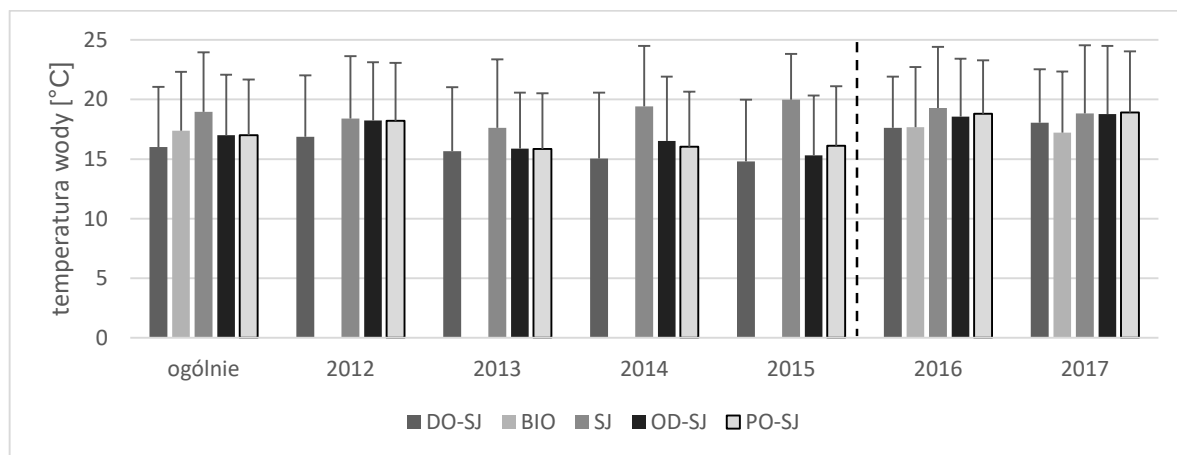


Ryc. 18. Przepływ całkowity mierzony na stanowiskach DO-SJ (Olechówka, dopływ do Stawów Jana), OD-SJ (odpływ ze Stawów Jana), PO-SJ (Olechówka poniżej Stawów Jana). Zacienione daty oznaczają pomiar podczas opadu.

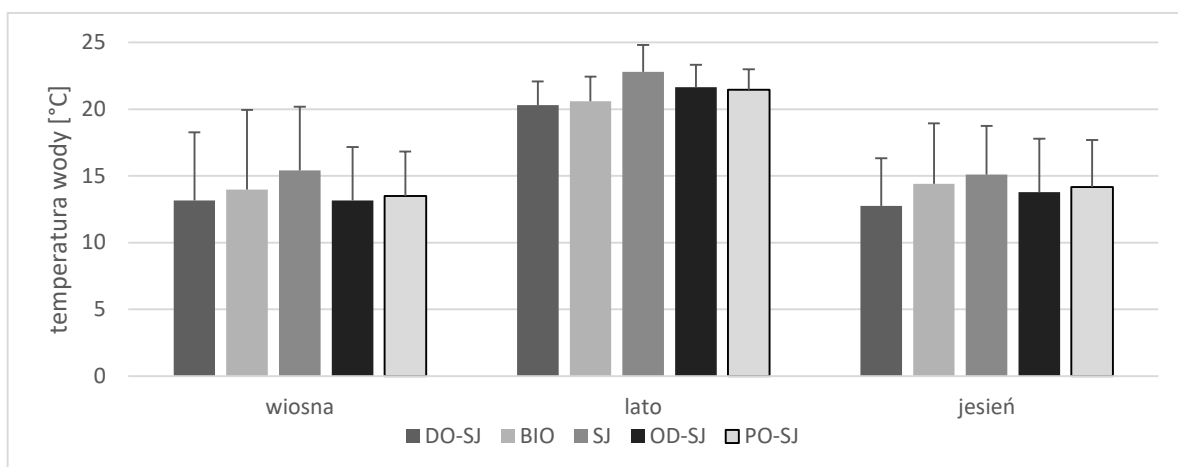
Test U Manna-Whitneya nie wykazał statystycznych różnic pomiędzy dniami z opadem i bez opadu na kolejnych stanowiskach (dla wszystkich stanowisk ogólnie: $Z=-1,947$ $p=0,052$; DO-SJ: $Z=-1,714$ $p=0,087$; OD-SJ: $Z=0,164$ $p=0,870$; PO-SJ: $Z=-1,219$ $p=0,223$). Nie wykazano też istotnych statystycznie różnic pomiędzy przepływami całkowitymi notowanymi na rzece powyżej i poniżej zbiornika (DO-SJ – PO-SJ $Z=1,412$ $p=0,158$), ani na rzece powyżej i na wypływie ze zbiornika (DO-SJ – OD-SJ $Z=0,851$ $p=0,395$). Istotnie statystycznie różniły się przepływy na stanowisku zlokalizowany bezpośrednio na odpływie ze zbiornika i na rzece Olechówce poniżej zbiornika: PO-SJ – OD-SJ $Z=2,223$ $p=0,002$.

4.1.6. Zmiany parametrów fizycznych pomiędzy stanowiskami

Temperatura wody była zawsze najwyższa na stanowisku SJ w obrębie kąpieliska na Stawach Jana. Najniższa temperatura wody, szczególnie latem, obserwowana była na stanowisku DO-SJ powyżej zbiornika. Temperatura wody na dwóch stanowiskach poniżej zbiornika OD-SJ i PO-SJ była zbliżona zarówno w ujęciu rocznym, jak i sezonowym (Ryc. 19, Ryc. 20).

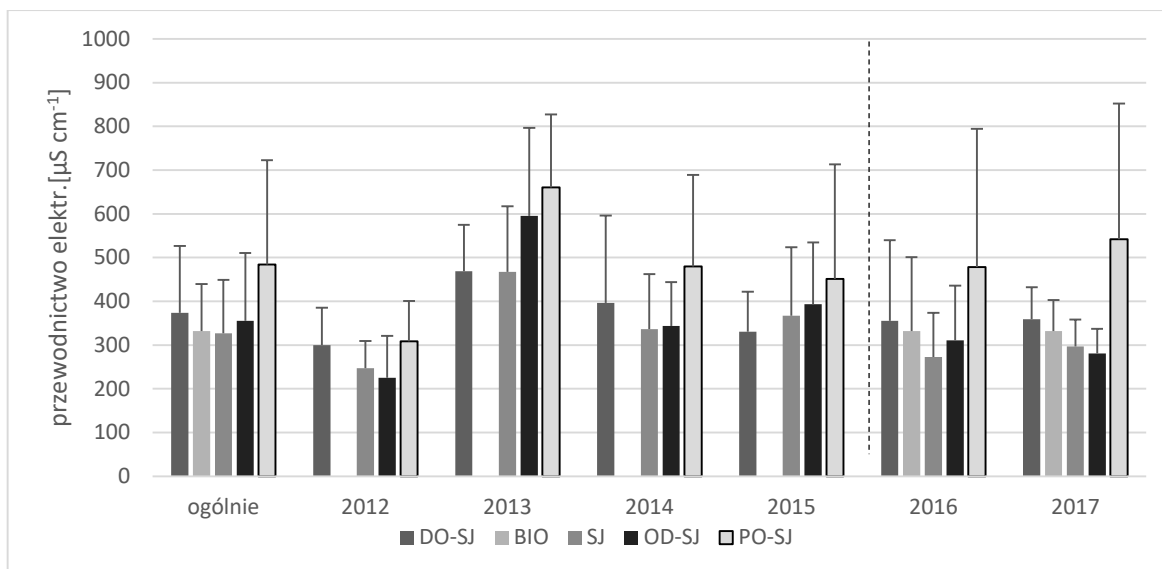


Ryc. 19. Różnice wysokości średnich rocznych temperatur wody na kolejnych stanowiskach. Pionową linią oddzielono okres po utworzeniu bariery gabionowo-roślinnej.

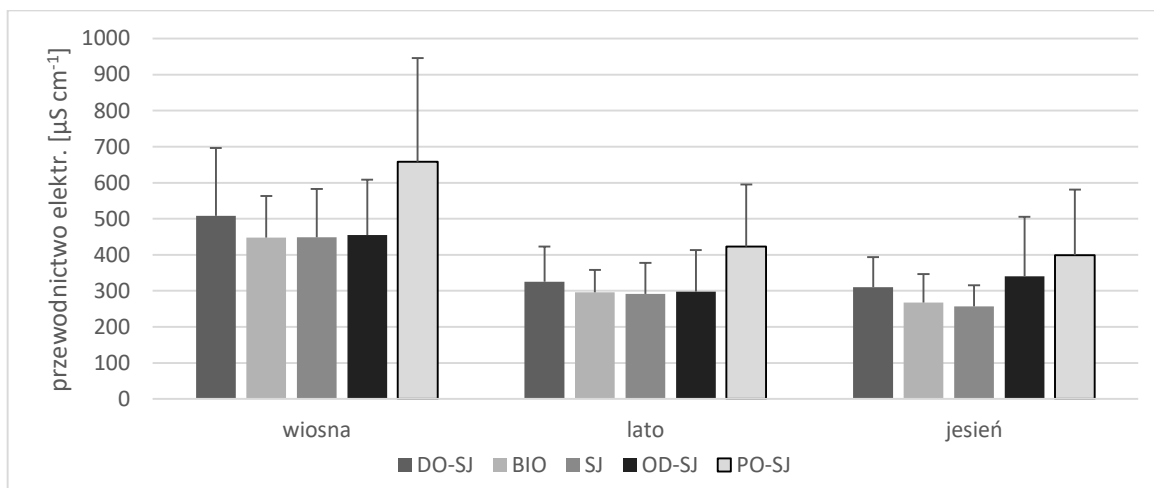


Ryc. 20. Zmienność sezonowa wysokości temperatury na kolejnych stanowiskach w latach 2012-2017, dla biofiltra w latach 2016-2017.

W badanym okresie przewodnictwo elektrolityczne było najniższe na stanowisku SJ w obrębie kąpieliska na Stawach Jana, a najwyższe na rzece Olechówce poniżej zbiornika. Wartość przewodnictwa elektrolitycznego w kolejnych latach na stanowisku powyżej zbiornika (DO-SJ) wynosiła od około $300 \mu\text{S cm}^{-1}$ do blisko $470 \mu\text{S cm}^{-1}$. W samym zbiorniku wartości te były niższe od około $250 \mu\text{S cm}^{-1}$ do około $470 \mu\text{S cm}^{-1}$, a w biofiltrze średnio około $332 \mu\text{S cm}^{-1}$. Poniżej zbiornika (OD-SJ) wartości te były wyższe od około $225 \mu\text{S cm}^{-1}$ do około $600 \mu\text{S cm}^{-1}$, zaś najwyższe na dalszym stanowisku (PO-SJ) od około $310 \mu\text{S cm}^{-1}$ do ponad $660 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ryc. 21). Na wszystkich stanowiskach przewodnictwo elektrolityczne było najwyższe wiosną, a najniższe jesienią, za wyjątkiem stanowiska tuż poniżej zbiornika – przewodnictwo było najniższe latem (Ryc. 22).

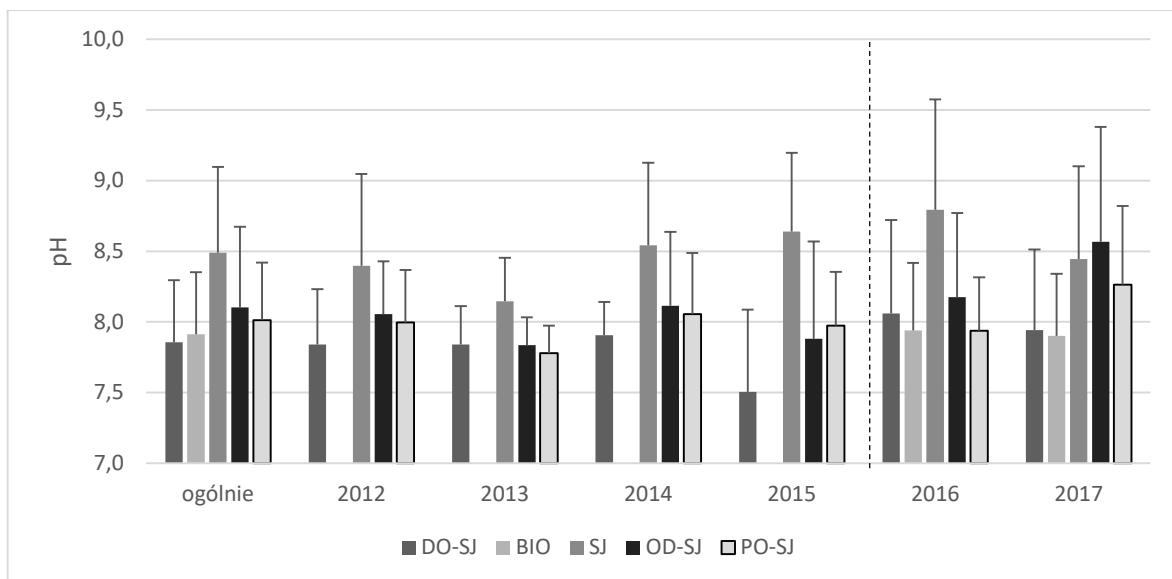


Ryc. 21. Różnice średnich rocznych wartości przewodnictwa elektrolitycznego na kolejnych stanowiskach. Pionową linią oddzielono okres po utworzeniu bariery gabionowo-roślinnej.

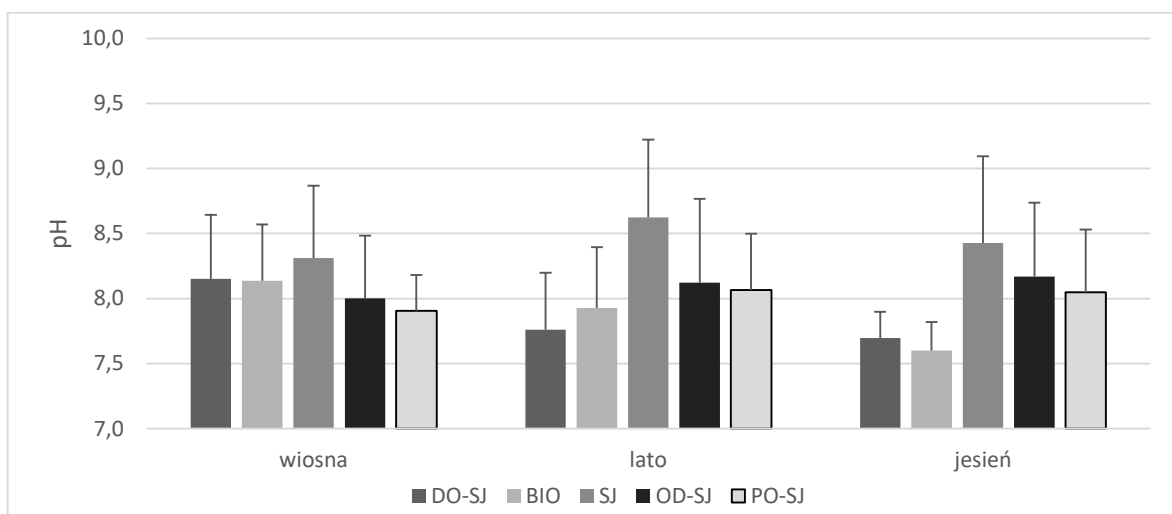


Ryc. 22. Zmienność sezonowa przewodnictwa elektrolitycznego na kolejnych stanowiskach w latach 2012-2017, dla biofiltra w latach 2016-2017.

W latach 2012-2016 najwyższe wartości pH obserwowano na kąpielisku na Stawach Jana. Stanowisko powyżej zbiornika (DO-SJ) charakteryzowały najniższe wartości pH. Tuż poniżej zbiornika i dalej na stanowisku PO-SJ, wartości pH były wyraźnie niższe niż w części kąpieliskowej zbiornika, choć w 2017 roku średnie pH przy wypływie było najwyższe w porównaniu z innymi stanowiskami. (Ryc. 23, Ryc. 24).

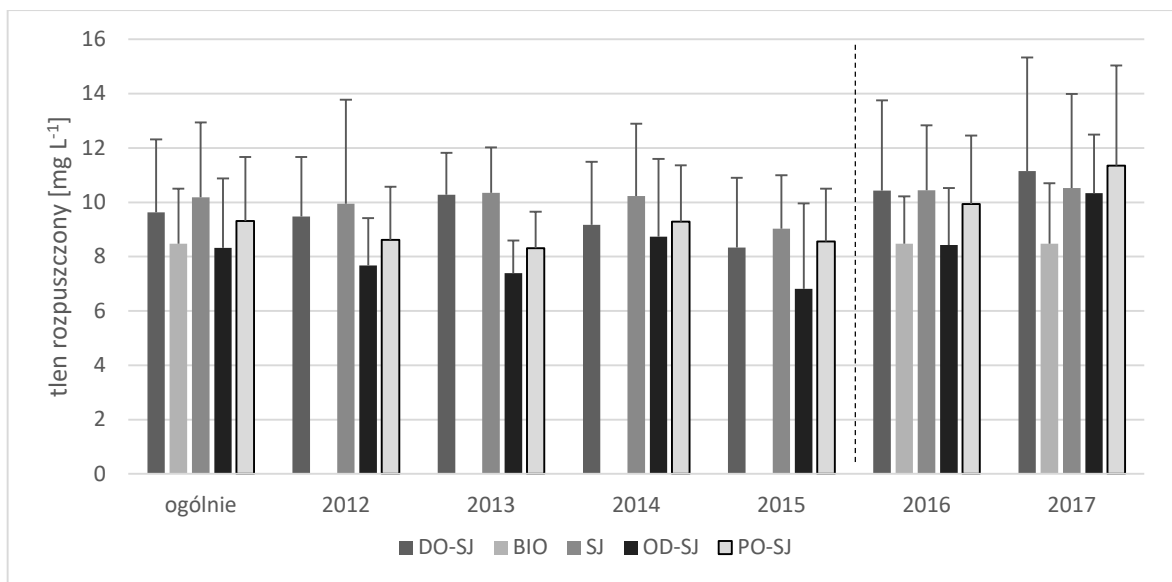


Ryc. 23 Różnice średnich rocznych wartości pH na kolejnych stanowiskach. Pionową linią oddzielono okres po utworzeniu bariery gabionowo-roślinnej.

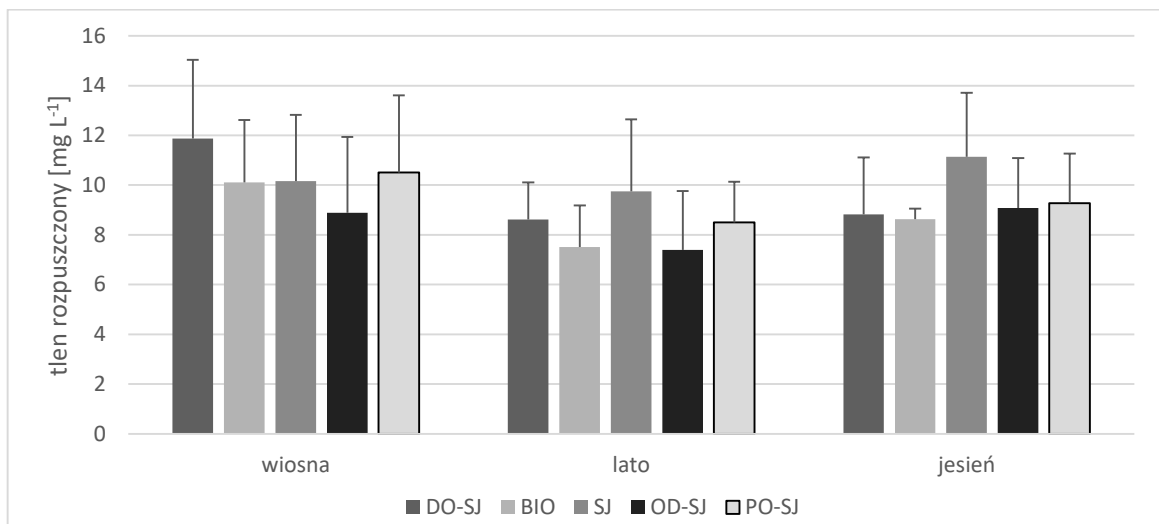


Ryc. 24. Zmienność sezonowa pH na kolejnych stanowiskach w latach 2012-2017, dla biofiltra w latach 2016-2017.

Stężenie tlenu rozpuszczonego było średnio najwyższe w części kąpieliskowej Stawów Jana i w rzece powyżej zbiornika (Ryc. 25). Na stanowisku zlokalizowanym na biofiltrze oraz na stanowisku u wypływu ze zbiornika obserwowano średnio najniższe stężenia tlenu rozpuszczonego. Na stanowisku PO-SJ stężenie tlenu rozpuszczonego było wyższy niż tuż poniżej zbiornika, od 2014 roku przyjmowało wartości podobne do notowanych na rzece powyżej Stawów Jana (DO-SJ).



Ryc. 25 Różnice średnich rocznych wartości stężenia tlenu rozpuszczonego na kolejnych stanowiskach. Pionową linią oddzielono okres po utworzeniu bariery gabionowo-roślinnej.



Ryc. 26. Zmienność sezonowa stężenia tlenu rozpuszczonego na kolejnych stanowiskach w latach 2012-2017, dla biofiltra w latach 2016-2017.

Statystyka

Test U Manna-Whitneya wykazał, że wody dopływające do zbiornika istotnie statystycznie różniły się od wód w zbiorniku pod względem pH – wyższe wartości odnotowywano w zbiorniku, a przed zabiegami rekultywacyjnymi także temperatura i saturacja były istotnie różne – temperatura wody i saturacja osiągały wyższe wartości w zbiorniku (Tab. 3).

Tab. 3. Wyniki testu U Manna-Whitneya względem zmiennych fizycznych dla stanowisk DO-SJ i SJ; pogrubioną czcionką oznaczono parametry istotnie statystycznie różniące się pomiędzy stanowiskami.

Zmienna	U	Z	p	Z popraw.	p	2*1str. dokł. p
A- przed zabiegami rekultywacyjnymi						
temperatura	225,500	2,180	0,029	2,180	0,029	0,028
przewodnictwo	277,500	-1,251	0,211	-1,251	0,211	0,210
zasolenie	329,000	-0,331	0,741	-0,393	0,695	0,743
pH	147,000	3,583	0,000	3,583	0,000	0,000
DO	293,000	0,974	0,330	0,974	0,330	0,333
saturacja	220,500	2,269	0,023	2,269	0,023	0,022
B- po bagrowaniu						
temperatura	8,000	1,462	0,144	1,462	0,144	0,149
przewodnictwo	17,000	0,000	1,000	0,000	1,000	1,000
zasolenie	15,000	-0,325	0,745	-0,676	0,499	0,755
pH	0,500	2,680	0,007	2,684	0,007	0,003
DO	13,000	0,650	0,516	0,650	0,516	0,530
saturacja	10,000	1,137	0,256	1,137	0,256	0,268
C- po zainstalowaniu bariery gabionowo-roślinnej						
temperatura	76,500	1,312	0,189	1,313	0,189	0,185
przewodnictwo	73,000	-1,461	0,144	-1,461	0,144	0,146
zasolenie	61,000	-1,793	0,073	-1,996	0,046	0,073
pH	58,500	2,074	0,038	2,075	0,038	0,035
DO	103,000	0,191	0,849	0,191	0,849	0,851
saturacja	104,500	0,127	0,899	0,127	0,899	0,884

4.2. Dynamika zmian parametrów chemicznych

4.2.1. Azotany

DO-SJ

Na stanowisku powyżej Stawów Jana (DO-SJ) średnie stężenie azotanów przed rekultywacją wynosiło $1,854 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,613$), po bagrowaniu średnio $1,659 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,457$), zaś po utworzeniu bariery średnio $1,533 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,511$). W latach 2012-2013 średnie roczne stężenie utrzymywało się na podobnym poziomie od minimum $0,382 \text{ mg L}^{-1}$ w czerwcu 2013 roku do maksimum $6,06 \text{ mg L}^{-1}$ w kwietniu 2013 roku. W kolejnych latach stężenie było wyraźnie niższe, choć od 2014 roku średnie roczne stężenie rosło. Minimalne średnie roczne stężenie azotanów odnotowane było w 2014 roku i wynosiło $1,32 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,264$), zaś maksymalne $2,668 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=2,171$) odnotowano w 2013 roku. W 2017 roku średnie roczne stężenie było relatywnie niskie i wynosiło $1,325 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,485$). W ujęciu miesięcznym widać wyraźną tendencję – najwyższe wartości odnotowywane są wiosną, w kwietniu średnio $3,258 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,871$), w kolejnych miesiącach stężenie azotanów spada i osiąga minimum w sierpniu, średnio $0,369 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=0,347$). We wrześniu stężenie rosło do średniego poziomu $1,427 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,348$), by w październiku spaść do średniego poziomu $1,285 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,181$) (Ryc. 28).

B/O

Stężenie jonów azotanowych w badanych latach wynosiło średnio $2,567 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,323$), przy czym w 2016 roku wynosiło średnio $2,307 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,330$), zaś w 2017 roku średnio $2,671 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,351$). Najniższe stężenie wynoszące $0,074 \text{ mg L}^{-1}$ zaobserwowano w próbce z sierpnia 2017 roku, zaś najwyższe wynoszące $5,091 \text{ mg L}^{-1}$ w próbce z października 2017 roku. W ujęciu miesięcznym najwyższe stężenia obserwowano wiosną, w kwietniu średnio $4,205 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=0,184$) i jesienią. Najniższe stężenia notowano latem, w sierpniu średnio $1,474 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,076$) (Ryc. 27).

Stężenie jonów azotanowych było istotnie statystycznie negatywnie skorelowane z temperaturą wody ($r=-0,648$) i stężeniem chlorofilu *a* pochodzącego z zieleni badanym w części kąpieliskowej zbiornika ($r=-0,644$).

SJ

Średnie stężenie jonów azotanowych badane na stanowisku Stawy Jana przed rekultywacją wynosiło $0,850 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=1,234$), po bagrowaniu średnio $0,181 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,215$), zaś po utworzeniu bariery średnio $1,531 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=1,471$). W kolejnych latach stężenie ulegało znacznym wahaniom, rok 2015 charakteryzował się najniższymi wartościami, średnio $0,181 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,215$), zaś rok 2013 najwyższymi $1,563 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=2,129$). W ujęciu miesięcznym najwyższe stężenia jonów azotanowych obserwowane były wiosną, w kwietniu średnio $2,929 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=2,138$). Znacznie niższe wartości odnotowywano późną wiosną i wczesnym latem oraz jesienią. Minimalne wartości stężenia jonów azotanowych obserwowano w sierpniu, średnio $0,350 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,873$) i lipcu, średnio $0,553 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,579$) (Ryc. 28).

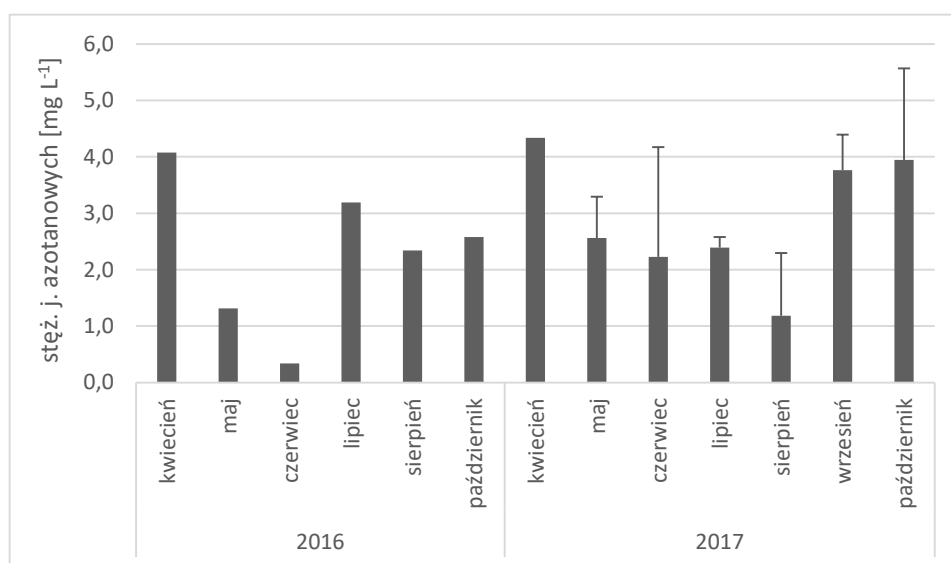
OD-SJ

Bezpośrednio poniżej zbiornika średnie roczne stężenie jonów azotanowych przed rekultywacją wynosiło $1,008 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=1,349$), po bagrowaniu średnio $0,633 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=1,157$), zaś po utworzeniu bariery średnio $5,304 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=7,565$). Najniższe średnie roczne stężenie odnotowano w 2012 roku i wynosiło $0,389 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,292$). W latach 2013-2014 było prawie trzykrotnie wyższe, a w kolejnym roku obniżyło się o blisko połowę. Najwyższe średnie roczne stężenie jonów azotanowych odnotowano w 2017 roku i wynosiło $8,786 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=9,714$). Najniższe stężenie wynoszące $0,004 \text{ mg L}^{-1}$ zaobserwowano we wrześniu 2015 roku, zaś najwyższe wynoszące $27,508 \text{ mg L}^{-1}$ w maju 2017 roku. Obserwacje odstające (ekstremalne) obserwowane były trzykrotnie w maju, czerwcu i październiku 2017 roku. Najwyższe stężenie obserwowano wiosną, w kwietniu stężenie jonów azotanowych wynosiło średnio $2,954 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=1,159$), zaś w maju $4,459 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=10,177$). Latem średnie miesięczne stężenie było zbliżone i oscylowały w granicach $1-1,5 \text{ mg L}^{-1}$. Najniższe stężenia notowano we wrześniu, średnio $0,497 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,558$). W październiku stężenie azotanów ponownie wzrastało (Ryc. 28).

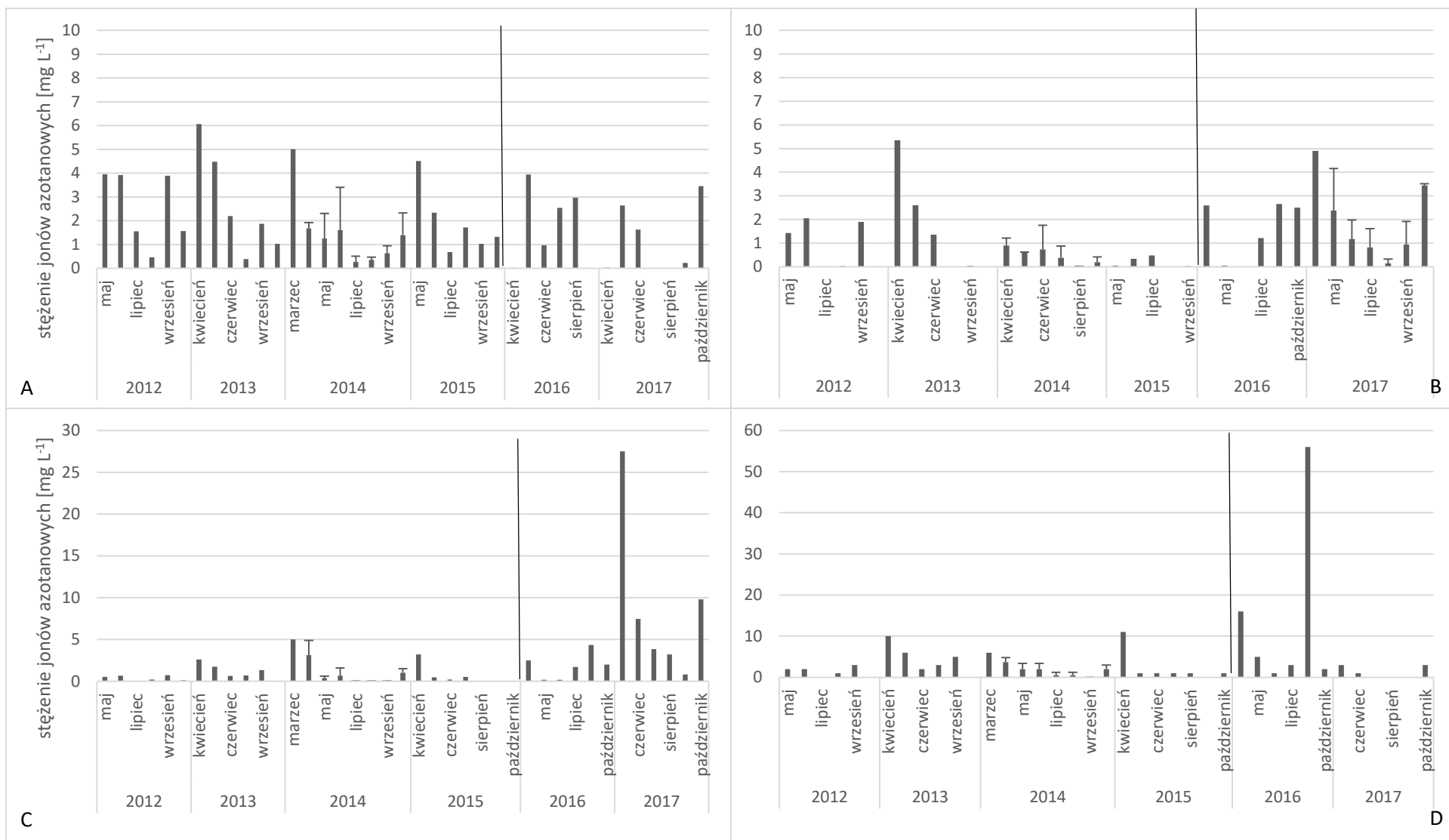
PO-SJ

Na stanowisku zlokalizowanym na rzece Olechówce poniżej zbiornika stężenie azotanów przed rekultywacją wynosiło $2,310 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=2,265$), po bagrowaniu średnio $2,204 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=3,741$), zaś po utworzeniu bariery średnio $7,464 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=15,987$).

Najniższe stężenie odnotowano w roku 2017 i wynosiło $1,199 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD= 1,495$). W latach 2012 i 2014 stężenie także nie przekroczyło 2 mg L^{-1} . Najwyższe stężenie odnotowano w 2016 roku i wynosiło $13,728 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=21,584$), wtedy też zaobserwowano w sierpniu najwyższe stężenie wynoszące $56,170 \text{ mg L}^{-1}$. W ujęciu miesięcznym najwyższe stężenia obserwowano w sierpniu, średnio $8,739 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=20,932$), zaś najniższe w lipcu, $0,776 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=1,034$) (Ryc. 28). Analizując rozkład median dla kolejnych miesięcy można zauważyć, że najwyższe stężenia (pomijając obserwację odstającą/ekstremalną z sierpnia) występowały wiosną i ich wartości sukcesywnie spadały. W październiku notowano nieznaczny wzrost stężenia azotanów.



Ryc. 27. Dynamika zmian stężenia jonów azotanowych na stanowisku BIO - biofiltr na Stawach Jana w latach 2016-2017.

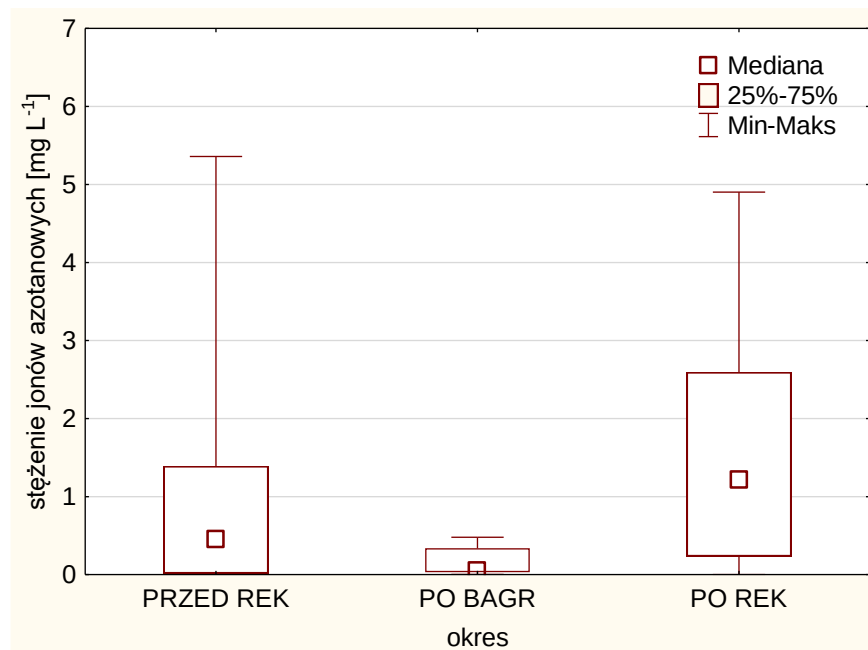


Ryc. 28. Dynamika zmian stężenia jonów azotanowych na stanowiskach: A – Olechówka powyżej Stawów Jana; B – Stawy Jana, kąpielisko; C – odpływ ze Stawów Jana; D – Olechówka poniżej zbiornika. Odchylenia standardowe w latach 2014 i 2017 liczone było dla dwóch lub trzech pomiarów w miesiącu. Pionową linią oddzielono okres po wybudowaniu bariery gabionowo-roślinnej.

Statystyka

Analiza statystyczna (test U Manna-Whitneya) wykazała, iż stężenie jonów azotanowych istotnie statystycznie różniło się pomiędzy badanymi latami jedynie na stanowisku Stawy Jana pomiędzy latami 2015 i 2017 oraz na odpływie ze zbiornika (Tab. 4).

Zabiegi rekultywacyjne nie miały istotnego statystycznie wpływu na stężenie jonów azotanowych w zbiorniku (test rang Kruskala-Wallisa: $H=5,929$ $p=0,052$).



Ryc. 29. Mediana stężenie jonów azotanowych w trzech okresach monitoringu na stanowisku Stawy Jana - kąpielisko (SJ).

Opady nie miały istotnego statystycznie wpływu na stężenie jonów azotanowych w zbiorniku. Przed rekultywacją test U Manna-Whitneya wynosił: $Z=-1,334$ $p=0,182$, po rekultywacji: $Z=-1,120$ $p=0,263$.

Tab. 4. Porównanie statystycznych różnic (test *t* U Manna Whitneya) stężenia jonów azotanowych pomiędzy latami. Brak wymienionego roku oznacza brak istotnych statystycznie różnic przy $p < 0,05$.

azotany		DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
2012	2017			Z=-2,802 p=0,005	
2013	2017			Z=-2,322 p=0,020	
2014	2017			Z=-2,696 p=0,007	
2015	2017		Z=-2,182 p=0,029	Z=-2,786 p=0,005	

Stężenie jonów azotanowych na większości stanowisk było istotnie statystycznie pozytywnie skorelowane ze stężeniem jonów chlorkowych. Pozytywną korelację wykazano z przewodnictwem elektrolitycznym i zasoleniem na stanowisku PO-SJ (Załącznik 1.).

4.2.2. Azotyny

DO-SJ

Na stanowisku zlokalizowanym na rzece Olechówce powyżej Stawów Jana stężenie azotynów przed rekultywacją wynosiło średnio $0,043 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,058), po bagrowaniu średnio $0,162 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,097), zaś po utworzeniu bariery średnio $0,004 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,009). W 2017 roku nie zaobserwowano w próbkach azotynów. Minimalną wartość wynoszącą 0 mg L^{-1} odnotowano wielokrotnie: od maja do lipca 2012 roku, od marca do kwietnia 2013 roku, we wrześniu 2014 roku i w październiku 2016 roku. W 2016 roku stężenie to wynosiło średnio $0,009 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,011). Maksymalne średnie stężenie wynoszące $0,162 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,097) zanotowano w roku 2015. Maksymalną wartość $0,333 \text{ mg L}^{-1}$ zaobserwowano w czerwcu 2015 roku. W ujęciu miesięcznym w kolejnych latach nie odnotowano wyraźnych, powtarzalnych tendencji. Średnio najwyższe stężenia jonów azotynowych odnotowywane były w czerwcu, $0,101 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,128), zaś najniższe w kwietniu, $0,024 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,034) (Ryc. 31).

B/O

Stężenie jonów azotynowych wynosiło średnio $0,016 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,025). Azotynów nie zaobserwowano w próbkach z kwietnia, maja (dwie próbki), czerwca (dwie próbki), lipca, sierpnia (trzy próbki) i października (dwie próbki). Najwyższe stężenie wynoszące $0,087 \text{ mg L}^{-1}$ odnotowano w próbce z września 2017 roku. Średnie stężenie w 2016 roku wynosiło

0,021 mg L⁻¹ (SD=0,020), zaś w 2017 roku 0,014 mg L⁻¹ (SD=0,027). Najwyższe stężenia obserwowano w próbkach pobranych późnym latem i jesienią, we wrześniu średnio 0,058 mg L⁻¹ (SD=0,040). Wiosną stężenia były znacznie niższe, w maju i w czerwcu średnio 0,0004 mg L⁻¹ (SD odpowiednio 0,0008 i 0,0007) (Ryc. 30).

Stężenie jonów azotynowych było istotnie różne pomiędzy latami 2016 i 2017: Z=1,985; p=0,047

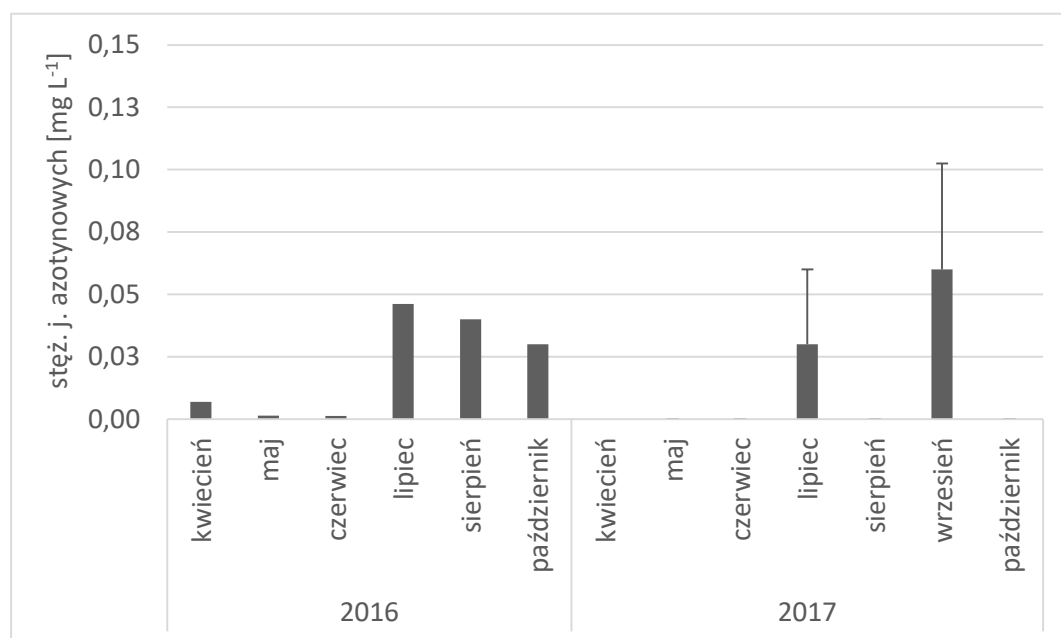
SJ

W części kąpieliskowej Stawów Jana stężenie jonów rosło sukcesywnie od 2012 by osiągnąć maksimum w roku 2015, średnio 0,090 mg L⁻¹ (SD=0,073), a następnie zanotować spadek – w 2017 roku odnotowano średnio najniższe stężenia – 0,002 mg L⁻¹ (SD= 0,007). Stężenie azotynów przed rekultywacją wynosiło średnio 0,037 mg L⁻¹ (SD=0,051), po bagrowaniu średnio 0,090 mg L⁻¹ (SD=0,073), zaś po utworzeniu bariery średnio 0,004 mg L⁻¹ (SD=0,011). Średnie stężenia azotynów wzrastały do czerwca – wtedy obserwowane były najwyższe wartości, średnio 0,060 mg L⁻¹ (SD=0,080), zaś malało do października, w którym obserwowane były najniższe wartości, średnio 0,004 mg L⁻¹ (SD=0,008) (Ryc. 30).

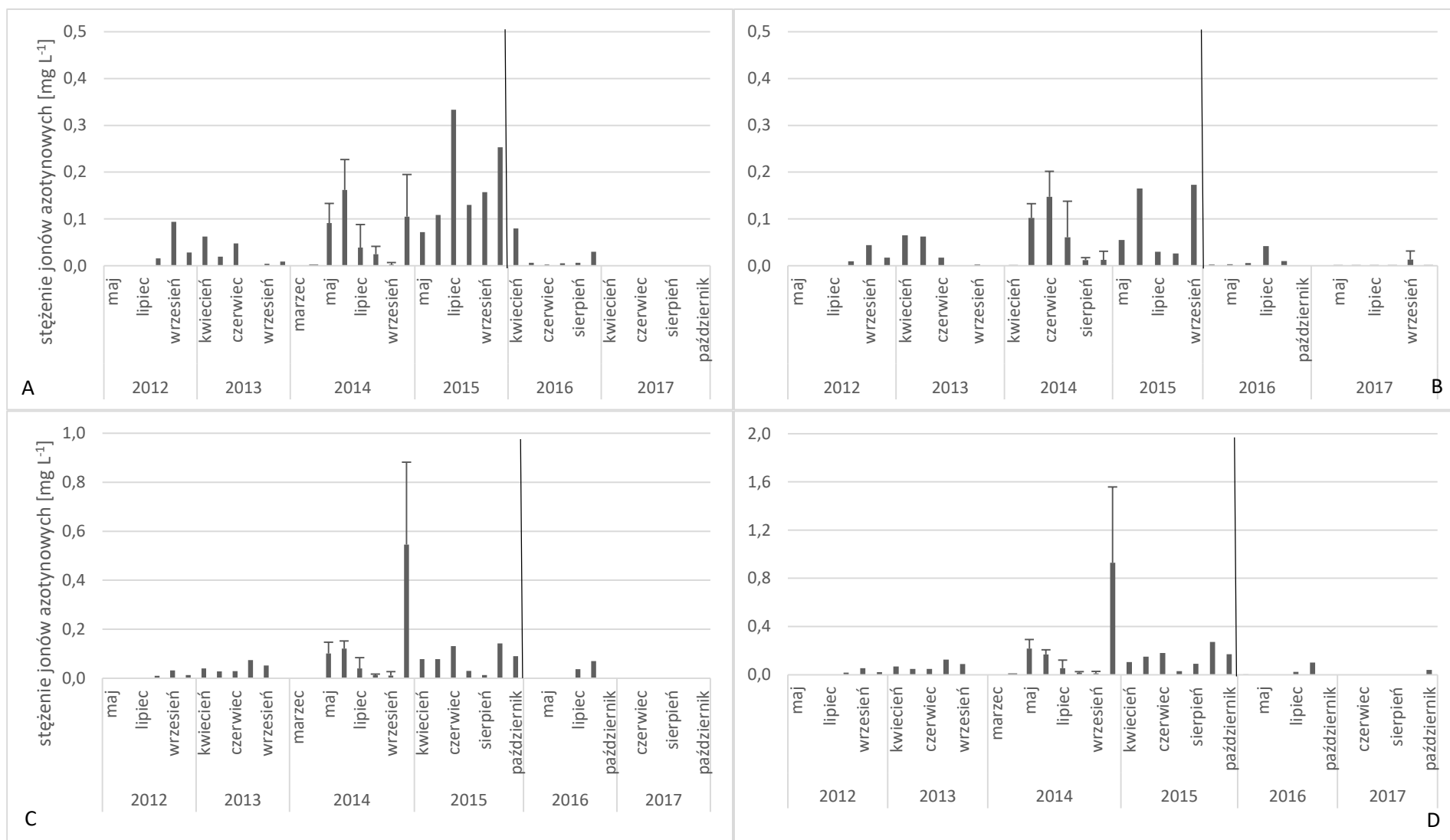
OD-SJ

Stężenie jonów azotynowych na odpływie ze zbiornika przed rekultywacją wynosiło średnio 0,145 mg L⁻¹ (SD=0,326), po bagrowaniu średnio 0,081 mg L⁻¹ (SD=0,048), zaś po utworzeniu bariery średnio 0,009 mg L⁻¹ (SD=0,022). W 2017 roku nie zaobserwowano w próbkach jonów azotynowych. Najwyższe średnie roczne stężenie odnotowano w 2014 roku i wynosiło ono 0,130 mg L⁻¹ (SD=0,236), zaś najniższe (wyłączając rok 2017) wynoszące 0,009 mg L⁻¹ (SD=0,013) w 2012 roku. Azotynów nie odnotowano w próbkach wielokrotnie: od maja do lipca 2012 roku, w marcu, dwukrotnie w kwietniu oraz we wrześniu 2014 roku, a także w październiku 2016. Najwyższą wartość wynoszącą 0,747 mg L⁻¹ zaobserwowano w październiku 2014 roku. W ujęciu miesięcznym najniższe stężenia obserwowano w kwietniu, średnie miesięczne stężenie wynosiło 0,020 mg L⁻¹ (SD=0,033). W maju i w czerwcu stężenie było ponad dwukrotnie wyższe, natomiast w lipcu i sierpniu stężenie ponownie malało i oscylowało w granicach 0,025-0,028 mg L⁻¹. We wrześniu stężenie było porównywalne z majowym, natomiast w październiku było najwyższe i wynosiło średnio 0,218 mg L⁻¹ (SD=0,327) (Ryc. 31).

Stężenie azotynów na rzece Olechówce poniżej zbiornika przed rekultywacją wynosiło średnio $0,145 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,326$), po bagrowaniu średnio $0,142 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,078$), zaś po utworzeniu bariery średnio $0,014 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,030$). W 2012 roku stężenie wynosiło średnio $0,016 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,021$) i w kolejnych latach sukcesywnie rosło, aż do 2014 roku kiedy stężenie było średnio najwyższe i wynosiło $0,219 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,413$). W 2015 roku stężenie było prawie dwukrotnie niższe i wynosiło średnio $0,142 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,078$) i w kolejnych latach malało, aż do 2017 roku kiedy odnotowano średnio najniższe stężenia azotynów wynoszące $0,007 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,016$). Najwyższe stężenia azotynów zaobserwowano w próbkach z października 2014 roku: $1,031 \text{ mg L}^{-1}$ i $1,501 \text{ mg L}^{-1}$. Azotynów nie zaobserwowano w próbkach z maja, czerwca i lipca 2012 roku, marca, kwietnia (dwukrotnie) i września 2014 roku, października 2016 roku oraz od maja do września 2017 roku. Średnie miesięczne stężenia jonów azotynowych były stosunkowo wyrównane, wyłączając średnie stężenie w październiku wynoszące $0,378 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,570$). Najniższe stężenia odnotowywano w lipcu i wynosiło średnio $0,027 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,039$) (Ryc. 31). Analizując mediany stężeń miesięcznych można zauważyć, iż stężenie azotynów rosło w maju i w czerwcu, a stopniowo wzrastało późnym latem i jesienią.



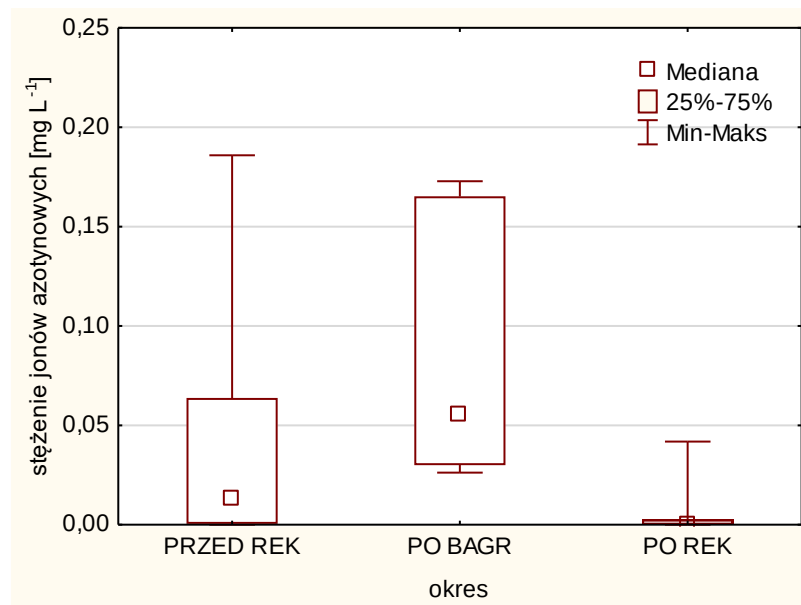
Ryc. 30. Dynamika zmian stężenia jonów azotynowych na stanowisku BIO - biofiltr na Stawach Jana w latach 2016-2017.



Ryc. 31. Dynamika zmian stężenia jonów azotynowych na stanowiskach: A – DO-SJ; B – SJ; C – OD-SJ; D – PO-SJ. Odchylenia standardowe w latach 2014 i 2017 liczone było dla dwóch lub trzech pomiarów w miesiącu. Pionową linią oddzielono okres po wybudowaniu bariery gabionowo-roślinnej. Uwaga! Aby odpowiednio zwizualizować stężenie konieczne było 2-krotne zwiększenie maksimum skali na stanowisku OD-SJ i 4-krotne zwiększenie maksimum skali na stanowisku PO-SJ.

Statystyka

Analiza statystyczna (test U Manna-Whitneya) wykazała, iż stężenie jonów azotynowych istotnie statystycznie różniło się pomiędzy badanymi latami (Tab. 5). Zabiegi rekultywacyjne miały istotny statystycznie wpływ na stężenie jonów azotynowych w zbiorniku. Test rang Kruskala-Wallisa wykazał istotne różnice pomiędzy stężeniem przed rekultywacją, po bagrowaniu i po utworzeniu ekologicznej bariery gabionowo-roślinnej ($H=17,878$ $p=0,0001$). Wartość p dla porównań wielokrotnych wynosiła: dla różnic stężenia azotynów przed rekultywacją i po utworzeniu strefy $p=0,008$, zaś dla różnic stężenia po bagrowaniu i po utworzeniu strefy $p=0,001$.



Ryc. 32. Mediana stężenia jonów azotynowych w trzech okresach monitoringu na stanowisku Stawy Jana - kąpielisko (SJ).

Opady nie miały istotnego statystycznie wpływu na stężenie jonów azotynowych w zbiorniku. Przed rekultywacją test U Manna-Whitneya wynosił: $Z=-0,128$, $p=0,898$, po rekultywacji: $Z=-1,326$, $p=0,185$.

Tab. 5. Porównanie statystycznych różnic (test *t* U Manna Whitneya) stężenia jonów azotynowych pomiędzy latami. Brak wymienionego roku oznacza brak istotnych statystycznie różnic przy $p < 0,05$.

azotyny		DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
2012	2013			Z=-2,002 p=0,045	Z=-2,001 p=0,045
	2015	Z=-2,643 p=0,008	Z=-2,282 p=0,023	Z=-2,643 p=0,008	Z=-2,786 p=0,005
2013	2015	Z=-2,929 p=0,003			
	2017	Z=2,802 p=0,005		Z=2,802 p=0,005	Z=2,642 p=0,008
2014	2015	Z=-2,477 p=0,013			
	2017	Z=2,696 p=0,007		Z=-2,696 p=0,007	Z=2,205 p=0,027
2015	2016	Z=2,929 p=0,003		Z=2,357 p=0,018	Z=2,643 p=0,008
	2017	Z=2,929 p=0,003		Z=2,929 p=0,003	Z=2,786 p=0,005
2016	2017	Z=2,322 p=0,020		Z=2,322 p=0,020	

Istotne statystycznie pozytywne korelacje wykazano pomiędzy stężeniem jonów azotynowych a ładunkiem azotynów na wszystkich stanowiskach rzecznych (Załącznik 1.).

4.2.3. Amon

DO-SJ

Powyżej Stawów Jana średnie stężenie jonów amonowych przed rekultywacją wynosiło średnio $0,081 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=0,155$), po bagrowaniu średnio $0,066 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=0,090$), zaś po utworzeniu bariery średnio $0,113 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=0,167$). Najwyższe średnie roczne wartości obserwowane były w 2017 roku, $0,133 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=0,221$), zaś najniższe w 2013 roku, $0,053 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=0,065$). Minimalne stężenie wynoszące 0 mg L^{-1} odnotowano wielokrotnie: w maju i październiku 2013 roku, w kwietniu i od czerwca do września 2014 roku oraz w październiku 2015 roku. Maksymalne stężenie jonów amonowych wynoszące $0,761 \text{ mg L}^{-1}$ zaobserwowano w marcu 2014 roku. Tak, jak w przypadku jonów azotynowych nie zaobserwowano wyraźnych tendencji w kolejnych badanych miesiącach. Średnio najwyższe stężenia jonów amonowych odnotowywane były w październiku $0,139 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=0,128$), zaś najniższe w sierpniu $0,036 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=0,065$) i w maju $0,037 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=0,078$) (Ryc. 34).

BIO

Stężenie jonów amonowych wynosiło średnio $0,275 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,305$). Najniższe stężenie wynoszące $0,0005 \text{ mg L}^{-1}$ zaobserwowano w próbce z kwietnia 2016 roku, zaś najwyższe wynoszące $1,044 \text{ mg L}^{-1}$ w próbce z września 2017 roku. W 2016 roku stężenie wynosiło średnio $0,184 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,237$), zaś 2017 roku $0,312 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,329$). Analizując średnie miesięczne nie odnotowano wyraźnych tendencji. Najwyższe stężenia obserwowano we wrześniu, średnio $0,563 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,680$), zaś najniższe w lipcu, średnio $0,130 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,083$) (Ryc. 33).

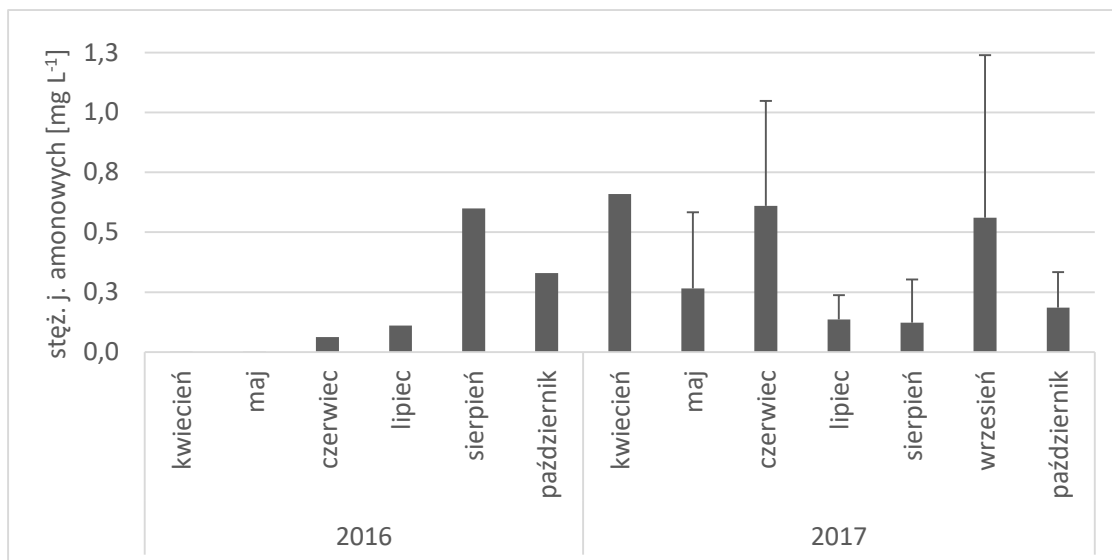
SJ

Na stanowisku Stawy Jana średnie stężenie jonów amonowych przed rekultywacją wynosiło średnio $0,072 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,089$), po bagrowaniu średnio $0,110 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,230$), zaś po utworzeniu bariery średnio $0,130 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,150$). Najniższe średnie roczne wartości zaobserwowano w 2014 roku $0,063 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,103$), zaś najwyższe w 2017 roku $0,141 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,160$). Wyższe stężenia obserwowano wiosną i wczesnym latem oraz w październiku. Relatywnie niskie stężenia jonów amonowych obserwowane były od lipca do września. Najwyższe średnie stężenie odnotowano w czerwcu, $0,153 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,227$), zaś najniższe w sierpniu $0,049 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,079$) (Ryc. 34).

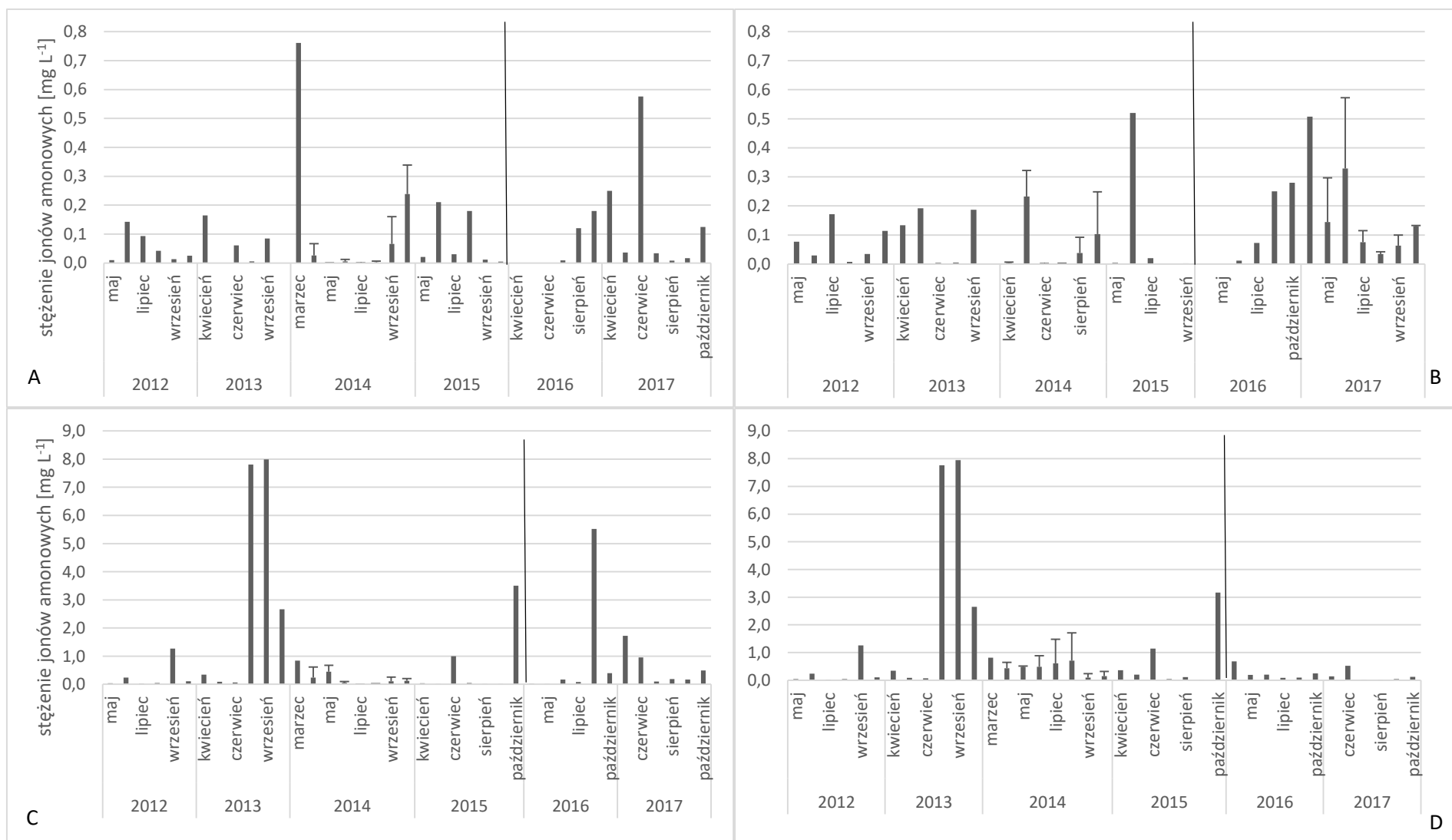
OD-SJ

Bezpośrednio poniżej zbiornika stężenie jonów amonowych przed rekultywacją wynosiło $0,825 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=2,033$), po bagrowaniu średnio $0,656 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=1,306$), zaś po utworzeniu bariery średnio $0,819 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=1,561$). Najniższe średnie roczne stężenie odnotowano w roku 2014 i wynosiło $0,189 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,267$). Jonów amonowych nie zaobserwowano w próbkach w lipcu (dwukrotnie), sierpniu i wrześniu 2014, a także w maju i sierpniu 2015 roku. Najwyższe średnie roczne stężenie odnotowano w 2013 roku i wynosiło ono $3,162 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=3,796$), a najwyższe stężenie w badanych próbkach wynoszące $7,993 \text{ mg L}^{-1}$ zaobserwowano we wrześniu 2013. W ujęciu miesięcznym najwyższe stężenia odnotowywano późnym latem i jesienią, najwyższe średnie miesięczne stężenie wynoszące $1,940 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=3,293$) odnotowano w sierpniu. Wiosną i wczesnym latem stężenie było relatywnie niskie, zaś najniższe średnie miesięczne stężenie jonów amonowych odnotowano w lipcu, $0,043 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,043$) (Ryc. 34).

Stężenie jonów amonowych na rzece Olechówce poniżej zbiornika przed rekultywacją wynosiło średnio $0,964 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=1,994), po bagrowaniu średnio $0,718 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=1,149), zaś po utworzeniu bariery średnio $0,198 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,206). Amonu nie zaobserwowano w próbkach z lipca, sierpnia i września 2014 roku, natomiast najwyższe stężenie zaobserwowano w próbce z września 2013 roku i wynosiło ono $7,945 \text{ mg L}^{-1}$, natomiast miesiąc wcześniej stężenie wynosiło $7,757 \text{ mg L}^{-1}$. W 2013 roku odnotowano też średnio najwyższe stężenie wynoszące $3,143 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=3,773), zaś najniższe w 2017 roku wynoszące $0,142 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,194). Od kwietnia do lipca obserwowane stężenia były stosunkowo wyrównane: w kwietniu stężenie wynosiło średnio $0,449 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,180), w maju $0,235 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,183), w czerwcu $0,450 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,385), zaś w lipcu odnotowano najniższe średnie miesięczne stężenie wynoszące $0,233 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,487). W sierpniu i wrześniu stężenie było średnio zdecydowanie wyższe, najwyższe średnie miesięczne stężenie wynoszące $1,574 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=3,159) odnotowano we wrześniu. W październiku stężenie ponownie malało do średnio $0,844 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=1,287) (Ryc. 34). Analizując mediany stężeń miesięcznych można zauważyć, że wyższe stężenia notowano częściej wiosną, wczesnym latem i jesienią.



Ryc. 33. Dynamika zmian stężenia jonów amonowych na stanowisku BIO - biofiltr na Stawach Jana w latach 2016-2017.

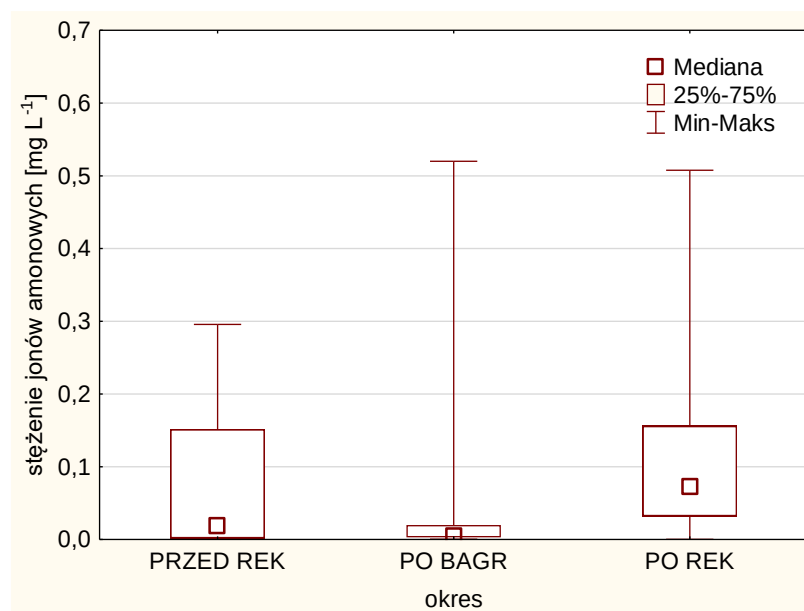


Ryc. 34. Dynamika zmin stężenia jonów amonowych na stanowiskach: A – Olechówka powyżej Stawów Jana; B – Stawy Jana, kąpielisko; C – odpływ ze Stawów Jana; D – Olechówka poniżej zbiornika. Odchylenia standardowe w latach 2014 i 2017 liczone było dla dwóch lub trzech pomiarów w miesiącu. Pionową linią oddzielono okres po wybudowaniu bariery gabionowo-roślinnej.

Uwaga! Aby odpowiednio zwizualizować stężenie konieczne było ponad dziesięciokrotne zwiększenie maksimum skali na stanowisku OD-SJ i PO-SJ.

Statystyka

Analiza statystyczna (test U Manna-Whitneya) wykazała, iż stężenie jonów amonowych istotnie statystycznie różniło się pomiędzy badanymi latami tylko w samym zbiorniku i na odpływie z niego (Tab. 6). Zabiegi rekultywacyjne nie miały istotnego statystycznie wpływu na stężenie jonów amonowych w zbiorniku (test rang Kruskala-Wallisa: $H=3,853$, $p=0,146$).



Ryc. 35. Mediana stężenia jonów amonowych w trzech okresach monitoringu na stanowisku Stawy Jana - kąpielisko (SJ).

Opady nie miały istotnego statystycznie wpływu na stężenie jonów amonowych w zbiorniku. Przed rekultywacją test U Manna-Whitneya wynosił: $Z=-0,382$, $p=0,703$, po rekultywacji: $Z=-0,383$, $p=0,702$.

Tab. 6. Porównanie statystycznych różnic (test *t* U Manna Whitneya) stężenia jonów amonowych pomiędzy latami. Brak wymienionego roku oznacza brak istotnych statystycznie różnic przy $p < 0,05$.

amon		DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
2013	2014			Z=2,276 p=0,023	
2014	2017		Z=-2,220 p=0,026	Z=-1,995 p=0,046	

Analiza korelacji wykazała na wszystkich stanowiskach istotne statystycznie pozytywne korelacje stężenia jonów amonowych z ładunkiem azotu amonowego na stanowiskach rzecznych (Załącznik 1.).

4.2.4. Fosforany

DO-SJ

Na stanowisku OD-SJ Olechówka powyżej zbiornika analiza jonów fosforanowych wykazała, że ich średnie stężenie przed zabiegami rekultywacyjnymi wyniosło $0,514 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,796), po bagrowaniu średnio $0,316 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,231), zaś po utworzeniu ekologicznej bariery gabionowo-roślinnej średnio $0,417 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,408). Najwyższe średnie roczne stężenie zaobserwowano w 2014 roku $0,749 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,975), zaś najniższe w roku 2013 – $0,073 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,129). Minimalne stężenie wynoszące $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ zaobserwowano w maju 2013 roku, zaś maksymalne stężenie wynoszące $2,7 \text{ mg L}^{-1}$ dwukrotnie w październiku 2014 roku. Wczesną wiosną stężenia jonów fosforanowych były stosunkowo niskie, w kwietniu średnio wynosiły $0,131 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,106). W kolejnych miesiącach zwykle następował wzrost stężenia, natomiast jesienią odnotowywane były najwyższe wartości tego parametru. W październiku średnie stężenie jonów fosforanowych wynosiło $1,338 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=1,184) (Ryc. 37).

BIO

Stężenie jonów fosforanowych wynosiło średnio $0,514 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,517). Najniższą wartość wynoszącą $0,016 \text{ mg L}^{-1}$ zaobserwowano w próbce z września 2017 roku, zaś najwyższą wynoszącą $1,945 \text{ mg L}^{-1}$ w próbce z sierpnia tego samego roku. Średnie stężenie w 2016 roku wynosiło $0,352 \text{ mg L}^{-1}$ (SD=0,447), zaś w 2017 roku średnio $0,578 \text{ mg L}^{-1}$

(SD=0,544). W ujęciu miesięcznym najniższe stężenia obserwowano w kwietniu, średnio 0,156 mg L⁻¹ (SD=0,133) i jesienią, w październiku średnio 0,740 mg L⁻¹ (SD=0,202). Najwyższe stężenia obserwowano w sierpniu, średnio 1,215 mg L⁻¹ (SD=0,601) (Ryc. 36).

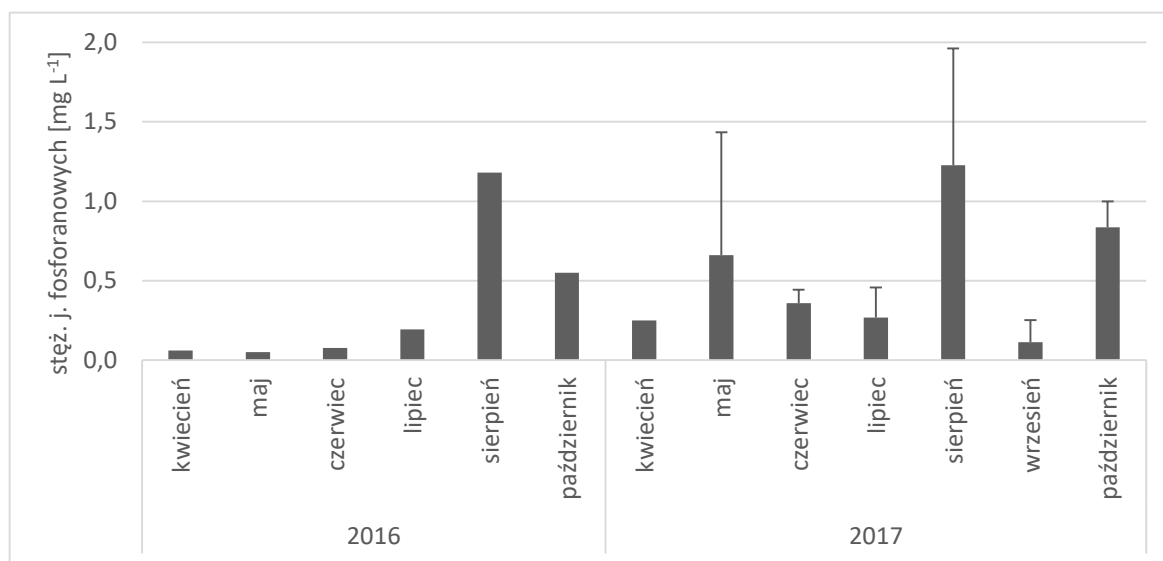
S/

Na stanowisku Stawy Jana średnie roczne stężenie jonów fosforanowych nie zmieniało się według wyraźnych tendencji i wynosiło średnio: przed rekultywacją 0,288 mg L⁻¹ (SD=0,287), po bagrowaniu średnio 0,193 mg L⁻¹ (SD=0,138), zaś po utworzeniu bariery średnio 0,322 mg L⁻¹ (SD=0,244). Najniższe wartości notowano w 2013 roku, średnio 0,061 mg L⁻¹ (SD=0,08), zaś najwyższe w 2012 roku 0,423 mg L⁻¹ (SD=0,202). Analiza miesięcznego stężenia jonów fosforanowych w kwietniu odnotowano najniższe średnie wartości 0,141 mg L⁻¹ (SD=0,101). W maju notowano stosunkowo wysokie stężenia, średnio 0,341 mg L⁻¹ (SD=0,233), zaś w kolejnych miesiącach stężenie malało. We wrześniu stężenie fosforanów było porównywalne ze stężeniem majowym, zaś w październiku stężenie jonów fosforanowych osiągało maksimum, średnie miesięczne stężenie wynosiło 0,504 mg L⁻¹ (SD=0,331) (Ryc. 37).

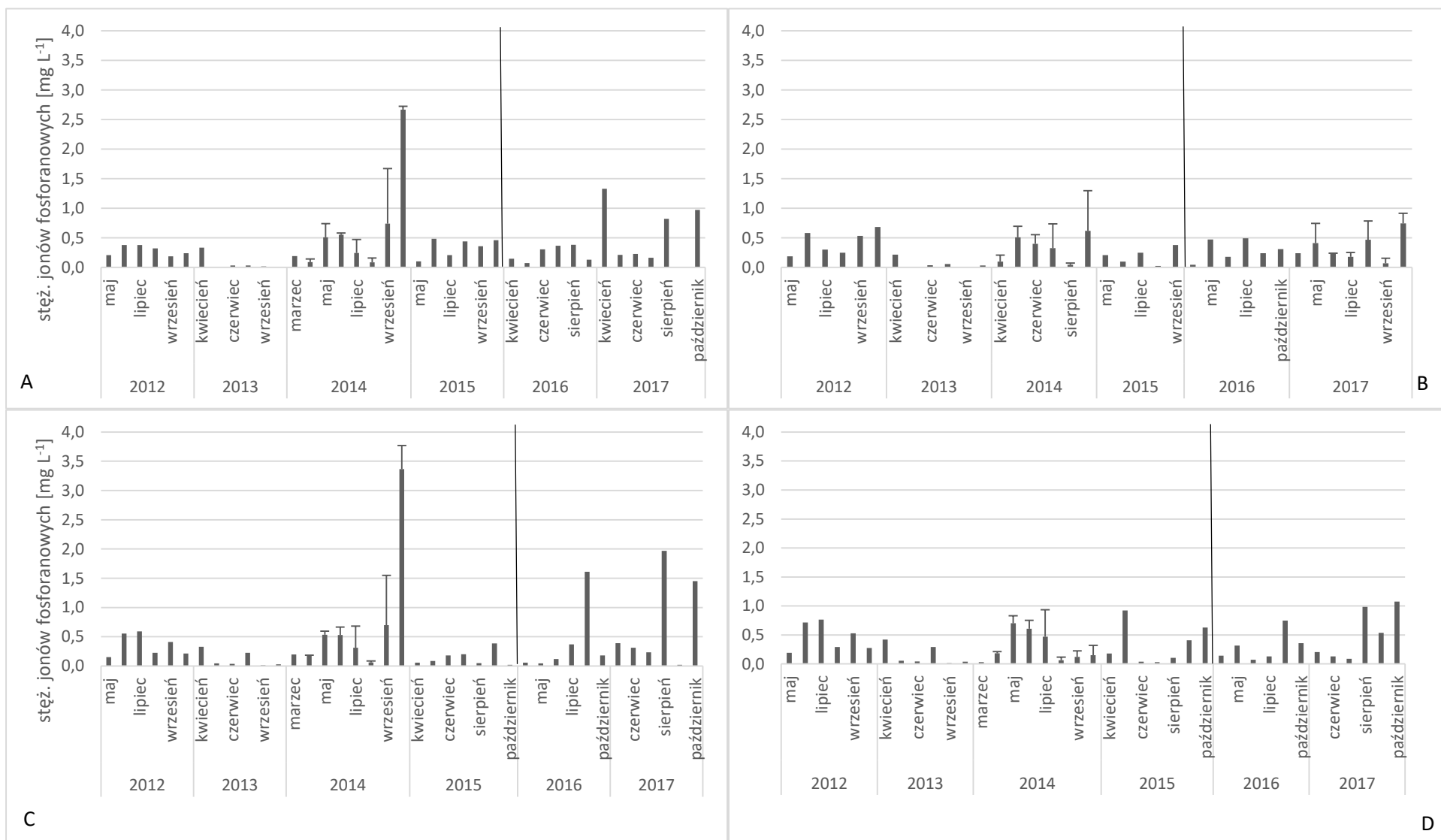
OD-S/

Bezpośrednio poniżej zbiornika stężenie jonów fosforanowych przed zabiegami rekultywacyjnymi wynosiło średnio 0,617 mg L⁻¹ (SD=0,995), po bagrowaniu średnio 0,139 mg L⁻¹ (SD=1,27), zaś w okresie po utworzeniu bariery średnio 0,562 mg L⁻¹ (SD=0,692). Najniższe średnie roczne stężenie odnotowano w 2013 i wynosiło ono 0,112 mg L⁻¹ (SD=0,132), podobnie w 2015, średnie stężenie wynosiło 0,139 mg L⁻¹ (SD=0,127). Najniższą wartość wynoszącą 0,010 mg L⁻¹ zaobserwowano w próbce z września 2013 roku. Najwyższe średnie roczne stężenie odnotowano w 2014 roku i wynosiło 0,888 mg L⁻¹ (SD=1,231), także w 2017 roku średnie stężenie było relatywnie wysokie i wynosiło 0,729 mg L⁻¹ (SD=0,787). Najwyższą wartość wynoszącą 3,600 mg L⁻¹ zaobserwowano dwukrotnie w próbkach z października 2014 roku. Stosunkowo wysokie stężenia fosforanów obserwowano późnym latem i jesienią, najwyższe średnie miesięczne stężenie jonów fosforanowych wynoszące 1,499 mg L⁻¹ (SD=1,627) odnotowano w październiku. Najniższe stężenia notowano wiosną, w kwietniu wynosiło średnio 0,161 mg L⁻¹ (SD=0,100), zaś w maju już 0,254 mg L⁻¹ (SD=0,226) (Ryc. 37).

Na stanowisku zlokalizowanym na rzece Olechówce poniżej zbiornika stężenie jonów fosforanowych przed zabiegami rekultywacyjnymi wynosiło średnio $0,297 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,267$), po bagrowaniu średnio $0,331 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,341$), zaś po utworzeniu bariery średnio $0,400 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,358$). Najniższe stężenie wynoszące $0,013 \text{ mg L}^{-1}$ zaobserwowano w próbce z września 2013 roku, zaś najwyższe wynoszące $1,077 \text{ mg L}^{-1}$ w październiku 2017 roku. W tych latach odnotowano także średnio najniższe i najwyższe roczne stężenia, odpowiednio $0,144 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,170$) i $0,504 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,439$). Średnio najniższe miesięczne stężenie wynoszące $0,216 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,104$) odnotowano w kwietniu, zaś najwyższe wynoszące $0,443 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,334$) w kolejnym miesiącu. Latem stężenie fosforanów było stosunkowo niskie, zaś w jesieni ponownie rośnie (Ryc. 37).



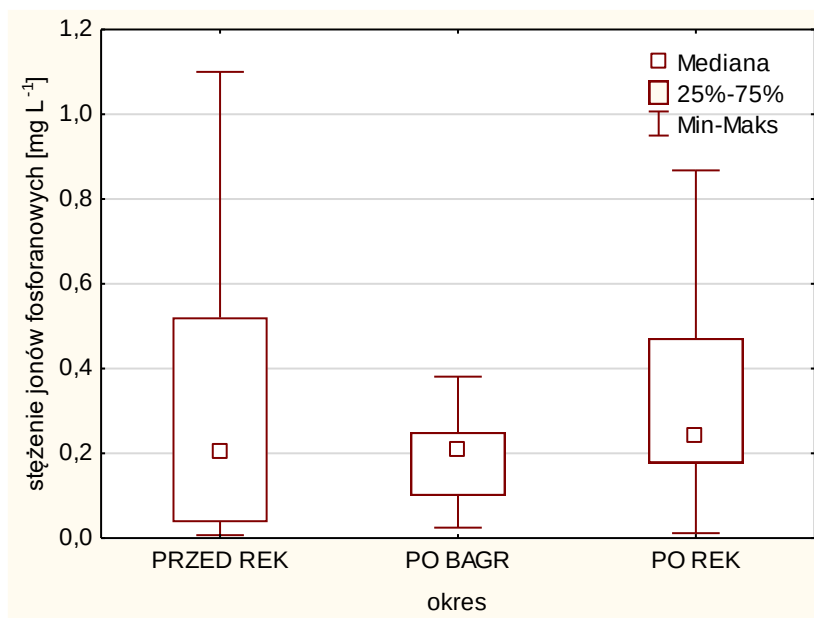
Ryc. 36. Dynamika zmian stężenia jonów fosforanowych na stanowisku BIO - biofiltr na Stawach Jana w latach 2016-2017.



Ryc. 37. Dynamika zmian stężenia jonów fosforanowych na stanowiskach: A – Olechówka powyżej Stawów Jana; B – Stawy Jana, kąpielisko; C – odpływ ze Stawów Jana; D – Olechówka poniżej zbiornika. Odchylenia standardowe w latach 2014 i 2017 liczone było dla dwóch lub trzech pomiarów w miesiącu. Pionową linią oddzielono okres po wybudowaniu bariery gabionowo-roślinnej.

Statystyka

Analiza statystyczna (test U Manna-Whitneya) wykazała, iż stężenie jonów fosforanowych istotnie statystycznie różniło się pomiędzy badanymi latami za wyjątkiem stanowiska zlokalizowanego na rzece Olechówce poniżej zbiornika (PO-SJ) (Tab. 7). Zabiegi rekultywacyjne nie miały istotnego statystycznie wpływu na stężenie jonów fosforanowych w zbiorniku (test rang Kruskala-Wallisa: $H=1,153$, $p=0,562$).



Ryc. 38. Mediana stężenia jonów fosforanowych trzech okresach monitoringu na stanowisku Stawy Jana – kąpielisko (SJ).

Opady nie miały istotnego statystycznie wpływu na stężenie jonów fosforanowych w zbiorniku. Przed rekultywacją test U Manna-Whitneya wynosił: $Z=1,842$, $p=0,066$, po rekultywacji: $Z=-0,014$, $p=0,989$.

Tab. 7. Porównanie statystycznych różnic (test *t* U Manna Whitneya) stężenia jonów fosforanowych pomiędzy latami. Brak wymienionego roku oznacza brak istotnych statystycznie różnic przy $p < 0,05$.

fosforany		DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
2012	2013	Z=2,162 p=0,031	Z=2,642 p=0,008		
	2015			Z=2,214 p=0,027	
2013	2014	Z=-2,696 p=0,007	Z=-2,014 p=0,044	Z=-2,416 p=0,016	
	2015	Z=-2,500 p=0,012			
	2016	Z=-2,322 p=0,020	Z=-2,322 p=0,020		
	2017		Z=-2,764 p=0,006		

Istotne statystycznie pozytywne korelacje wykazano pomiędzy stężeniem jonów fosforanowych a ładunkiem fosforanów na wszystkich stanowiskach rzecznych. Na stanowisku zlokalizowanym w części kąpieliskowej zbiornika nie odnotowano żadnych korelacji (Załącznik 1.).

4.2.5. Chlorki

DO-SJ

Stężenie chlorków na stanowisku powyżej zbiornika przed zabiegami rekultywacyjnymi wynosiło średnio 55,497 mg L⁻¹ (SD=38,435), po bagrowaniu średnio 41,999 mg L⁻¹ (SD=24,706), zaś po utworzeniu bariery średnio 40,828 mg L⁻¹ (SD=27,405). Najniższe średnie roczne stężenie odnotowano w 2012 roku i wynosiło ono 33,404 mg L⁻¹ (SD=15,545), choć w 2017 roku było podobnie niskie, 33,594 mg L⁻¹ (SD=12,616). Najwyższe średnie roczne stężenie odnotowano w 2013 roku i wyniosło ono 70,763 mg L⁻¹ (SD=32,752). Minimalne stężenie chlorków wynoszące 16,340 mg L⁻¹ zaobserwowano we wrześniu 2014 roku, zaś maksymalne, wynoszące 195,303 mg L⁻¹ w kwietniu tego samego roku. W ujęciu miesięcznym najwyższe średnie miesięczne stężenie chlorków, a także najwyższą zmienność, zaobserwowano wiosną, w kwietniu średnio 15,613 mg L⁻¹ (SD=45,259). W kolejnych miesiącach stężenie malało, od lipca do października utrzymywało się na podobnym poziomie, tj. w okolicach 30 mg L⁻¹. Średnio najniższe stężenie obserwowane było we wrześniu, 27,231 mg L⁻¹ (SD=12,033) (Ryc. 40).

BIO

Stężenie jonów chlorkowych wynosiło średnio $45,722 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=27,895$). W 2016 roku wynosiło średnio $54,286 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=45,249$), zaś w 2017 roku $42,296 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=18,341$). Najniższe stężenie wynoszące $13,161 \text{ mg L}^{-1}$ zaobserwowano w próbce z czerwca 2016, zaś najwyższe wynoszące $114,576 \text{ mg L}^{-1}$ w próbce z kwietnia 2016 roku. W ujęciu miesięcznym można zaobserwować dwa piki. Pierwszy, wyższy wiosną, w kwietniu kiedy średnie stężenie wynosiło $84,896 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=41,975$). Drugi pik odnotowano w sierpniu, średnie stężenie wynosiło $54,770 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=33,980$). Najniższe stężenia obserwowano w lipcu, średnio $26,811 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=4,538$) (Ryc. 39).

SJ

Na stanowisku Stawy Jana średnie stężenie chlorków przed rekultywacją wynosiło $50,259 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=35,850$), po bagrowaniu średnio $51,148 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=38,044$), zaś w okresie po utworzeniu bariery średnio $37,098 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=18,711$). Najwyższe średnie roczne stężenie odnotowano w 2013 roku i wynosiło ono odpowiednio: $74,42 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=46,760$). Także najniższe średnie roczne stężenie odnotowano w tym samym roku, tj. 2012, i wynosiło ono: $27,710 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=14,000$). W ujęciu miesięcznym najwyższe wartości obserwowano wiosną, później stężenia malały by późnym latem i wczesną jesienią osiągnąć wartości minimalne. W październiku notowano średnio wyższe stężenia, zbliżone do wartości z późnego lata (Ryc. 40).

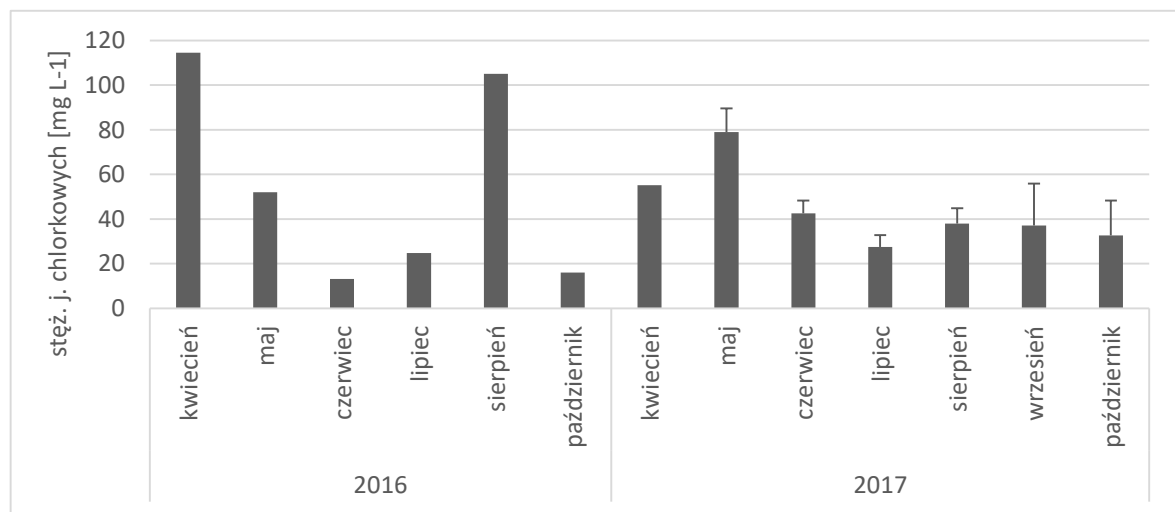
OD-SJ

Bezpośrednio poniżej zbiornika średnie stężenie jonów chlorkowych przed rekultywacją wynosiło $65,471 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=64,591$), po bagrowaniu średnio $53,488 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=36,796$), zaś po utworzeniu bariery średnio $72,684 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=84,723$). Najniższe stężenie wynoszące $7,407 \text{ mg L}^{-1}$ zaobserwowano we wrześniu 2014 roku, zaś najwyższe wynoszące $330,539 \text{ mg L}^{-1}$ w maju 2017 roku. Najniższe średnie roczne stężenie wynoszące $34,819 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=18,475$) odnotowano w 2012 roku, zaś najwyższe wynoszące $151,949 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=97,597$) odnotowano w 2013 roku. Od 2014 do 2016 średnie stężenie utrzymywało się w granicach $40\text{-}55 \text{ mg L}^{-1}$. W 2017 roku średnie stężenie jonów chlorkowych ponownie wzrosło i wynosiło $103,741 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=112,433$). Najwyższe średnie miesięczne stężenia obserwowano wiosną: średnie stężenie w kwietniu wynosiło

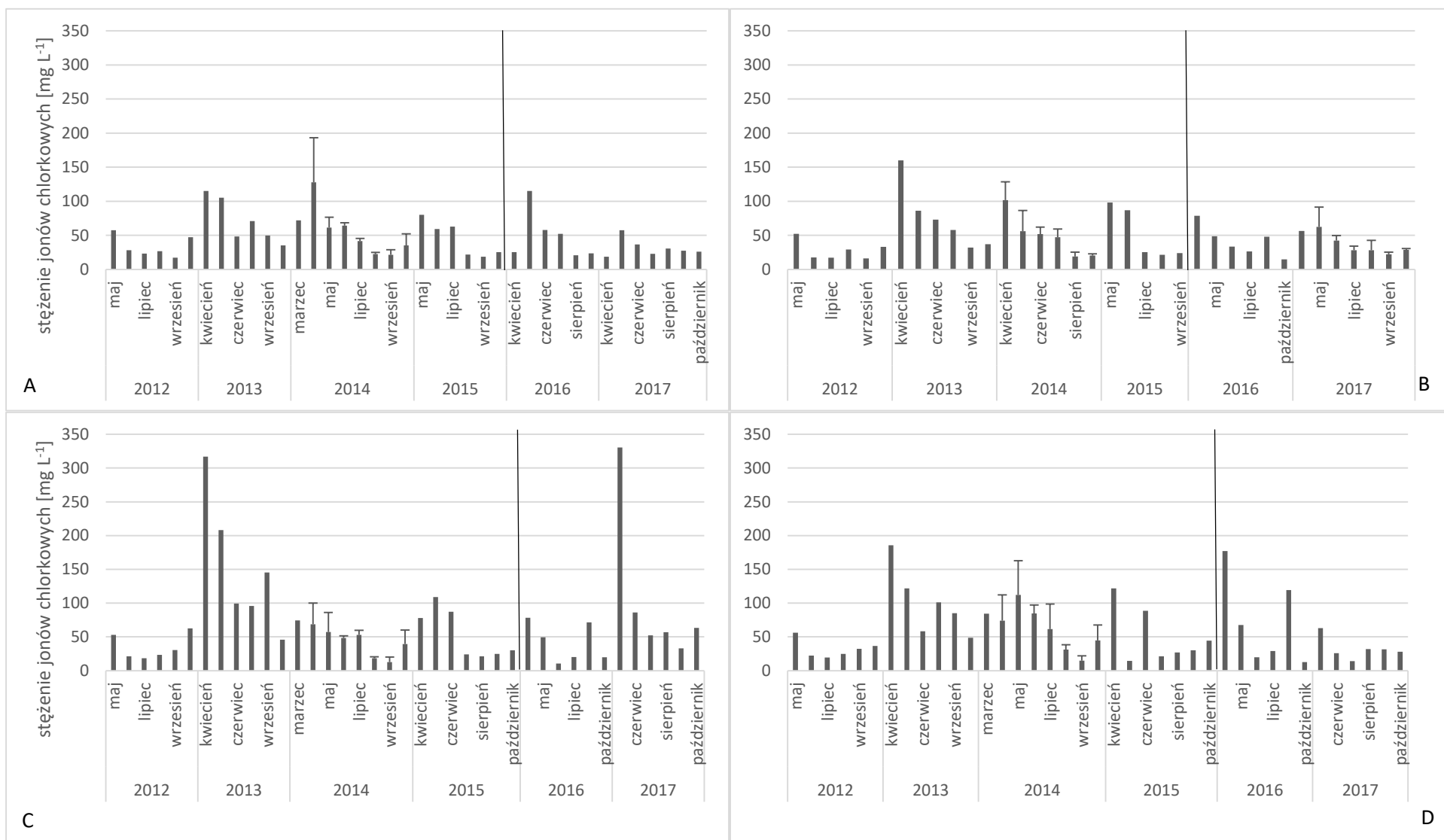
113,198 mg L⁻¹ (SD=101,882), zaś w maju 123,512 mg L⁻¹ (SD=108,278). W kolejnych miesiącach stężenia były relatywnie niskie, najniższe średnie miesięczne stężenie odnotowano w lipcu, 36,823 mg L⁻¹ (SD=17,907) (Ryc. 40).

PO-SJ

Stężenie jonów chlorkowych na rzece Olechówce poniżej zbiornika przed rekultywacją wynosiło średnio 63,567 mg L⁻¹ (SD=42,168), po bagrowaniu średnio 49,724 mg L⁻¹ (SD=40,161), zaś po utworzeniu bariery średnio 51,701 mg L⁻¹ (SD=49,716). W roku 2012 odnotowano najniższe stężenie wynoszące średnio 31,927 mg L⁻¹ (SD=13,453), zaś rok później stężenie średnio wynosiło 100,190 mg L⁻¹ i było najwyższe w badanym okresie. Najniższe stężenie zaobserwowano w próbce z września 2014 roku wynosiło 9,944 mg L⁻¹, zaś najwyższe w próbce z kwietnia 2013 roku wynosiło 185,777 mg L⁻¹. W ujęciu miesięcznym widać wyraźne tendencje. Najwyższe stężenia odnotowywano wiosną, w kwietniu średnio 117,789 mg L⁻¹ (SD=57,958). W kolejnych miesiącach stężenie stopniowo malało, w lipcu notowano najniższe stężenia, średnio 34,531 mg L⁻¹ (SD=27,183). Od sierpnia stężenie ponownie rosło (Ryc. 40).



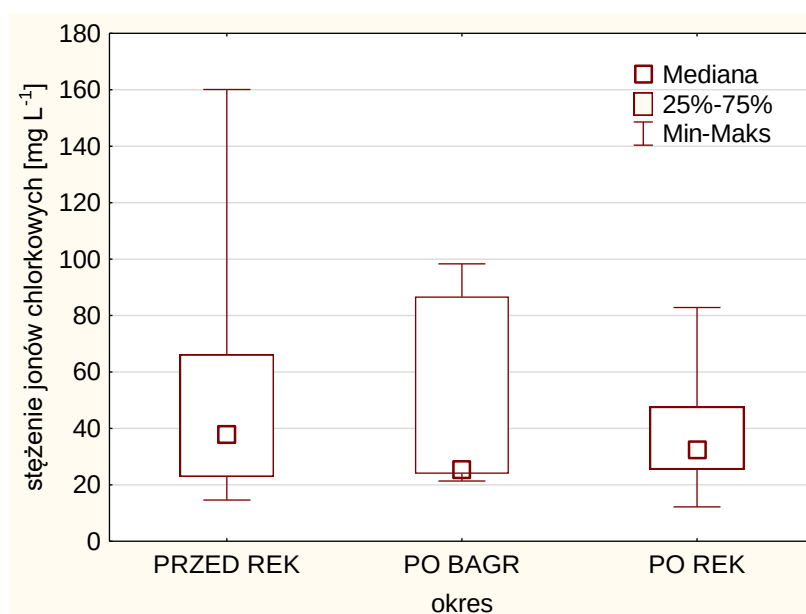
Ryc. 39. Dynamika zmian stężenia jonów chlorkowych na stanowisku BIO - biofiltr na Stawach Jana w latach 2016-2017.



Ryc. 40. Dynamika zmian stężenia jonów chlorkowych na kolejnych stanowiskach: A – Olechówka powyżej Stawów Jana; B – Stawy Jana, kąpielisko; C – odpływ ze Stawów Jana; D – Olechówka poniżej zbiornika. Odchylenia standardowe w latach 2014 i 2017 liczone było dla dwóch lub trzech pomiarów w miesiącu. Pionową linią oddzielono okres po wybudowaniu bariery gabionowo-roślinnej.

Statystyka

Analiza statystyczna (test U Manna-Whitneya) wykazała, iż stężenie jonów chlorkowych istotnie statystycznie różniło się pomiędzy badanymi latami. Na stanowiskach zlokalizowanych na rzece powyżej i poniżej zbiornika oraz w zbiorniku istotnie statystycznie różniły się lata 2012 i 2013 oraz 2013 i 2017. Na stanowisku zlokalizowanym na odpływie ze zbiornika odnotowano więcej różnic pomiędzy latami (Tab. 8). Zabiegi rekultywacyjne nie miały istotnego statystycznie wpływu na stężenie jonów chlorkowych w zbiorniku (test rang Kruskala-Wallisa: $H=0,806$, $p=0,668$).



Ryc. 41. Mediana stężenia jonów chlorkowych w trzech okresach monitoringu na stanowisku Stawy Jana - kąpielisko (SJ).

Opady nie miały istotnego statystycznie wpływu na stężenie jonów chlorkowych w zbiorniku. Przed rekultywacją test U Manna-Whitneya wynosił: $Z=-1,207$, $p=0,228$, po rekultywacji: $Z=-0,922$, $p=0,357$.

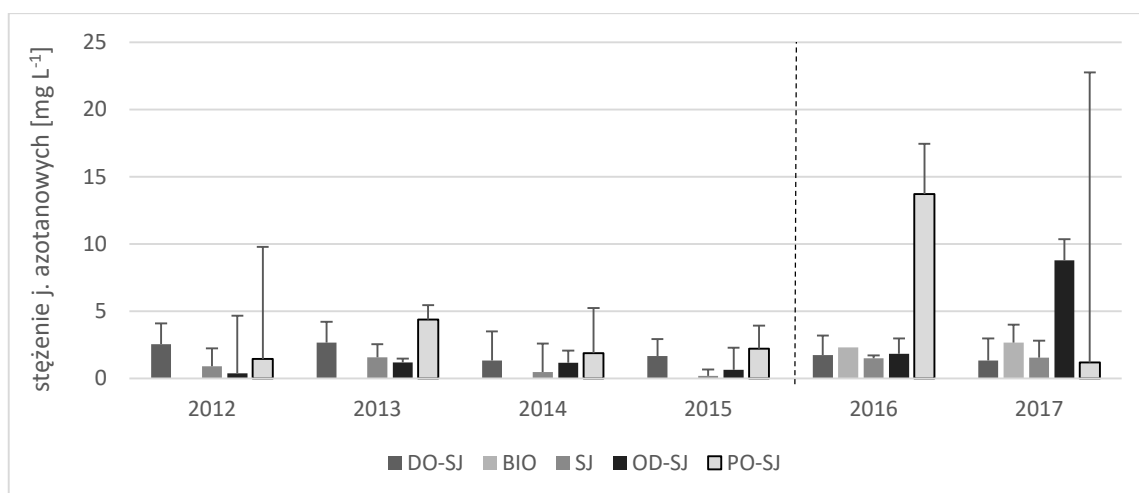
Tab. 8. Porównanie statystycznych różnic (test *t* U Manna Whitneya) stężenia jonów chlorkowych pomiędzy latami. Brak wymienionego roku oznacza brak istotnych statystycznie różnic przy $p < 0,05$.

chlorki		DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
2012	2013	Z=-2,162 p=0,031	Z=-2,322 p=0,020	Z=-2,482 p=0,013	Z=-2,642 p=0,008
	2017			Z=-2,002 p=0,045	
2013	2014			Z=2,836 p=0,005	
	2015			Z=2,214 p=0,027	
	2016			Z=2,322 p=0,020	
	2017	Z=2,162 p=0,031	Z=2,297 p=0,022		Z=2,482 p=0,013

Stężenie jonów chlorkowych było istotnie statystycznie skorelowane z wieloma badanymi parametrami. Na wszystkich stanowiskach wykazano silną pozytywną korelację z przewodnictwem elektrolitycznym i zasoleniem. Negatywne korelacje wykazano dla stężenia chlorofilu *a* (w szczególności pochodzącego z zielenic) oraz dla zagęszczenia i biomasy wrotków, a tym samym TSI_{ROT} badanych w zbiorniku z stężenia jonów chlorkowych na wszystkich stanowiskach (Załącznik 1.).

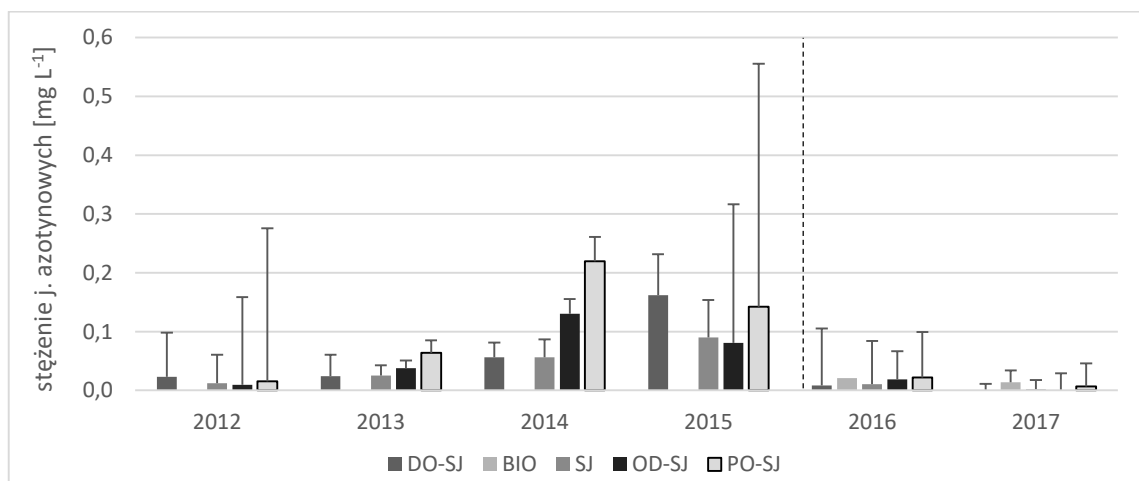
4.2.6. Zmiany parametrów chemicznych pomiędzy stanowiskami

Stężenie azotanów na kolejnych stanowiskach różniło się znacznie w kolejnych latach (Ryc. 42). Najniższe wartości stężenia obserwowano w obrębie kąpieliska na Stawach Jana (SJ), choć w 2012 i 2013 roku ekstrapolowane dane sugerują niższe stężenie na wypływie ze zbiornika. Bardzo wysokie stężenie na wypływie ze zbiornika (OD-SJ) obserwowano w szczególności w 2017 roku, wtedy to stężenie były średnio najwyższe ze wszystkich badanych stanowisk. Na stanowisku położonym na Olechówce poniżej zbiornika (PO-SJ) przez większość lat obserwowano relatywnie wyższe stężenia, a w 2016 roku były one wyjątkowo wysokie. W 2012 roku stężenia na rzece poniżej zbiornika były relatywnie niższe niż powyżej zbiornika. Na tym stanowisku obserwowano stężenia azotanów wyższe niż w zbiorniku, choć od 2016 roku, kiedy rozpoczęto badania biofiltra, widać iż pobrane stamtąd próbki mają stężenie średnio wyższe zarówno od tych pobranych na kąpielisku jak i w górze rzeki.



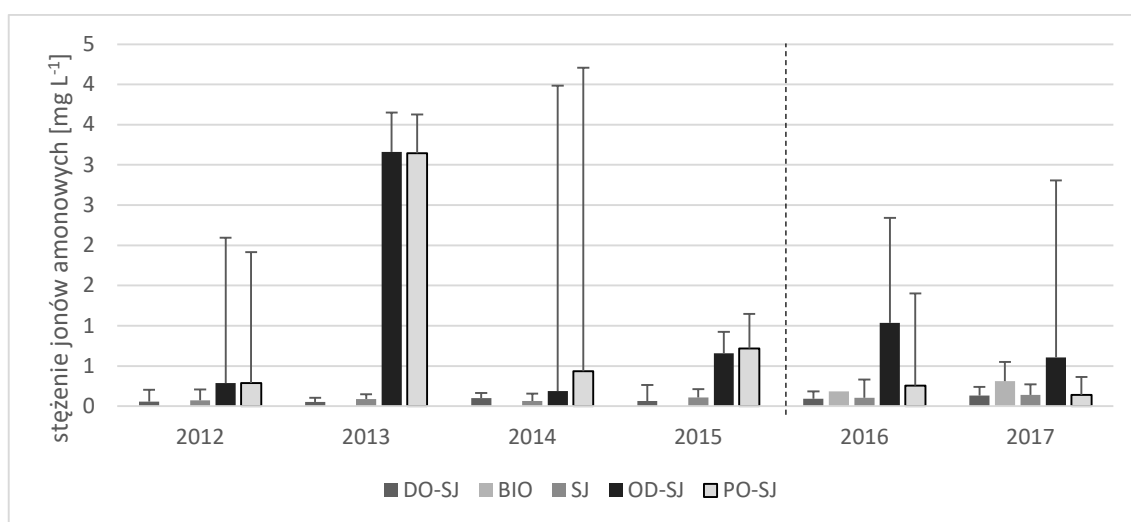
Ryc. 42. Średnie stężenia i odchylenia standardowe azotanów na kolejnych stanowiskach badanych w latach 2012-2017. Pionową linią oddzielono okres po wybudowaniu bariery gabionowo-roślinnej.

Stężenia azotanów były szczególnie wysokie w latach 2014 i 2015 na wszystkich stanowiskach (Ryc. 43). Stosunkowo wyrównane stężenia obserwowano w latach 2012, 2016 i 2017, choć w 2017 roku azotanów nie zaobserwowano ani na stanowisku DO-SJ, ani na jego wypływie (OD-SJ). Wyraźnie wyższe stężenia obserwowano na rzece Olechówce poniżej zbiornika (PO-SJ). Na stanowisku DO-SJ i SJ stężenia były porównywalne, choć w 2015 roku powyżej zbiornika zaobserwowano stężenia wyższe niż na pozostałych stanowiskach.



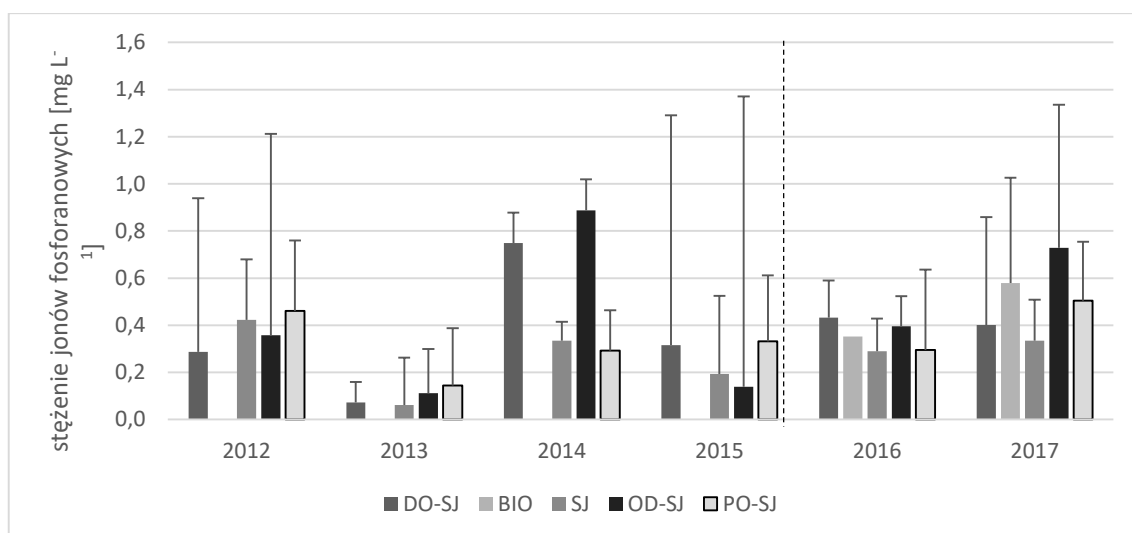
Ryc. 43. Średnie stężenia i odchylenia standardowe azotynów na kolejnych stanowiskach badanych w latach 2012-2017. Pionową linią oddzielono okres po wybudowaniu bariery gabionowo-roślinnej.

Niezależnie od roku stężenie jonów amonowych było najwyższe na wylocie ze Stawów Jana (OD-SJ) oraz na Olechówce poniżej zbiornika (PO-SJ) (Ryc. 44). Tendencje te były najbardziej widoczne w latach 2012-2014, a w szczególności w roku 2013 gdy średnie stężenie mierzone na kąpielisku wynosiło $0,087 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,094$), zaś na wypływie ze zbiornika średnio $3,162 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=3,796$). W latach 2016-2017 stężenie na stanowisku PO-SJ było porównywalne ze stężeniem notowanym na kąpielisku (SJ), natomiast pomiary na stanowisku OD-SJ nadal były wyraźnie wyższe. Także pomiary na biofiltrze (BIO) wykazały podwyższone stężenie względem tego notowanego na kąpielisku. Jednoczynnikowa analiza wariancji Kruskala-Wallisa nie wykazała istotnych statystycznie różnic w stężeniu jonów amonowych przed i po zabiegach rekultywacyjnych na żadnym ze stanowisk.



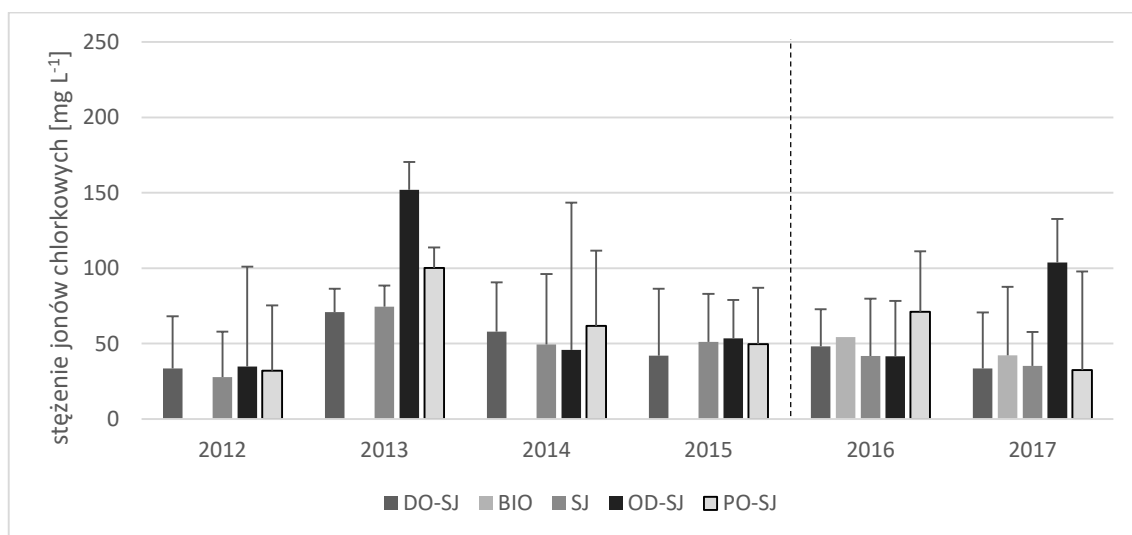
Ryc. 44. Średnie stężenia i odchylenia standardowe jonów amonowych na kolejnych stanowiskach badanych w latach 2012-2017. Pionową linią oddzielono okres po wybudowaniu bariery gabionowo-roślinnej.

Stężenie jonów fosforanowych podlegało znacznym wahaniom w kolejnych latach (Ryc. 45), choć przez większość badanego okresu można zauważyć, iż (poza rokiem 2012) średnie stężenia były stosunkowo niższe na stanowisku zlokalizowanym w obrębie kąpieliska oraz poniżej zbiornika na rzece Olechówce. Uwagę zwraca także różnica pomiędzy średnimi stężeniami w roku 2013 i 2014, średnie stężenie na stanowisku DO-SJ wynosiło odpowiednio $0,073 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,129$) i $0,749 \text{ mg L}^{-1}$ ($\text{SD}=0,975$).



Ryc. 45. Średnie stężenia i odchylenia standardowe fosforanów na kolejnych stanowiskach badanych w latach 2012-2017. Pionową linią oddzielono okres po wybudowaniu bariery gabionowo-roślinnej.

Stężenie jonów chlorkowych było relatywnie wyrównane w kolejnych latach (Ryc. 46), choć w 2013 roku na wszystkich stanowiskach notowano podwyższone stężenia, a w 2017 roku stężenia u wylotu zbiornika były zdecydowanie wyższe. Średnio najniższe stężenia obserwowano na stanowisku zlokalizowanym w czaszy zbiornika, zaś najwyższe na jego wylocie. Także stężenia notowane na rzece poniżej zbiornika były wysokie.



Ryc. 46. Średnie stężenia i odchylenia standardowe jonów chlorkowych na kolejnych stanowiskach badanych w latach 2012-2017. Pionową linią oddzielono okres po wybudowaniu bariery gabionowo-roślinnej.

Statystyka

Test U Manna-Whitneya wykazał, że wody dopływające do zbiornika istotnie statystycznie różniły się od wód w zbiorniku pod względem stężenia azotanów – wyższe wartości odnotowywano w wodach rzeki Olechówki. Po utworzeniu bariery gabionowo-roślinnej nie wykazano istotnych różnic pomiędzy oboma stanowiskami (Tab. 9).

Tab. 9. Wyniki testu U Manna-Whitneya względem zmiennych chemicznych dla stanowisk DO-SJ i SJ; pogrubioną czcionką oznaczono parametry istotnie statystycznie różniące się pomiędzy stanowiskami.

Zmienna	U	Z	p	Z popraw.	p	2*1str. dokł. p
A- przed zabiegami rekultywacyjnymi						
azotany	179,000	-3,011	0,003	-3,011	0,003	0,002
azotyny	337,000	-0,188	0,851	-0,189	0,850	0,852
amon	317,500	0,536	0,592	0,538	0,590	0,589
fosforany	329,000	-0,331	0,741	-0,331	0,741	0,743
chlorki	317,000	-0,545	0,586	-0,545	0,586	0,589
B- po bagrowaniu						
azotany	4,000	-2,111	0,035	-2,111	0,035	0,030
azotyny	10,000	-1,137	0,256	-1,137	0,256	0,268
amon	13,000	-0,650	0,516	-0,650	0,516	0,530
fosforany	9,000	-1,299	0,194	-1,299	0,194	0,202
chlorki	16,000	0,162	0,871	0,162	0,871	0,876
C- po zainstalowaniu bariery gabionowo-roślinnej						
azotany	117,000	0,318	0,750	0,318	0,750	0,754
azotyny	110,500	-0,561	0,575	-0,669	0,503	0,567
amon	101,500	0,898	0,369	0,898	0,369	0,365
fosforany	122,000	-0,131	0,896	-0,131	0,896	0,897
chlorki	126,000	0,019	0,985	0,019	0,985	1,000

4.3. Efektywność bariery gabionowo-roślinnej

4.3.1. Statystyka

Efektywność usuwania jonów pierwiastków biogenicznych, chlorków i zawiesiny a także zmiany parametrów fizycznych były badane w sezonie 2017, dla dwóch obszarów: pomiędzy dopływem do zbiornika (DO-BIO) oraz na odpływie ze strefy biofiltracyjnej zlokalizowanej w kierunku północnym (OD-N) na odpływie ze strefy biofiltracyjnej zlokalizowanej w kierunku południowym (OD-S). Pod uwagę wzięto wartości parametrów w zależności od występowania opadów. Istotne statystycznie różnice wykazano dla saturacji, azotu amonowego i zawiesiny (Tab. 10).

Tab. 10. Wyniki testu U Manna-Whitneya (z poprawką na ciągłość) względem zmiennej „opad” dla stanowisk DO-BIO, OD-N i OD-S. Wielkość parametrów opisanych pogrubioną czcionką istotnie statystycznie różni się w zależności od występowania opadów.

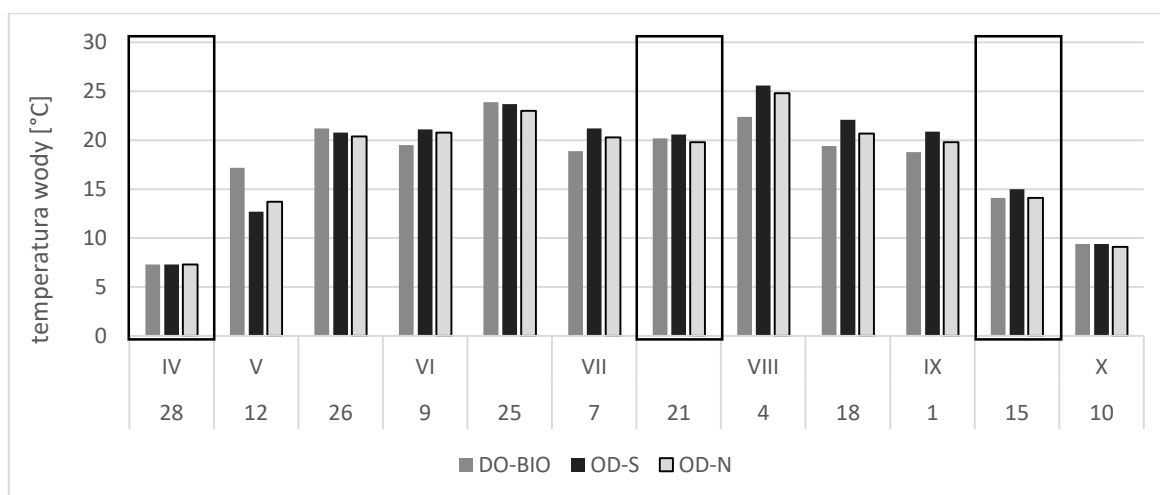
	temp.	przew.	zas.	pH	DO	sat.
Z	-1,645	0,238	1,083	-1,900	-1,279	-2,083
p	0,101	0,802	0,349	0,057	0,205	0,036
	TSS	azotany	azotyny	amon.	fosforany	chlorki
Z	3,557	1,101	0,819	2,885	-0,614	-0,359
p	0,000	0,274	0,527	0,003	0,543	0,722

Dla parametrów zależnych od opadu zaprezentowano dodatkowe wykresy średnich na kolejnych stanowiskach w zależności od występowania opadów.

Zarówno porównania wielu stanowisk (ANOVA rang Kruskala-Wallisa) jaki i porównania par stanowisk testem U Manna-Whitneya (oba testy wykonywane osobno dla dni z opadem i bez opadu oraz dla wszystkich przypadków) nie wykazały istotnych statystycznie różnic pomiędzy parametrami fizycznymi i chemicznymi na stanowiskach w obrębie biofiltra.

4.3.2. Dynamika parametrów fizycznych

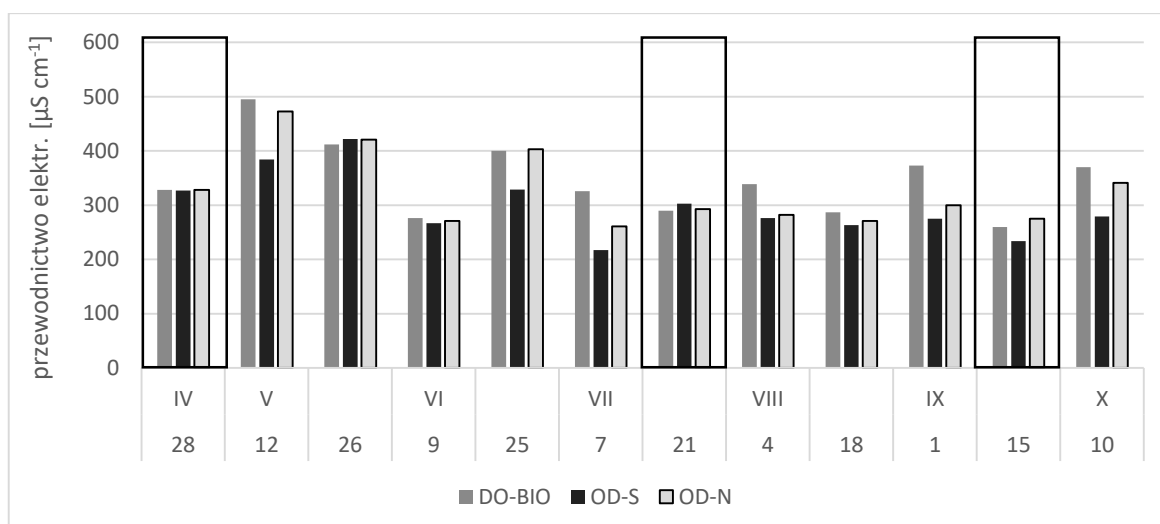
Różnice temperatury wody były wyraźnie wyższe za strefą południową niż strefą północną: za strefą południową temperatura w sezonie była średnio wyższa o 3,269% (0,7°C), zaś za strefą północną była wyższa średnio o 0,312% (0,1°C) (Ryc. 47). W części kąpieliskowej temperatura była jeszcze wyższa, w porównaniu ze strefą południową o 3,147%, to jest średnio o 0,458°C, a w porównaniu ze strefą północną o 5,869%, to jest średnio o 1,008°C.



Ryc. 47. Różnice wartości temperatur wody na dopływie do zbiornika i za północną strefą biofiltracyjną oraz na dopływie do zbiornika i za południową strefą biofiltracyjną w 2017 roku. Obramowaniem słupków oznaczono dni z opadem.

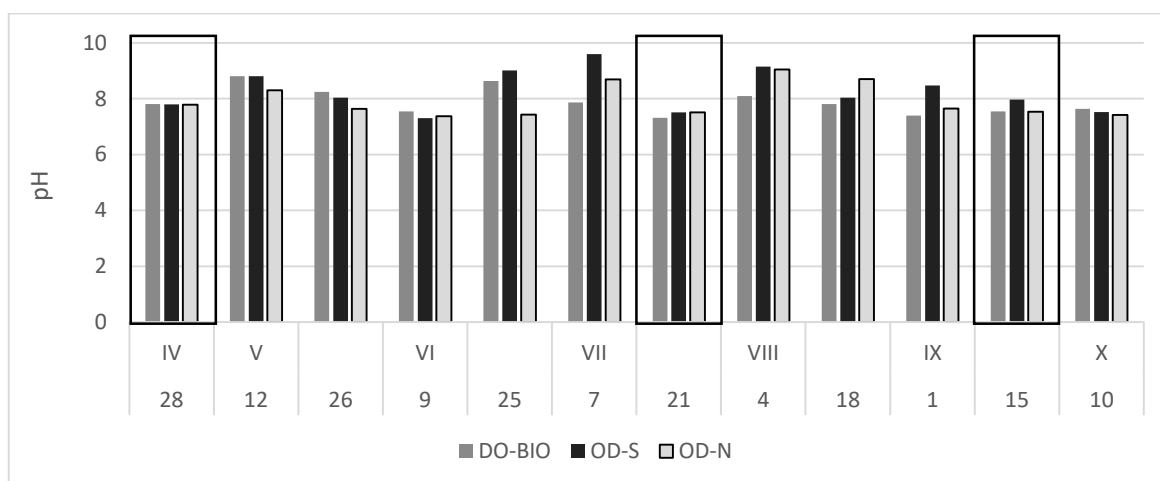
Zaobserwowano, iż strefa południowa efektywniej redukuje przewodnictwo elektrolityczne, średnio o 13,173% ($48,333 \mu\text{S cm}^{-1}$), zaś w strefie północnej wartości maleją średnio o 5,521% ($19,750 \mu\text{S cm}^{-1}$) (Ryc. 48). W strefie kąpieliskowej przewodnictwo elektrolityczne wzrastało, średnio o 0,358% ($0,917 \mu\text{S cm}^{-1}$) w stosunku do strefy południowej i średnio o 8,370% ($29,500 \mu\text{S cm}^{-1}$) w stosunku do strefy północnej.

Redukcję zasolenia za strefą północną zaobserwowano trzykrotnie, 12 maja 2017 o 50%, zaś 7 lipca 2017 i 4 sierpnia 2017 o 100%, zaś za strefą południową pięciokrotnie: 12 maja 2017 o 50%, zaś 7 lipca, 4 sierpnia, 1 września i 10 października 2017 o 100%. W obu strefach, w dniu 25 czerwca odnotowano wzrost zasolenia o 3,333% w strefie północnej i 27,500% w strefie południowej. Także w części kąpieliskowej zasolenie było wyjątkowo wysokie i wynosiło 3,23%, co stanowiło wzrost o 5,556% w stosunku do strefy południowej i 30,242% w stosunku do strefy północnej.



Ryc. 48. Różnice wartości przewodnictwa elektrolitycznego na dopływie do zbiornika i za północną strefą biofiltracyjną oraz na dopływie do zbiornika i za południową strefą biofiltracyjną w 2017 roku. Obramowaniem słupków oznaczono dni z opadem.

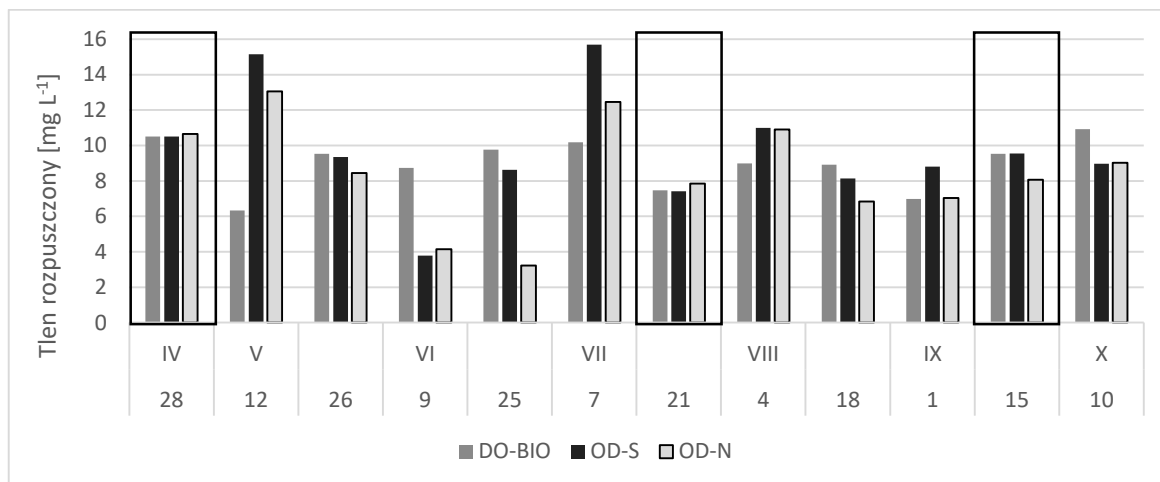
Analizując pH zauważono jego wzrost za strefami biofiltracyjnymi w porównaniu z dopływem do zbiornika. Za strefą północną pH wzrastało średnio o 0,602% (tj. o 0,032), zaś za strefą południową o 4,847% (tj. o 0,378) (Ryc. 49). W części kąpieliskowej notowano dalszy wzrost pH – 6,693% w stosunku do strefy północnej i 2,254% w stosunku do strefy południowej, to jest odpowiednio o 0,523 i 0,176.



Ryc. 49. Różnice wartości pH na dopływie do zbiornika i za północną strefą biofiltracyjną oraz na dopływie do zbiornika i za południową strefą biofiltracyjną w 2017 roku. Obramowaniem słupków oznaczono dni z opadem.

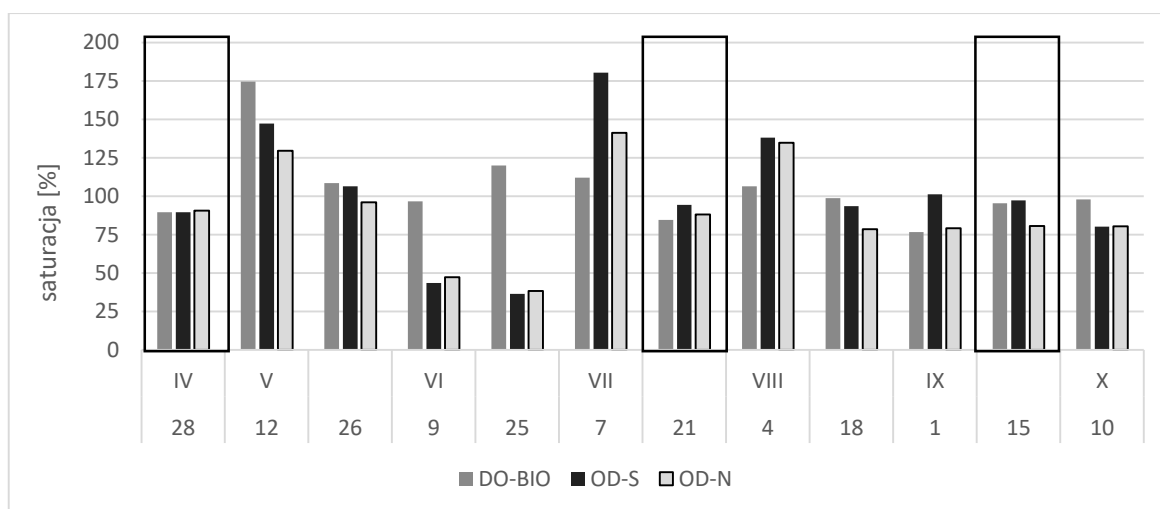
Stężenie tlenu rozpuszczonego wzrastało na wyjściu ze strefy południowej, a malało na wyjściu ze strefy północnej. Wzrost stężenia DO za strefą południową wynosił średnio 12,001% (0,758 mg L⁻¹), zaś spadek za strefą północną wynosił średnio 2,543% (0,518 mg L⁻¹) (Ryc. 50). W części kąpieliskowej następował wzrost stężenia w

porównaniu z obiema strefami o średnio 29,455% ($2,046 \text{ mg L}^{-1}$) w stosunku do strefy północnej i 10,592% ($0,770 \text{ mg L}^{-1}$) w stosunku do strefy południowej.

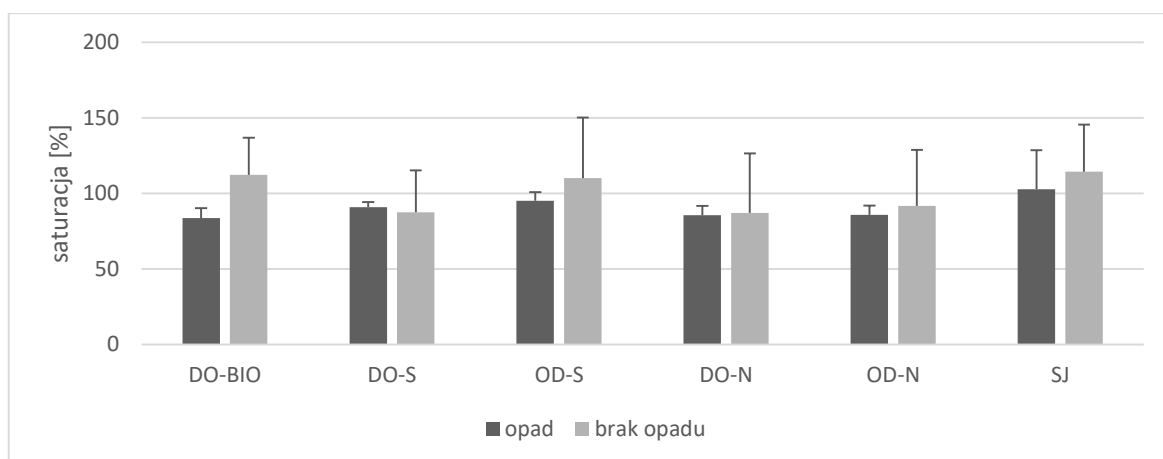


Ryc. 50. Różnice stężenia tlenu rozpuszczonego na dopływie do zbiornika i za północną strefą biofiltracyjną oraz na dopływie do zbiornika i za południową strefą biofiltracyjną w 2017 roku. Obramowaniem słupków oznaczono dni z opadem.

W przypadku obu stref biofiltracyjnych wartości saturacji malały za strefami. Za strefą północną saturacja była średnio niższa o 14,75%, zaś za strefą południową o 4,392%. Podczas opadów saturacja była wyższa za strefami niż na dopływie o średnio 2,300% za strefą północną i 11,467% za strefą południową. W dniach bez opadu saturacja za strefami była niższa średnio o odpowiednio 20,433% i 9,678% (Ryc. 51). W części kąpieliskowej zbiornika saturacja była wyższa o odpowiednio 23,867% i 13,508%.



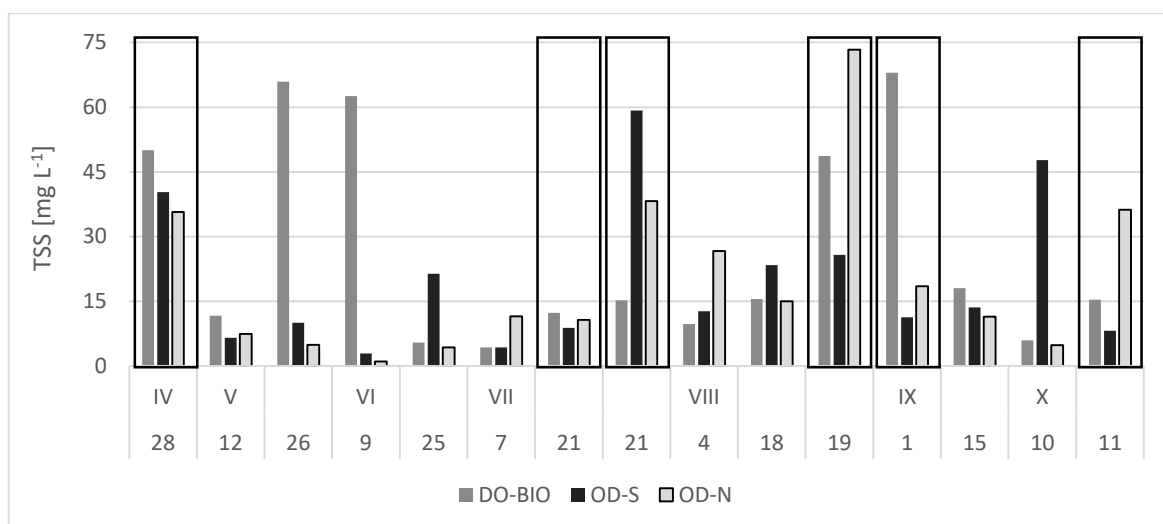
Ryc. 51. Różnice wartości saturacji na dopływie do zbiornika i za północną strefą biofiltracyjną oraz na dopływie do zbiornika i za południową strefą biofiltracyjną w 2017 roku. Obramowaniem słupków oznaczono dni z opadem.



Ryc. 52. Średnia wartość saturacji [%] na stanowiskach zlokalizowanych w obrębie Stawów Jana z podziałem na dni deszczowe i dni bezdeszczowe w 2017 roku.

Średnia efektywność usuwania zawiesiny za strefą północną wynosiła $-17,169\%$ (aczkolwiek średnio stężenie było niższe o $7,267 \text{ mg L}^{-1}$). Większą efektywność obserwowano w dniach bez opadu, średnio $-3,813 \%$, gdy podczas opadu średnia efektywność wynosiła $-37,203\%$. Minimalną efektywność wynoszącą $-174,510\%$ zaobserwowano wieczorem 4 sierpnia 2017, zaś maksymalną $98,403\%$ w dniu 9 czerwca 2017.

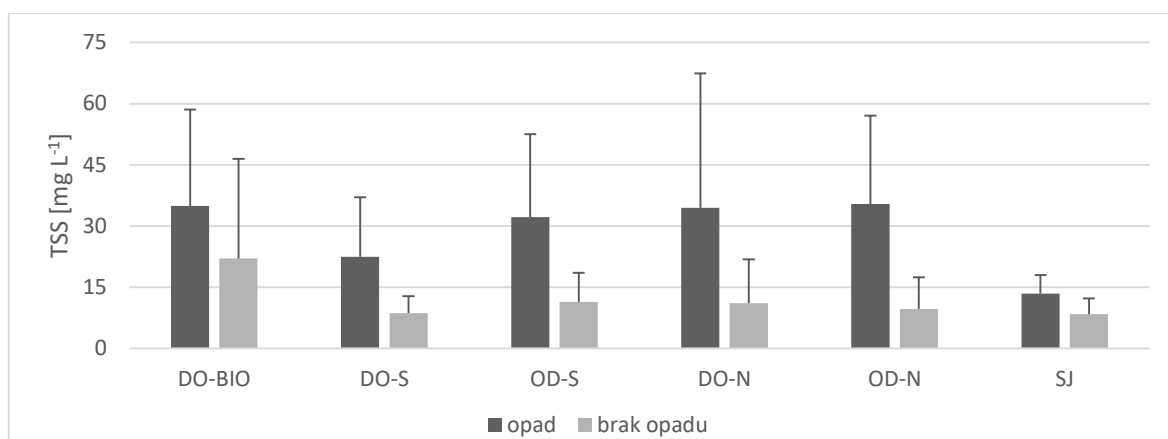
Efektywność usuwania zawiesiny w strefie południowej była najniższa, średnia efektywność wynosiła $60,126\%$ (aczkolwiek średnio stężenie było niższe o $7,505 \text{ mg L}^{-1}$). Podczas opadów efektywność była wyższa, średnio $10,750 \%$ więcej zawiesiny za strefą, a przy braku opadów za strefą zawiesiny było więcej o $93,043\%$. Minimalną efektywność zaobserwowano 10 października 2017, $-710,045\%$ (7-krotnie więcej zawiesiny za strefą południową), zaś maksymalną $95,367 \%$ w dniu 9 czerwca 2017 (Ryc. 53).



Ryc. 53. Różnice zawartości zawiesiny na dopływie do zbiornika i za północną strefą biofiltracyjną oraz na dopływie do zbiornika i za południową strefą biofiltracyjną w 2017 roku. Obramowaniem słupków oznaczono dni z opadem.

Część sedymentacyjna znajdująca się powyżej stref biofiltracyjnych, a mająca na celu przede wszystkim zredukowanie ilości zawiesiny dostającej się do dalszych części zbiornika spełniała swoją funkcję w ponad 70% badanych dni. Średnia skuteczność redukcji stężenia zawiesiny od strony południowej wynosiła 13,072%, zaś od północnej 6,805%.

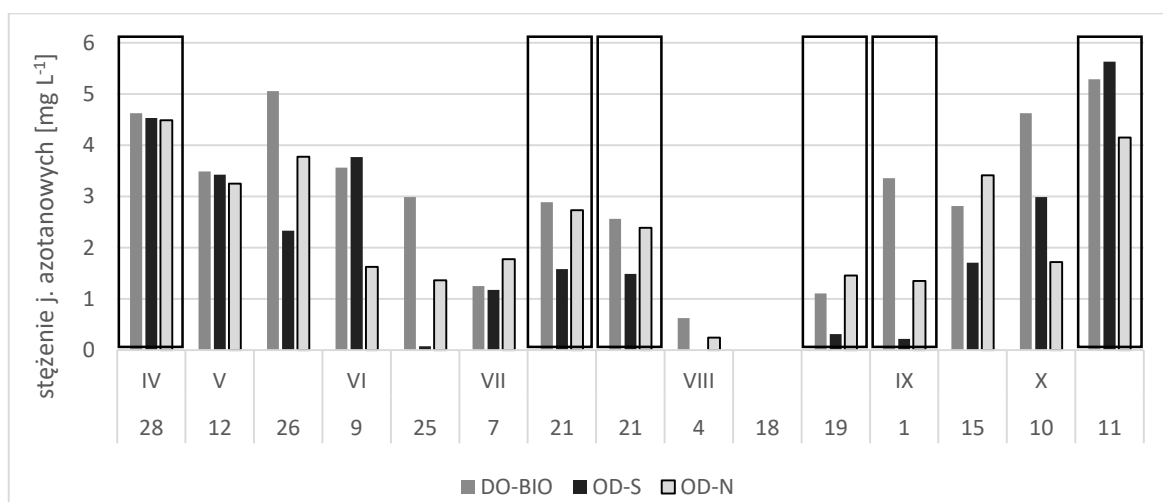
Zawartość zawiesiny wynosiła średnio dla wszystkich stanowisk w obrębie biofiltra i Stawów Jana $18,654 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=18,486$). W dni bez opadów średnia zawartość zawiesiny na wszystkich stanowiskach w badanym okresie wynosiła $11,886 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=12,285$), zaś podczas opadów $28,807 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=21,535$). Najniższe średnie roczne stężenie zawiesiny obserwowane było na kąpielisku i wynosiło $10,431 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=4,704$), w dniach bez opadu średnia wynosiła $8,440 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=3,787$), zaś podczas opadów $13,418 \text{ mg L}^{-1}$ ($SD=4,603$).



Ryc. 54. Średnie wartości zawiesiny [mg L^{-1}] na stanowiskach zlokalizowanych w obrębie Stawów Jana z podziałem na dni deszczowe i dni bezdeszczowe w 2017 roku.

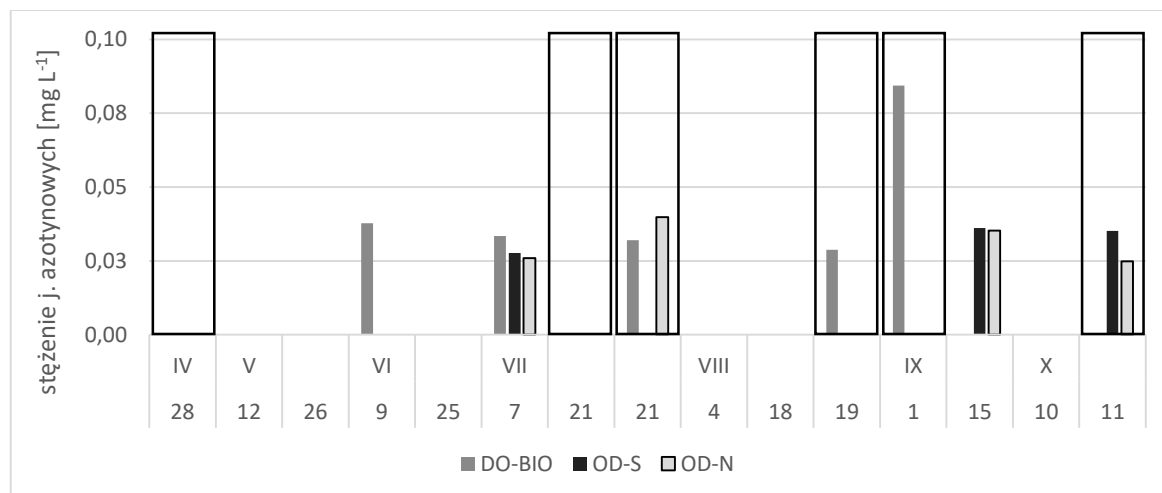
4.3.3. Dynamika parametrów chemicznych

Stężenie jonów azotanowych było wyraźniej niższe za strefą południową, efektywność redukcji wynosiła średnio 41,179 % ($1,001 \text{ mg L}^{-1}$). Za strefą północną redukcja wynosiła średnio 18,984% ($0,700 \text{ mg L}^{-1}$) (Ryc. 55). W obrębie kąpieliska notowane stężenia jonów azotanowych były średnio niższe niż bezpośrednio za strefami biofiltracyjnymi. Efektywność redukcji względem stężeń notowanych za biofiltrem północnym wynosiła 35,615% ($0,706 \text{ mg L}^{-1}$). W przypadku biofiltra południowego dziewięciokrotnie odnotowano wzrost stężenia jonów azotanowych. W badanym okresie efektywność redukcji wynosiła średnio -34,180%, mimo iż stężenia były średnio niższe o $0,405 \text{ mg L}^{-1}$.



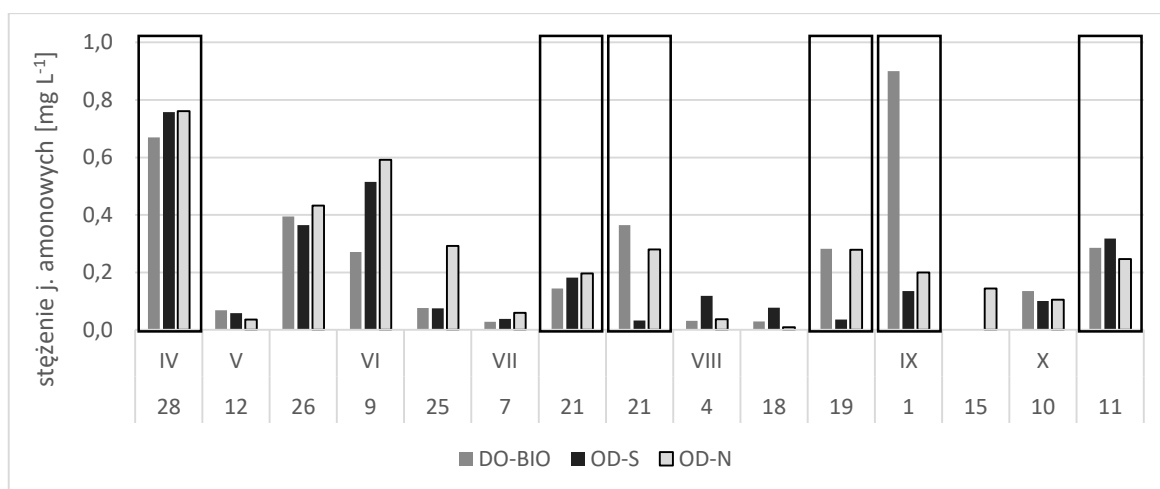
Ryc. 55. Różnice stężenia jonów azotanowych na dopływie do zbiornika i za północną strefą biofiltracyjną oraz na dopływie do zbiornika i za południową strefą biofiltracyjną w 2017 roku. Obramowaniem słupków oznaczono dni z opadem.

W badanym okresie obecność jonów azotynowych odnotowano pięciokrotnie. W obu strefach przeważnie notowano redukcję stężenia, której efektywność wyniosła średnio 59,616% dla strefy północnej i 83,413% dla strefy południowej. W dniach: 15 września i 11 października 2017 w obu strefach odnotowano obecność jonów wyłącznie za strefami (Ryc. 56). W obrębie kąpieliska obecność jonów azotynowych odnotowano wyłącznie 15 września i było ono niższe o 0,01 mg L⁻¹ niż stężenie za strefami biofiltracyjnymi.

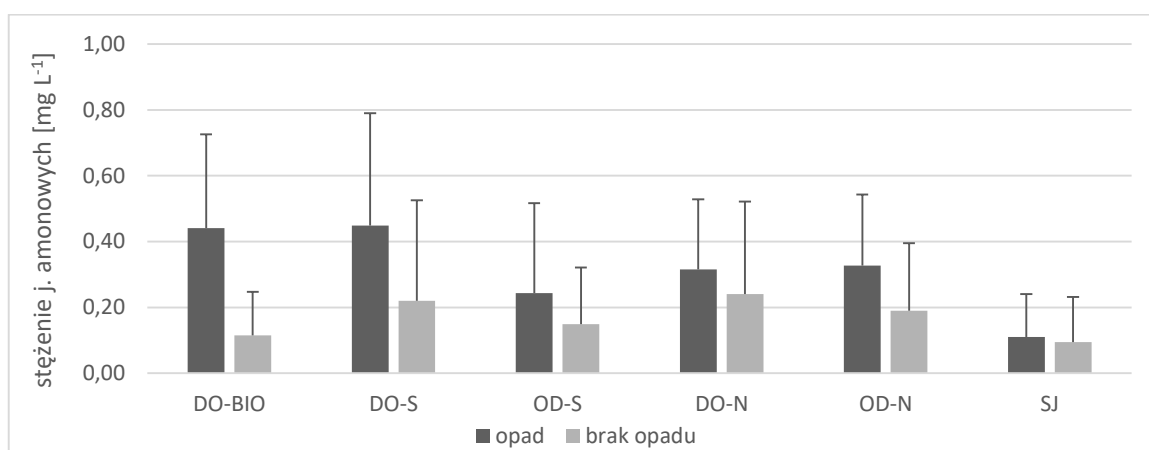


Ryc. 56. Różnice stężenia jonów azotynowych na dopływie do zbiornika i za północną strefą biofiltracyjną oraz na dopływie do zbiornika i za południową strefą biofiltracyjną w 2017 roku. Obramowaniem słupków oznaczono dni z opadem.

Analiza efektywności redukcji wysokości stężenia jonów amonowych wykazała dla strefy północnej efektywność rzędu -23,774% zaś dla strefy południowej -21,338%. Stężenie jonów amonowych istotnie różniło się w zależności od opadów. Podczas opadów średnia efektywność za strefą północną wynosiła 11,096%, zaś za strefą południową 35,507%. W dniach bez opadu efektywność wynosiła odpowiednio: -49,927% i -63,973%. Dla obu stref redukcję stężenia jonów amonowych odnotowano w 50% przypadków (Ryc. 57). W obrębie kąpieliska notowano niższe stężenia jonów amonowych, średnia efektywność redukcji względem strefy północnej wynosiła 12,086%, zaś względem strefy południowej 17,400%.

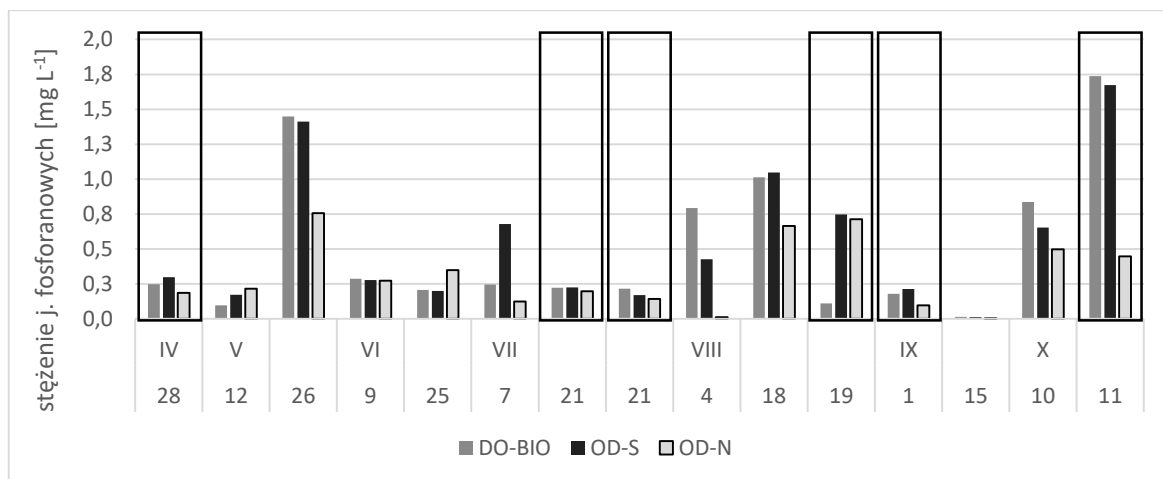


Ryc. 57. Różnice stężenia jonów amonowych na dopływie do zbiornika i za północną strefą biofiltracyjną oraz na dopływie do zbiornika i za południową strefą biofiltracyjną w 2017 roku. Obramowaniem słupków oznaczono dni z opadem.



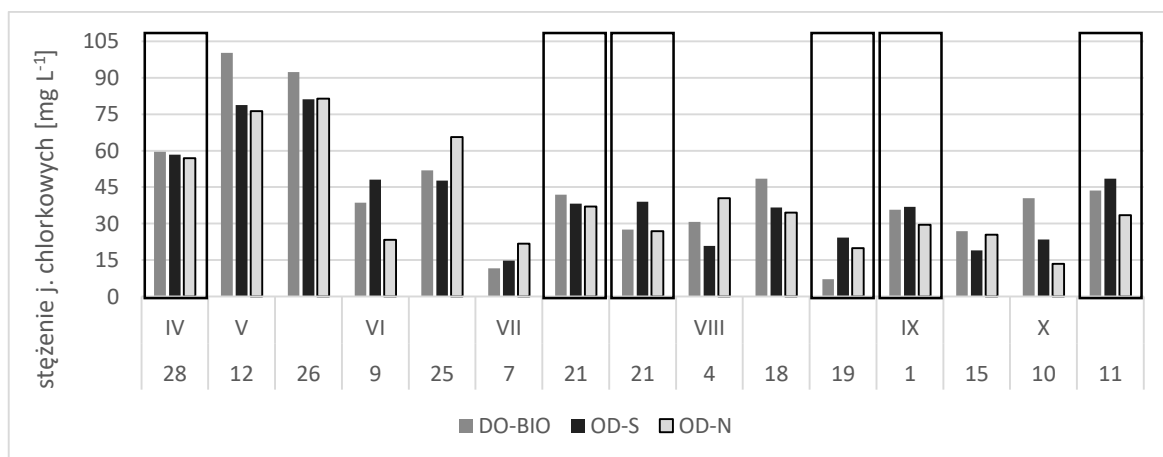
Ryc. 58. Średnie stężenie jonów amonowych [mg L^{-1}] na stanowiskach zlokalizowanych w obrębie Stawów Jana z podziałem na dni deszczowe i dni bezdeszczowe w 2017 roku.

Efektywność redukcji stężenia jonów fosforanowych za strefami była przeważnie niska, a w niektórych dniach stężenie było zdecydowanie wyższe za strefami. Ponad 5-krotny wzrost stężenia odnotowano 19 sierpnia 2017 roku za oboma strefami. Średnia efektywność redukcji za strefą północną wynosiła -12,051%, zaś za strefą południową -49,955% (Ryc. 59). W obrębie kąpieliska stężenia jonów fosforanowych były niższe względem stężeń odnotowanych za strefą północną w 53% przypadków, zaś względem stężeń za strefą południową w 67% przypadków.



Ryc. 59. Różnice stężenia jonów fosforanowych na dopływie do zbiornika i za północną strefą biofiltracyjną oraz na dopływie do zbiornika i za południową strefą biofiltracyjną w 2017 roku. Obramowaniem słupków oznaczono dni z opadem.

Efektywność redukcji stężenia jonów chlorkowych wynosiła dla strefy północnej -5,835%, zaś -11,042% dla strefy południowej (Ryc. 60). Stężenia wejściowe dla strefy północnej były średnio niższe o 5,383 mg L⁻¹ względem strefy południowej. W części kąpieliskowej zbiornika stężenie jonów chlorkowych było przeważnie niższe niż za strefami biofiltracyjnymi, 67% przypadków dla strefy północnej i 53% dla strefy południowej.



Ryc. 60. Różnice stężenia jonów chlorkowych na dopływie do zbiornika i za północną strefą biofiltracyjną oraz na dopływie do zbiornika i za południową strefą biofiltracyjną w 2017 roku. Obramowaniem słupków oznaczono dni z opadem.

4.3.4. Kierunek przepływu wody w obrębie biofiltra

Kierunek przepływu szacowano na podstawie obserwacji przepływu pływaków wypuszczanych w różnych miejscach w nurcie Olechówki oraz z pierwszego gabionu i wyspy.

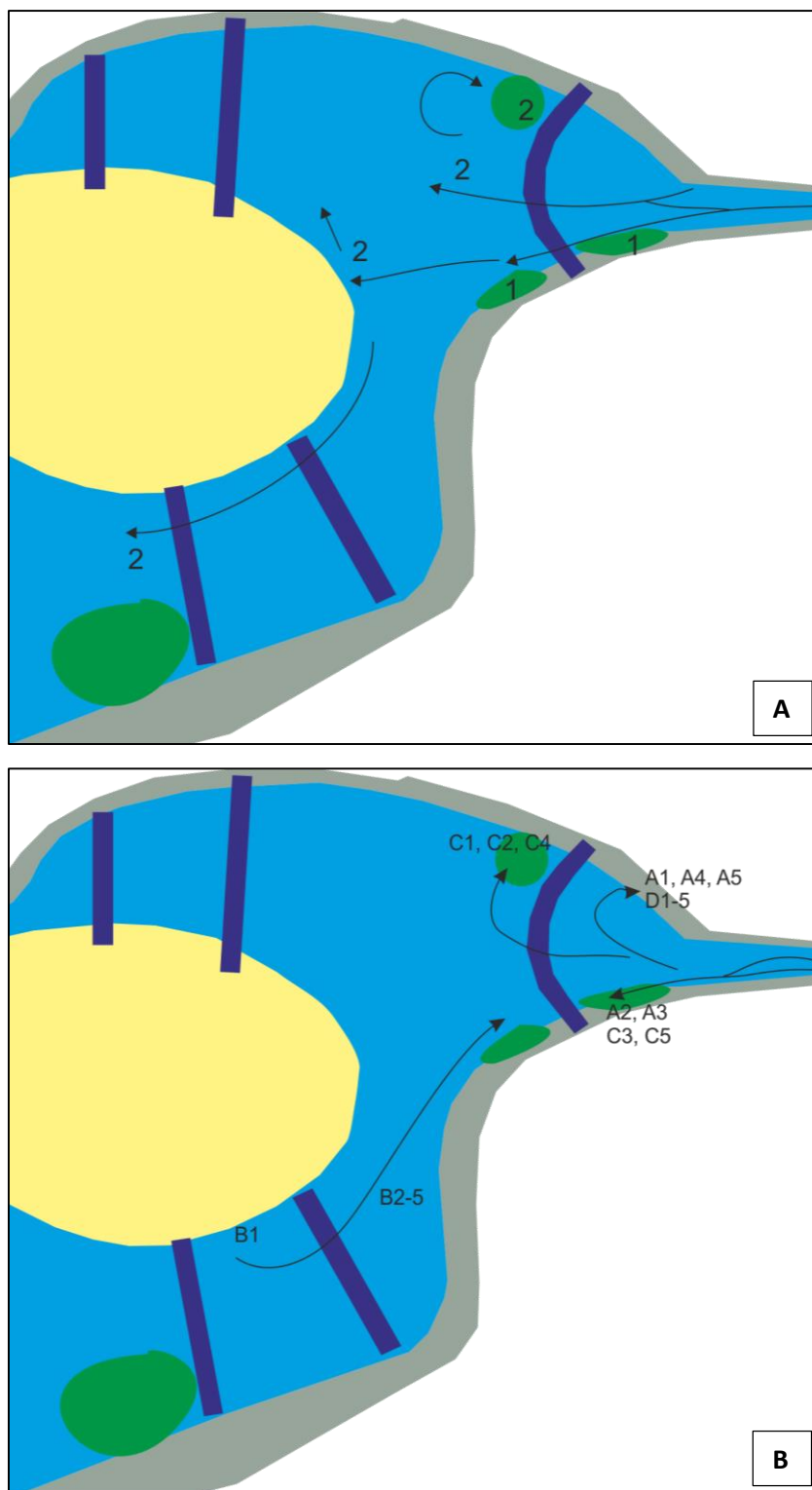
Pierwsze, wstępne obserwacje prowadzone były 11 października 2017 przy bezwietrznej pogodzie (Ryc. 61). Wypuszczono w sumie 10 pływaków.

Sześć pływaków (●) wypuszczono w nurcie głównym rzeki, jeden bliżej brzegu północnego (by sprawdzić jak zachowują się wody nie będące w nurcie głównym) (○) oraz trzy w równych odstępach z pierwszego gabionu (❖).

- Jeden pławak z nurtu głównego utknął w strefie zastoiskowej przed gabionem przy brzegu południowym.
- Jeden pławak przepłynął pierwszy gabion w jego środkowej części i skierował się na północ.
- Dwa pływaków płynęły początkowo przy południowym brzegu, by za gabionem wypłynąć na środek, a następnie skierować się w stronę strefy północnej.
- Dwa kolejne pływaków przepłynęły przez gabion południowy blisko brzegu wyspy.
- Pławak wypuszczony bliżej północnego brzegu po przepłynięciu kilkudziesięciu centymetrów dołączył do nurtu głównego, a następnie przepłynął przez środkową część gabionu i skierował się na północ, po czym trafił w nurt wsteczny i utknął w strefie zastoiskowej za gabionem.
- ❖ Pierwszy pławak wypuszczono z gabionu bliżej północnego brzegu i po przepłynięciu kilkunastu centymetrów utknął w strefie zastoiskowej.
- ❖ Kolejny pławak wypuszczono ze środkowej części gabionu. Pławak skierował się w stronę strefy północnej.
- ❖ Ostatni pławak wypuszczono bliżej brzegu południowego i zaraz za gabionem utknął w strefie zastoiskowej.

Drugą obserwację prowadzono 13 października 2017 przy wietrznej pogodzie – 10 m s^{-1} . Wypuszczono cztery serie po pięć pływaków każda. Trzymetrowej szerokości koryto rzeki zostało podzielone na równe odcinki. Seria A została wypuszczona 0,5 m od lewego brzegu Olechówki. Seria B od południowej strony wyspy, bliżej jej wschodniej części. Seria C 1,5 m od lewego brzegu Olechówki, zaś seria D 2,5 m od lewego brzegu Olechówki.

- Pływak A2 i A3 utknęły w strefie zastoiskowej po południowej stronie przed gabionem. Reszta pływaków płynęła początkowo bliżej południowego brzegu, a następnie została zepchnięta przez wiatr na brzeg północny.
- Pływak B1 utknął w zaroślach przy wyspie. Reszta pływaków zawróciła w kierunku pierwszego gabionu od strony południowej.
- Pływaki C3 i C5 utknęły w strefie zastoiskowej po stronie brzegu południowego, zaś reszta pływaków płynęła najpierw środkiem przez gabion, a następnie została zepchnięta na brzeg północny.
- Pływaki z serii D wszystkie płynęły środkiem aż do pierwszego gabionu i także zostały zepchnięte na północny brzeg.

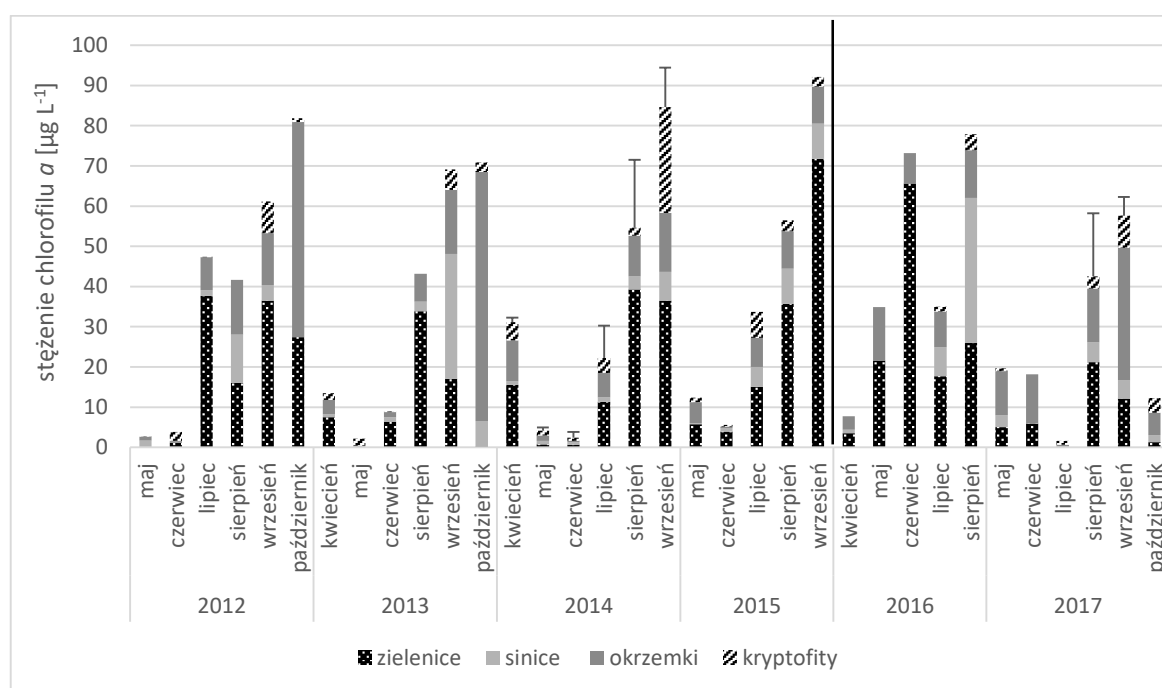


Ryc. 61 Kierunek przepływu pływaków podczas obserwacji w dniu bezwietrznym – A (cyframi oznaczono ilość pływaków) i w dniu wietrznym – B (cyframi oznaczono serię i numer pływaka). Zielonym kolorem oznaczono strefy zastoiskowe.

4.4. Dynamika zmian parametrów biologicznych w zbiorniku Stawy Jana

4.4.1. Fitoplankton

Porównując stężenia chlorofilu *a* pochodzącego z różnych grup fitoplanktonu można zauważyć znaczne wahania, zarówno całkowitego stężenia jak i proporcji notowanych stężeń dla różnych grup. W latach 2012, 2014-2016 dominującą grupą były zielenice, zaś w latach 2013 i 2017 okrzemki. Średnie stężenie chlorofilu *a* pochodzącego od sinic było stosunkowo niskie i nie przekraczało $20 \mu\text{g L}^{-1}$. Stężenie chlorofilu *a* pochodzącego z kryptofitów było najniższe, choć w 2014 i 2017 przewyższało stężenie chlorofilu *a* z sinic.



Ryc. 62. Dynamika zmian stężenia chlorofilu *a* pochodzącego od zielenic, sinic, okrzemek i kryptofitów w latach 2012-2017 na stanowisku Stawy Jana.

W ujęciu miesięcznym można zauważyć silne tendencje dotyczące zarówno średniego stężenia chlorofilu *a* jak również dynamiki stężeń różnych grup. Najwyższe stężenia obserwowano późnym latem i jesienią, zaś najniższe późną wiosną i latem. We wrześniu średnie stężenie chlorofilu *a* wynosiło $72,904 \mu\text{g L}^{-1}$ (SD=14,498), przy czym największe stężenie pochodziło z zielenic – $31,790 \mu\text{g L}^{-1}$ (SD=21,634). W październiku stężenie ogólne było zdecydowanie niższe i wynosiło $46,183 \mu\text{g L}^{-1}$ (SD=35,305), a dominującą grupą były okrzemki, średnie stężenie chlorofilu pochodzącego z okrzemek wynosiło wtedy $32,999 \mu\text{g L}^{-1}$ (SD=28,852). W maju stężenie było najniższe i wynosiło $11,231 \mu\text{g L}^{-1}$ (SD=11,992), współwystępowały wtedy głównie dwie grupy: zielenice

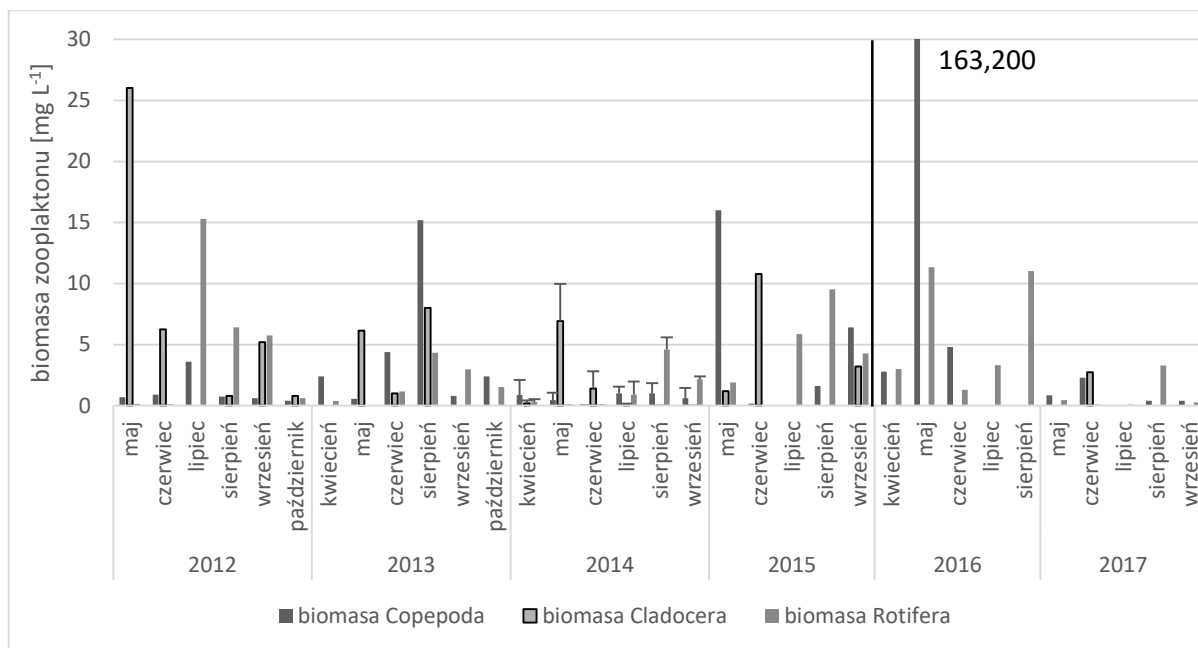
o średnim stężeniu $4,987 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{SD}=7,750$) i okrzemki o średnim stężeniu $4,936 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{SD}=5,656$). Sinice obserwowane były w podwyższonym stężeniu w sierpniu i we wrześniu, średnie miesięczne stężenie chlorofilu a pochodzącego od tej grupy wynosiło odpowiednio $8,960 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{SD}=10,730$) i $9,626 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{SD}=10,455$).

4.4.2. Zooplankton

Analiza zagęszczenia różnych grup zooplanktonu wykazała silną dominację wrotków, których średnie zagęszczenie liczone było w tysiącach i dziesiątkach tysięcy, a współczynnik dominacji utrzymywał się na poziomie ponad 90% (za wyjątkiem średniej dominacji w maju) (Tab. 11). Różnice w biomase zooplanktonu nie były tak wyraźne, choć mimo niewielkich rozmiarów ciała biomasa wrotków była stosunkowo wysoka. Najwyższą średnią biomasę wrotków odnotowano w roku 2016 i wynosiła ona $5,995 \text{ mg L}^{-1}$, zaś najniższą, wynoszącą $0,841 \text{ mg L}^{-1}$ w 2017 roku, choć w tamtym czasie stanowiły one grupę silnie dominującą także pod względem biomasy ($D_i=99,459\%$). Średnio najwyższą biomasę wioślarek wynoszącą $6,517 \text{ mg L}^{-1}$ odnotowano w 2012, zaś w 2016 roku nie zaobserwowano ani jednego osobnika. Analiza biomasy widłonogów wykazała najwyższe wartości w 2016 roku wynoszące średnio $34,160 \text{ mg L}^{-1}$, zaś najniższe w roku 2014, średnio $0,658 \text{ mg L}^{-1}$ (Ryc. 63).

Tab. 11. Średnie zagęszczenie zooplanktonu: widłonogów (*cop-z*), wioślarek (*cla-z*) i wrotków (*rot-z*) w latach 2012-2017 na stanowisku Stawy Jana. D_i oznacza współczynnik dominacji obliczany dla zagęszczenia wrotków.

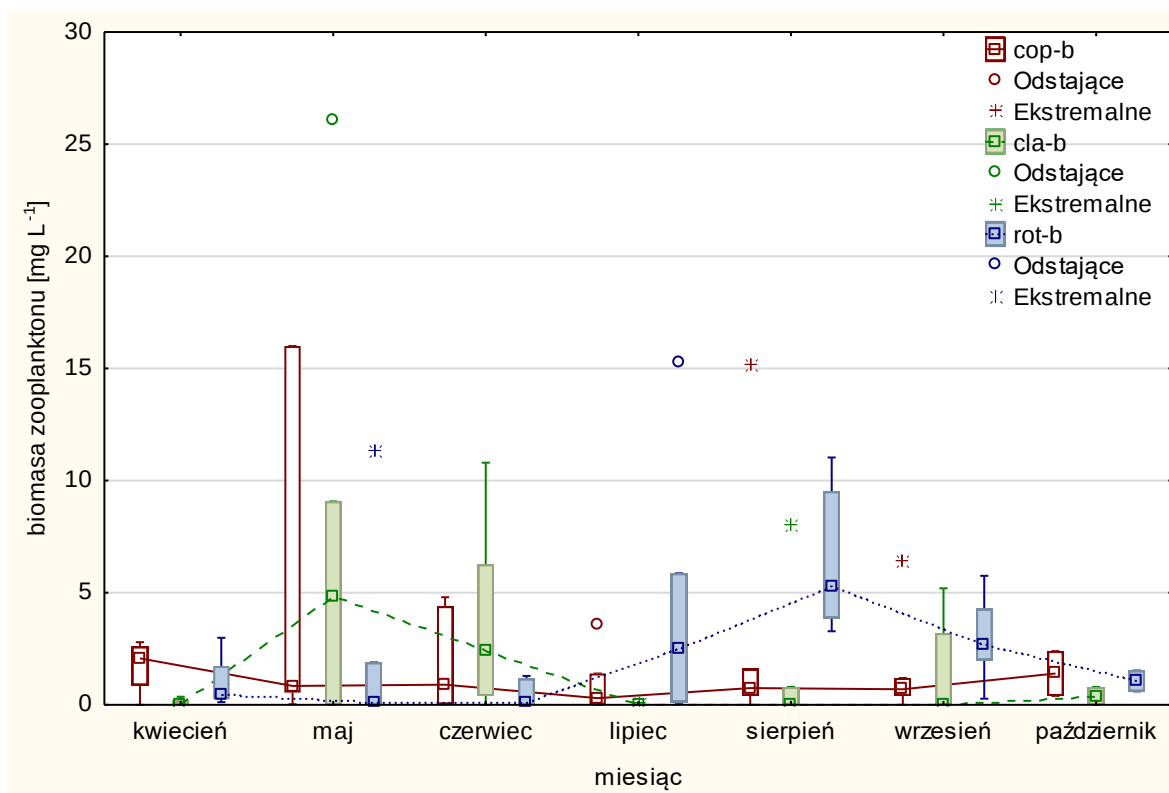
	ogólne	2012	2013	2014	2015	2016	2017
cop-z	78,641	19,917	57,833	11,042	58,00	424,000	11,600
cla-z	10,949	29,750	17,333	6,417	11,70	0,000	1,800
rot-z	4916,513	3612,333	5122,500	3433,208	10344,50	6820,800	2462,000
D_i rot-z [%]	98,210	98,644	98,554	99,494	99,331	94,148	99,459
	kwiecień	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień	paźdz.
cop-z	25,375	323,8571	27,0714	18,667	35,57	15,333	28,000
cla-z	0,750	33,07143	8,5000	0,167	9,71	10,000	2,000
rot-z	1847,500	804,5714	799,1429	6357,000	12511,71	6792,000	3326,000
D_i rot-z [%]	98,606	69,270	95,738	99,705	99,639	99,628	99,106



Ryc. 63. Biomasa i odchylenie standardowe biomasy zooplanktonu: widłonogów (Copepoda), wioślarek (Cladocera) i wrotków (Rotifera) w latach 2012-2017 na stanowisku Stawy Jana. Biomasa widłonogów w maju 2016 roku ponad pięciokrotnie przekroczyła skalę i wynosiła 163,200 mg L⁻¹.

Miesięczne zmiany biomasy zooplanktonu były najbardziej wyraźne podczas obserwacji median biomasy.

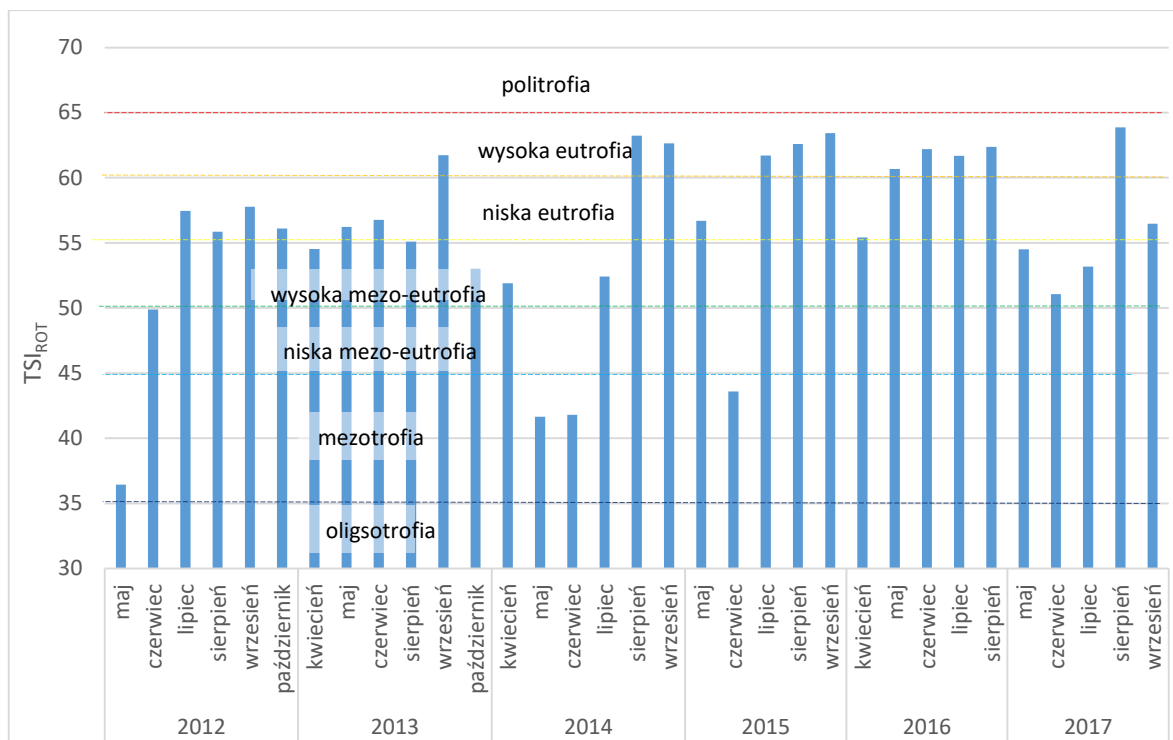
1. Wioślarki dominowały późną wiosną i latem (średnio w czerwcu $D_i=59,425\%$), następnie obserwowano załamanie populacji późnym latem (średnio w lipcu $D_i=0,733\%$) i stopniowy wzrost biomasy w kolejnych miesiącach. W maju średnia wartość biomasy wynosiła 6,753 mg L⁻¹ (SD=9,161), zaś w lipcu jedynie 0,022 mg L⁻¹ (SD=0,053).
2. Biomasa wrotków w pierwszej połowie roku była stosunkowo niska, a od lipca zastępowała wioślarki jako dominantów, średnio w lipcu $D_i=79,675\%$. Najwyższą średnią wartość biomasy odnotowano w lipcu – 6,250 mg L⁻¹ (SD=5,767), zaś najniższą w czerwcu 0,383 mg L⁻¹ (SD=0,583).
3. Populacja widłonogów osiągała najwyższe wartości biomasy na początku i na końcu sezonu monitoringowego. W maju średnia biomasa wynosiła 26,029 mg L⁻¹ (SD=60,759), co jednak związane było z wystąpieniem obserwacji ekstremalnej w maju 2016 roku wynoszącej 163,200 mg L⁻¹. Najniższe wartości biomasy odnotowywano w lipcu, średnio biomasa wynosiła 0,933 mg L⁻¹ (SD=1,418).



Ryc. 64. Mediana (ramka: 25-75%, wąsy: zakres nieodstających) miesięcznej biomasy zooplanktonu: widłonogów (*cop-b*), wioślarek (*cla-b*) i wrotków (*rot-b*) w latach 2012-2017 na stanowisku Stawy Jana. Na wykresie nie uwzględniono ekstremalnej obserwacji dla widłonogów w maju wynoszącej $163,2 \text{ mg L}^{-1}$.

Wrotkowy Indeks Troficzny - TSI_{ROT}

Indeks troficzny liczony na podstawie parametrów związanych z zagęszczeniem i biomasą wrotków oraz występowaniem gatunków charakterystycznych wielokrotnie w badanym okresie wskazywał na wysoką żyzność wód Stawów Jana. Wysokość TSI_{ROT} była w szczególności istotna w miesiącach letnich. Analiza indeksu troficznego wykazała, że najwyższą żyznością charakteryzował się rok 2016 kiedy średnie TSI_{ROT} latem wynosiło 62,080 wskazując na wysoką eutrofię. TSI_{ROT} przekraczające 55 i wskazujące na niską eutrofię obserwowano w latach 2013, 2015 i 2017, średnio latem wynosiło odpowiednio: 55,925, 55,960 i 56,038. Wysoką mezo-eutrofię obserwowano w 2012 roku, średnie letnie TSI_{ROT} wynosiło 54,501, oraz w 2014 roku kiedy średnie letnie TSI_{ROT} było najniższe i wynosiło 52,486.



Ryc. 65. Wrotkowy Indeks Trofii w kolejnych miesiącach poboru próbek w latach 2012-2017 na stanowisku Stawy Jana – kąpielisko. Przerywane linie oraz odpowiadające im podpisy pod linia wskazują przedziały trofii wyznaczane przez TSI_{ROT}.

Wśród istotnych czynników wpływających na wysokość TSI_{ROT} należy wymienić obecność gatunków bakteriożernych, takich jak *Keratella cochlearis* f. *typica* i f. *tecta*, *Anuraeopsis fissa*, *Brachionus angularis* i *Filinia longiseta*. W próbkach obecne były także gatunki wskaźnikowe wysokiej trofii, takie jak *Trichocerca pusilla*, *Keratella quadrata* oraz wszystkie gatunki bakteriożerne poza *Keratella cochlearis* f. *typica*. Gatunkami wskazującymi na niską trofję w zbiorniku były: *Polyarthra major* oraz *Ascomprpha* sp. (Tab. 12).

Tab. 12. Charakterystyczne gatunki zooplanktonu obserwowane na stanowisku Stawy Jana – kąpielisko. Pominięto widłonogi, które oznaczane były do rzędu. Wśród wioślarek odnotowano wszystkie obserwowane osobniki danego gatunku, natomiast wśród wrotków odnotowano gatunki o zagęszczeniu powyżej 10os na L-1 w co najmniej jednej próbce w danym roku.[+ 1 (10)-20 os L⁻¹; ++ 21-200 os L⁻¹; +++ > 201 os L⁻¹]

	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Bosmina sp.	++	++				
<i>B. coregoni</i>			+			
<i>B. longirostris</i>			+			
Daphnia sp.						
<i>D. galeata</i>	+		+			
<i>D. magna</i>	+		+			
<i>D. longispina</i>	++	+	+	+		+
<i>D. cuculata</i>	+					
Ceriodaphnia sp		+		+		
Polyphemus pediculus	+			+		
Alona sp.				++		
Asplanchna sp.	+++	+++				
<i>A. priodonta</i>			++	++	+++	++
Anuraeopsis fissa		++	+++	+++	+++	+++
Ascomorpha sp.		++				
<i>A. saltans</i>						+
Brachionus sp.	+++					
<i>B. angularis</i>		+++	++	+++	++	+++
<i>B. budapestinensis</i>			++			
<i>B. calicyforus</i>		+++	++	+++	+++	++
<i>B. diversicornis</i>		++	+			
<i>B. quadridentatus</i>					+	
<i>B. rubens</i>						+
Cephalodella gibba			++			
Colurella uncinata			+			
Filinia sp.	+++					
<i>F. longiseta</i>		+++	+++	+++	+++	++
<i>F. brachyata</i>			+++	++	++	
Keratella sp.	+++					
<i>K. cochlearis f. typica</i>		+++	++	++	+++	++
<i>K. cochlearis f. tecta</i>		+++	+++	+++	+++	+++
<i>K. quadrata</i>		+++		++	++	
<i>K. testudo</i>				++		
<i>K. ticinensis</i>					+++	

<i>K. valga</i>					+++	
Lacane sp.	+++	++				
<i>L. cloisterocerca</i>					++	
Lepadella sp.	+++					
<i>L. ovalis</i>					++	
Lophocharis oxysterion						+
Monnommata aequalis			+			
Polyarthra sp.	+++					
<i>P. vulgaris</i>		+++	+++	+++	+++	+++
<i>P. major</i>		++				
<i>P. remata</i>		+++	+++	+++	+++	+++
Synchaeta sp.		+	++	+++	+++	++
Trichocerca sp.	+++					
<i>T. pusilla</i>		+++	+++	+++	+++	+++
<i>T. stylata</i>			++	++		
<i>T. similis</i>			++	+++	++	
<i>T. rattus</i>		++				
<i>T. rousseleti</i>		++				

4.4.3. Zależności między zooplanktonem a chlorofilem i parametrami fizyko-chemicznymi

W badanych latach wykazano negatywne korelacje (Załącznik 1.) przewodnictwa elektrolitycznego ze stężeniem chlorofilu *a*, w szczególności pochodzącego od zielenic, sinic i okrzemek oraz z zagęszczeniem i biomasą wrotków oraz TSI_{ROT}. Dla tych samych parametrów biologicznych (za wyjątkiem sinic) zidentyfikowano pozytywne korelacje z pH wody, zaś dla zagęszczenia i biomasy wioślarek korelacja była negatywna. Stężenie tlenu rozpuszczonego oraz saturacja były pozytywnie skorelowane ze stężeniem chlorofilu *a*, w szczególności pochodzącego od zielenic i okrzemek.

Odnotowano także następujące korelacje pomiędzy parametrami biologicznymi a stężeniem następujących jonów:

- azotanów, negatywnie skorelowanych ze stężeniem chlorofilu *a*, w szczególności pochodzącego z zielenic, zagęszczeniem widłonogów, zagęszczeniem i biomasą wrotków oraz TSI_{ROT};
- azotynów, negatywnie skorelowanym ze stężeniem chlorofilu *a* pochodzącego z okrzemek;

- chlorków, negatywnie skorelowanych ze stężeniem chlorofilu *a*, w szczególności pochodzącego z zielenic, sinic i okrzemek, zagęszczeniem i biomasą wrotków oraz Wrotkowym Indekssem Troficznym.

Pomiędzy parametrami biologicznymi zidentyfikowano korelacje:

- stężenie chlorofilu *a* (w szczególności pochodzącego z zielenic i okrzemek) było negatywnie skorelowane z zagęszczeniem i biomasą wioślarek i pozytywnie skorelowane z zagęszczeniem i biomasą wrotków oraz TSI_{ROT};
- TSI_{ROT} był negatywnie skorelowany z zagęszczeniem i biomasą wioślarek i pozytywnie skorelowany z zagęszczeniem i biomasą wrotków oraz ze stężeniem chlorofilu *a*, w szczególności pochodzącego od zielenic.

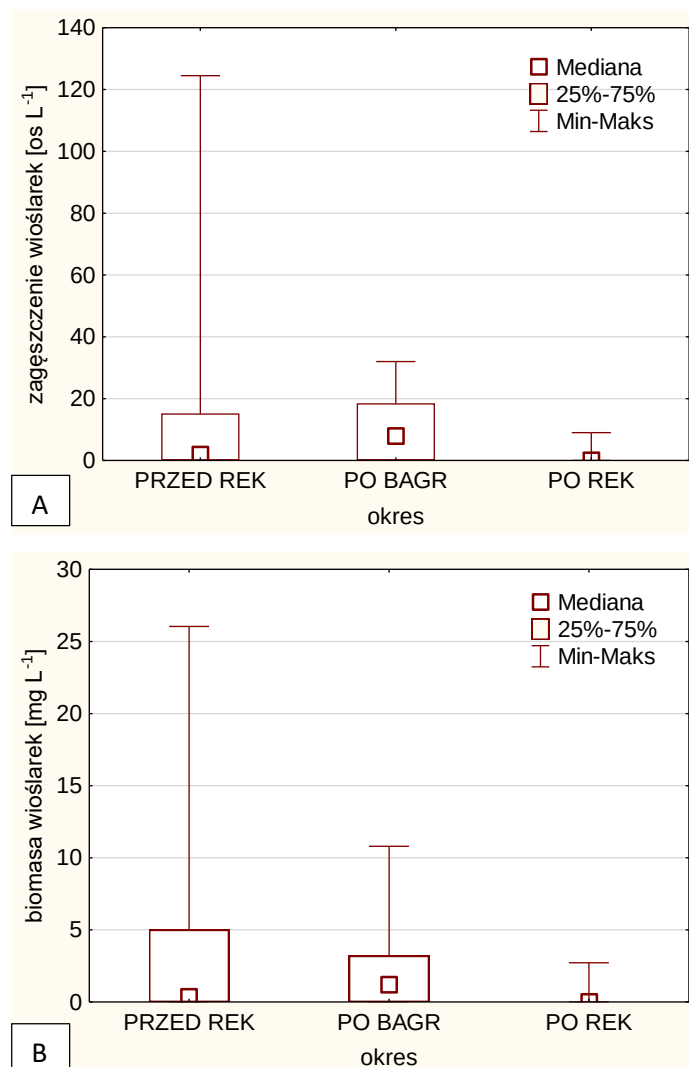
W kolejnych latach nie zaobserwowano statystycznie istotnych różnic stężenia chlorofilu *a*, a także biomasy widłonogów, zagęszczenia wrotków oraz TSI_{ROT}. Różnice w występowaniu widłonogów i wioślarek obserwowano pomiędzy wczesnymi latami monitoringowymi a późnymi, natomiast dla wrotków pomiędzy latami późnymi (Tab. 13).

Tab. 13. Porównanie statystycznych różnic (test *U* Manna-Whitneya) zagęszczenia (-z) i biomasy (-b) widłonogów (cop-), wioślarek (cla-) i wrotków (rot-) pomiędzy latami na stanowisku Stawy Jana – kąpielisko. Brak wymienionego roku lub zmiennej oraz znak „-” oznacza brak istotnych statystycznie różnic przy $p < 0,05$

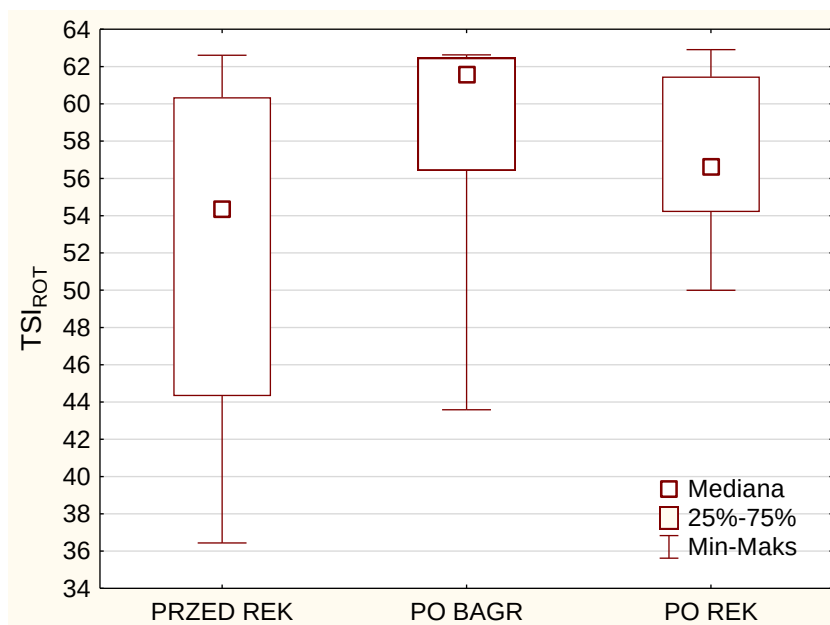
lata		cop-z	cla-z	cla-b	rot-b
2012	2016	-	Z=2,396 p=0,017	Z=2,396 p=0,017	-
2013	2014	-	Z=2,255 p=0,024	Z=2,302 p=0,021	-
	2017	Z=2,104 p=0,035	-	-	-
2014	2016	-	-	-	Z=-2,161 p=0,031
2016	2017	-	-	-	Z=2,089 p=0,037

Zabiegi rekultywacyjne nie miały istotnego statystycznie (ANOVA rang Kruskala-Wallisa) wpływu na wartości większości parametrów biologicznych w zbiorniku, poza zagęszczeniem i biomasą wioślarek ($H=6,279$, $p=0,043$) (Ryc. 66). Także dla trofii mierzonej jako TSI_{ROT} nie odnotowano istotnych statystycznie różnic: $H=3,676$ $p=0,159$. Analizując mediany wartości TSI_{ROT} można zauważyć wzrost wskaźnika po bagrowaniu

zbiornika i spadek po utworzeniu ekologicznej bariery gabionowo-roślinnej do poziomu sprzed rekultywacji (Ryc. 67).

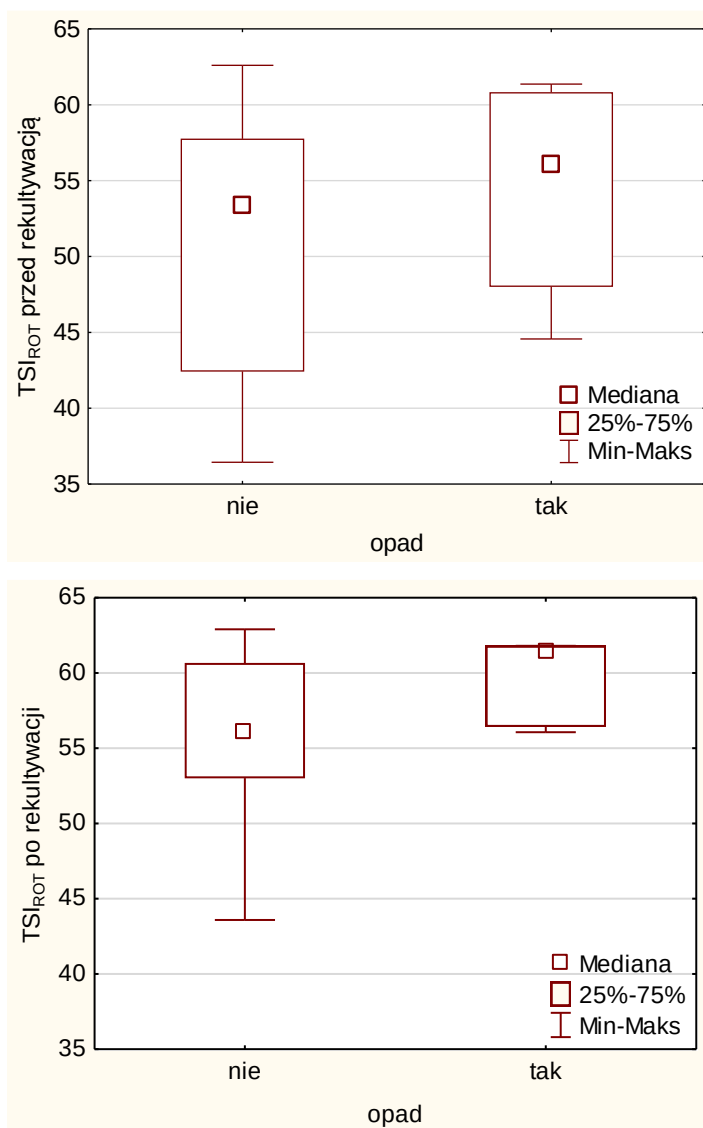


Ryc. 66. Mediany zagęszczenia (A) i biomasy (B) wioślarek mierzone dla trzech okresów: PRZED REK – przed zabiegami rekultywacyjnymi, PO BAGR – po bagrowaniu zbiornika, PO REK – po utworzeniu ekologicznej bariery gabionowo-roślinnej.



Ryc. 67. Mediany Wrotkowego Indeksu Troficznego (TSI_{ROT}) mierzonego dla trzech okresów: PRZED REK – przed zabiegami rekultywacyjnymi, PO BAGR – po bagrowaniu zbiornika, PO REK – po utworzeniu ekologicznej bariery gabionowo-roślinnej.

Opady nie miały istotnego statystycznie (test U Manna-Whitneya) wpływu na wartości parametrów biologicznych w zbiorniku. Przed rekultywacją opady nie miały istotnego wpływu na wartość trofii mierzonej jako TSI_{ROT} : $Z=-0,699$ $p=0,485$, miały natomiast wpływ na wartość TSI_{ROT} po rekultywacji $Z=-2,713$ $p=0,006$ (Ryc. 68).



Ryc. 68. Mediana wartości TSI_{ROT} przed rekultywacją i po rekultywacji w zależności od opadów.

Ponieważ substancje biogeniczne niesione z wodami opadowymi stanowią o potencjale produktywności (Karabin, 1985) należy uwzględnić czas potrzebny, aby opad mógł wpłynąć na wartości parametrów biologicznych. Dokonano zatem przesunięcia w czasie odczytu tychże parametrów względem zaistniałych warunków pogodowych, tak aby odczyt parametru odpowiadał warunkom pogodowym z daty poprzedniej obserwacji. Przy takich założeniach opady nie miały istotnego statystycznie (test U Manna-Whitneya) wpływu na wartości parametrów biologicznych i TSI_{ROT} w zbiorniku (Tab. 14).

Tab. 14. Wyniki testu U Manna-Whitneya porównania względem zmiennej opad dla parametrów biologicznych przesuniętych w czasie o jeden pomiar.

test U Manna-Whitneya przed rekultywacją			test U Manna-Whitneya po rekultywacji				
Parametr		Z	p	Parametr		Z	p
chlorofil a		-1,362	0,173	chlorofil a		-1,610	0,107
zielenice		-1,693	0,090	zielenice		0,372	0,710
sinice		-0,537	0,592	sinice		-0,950	0,342
okrzemki		-0,784	0,433	okrzemki		-0,208	0,835
kryptofity		-1,077	0,282	kryptofity		-0,950	0,342
kw. humusowe		1,115	0,265	kw. humusowe		-1,115	0,265
Copepoda	zagęszczenie	-1,862	0,063	Copepoda	zagęszczenie	0,072	0,943
	biomasa	-0,043	0,966		Copepoda	biomasa	1,082
Cladocera	zagęszczenie	-1,322	0,186	Cladocera		zagęszczenie	0,354
	biomasa	-1,365	0,172		Cladocera	biomasa	-0,072
Rotifera	zagęszczenie	0,127	0,899	Rotifera		zagęszczenie	1,082
	biomasa	-1,197	0,231		Rotifera	biomasa	-0,636
TSI _{ROT}		-1,197	0,231	TSI _{ROT}		0,071	0,944

5. Dyskusja

Koncepcja zrównoważonego rozwoju stała się częścią ponadnarodowego dialogu po opublikowaniu w 1987 roku raportu „Nasza wspólna przyszłość” (Brundtland i in., 1987). Dokument ten uwypuklił konieczność takiego rozwoju ekonomicznego, który nie umniejszałby szans na rozwój dla przyszłych pokoleń. Jednym z filarów zrównoważonego rozwoju jest ochrona środowiska. W sekcji drugiej rozdziału pierwszego pt. „Nowe podejście do środowiska i rozwoju” możemy przeczytać, że wyzwania ekonomiczne i środowiskowe są nierozzerwanie połączone nie tylko ze sobą, ale także z czynnikami społecznymi i politycznymi oraz mają charakter ponadnarodowy. Podejście to wymusza globalne spojrzenie na problemy, z którymi współcześnie mierzą się społeczeństwa na różnym etapie rozwoju i promuje poszukiwanie zintegrowanych rozwiązań dających długofalowe efekty. Sformułowane 15 lat wcześniej zdanie „Myśl globalnie, działaj lokalnie” (Ward i in., 1972) zyskało nowy wymiar proaktywnego działania na rzecz ochrony środowiska i rozwoju.

5.1. Rola innowacyjnych, inspirowanych naturą rozwiązań w mieście

W miarę wzrostu liczebności populacji zamieszkujących miasta i idącego za tym wzrostu potrzeb, konieczne jest wypracowanie rozwiązań, które sprostają wymaganiom, a jednocześnie nie przyczynią się do degradacji środowiska. Miasta są już ekosystemami silnie przekształconymi, zatem rozwiązania w nich stosowane muszą opierać się na najnowszych, innowacyjnych projektach uwzględniających harmonizację ludzkich potrzeb z możliwościami środowiska.

5.1.1. Woda w mieście – podejście systemowe

Zanieczyszczenia wód w głównej mierze pochodzą ze zlewni miejskich (Zalewski, 2015), wobec czego tam też należałoby skoncentrować działania minimalizujące ich dopływ. Pomimo promowania zintegrowanego podejścia do środowiska w wielu raportach, aktach i innych dokumentach (na przykład: „Nasza wspólna przyszłość” Brundtland i in. (1987), „Agenda 21” UNCED (1993), plan strategiczny UNESCO (2012)) większość wdrażanych rozwiązań wykorzystuje podejście sektorowe. Ogranicza ono ograniczoną komunikację zarówno pomiędzy użytkownikami danego elementu środowiska (w obrębie miasta na przykład parku, zbiornika rekreacyjnego, skweru itp.) i decydentami z władz miejskich, jak i specjalistami z różnych dziedzin, a w szczególności pomiędzy inżynierami wdrażającymi projekty opierające się kosztownych, mechanistycznych

technologiach a naukowcami zajmującymi się problematyką środowiska (Zalewski, 2015). Już w 2003 roku Europejska Rada Urbanistów tworzących Nową Kartę Ateńską skierowała uwagę na rozwiązania obejmujące całościowe zarządzanie wodami, czyli wykorzystujące cieki, zbiorniki i obszary zalewowe tak, aby minimalizować zagrożenia spowodowane nie tylko zmianami klimatu, ale też przez mankamenty rozwiązań inżynierskich. Dodatkowo, zakłada ona powiększanie terenów zielonych w miastach, co miałoby zniwelować zanieczyszczenie powietrza i stabilizować temperaturę ograniczając tzw. miejskie wyspy ciepła.

Elementem podejścia sektorowego do ochrony środowiska w kontekście wody są oczyszczalnie ścieków, do których trafiają nie tylko ścieki komunalne i przemysłowe, ale też wody deszczowe zbierane w sieci ogólnospławnej. Wody opadowe (zwane także ściekiem opadowym, gdyż podczas spływu zbierają znaczne ilości zanieczyszczeń) stanowią duże obciążenie dla tradycyjnych systemów. Intensywne opady często nie są w stanie odpowiednio szybko i sprawnie spłynąć kolektorami i powodują lokalne podtopienia. Nadmiernie obciążone odbiorniki mogą też tworzyć cofki wybijające wody w innych lokalizacjach (Wagner i Krazue, 2014). Z drugiej strony gospodarka nastawiona na jak najszybsze odwodnienie terenów miejskich, tj. zmniejszenie jej retencji, ma także negatywne konsekwencje w postaci wydłużania okresów suszy, a co za tym idzie zmniejszanie przepływów minimalnych zagrażających podtrzymaniu życia w ciekach.

Zidentyfikowane problemy podejścia sektorowego skłaniają do przyjęcia nowego stanowiska, podejścia systemowo-ewolucyjnego (inaczej: systemowego, całościowego, holistycznego), które w oparciu o zrozumienie procesów ekologicznych i współzależności pomiędzy środowiskiem, społeczeństwem i infrastrukturą pozwalają osiągnąć synergiczne korzyści o długofalowej perspektywie (Zalewski, 2015). W przestrzeni miejskiej takie podejście owocować będzie nie tylko atrakcyjną przestrzenią z licznymi terenami zielonymi i niebieskimi (rzeki i zbiorniki wodne), ale także ekosystemem odpornym na stres i minimalizujący efekty ekstremalnych zjawisk. Podejście to rozpoznaje również związki urbanizacji ze zdrowiem mieszkańców. Kupryś-Lipińska i in. (2014) zidentyfikowali pięć ekosystemowych przyczyn zapadania na choroby alergiczne i astmę oskrzelową: wyższa temperatura i niższa bioróżnorodność, niższa wilgotność i zanieczyszczenia powietrza oraz pozbawienie kontaktu z mikroorganizmami. Podejście systemowe do problemu zdrowia mieszkańców zapewniłoby także atrakcyjną przestrzeń, wzrost bioróżnorodności, ograniczenie

zanieczyszczenia powietrza, wód i gleb, itp. Wymaga to współpracy interesariuszy, władz miejskich, planistów, inżynierów, specjalistów ds. środowiska i z innych dziedzin, jednakże efekty całościowego podejścia do problemów związanych z wodą w mieście pozwolą osiągnąć korzyści na wielu frontach.

5.1.2. Rozwiązania bazujące na naturze – Nature-Based Solutions (NBS)

W dokumencie stworzonym przez Komisję Europejską pn. „Biała księga - Adaptacja do zmian klimatu: europejskie ramy działania” (2009) podniesiono temat przeciwdziałania zmianom klimatu na obszarach miejskich przy pomocy rozwiązań przyrodniczych, które mogą być skuteczniejszym narzędziem do adaptacji niż wytworzona przez człowieka infrastruktura. Narzędzia o których mowa to tzw. Nature-Based Solutions (NBS), które w ostatnich latach wzbudziły zainteresowanie polityków i praktyków (Maes i Jacobs, 2017). NBS skupiają się w takim samym stopniu na ludziach jaki i na środowisku, pozwalają na wdrażanie zrównoważonych rozwiązań odpowiadających na zmiany środowiskowe i inne zagrożenia zapewniając długofalowe bezpieczeństwo. Ponieważ Nature-Based Solutions są stosunkowo nową koncepcją, proponowanych i stosowanych jest wiele definicji i klasyfikacji (Nesshöver i in., 2017). Eggermont i in. (2015) zaproponowała klasyfikację z podziałem na trzy typy:

Typ 1. zakłada brak lub minimalną ingerencję w ekosystem w celu podtrzymania lub/ i poprawienia korzyści płynących z ekosystemu (ecosystem services), np. obszary ochronne;

Typ 2. zakłada takie zarządzanie środowiskiem, którego efektem będą zrównoważone i multifunkcjonalne ekosystemy przynoszące określone, i wyższe niż w przypadku konwencjonalnej ochrony, korzyści, np. wspomaganie bioróżnorodności w celu zwiększenia odporności ekosystemu;

Typ 3. zakłada intensywne zarządzanie istniejącymi ekosystemami lub tworzenie sztucznych ekosystemów (zielone dachy). W zarządzanie tego typu wpisuje się koncepcja błękitno-zielonej infrastruktury (Benedict i McMahon, 2012) oraz projekty rekultywacyjne.

Krauze i Wagner (2019) dokonują dodatkowego podziału na NBS imitujące naturę i NBS manipulujące naturą. Te pierwsze wzmacniają już istniejące pozytywne cechy ekosystemu i są niekierowane na multifunkcyjny charakter środowiska, sprawdzają się

w projektach rekultywacyjnych. Manipulowanie nakierowane jest zaś na wzmocnienie konkretnej usługi ekosystemowej poprzez dodawanie gatunków, procesów, itp.

Jak uważa Emilsson i Sang (2017) rozwiązania oparte na naturze odegrają kluczową rolę w tworzeniu zrównoważonych miast. NBS pozwolą na adaptację do zmian klimatycznych w kontekście zmian temperatury, hydrologii, habitatów i bioróżnorodności. Pod tym względem doskonalone wpisują się w podejście systemowo-ewolucyjne dając szansę na wprowadzanie holistycznych rozwiązań odpowiadających na szereg powiązanych ze sobą problemów. Dodatkowo z perspektywy mieszkańców miasta stanowią atrakcyjną alternatywę dla rozwiązań *stricto* technicznych, szpecących krajobraz lub wyłączających z użytkowania (nawet czasowego) fragmenty infrastruktury.

5.2. Rekultywacja miejskich zbiorników

Zabiegi rekultywacyjne prowadzone na terenach zdegradowanych powinny wpisywać się w ramy zarządzania zintegrowanego, tak aby brały pod uwagę złożoność procesów zachodzących w ekosystemach oraz potrzeby społeczno-ekonomiczne. Rekultywacja Stawów Jana była próbą właśnie takiego podejścia. Została ona przeprowadzona po kilkuletnim monitoringu i ewaluacji procesów zachodzących w zlewni (Tarka, 2014; Krężel i in., 2018), w oparciu o opracowaną przez Uniwersytet Łódzki koncepcję (Jurczak i in., 2014), będącą wynikiem doświadczeń uzyskanych w ramach europejskiego projektu EH-REK realizowanego na zbiornikach Arturówka (Lenartowicz, 2015; Szulc i in., 2015; Jurczak i in., 2018a; Jurczak i in., 2019a; Jurczak i in., 2019b) i według wytycznych zawartych w dokumentacji operatu wodnoprawnego inż. Tusińskiego. Jednakże zarówno w dokumentacji projektowej, a następnie w trakcie wykonywania prac inwestycyjnych nastąpiły liczne odstępstwa od założeń koncepcyjnych. W skutek tego nie osiągnięto dla zbiornika Stawy Jana efektu uzyskanego w zbiorniku Arturówek górny, gdzie zastosowano prototyp tego rozwiązania..

5.2.1. Ocena wpływu wód deszczowych na jakość wód w zbiorniku Stawy Jana

Wody opadowe dostające się do zbiornik Stawy Jana trafiają tam razem z wodami rzeki Olechówki oraz ze spływem powierzchniowym z pobliskich ulic, chodników, parkingów i dachów. Bliskość wielkopowierzchniowych obiektów takich jak hipermarket i szpital Centrum Zdrowia Matki Polki oraz wielopasmowych jezdni zwiększa prawdopodobieństwo dostawania się do zbiornika znacznych ilości zanieczyszczeń.

Stowarzyszenie Inżynierów i Techników Komunikacji Rzeczypospolitej Polskiej Oddział w Łodzi prowadziło w listopadzie 2015 roku pomiary natężenia ruchu na wybranych skrzyżowaniach na terenie miasta Łodzi. Z danych uzyskanych od Zarządu Dróg i Transportu w Łodzi wynika, że ulicą Rzgowską w obu kierunkach przejeżdża średnio 2190 pojazdów zmotoryzowanych na godzinę, ulicą Paradną/ Kolumny 1504 pojazdów, zaś ulicą Kosynierów Gdyńskich 197 pojazdów. Norma PN-S-02204 przyjmuje, że stężenie zawiesin z dróg o więcej niż czterech pasach o natężeniu ruchu do 40 tys. poj./ dobę (ul. Rzgowska) będzie wynosiło około 208 mg L^{-1} , z dróg o więcej niż czterech pasach i natężeniu do 27 tys. poj./ dobę (ul. Paradna/ Kolumny) będzie wynosiło około $247,867 \text{ mg L}^{-1}$, zaś z dróg o mniej niż czterech pasach ruchu i natężeniu ruchu do 3 tys. poj./ dobę (ul. Kosynierów Gdyńskich) będzie wynosiło około $118,4 \text{ mg L}^{-1}$ (Kołodziejczyk i in., 2009). Jednakże zwraca się uwagę, iż wyliczenia opierające się o Normę mogą być zawyżone ze względu na postęp technologiczny jaki dokonał się od czasu jej publikacji w 1997 roku (Sawicka-Siarkiewicz, 2003; Bohatkiewicz i GDDKiA, 2009). Dla pozostałych powierzchni nieprzepuszczalnych nie opracowano podobnych danych, ale o wpływie wód opadowych na jakość wód w zbiorniku Stawy Jana świadczy stężenie zawiesiny ogólnej – średnio ponad 36% wyższe podczas opadu (notowane na stanowisku DO-BIO).

Dynamika rozprzestrzeniania się zawiesiny w obrębie bariery gabionowo-roślinnej w Stawach Jana odbiegała od założeń operatu wodnoprawnego. Mimo, iż część zawiesiny sedimentowała w części osadnikowej to zauważyć można, iż podczas opadów znaczne ilości zawiesiny transportowane były do dalszych stref. Podczas opadów na stanowiskach zlokalizowanych poniżej stref biofiltracyjnych (w szczególności północnej) odnotowywano wysokie stężenia zawiesiny ogólnej, co było efektem z jednej strony piętrzenia się wody przed zbyt zwartym i nieprzepuszczalnym podłożem stref biofiltracyjnych, z drugiej zaś efektem wypłukiwania osadów i namułu stanowiącego wypełnienie tych stref. Brak statystycznie istotnych różnic pomiędzy stężeniami notowanymi na stanowiskach w obrębie bariery gabionowo-roślinnej spowodowany był znacznymi fluktuacjami pozbawionymi wyraźnych trendów.

Analizy statystyczne wykazały, że większość parametrów fizykochemicznych wód dopływających do zbiornika nie różniła się istotnie statystycznie od wartości tych parametrów w zbiorniku zarówno przed jak i po wykonanych zabiegach rekultywacyjnych, a zatem wody te mają bezpośredni i potencjalnie największy wpływ

na jakość wód w zbiorniku. Parametry fizyczne (przewodnictwo elektrolityczne, zasolenie, stężenie tlenu rozpuszczonego) i chemiczne (stężenie jonów azotynowych, amonowych, fosforanowych, chlorkowych) w Stawach Jana odzwierciedlały warunki panujące w wodach rzecznych powyżej zbiornika zarówno przed zabiegami rekultywacyjnymi jak i w okresie po ich przeprowadzeniu.

Wyższe wartości pH i saturacji w zbiorniku spowodowane były większą niż w rzece produkcją pierwotną (Delincé, 1992). Wyższa temperatura tych wód związana była z retencją wody w zbiorniku i wydłużonym czasem nagrzewania się.

Podczas opadów temperatura wody w zbiorniku była istotnie niższa niż w dniach bezdeszczowych. Ponieważ temperatura wód zasilających (DO-SJ) nie była istotnie statystycznie niższa w dniach z opadem ich wpływ na temperaturę wód zbiornika można uznać za minimalny. Niższa temperatura wód zbiornika w dniach deszczowych najprawdopodobniej ma związek z zachmurzeniem, które jest jednym z czynników najefektywniej obniżających temperaturę otoczenia, zwłaszcza w sezonie letnim (Dai i in., 1999). Znaczenie może mieć także mieszanie wód, dopływ i resuspensja osadów zmniejszające głębokość penetracji kolumny wody przez światło słoneczne.

Stężenie jonów azotanowych w zbiorniku (stanowisko SJ) przed zabiegami rekultywacyjnymi i po bagrowaniu było istotnie niższe niż stężenie w wodach rzecznych (DO-SJ). Po utworzeniu bariery gabionowo-roślinnej nie stwierdzono istotnych różnic w stężeniu jonów azotanowych w wodach zasilających i w wodach w zbiorniku, a w 2017 roku średnie stężenie tych jonów w zbiorniku było wyższe niż w rzece powyżej zbiornika. Po utworzeniu bariery odnotowano znaczny wzrost stężenia jonów azotanowych w zbiorniku. Dodatkowo, na stanowisku BIO średnie stężenie jonów azotanowych było znacznie wyższe niż stężenie w rzece i w zbiorniku, co mogłoby wskazywać na zachodzące w tej strefie wzmożone procesy nitryfikacji (Biłozor, 2000). Ponieważ jednak stężenia jonów azotynowych i amonowych również były tam istotnie wyższe, prawdopodobne jest, że dodatkowy ładunek azotu pochodził z wypłukiwania osadów, którymi wypełnione były strefy biofiltracyjne.

5.2.2. Analiza porównawcza skuteczności rekultywacji Stawów Jana i zbiorników w Arturówku

Zabiegi rekultywacyjne prowadzone na Stawach Jana obejmowały przeprowadzone w 2014 roku bagrowanie dna zbiornika oraz konstrukcję ekologicznych barier gabionowo-roślinnych w roku 2015.

W roku 2015 po bagrowaniu odnotowano istotny wzrost zagęszczenia i biomasy wioślarek. Jaja przetrwalnikowe zooplanktonu znajdują się w kilkucentymetrowej warstwie osadów i stanowią bank o większym potencjale utrzymania bioróżnorodności niż populacje występujące w toni wodnej (Brendonck i De Meester, 2003). Jak donosi Radzikowski i in. (2016) nawet warstwa osadów o miąższości 2,5 mm może uniemożliwić wykluwanie wioślarek z rodzaju *Daphnia* z jaj przetrwalnikowych, zatem zdjęcie wierzchniej warstwy osadów z dna Stawów Jana mogło aktywować jaja uwięzione w głębszej warstwie. Dopływ wioślarek na skutek dryfu z wodami rzecznyymi można uznać za minimalny i niewystarczający do spowodowania tak istotnego wzrostu ich liczebności w zbiorniku. Wynika to z faktu, że silnie przekształcone koryto Olechówki nie sprzyja utrzymaniu się populacji zooplanktonu (Kruk i in., 2010). Ponadto można założyć, że dopływ zooplanktonu z najbliższego zbiornika położonego o 3 km w górę rzeki od Stawów Jana także był nieistotny, ponieważ redukcja liczebność wioślarek wypływających ze zbiorników wzrasta wraz z odległością, choć największe różnice widać bezpośrednio poniżej zbiornika (Czerniawski i Domagała, 2010). W roku 2016 zdjęto kolejną warstwę osadów, w celu uzupełnienia nimi stref biofiltracyjnych, a zagęszczenie wioślarek spadło do zera. Możliwe, iż ten ostatni zabieg całkowicie pozbawił zbiornik banku jaj przetrwalnikowych, aczkolwiek nie wyklucza się także efektu konkurencji pomiędzy wioślarkami a wrotkami. Populacja wrotków była bardzo liczna i dominowała w zbiorniku we wszystkich latach, natomiast wioślarki obecne w zbiorniku były relatywnie nieliczne i o małych rozmiarach ciała (poniżej 1 mm). Ze względu na bardzo wysoki potencjał reprodukcyjny i możliwość przetrwania w trudnych warunkach pokarmowych wrotki stanowią konkurencję dla wioślarek o niewielkich rozmiarach (Gilbert, 1985).

Efektem bagrowania w Arturówku było obniżenie się zagęszczenia zooplanktonu, a w szczególności wioślarek we wszystkich zbiornikach, na których zabieg był przeprowadzany. Wpływ na inne organizmy zooplanktonowe nie był tak wyraźny, wśród

wroteków odnotowano spadek udziału bakteriożerców, aczkolwiek mogło mieć to związek z poprawą jakości wody (Jurczak i in., 2019b).

Zmiany zagęszczenia i biomasy zooplanktonu znalazły odzwierciedlenie w dynamice trofii zbiornika Stawy Jana. Po bagrowaniu nastąpił wzrost trofii wód zbiornika z wysokiej mezo-eutrofii do niskiej eutrofii (średnie zagęszczenie wroteków przekraczało 10 tys. os L⁻¹). W okresie po zainstalowaniu barier trofia nadal rosła do wysokiej eutrofii latem 2016 roku, lecz w 2017 roku wróciła do poziomu niskiej eutrofii. Podobne trendy, choć już nie tak wyraźne, obserwowane były dla stężenia chlorofilu *a*. Ponieważ podczas tworzenia stref biofiltracyjnych jako wypełnienie zastosowano namuł pobrany tego samego roku z dna zbiornika prawdopodobne jest, iż związki fosforanowe zablokowane w tychże osadach uległy utlenieniu i ponownemu uwolnieniu. Mimo iż bezpośrednio po bagrowaniu średnie stężenie fosforanów (i jonów azotanowych) uległo obniżeniu, to w kolejnych latach stężenie tych jonów ustabilizowało się na poziomie przed rekultywacji. Smith (1982) sugeruje, że spadek stężenia chlorofilu *a* jest wynikiem spadku stosunku N:P. W Stawach Jana średni stosunek N:P przed zabiegami rekultywacyjnymi wynosił 24:1, zaś w roku 2015, po bagrowaniu 3:1. W kolejnych latach stosunek ten ponownie wzrastał i wynosił średnio 15:1. Może to tłumaczyć, dlaczego bezpośrednio po usunięciu namułu stężenie chlorofilu *a* wzrosło mimo, iż stężenie fosforu i azotu spadło.

W przypadku działań rekultywacyjnych prowadzonych w Arturówku w dwóch z trzech rekreacyjnych zbiorników odnotowano istotny statystycznie spadek wartości TSI_{ROT} i trofii po przeprowadzonych zabiegach. Ze stanu mezo-eutrofii zbiornik kąpieliskowy i zbiornik wykorzystywany do sportów wodnych (Arturówek dolny i środkowy) przeszedł w stan mezotrofii. Także w dwóch zbiornikach małej retencji, znajdujących się w kaskadzie zbiorników powyżej terenów rekreacyjnych, poddanych zabiegom rekultywacyjnym zbiorniki przeszły ze stanu eutrofii w stan mezo-eutrofii i mezotrofii (Jurczak i in., 2019b). W okresie po rekultywacji stężenia chlorofilu *a*, fosforu i azotu całkowitego i jonów amonowych były istotnie statystycznie niższe we wszystkich zbiornikach rekreacyjnych. Także stosunek azotu do fosforu spadł znacząco do poziomu 38:1, 55:1 i 64:1 dla zbiorników Arturówek dolny, środkowy, górny (Jurczak i in., 2019a)

W porównaniu ze strefami biofiltracyjnymi stosowanymi podczas rekultywacji w Arturówku strefy skonstruowane na Stawach Jana były ubogie w roślinność. W zbiornikach w Arturówku liczba roślin wzrosła siedmiokrotnie w okresie dwóch lat

(Jurczak i in., 2019a). W Stawach Jana natomiast, pomimo nasadzenia roślin w strefach biofiltracyjnych, większość sadzonek została wymyta przez silne fale wód opadowych. Prezentowane w rozprawie badania pokazują, że stężenie zawiesiny, jonów amonowych, fosforanowych i chlorkowych było wyższe za strefami. W licznych badaniach stwierdzono, że bariery filtracyjne bez roślinności sprzyjają uwalnianiu pierwiastków biogenicznych, a nie redukowaniu ich stężenia (np. Hatt i in., 2007; Henderson i in., 2007; Bratieres i in., 2008). Dodatkowo roślinność stabilizuje podłoże zapobiegając jego wymywaniu (Subramaniam i in., 2018), a zatem zmniejsza ilość zawiesiny przedostającej się do części kąpieliskowej zbiornika. W samej czaszy zbiornika SJ nie brakuje roślinności szuwarowej, jednakże są to jednogatunkowe zbiorowiska inwazyjnego gatunku trzciny pospolitej. Ochrona przed ekspansywnymi gatunkami allochtonicznymi jest tematem często poruszonym w literaturze naukowej, a zagrożenia wynikające z monokultury trzciny pospolitej przedstawione przez Chambersa i in. (1999) m.in. zmniejszenie bioróżnorodności roślin i ptactwa wodnego (przez ograniczenie liczby refugium, żerowisk i lęgówisk) wskazują na konieczność kontrolowania składu gatunkowego roślinności szuwarowej.

W Arturówku strefy biofiltracyjne obsadzone były rodzimą roślinnością szuwarową, m.in. pałąką wąskolistną, manną mielec, turzycą brzegową. Wprowadzono także roślinność nawodną, taką jak żabiściek pływający oraz rdestnica. Dodatkowym elementem wspomagającym biofiltrację były pływające wyspy obsadzone roślinnością, która pobierała substancje biogeniczne bezpośrednio z wody. Lenartowicz (2015) podaje, że w części biologicznej systemu zlokalizowanego przy ulicy Wycieczkowej (tj. strefie biofiltracyjnej SSSB) osiągnięto redukcję w stosunku do poprzedzających etapów oczyszczania dla azotu całkowitego średnio o 5%, zaś dla fosforu całkowitego średnio o 4,9%. Cały układ SSSB, łącznie z tą strefą, redukował stężenie azotanów o średnio 74,2%, fosforanów o 47,5%, azotu amonowego o 55%, zaś zawiesiny o 90%. Ponadto zorganizowano nasadzenia roślinności szuwarowej przy brzegach zbiorników rekreacyjnych stanowiącej dodatkową strefę buforową. Zastosowane w Stawach Jana rozwiązania miały istotny wpływ na wartości stężenia jonów azotynowych w okresie po zabiegach rekultywacyjnych. Jednakże niższe stężenia jonów azotynowych notowano także powyżej zbiornika, a zatem można przypuszczać, że nie było to konsekwencją przeprowadzanych zabiegów.

W Stawach Jana część sedymentacyjna wykazywała tendencje do efektywnej redukcji stężenia zawiesiny w dniach bezdeszczowych – stężenie zawiesiny na dalszych stanowiskach było średnio o połowę niższe. W dniach deszczowych zawiesiny było widocznie mniej od strony południowej, choć od północnej nie zaobserwowano redukcji (Ryc. 54). Analizy statystyczne nie wykazały jednakże istotnych różnic w stężeniu TSS pomiędzy stanowiskiem zlokalizowanym przed strefą sedymentacyjną a stanowiskami zlokalizowanymi na wyjściu z obu stref biofiltracyjnych. Wpływ na to miała prędkość fali wezbraniowej, przelewanie się jej przez barierę ograniczającą część sedymentacyjną i wypłukiwanie wcześniej naniesionych osadów. Spowodowane to było brakiem umocnienia podłoża i osiadaniem gabionów, nie oczyszczaniem strefy z już naniesionej zawiesiny, brakiem regulacji przepływu w celu rozłożenia sedymentacji na cały osadnik. Ta ostatnia cecha sprawiała również, że skuteczność redukcji zawiesiny od strony północnej była o ponad połowę niższa niż od strony południowej.

W zbiornikach w Arturówku zastosowano szereg rozwiązań mających na celu wymuszenie sedymentacji osadów. Biorąc pod uwagę obecność ulicy Sekwencyjny System Sedymentacyjno-Biofiltracyjny poprzedzono osadnikiem wirowym i separatorem lamelowym umieszczonymi w skarpie, tworząc hybrydowy system oczyszczania. W części sedymentacyjnej zbiornika umieszczono dodatkową przegrodę filtrującą z geowłókniną. Strefę ograniczono gabionem wypełnionym dolomitami wapiennymi obłożonym matą kokosową (wymienianą regularnie w celu wyeliminowania ładunku pierwiastków biogenicznych z dekompozycji maty) (Jurczak i in., 2018a). Takie rozwiązanie pozwoliło na znaczną redukcję stężenia zawiesiny ogólnej oraz pierwiastków biogenicznych. Efektywność hybrydowego rozwiązania mierzono w jego poszczególnych elementach w odniesieniu do wartości wejściowej i odnotowano, na poziomie osadnika wirowego, średnią redukcję zawiesiny wynoszącą 44,1%, zaś w części za przegrodą a przed gabionem redukcję wynoszącą 96,0% (Jurczak i in., 2018a).

Ponadto w Arturówku zastosowano systemy podczyszczania odpływów wód deszczowych, które umieszczano w czaszy zbiorników u wylotów tych odpływów. Systemy składały się z części sedymentacyjnej, bariery geochemicznej (gabionów dolomitowo-wapiennych) oraz części biofiltracyjnej. W Stawach Jana wyloty kolektorów znajdujące się w czaszy zbiornika nie zostały usunięte, jak zakładała koncepcja, ani nie zostały zabezpieczone systemami podczyszczania jak w zbiornikach w Arturówku.

Kamień dolomitowo wapienny (25-50 % CaCO_3 + MgCO_3) stosowany w wypełnieniach gabionów w Arturówku ma udowodnione właściwości adsorpcyjne (James i Hughes, 1977; Yu i in., 2012), jednakże w Stawach Jana zastosowano typowy kamień techniczny. Kamień dolomitowo wapienny miał się również znaleźć w strefie pomiędzy częścią sedymentacyjną a wyspą i dwoma strefami biofiltracyjnymi. Taka struktura jednak nie powstała i można tylko spekulować czy jej obecność mogłaby znacząco wpłynąć na skuteczność całego systemu.

W rzece Bzurze zasilającej zbiorniki w Arturówku dokonano przebudowy koryta wymuszającej meandrowanie i turbulentny przepływ, w celu wydłużenia czasu przepływu (sprzyjającemu sedymentacji) oraz natlenieniu wody stosując narzuty kamieni dolomitowo-wapiennych i drewnianych bali oraz płotki faszynowe. Koryto rzeki Olechówki nie zostało przebudowane, a jedynie zastosowano narzut kamienia konstrukcyjnego u wlotu rzeki do zbiornika.

5.2.3. Rekomendacje do zwiększenia efektywności bariery gabionowo-roślinnej oraz poprawy jakości wody w Stawach Jana

Zarządca terenu rekreacyjnego, w którego obrębie leżą Stawy Jana – Miejski Ośrodek Sportu i Rekreacji w Łodzi świadom jest konieczności usprawnienia skonstruowanego systemu, tak aby bariera ograniczała dopływ nie tylko zawiesiny, ale też innych zanieczyszczeń, m.in. substancji biogenicznych. Obecnie podejmowane są prace porządkowe i naprawcze, w szczególności naprawa południowej strefy biofiltracyjnej. Zarządca jest także w trakcie pozyskiwania funduszy na dalsze prace mające na celu poprawę efektywności oczyszczania i jakości wód w zbiorniku, których termin realizacji zaplanowany jest na jesień 2019 roku.

W celu ograniczenia spływu powierzchniowego należy wziąć pod uwagę zminimalizowanie powierzchni nieprzepuszczalnych, tj. chodniki, parkingi i zastąpienie ich utwardzeniami półprzepuszczalnymi. Takie rozwiązania umożliwiają infiltrację wody do gleby i skutecznie redukują stężenie zawiesin, azotynów, wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych oraz chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT) (Pilon i in., 2019). W Arturówku zastosowano także opaski infiltracyjne, wypełnione żwirem i piaskiem na geowłókninie, do przechwytywania powierzchniowego spływu wód opadowych (Jurczak i in., 2015). Takie rozwiązanie zastosowane od południowej

i południowo wschodniej strony Stawów Jana przechwytywałyby wody opadowe spływające z ulic.

Przy tak wysokich możliwych ładunkach zawiesiny należałoby rozważyć zainstalowanie dodatkowych osadników, które chroniłyby zbiornik przed nadmiarem osadów wnoszonych nie tylko podczas opadów. Podziemne systemy osadników i separatorów zainstalowane w Arturówku w skarpach przylegających do ulic (Jurczak i in., 2015) efektywnie (94,5%) usuwały zawiesinę (Lenartowicz, 2015). W dalszych pracach rekultywacyjnych należałoby zainstalować odpowiednie pułapki sedymentacyjne (Gardner, 1980) i poddać analizie skład zawiesiny w celu dobrania skutecznych urządzeń doczyszczających (Królikowska, 2011). Istotne może się okazać także zbadanie rozkładu czasowego i wysokości wezbrania opadowego, co pozwoli na oszacowanie liczby i rozmiarów urządzeń lub zaprojektowanie dodatkowego odbiornika wód burzowych – polderu zalewowego. Odbiornik tego typu mógłby także pełnić rolę mokradła (wetlandu), a zatem dodatkowego systemu podczyszczającego wody (Huang i in., 2011). Umożliwiłoby to odtworzenie pulsów powodziowych (Junk i in., 1989), tym samym integralności rzeki i terasy zalewowej (Junk i in., 1989; National Research Council, 1992), a co za tym idzie przyczyniłoby się do ustabilizowania ekosystemu (Odum i in., 1995). Okresowo zalewane tereny wspomagają także bioróżnorodność, zwłaszcza bezkręgowców (Middleton, 2002; Céréghino i in., 2007).

Bariera gabionowa ograniczająca część sedymentacyjną, która uległa obniżeniu powinna zostać przebudowana i postawiona na stabilnej warstwie złożonej ze: żwirowej warstwy odsączającej pokrytej geowłókniną i umocnionej ażurowymi płytami żelbetonowymi (Jurczak i in., 2015). Taka warstwa powinna rozpościerać się na całą część sedymentacyjną zabezpieczając ją i umożliwiając okresowe oczyszczanie strefy z naniesionych osadów. Przebudowa barier powinna także obejmować zastąpienie wypełnienia kamieniem konstrukcyjnym na wypełnienie dolomitowo-wapienne oraz osłonięcie pierwszej linii gabionów grubą warstwą maty kokosowej (wymienianej regularnie, aby zapobiec jej dekompozycji).

Podłoże w strefach biofiltracyjnych z uwagi na niską frakcję granulometryczną mułu było efektywnie wypłukiwany ze stref (Wischmeier i Mannering, 1969), a jego zwarta struktura dodatkowo utrudniała ukorzenienie się roślin (Dexter, 2004). Należy zatem wymienić wypełnienie, a substratem rekomendowanym do stref biofiltracyjnych są przepuszczalne gleby piaszczysto-ilaste, ponieważ zapewniają adekwatne wsparcie dla

wzrostu i są wymywane w minimalnym stopniu (Bratieres i in., 2008) lub wypełnienie piaskowo-żwirowe umożliwiające roślinom szybkie ukorzenienie (Izydorczyk i in., 2015; Szklarek i in., 2018). Roślinność należy uzupełnić mając na uwadze ich różnorodność, potencjał akumulacji substancji biogenicznych oraz odpowiednie zagęszczenie. Strefa północna powinna zostać doświetlona, by skuteczniej stymulować wzrost sadzonek.

Strefy roślinności szuwarowej powinny być regularnie wykaszane, a uzyskana biomasa powinna być utylizowana poza obrębem zbiornika. Rekomenduje się także z stopniowe minimalizowanie udziału trzciny pospolitej (Chambers i in., 1999) i zwiększanie bioróżnorodności poprzez odwzorowywanie lokalnej kompozycji gatunkowej (Zalewski i Wagner-Łotkowska, 2004).

Wyloty systemów kanalizacyjnych znajdujące się w czaszy zbiornika powinny zostać usunięte lub zabezpieczone systemami podczyszczania analogicznymi do systemów stosowanych w Arturówku. Jednakże przed przystąpieniem do ich zabezpieczenia należałoby przeanalizować ilość i skład odprowadzanych wód w celu dobrania optymalnego rozwiązania (m.in. o odpowiedniej powierzchni, zabezpieczone dodatkowymi osadnikami wbudowanymi w skarpe).

5.2.4. Inne rozwiązania systemowe

Systemowe podejście do ochrony i oczyszczania wód na terenach zurbanizowanych stosowane jest co raz częściej zarówno w kraju jak i na świecie.

Oprócz prac podjętych na Stawach Jana i w Arturówku, w Łodzi również wdrożono projekt oczyszczania wód niewielkiej rzeki Sokołówki, której reżim w głównej mierze kontrolowany był przez wody opadowe i roztopowe. Utworzony tam Sekwencyjny System Sedymentacyjno-Biofiltracyjny działał jak kilkustrefowe mokradło (constructed wetland) ze strefą sedymentacyjną, barierą geochemiczną i strefą biofiltracyjną. Po dwóch latach system ten skutecznie redukował stężenie zawiesiny ogólnej (61,4%), fosforu i azotu całkowitego (odpowiednio 37,3% i 46,1%), fosforanów (30,4%), azotanów (44,8%), azotu amonowego (2,8%) i chlorków (64,0%) (Szklarek et al., 2018). Działania podjęte na Sokołowce były tylko częścią Generalnego Projektu rzeki, który obejmował także: odbudowę retencji zbiornikowej, projekt techniczny rekultywacji odcinka rzeki oraz działania pośrednie: eliminację nielegalnych zrzutów ścieków poprzez odbudowę koryta rzeczno i uzupełnienie sieci kanalizacji sanitarnej oraz instalację w okolicznych drogach urządzeń odwadniających (Wagner i in., 2015). Inwestycje

mające na celu poprawę warunków wodnych w Łodzi wpisują się w koncepcję Błękitno-Zielonej Sieci, stworzonej w celu ochrony i podtrzymania rzek, zbiorników i powiązanych z nimi terenów zielonych. Działania te nakierowane są na dostarczanie mieszkańcom przyjaznej przestrzeni, ale także na maksymalizację pożytków płynących ze zdrowego i stabilnego ekosystemu (Zalewski i in., 2012; Wagner i in., 2013).

W jeziorze Swarzędzkim w okolicy Poznania także podjęto się rekultywacji w sposób zintegrowany. Badania nad procesami zachodzącymi w zbiorniku prowadzone były od 1954 roku (Kowalczevska-Madura i Gołdyn, 2006), co pozwoliło zidentyfikować główne problemy, z którymi boryka się zbiornik i przygotować kompleksowy plan rekultywacji. W trakcie rekultywacji zbiornik był monitorowany i dokonywano ewaluacji postępów (Kozak i in., 2014). Przeprowadzone zabiegi obejmowały: aerację wód przydennych, inaktywację fosforu (niskie dawki FeSO_4 i MgCl_2) oraz biomanipulację (odłowy ryb karpiowatych oraz zarybianie szczupakiem i sandaczem). W konsekwencji jakość wody poprawiła się i choć nie wyeliminowano całkowicie zakwitów sinicowych, to siedmiokrotnie spadło zagęszczenie sinic, a stężenie chlorofilu *a* spadło o połowę (Rosińska i in., 2018).

W Belgii, Peretyatko i in. (2009) prowadzili badania nad wpływem zabiegów biomanipulacyjnych na ekosystem ośmiu hipertroficznym podmiejskich zbiorników. Badania obejmowały stały monitoring fito- i zooplanktonu, roślinności zanurzonej i substancji biogenicznych, a sama biomanipulacja polegała na pełnym odłowieniu ryb i całkowitym opróżnieniu zbiorników. W siedmiu zbiornikach osiągnięto znaczną poprawę przejrzystości wody, za które odpowiedzialny był spadek zagęszczenia fitoplanktonu efektywnie kontrolowanego przez duże wioślarki. W dwóch zbiornikach, w których ponownie pojawiły się ryby karpiowate dostateczna ilość makrofytów zanurzonych spełniających funkcję refugium pozwoliła na utrzymanie się populacji wioślarek. W jednym zbiorniku, w którym nie odnotowano poprawy jakości wody dopływ ścieków i zawartych w nich substancji biogenicznych był zbyt duży, by zabiegi mogły przynieść pożądane efekty.

W Chinach, Chen i in. (2014) prowadzą szeroko zakrojone badania nad zbiornikiem Kaixian powstałym przy budowie Zapory Trzech Przełomów, by opracować ramową koncepcję utworzenia odpornego, samo-podtrzymującego się ekosystemu ewoluującego w stale zmieniającym się środowisku. Rozwiązania, które proponują badacze mają na celu maksymalizowanie ochrony linii brzegowej i powiązanych z nią usług

ekosystemowych. W pracy opierają się oni nie tylko na analizie procesów zachodzących w ekosystemie i analizach parametrów bio-fizycznych, ale też analizują wiedzę lokalnej społeczności dotyczącą ekosystemu. Tradycyjne praktyki stosowane na polach ryżowych i w hodowli ryb pozwoliły na stworzenie systemu modyfikowanych teras ziemno-stawowych (modified pond-land terrace – MPLT), który spotkał się z pozytywnym odbiorem.

W stanie Virginia (USA) testowano skuteczność usuwania substancji biogenicznych z wód opadowych przy użyciu dwóch typów pływających mat roślinności (floating treatment wetland). W obu przypadkach wykazano podobną, wysoką skuteczność w długim okresie czasu (9-18 tygodni) rzędu 40% redukcji azotu całkowitego i 48% redukcji fosforu całkowitego (Lynch i in., 2015).

5.3. Zarządzanie zasobami wodnymi w mieście

Zrównoważone zarządzanie zasobami wodnymi w mieście jest dynamicznym procesem, w którym nieustannie bada się zachodzące procesy, minimalizuje zagrożenia związane z wodą i maksymalizuje szanse (Zalewski, 2002). Miasto zrównoważone w sferze środowiskowej charakteryzujące się dostępnością terenów zielonych, niskim poziomem hałasu, czystym powietrzem i glebami, dostępnością dobrej jakości wody, wysoką produktywnością ekosystemów i bioróżnorodnością itp. (Mierzejewska, 2009). Zintegrowane zarządzanie miastem musi zatem brać pod uwagę efektywne zarządzanie zasobami wodnymi, które pozwoli na osiągnięcie celów środowiskowych. Rozwiązania oparte na naturze (NBS) pozwalają rozwiązać wiele w wyżej wymienionych problemów dodatkowo podnosząc estetykę miasta, jednakże ich wdrożenie obarczone jest szeregiem problemów.

5.3.1. Trudności związane z wdrażaniem NBS w miastach

Skuteczna implementacja rozwiązań opartych na naturze wymaga dogłębnego poznania zależności i procesów zachodzących w danym ekosystemie. Próby modelowania tychże zależności i procesów pokazują, jak trudne jest ujęcie i dostatecznie precyzyjne przewidywanie krótko i długotrwałych zmian (Sathish Kumar i in., 2013). Rozważając NBS można mówić o czterech lukach w wiedzy (Kabisch i in., 2016):

1. niewiadomej efektywności rozwiązań, zależnej od złożonych relacji i mechanizmów oraz skali czasowej, a także wymiany wiedzy i najlepszych praktyk;

2. dotyczącej relacji NBS i społeczeństwa w zakresie odbioru społecznego, zaangażowania interesariuszy, komunikacji;
3. dotyczącej implementacji, tj. regulacji administracyjnych, konkurencji o grunt, braku narzędzi wymiany informacji między praktykami;
4. planistycznej i technologicznej pozwalającej na tworzenie wieloaspektowych rozwiązań.

Przykładem trudności w przewidywaniu konsekwencji wpływu NBS na ekosystem może być niespodziewany efekt rozwiązań zastosowanych na jednym z łódzkich zbiorników małej retencji. W ramach prac rekultywacyjnych prowadzonych na zbiorniku należącym do Uniwersytetu Łódzkiego przeprowadzono bagrowanie dna zbiornika, jego doświetlenie i konstrukcję SSSB. Mimo długotrwałego monitoringu zbiornika przed rekultywacją oraz zastosowaniu sprawdzonych i efektywnych rozwiązań nie udało się uniknąć niezamierzonych efektów, w tym wypadku migracji słonecznicy pospolitej. Pojawienie się tego planktonożernego gatunku doprowadziło do załamania populacji dużych wioślarek, a w konsekwencji wzrostu stężenia chlorofilu *a* z zielenic, okrzemek i kryptofitów oraz zagęszczenia wrotków i małych wioślarek (Jurczak i in., 2018b).

W Barcelonie (Hiszpania) wprowadzono program mający na celu zwiększenie powierzchni terenów zielonych oraz zwiększenie różnorodności gatunkowej. Wyzwaniem napotkanym podczas wdrażania stało się wygospodarowanie przestrzeni pod NBS w zwartej tkance miasta, zdobycie poparcia dla inwestycji oraz utrzymanie rozwiązania pod silną presją użytkowników (Pares i in., 2016).

Nasadzenia stosowane na dachach budynków, tzw. zielone dachy, są odpowiedzią na utratę bioróżnorodności w miastach, poprawę jakości powietrza, zagospodarowanie wód deszczowych, poprawę warunków termicznych budynków, a także mogą pełnić funkcje rekreacyjne i poprawiać estetykę miasta. Jednakże w wielu miejscach w Polsce inicjatywy związane z tworzeniem zielonych dachów nie zyskały wystarczającego poparcia. Jak podaje Kronenberg i in. (2017) problemem okazała się inercja techników, ich obawy dotyczące bezpieczeństwa i wysokich kosztów, konserwatywny stosunek Polaków do budownictwa i nowości, a także przywiązanie urzędników do wytycznych formułowanych w ostatnich dekadach. Bariery te spowodowały znacznie wolniejszy przyrost tego typu inwestycji w porównaniu z innymi krajami Unii Europejskiej.

5.3.2. Korzyści wynikające ze zintegrowanego zarządzania wodą w mieście z wykorzystaniem NBS

Pomimo barier jakie napotkać może wdrażanie NBS w mieście korzyści wynikające z ich stosowania przeważają nad potencjalnymi trudnościami (rozdział: 5.3.1). Zarządzanie zasobami wodnymi stanowi podstawę trzech filarów zintegrowanego zarządzania miastem w zakresie: zrównania dostępu do dobrej jakości środowiska, wydajności ekonomicznej wykorzystywanych zasobów przyrody oraz zachowania równowagi ekologicznej ekosystemu miejskiego (Krauze i Wagner, 2014). Zagadnienia te pokrywają się z wieloaspektowym wymiarem stosowania rozwiązań opartych na naturze, zatem ich wdrażanie będzie realizować również kluczowe cele zintegrowanego zarządzania wodami. Rozwiązania oparte na naturze są także efektywne kosztowo, nie wymagają dużych nakładów energetycznych, nie zużywają zasobów, a do podtrzymania wymagają niewielkich nakładów pracy w porównaniu z rozwiązaniami czysto technologicznymi.

W opublikowanej przez Komisję Europejską agendzie ds. badań i rozwoju zawierającej raport z programu Horyzont 2020 (KE, 2015) określono cztery cele, którym mają sprostać NBS: wspomaganie zrównoważonej urbanizacji, rekultywację zdegradowanych ekosystemów, adaptację do zmian klimatycznych, poprawę zarządzania ryzykiem i odporności. Bazując na tych celach opracowano listę siedmiu rekomendowanych rozwiązań, wśród których znajduje się „multi-funkcjonalne oparte na naturze zarządzanie zlewnią i rekultywacja ekosystemów”. Tak precyzyjne ujęcie konieczności wprowadzania NBS do zarządzania wodami na terenach zurbanizowanych wyznaczać będzie kierunek prowadzenia dalszych badań.

Można mieć nadzieję, że z każdym pomyślnie przeprowadzonym projektem bazującym na unijnych wytycznych poparcie dla „zielonych” rozwiązań przełamie obawy dotyczące niemechanistycznego podejścia do ochrony środowiska.

6. Wnioski

1. Udowodniono, że substancje biogeniczne i zawiesina niesione wodami rzeki Olechówki stanowiły główny czynnik wpływający na jakość wód w Stawach Jana.
2. Udokumentowano wpływ wód opadowych na jakość wód w Stawach Jana – opady wprowadzały znaczne ilości zawiesiny do strefy sedymentacyjnej i powodowały wypłukiwanie osadów i sadzonek roślin ze stref biofiltracyjnych. Dalsze badania w celu pełnego zobrazowania dynamiki i intensywności opadu w relacji z czynnikami chemicznymi i biologicznymi są wskazane.
3. Wykazano krótkotrwałą skuteczność zabiegu bagrowania w redukcji stężenia jonów pierwiastków biogenicznych – ich stężenie powróciło do pierwotnego poziomu w rok po zabiegu.
4. Odstępstwa od koncepcji rekultywacji i wady wykonawcze istotnie przyczyniły się do obniżenia potencjalnej efektywności zabiegów rekultywacyjnych. Realizacja zadań naprawczych powinna bazować na zrozumieniu procesów zachodzących w zlewni i dostępnej wiedzy (dane monitoringowe, koncepcj, operat) oraz zasadach dobrej praktyki.
5. Rozwiązania bazujące na naturze (NBS) zastosowane na Stawach Jana powinny być stale monitorowane i usprawniane w celu uzyskania większej skuteczności redukcji dopływających zanieczyszczeń oraz uzyskania długofalowych efektów wspomagających ekosystem miejski i spełniających oczekiwania mieszkańców.

Podziękowania

Monitoring Stawów Jana oraz utworzenie koncepcji rekultywacji zbiornika zostało zrealizowane w ramach projektu LIFE+ (LIFE08 ENV/PL/000517): Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „Arturówek” (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich (EH-REK)”.

Pragnę serdecznie podziękować wszystkim osobom, dzięki którym rozprawa ta powstała. W szczególności chcę podziękować:

- dr hab. Adriannie Wojtal-Frankiewicz prof. nadz. UŁ za nadzór merytoryczny nad pracą, wsparcie okazane na każdym etapie jej powstawania oraz nieocenione wskazówki dotyczące pisania prac naukowych, prowadzenia prac eksperymentalnych, dydaktyki, a także życia akademickiego;
- dr Tomaszowi Jurczakowi za wprowadzenie w tematykę rekultywacji i umożliwienie pracy przy projekcie EH-REK, pomoc przy realizacji badań oraz cenne wskazówki dotyczące monitoringu, prac naukowych i terenowych oraz zarządzania;
- dr Zbigniewowi Kaczkowskiemu za wspólne wyjazdy monitoringowe, pomoc w realizacji badań oraz wsparcie merytoryczne, krytyczne uwagi i koleżeńską postawę;
- dr Sebastianowi Szklarkowi i dr Ilonie Gągale za analizę chromatograficzną próbek wody;
- mgr Kamilowi Dawidowiczowi za wspólne wyjazdy monitoringowe;
- pracownikom Miejskiego Ośrodka Sportu i Rekreacji za umożliwienie prowadzenia prac badawczych na zbiorniku Stawy Jana oraz otwartość i współpracę podczas powstawania tej rozprawy;
- pracownikom Zarządu Dróg i Transportu za udzielenie informacji o użytkowaniu ulic w okolicy Stawów Jana;
- koleżankom i kolegom z Katedry Ekologii Stosowanej, dzięki którym praca była łatwiejsza i przyjemniejsza;
- koleżankom i kolegom z Katedry Zoologii Bezkręgowców i Hydrobiologii oraz Katedry Geobotaniki i Ekologii Roślin za okazane wsparcie i koleżeńską postawę;
- koleżankom i kolegom z pracy, za ich wyrozumiałość wobec moich nieobecności;
- szanownym recenzentom za podjęcie się rzetelnej oceny niniejszej rozprawy;
- moim bliskim, którzy dzielnie wspierali mnie przez cały ten czas.

Bibliografia

- **Benedict, M.A., McMahon, E.T.** (2012) Green infrastructure: linking landscapes and communities. W: Green infrastructure: linking landscapes and communities; rozdz. Island press., str. 15-16
- **Beutel, M.W., Horne, A.J.** (1999) A review of the effects of hypolimnetic oxygenation on lake and reservoir water quality. *Lake and Reservoir Management* 15, 285-297.
- **Beutler, M., Wiltshire, K.H., Meyer, B., Moldaenke, C., Lüring, C., Meyerhöfer, M., Hansen, U.-P., Dau, H.** (2002) A fluorometric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ. *Photosynthesis Research* 72, 39-53.
- **Bilozor, S.** (2000) Biologiczne metody uzdatniania wody. W: Nawrocki, J., Bilozor, S. (Red.), *Uzdatnianie wody. Procesy chemiczne i biologiczne*. PWN, Warszawa-Poznań.
- **Bohatkiewicz, J., GDDKiA** (2009) Podręcznik dobrych praktyk wykonywania opracowań środowiskowych dla dróg krajowych: wersja elektroniczna. Biuro Ekspertyz Projektów Budownictwa Komunikacyjnego "EKKOM".
- **Borchardt, D., Statzner, B.** (1990) Ecological impact of urban stormwater runoff studied in experimental flumes: population loss by drift and availability of refugial space. *Aquatic Sciences* 52, 299-314.
- **Bottrell, H.** (1976) A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw J Zool* 24, 419-456.
- **Bratieres, K., Fletcher, T.D., Deletic, A., Zinger, Y.** (2008) Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study. *Water Res* 42, 3930-3940.
- **Brendonck, L., De Meester, L.** (2003) Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 491, 65-84.
- **Brinkmann, W.** (1985) Urban stormwater pollutants: sources and loadings. *GeoJournal* 11, 277-283.
- **Brown, R.C., Pierce, R.H., Rice, S.A.** (1985) Hydrocarbon contamination in sediments from urban stormwater runoff. *Marine Pollution Bulletin* 16, 236-240.

- **Brundtland, G., Khalid, M., Agnelli, S., Al-Athel, S., Chidzero, B., Fadika, L., Hauff, V., Lang, I., Shijun, M., Morino de Botero, M., Singh, M., Okita, S., Others, A.** (1987) *Our Common Future* ('Brundtland report'). Oxford University Press, USA.
- **Céréghino, R., Ruggiero, A., Marty, P., Angélibert, S.,** (2007) Biodiversity and distribution patterns of freshwater invertebrates in farm ponds of a south-western French agricultural landscape, *Pond Conservation in Europe*. Springer, str. 43-51.
- **Chambers, R.M., Meyerson, L.A., Saltonstall, K.** (1999) Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic botany* 64, 261-273.
- **Chen, C., Meurk, C., Chen, J., Lv, M., Wen, Z., Jiang, Y., Wu, S.** (2014) Restoration design for Three Gorges Reservoir shorelands, combining Chinese traditional agro-ecological knowledge with landscape ecological analysis. *Ecological Engineering* 71, 584-597.
- **Clarke, M., Islam, S.M., Paech, S.** (2006) Measuring Australia's well-being using hierarchical needs. *The Journal of Socio-Economics* 35, 933-945.
- **Czachorowski, S.** (2006) *Opisywanie biocenozy–zoocenologia*. Skrypt elektroniczny dla magistrantów (wersja 2, poprawiona i uzupełniona). Internet: [http://www. uwm. edu. pl/czachor/publik/pdf-inne/zoocenozy. pdf](http://www.uwm.edu.pl/czachor/publik/pdf-inne/zoocenozy.pdf). [stan na 15/03/2019]
- **Czerniawski, R., Domagała, J.** (2010) Zooplankton communities of two lake outlets in relation to abiotic factors. *Open Life Sciences* 5, 240-255.
- **Dai, A., Trenberth, K.E., Karl, T.R.** (1999) Effects of clouds, soil moisture, precipitation, and water vapor on diurnal temperature range. *Journal of Climate* 12, 2451-2473.
- **Dąbrowska, A., Nawrocki, J.** (2000) *Metody sorpcyjne*. W: Nawrocki, J., Biłozor, S. (Red.), *Uzdatnianie wody. Procesy chemiczne i biologiczne*. PWN, Warszawa-Poznań.
- **De Meester, L., Declerck, S., Stoks, R., Louette, G., Van De Meutter, F., De Bie, T., Michels, E., Brendonck, L.** (2005) Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15, 715-725.

- **Dearborn, D.C., Kark, S.** (2010) Motivations for conserving urban biodiversity. *Conservation biology* 24, 432-440.
- **Delincé, G.,** (1992) Water and productivity, *The Ecology of the Fish Pond Ecosystem: with special reference to Africa*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 53-126.
- **Dexter, A.R.** (2004) Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma* 120, 201-214.
- **Dudev, T., Cheshmedzhieva, D., Doudeva, L.** (2018) Competition between abiogenic Al^{3+} and native Mg^{2+} , Fe^{2+} and Zn^{2+} ions in protein binding sites: implications for aluminum toxicity. *Journal of Molecular Modeling* 24, 55.
- **Edler, L., Elbrächter, M.** (2010) The Utermöhl method for quantitative phytoplankton analysis. *Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton analysis* 110.
- **Eggermont, H., Balian, E., Azevedo, J.M.N., Beumer, V., Brodin, T., Claudet, J., Fady, B., Grube, M., Keune, H., Lamarque, P.** (2015) Nature-based solutions: new influence for environmental management and research in Europe. *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society* 24, 243-248.
- **Ejsmont-Karabin, J.** (2012) The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: rotifer trophic state index. *Polish Journal of Ecology* 60, 339-350.
- **Ejsmont-Karabin, J., Radwan, S., Bielańska-Grajner, I.** (2004) *Monogononta—atlas of species*. 32B. W:Rotifers, 147-448.
- **Emilsson, T., Sang, Å.O.,** (2017) Impacts of climate change on urban areas and nature-based solutions for adaptation, *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas*. Springer, Cham, pp. 15-27.
- **Fast, A.W., Dorr, V.A., Rosen, R.J.** (1975) A submerged hypolimnion aerator. *Water Resources Research* 11, 287-293.
- **Friedlander, S.K.** (1973) Chemical element balances and identification of air pollution sources. *Environmental Science & Technology* 7, 235-240.
- **Gardner, W.D.** (1980) Sediment trap dynamics and calibration: a laboratory evaluation. *Journal of Marine Research* 38, 17-39.
- **Gilbert, J.J.** (1985) Competition between rotifers and *Daphnia*. *Ecology* 66, 1943-1950.

- **Goldyn, R.** (2007) Biomanipulacja w zbiornikach wodnych jako metoda rekultywacji. *Przegląd Komunalny* 190, 70-72.
- **Goldyn, R., Podsiadłowski, S., Dondajewska, R., Kozak, A.** (2014) The sustainable restoration of lakes—towards the challenges of the Water Framework Directive. *Ecohydrology & Hydrobiology* 14, 68-74.
- **Hall, S.J., Learned, J., Ruddell, B., Larson, K.L., Cavender-Bares, J., Bettez, N., Groffman, P.M., Grove, J.M., Heffernan, J.B., Hobbie, S.E.** (2016) Convergence of microclimate in residential landscapes across diverse cities in the United States. *Landscape ecology* 31, 101-117.
- **Hansen-Møller, J., Oustrup, L.** (2004) Emotional, physical/functional and symbolic aspects of an urban forest in Denmark to nearby residents. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19, 56-64.
- **Hatt, B.E., Deletic, A., Fletcher, T.D.,** (2007) Stormwater reuse: Designing biofiltration systems for reliable treatment, in: Deletic, A., Fletcher, T. (Eds.), *Water Science and Technology*, pp. 201-209.
- **Henderson, C., Greenway, M., Phillips, I.,** (2007) Removal of dissolved nitrogen, phosphorous and carbon from stormwater by biofiltration mesocosms, in: Deletic, A., Fletcher, T. (Eds.), *Water Science and Technology*, pp. 183-191.
- **Horn, W.,** (1991) The influence of biomass and structure of the crustacean plankton on the water transparency in the Saldenbach storage reservoir, in: Kořínek, V., Frey, D.G. (Eds.), *Biology of Cladocera*. Springer Netherlands, pp. 115-120.
- **Huang, J.-C., Mitsch, W.J., Johnson, D.L.** (2011) Estimating biogeochemical and biotic interactions between a stream channel and a created riparian wetland: A medium-scale physical model. *Ecological Engineering* 37, 1035-1049.
- **Hutorowicz, A.** (2005) Opracowanie standardowych objętości komórek do szacowania biomasy wybranych taksonów glonów planktonowych wraz z określeniem sposobu pomiarów i szacowania. Praca zrealizowana zgodnie z umową.
- **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. str. 247

- **Jabłońska, M., Janeczek, J.** (2019) Identification of industrial point sources of airborne dust particles in an urban environment by a combined mineralogical and meteorological analyses: A case study from the Upper Silesian conurbation, Poland. *Atmospheric Pollution Research*.
- **James, N.J., Hughes, R.** (1977) Rates of NO_x absorption in calcined limestones and dolomites. *Environmental Science & Technology* 11, 1191-1194.
- **Ji, L., Peters, A.J.** (2003) Assessing vegetation response to drought in the northern Great Plains using vegetation and drought indices. *Remote Sensing of Environment* 87, 85-98.
- **Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E.** (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences* 106, 110-127.
- **Jurczak, T., Oleksińska, Z., Kaczkowski, Z., Frątczak, W., Bednarek, A., Wagner, I., Zalewski, M.**, (2014) Koncepcja Rekultywacji Stawów Stefańskiego i Stawów Jana opracowana w ramach projektu EH-REK. University of Lodz, Łódź, p. 30.
- **Jurczak, T., Wagner, I., Kaczkowski, Z., Szklarek, S., Zalewski, M.** (2018a) Hybrid system for the purification of street stormwater runoff supplying urban recreation reservoirs. *Ecological Engineering* 110, 67-77.
- **Jurczak, T., Wagner, I., Mirosław-Świątek, D., Jaglewicz, M., Kaczkowski, Z., Oleksińska, Z., Łapińska, M.** (2015) System wspierania decyzji w rekultywacji małych zbiorników wodnych. *Katedra Ekologii Stosowanej, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki*.
- **Jurczak, T., Wagner, I., Wojtal-Frankiewicz, A., Frankiewicz, P., Bednarek, A., Łapińska, M., Kaczkowski, Z., Zalewski, M.** (2019a) - w druku - Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 1 - reduction of nutrient loading through low-cost and highly effective ecohydrological measures. *Ecological Engineering*.
- **Jurczak, T., Wojtal-Frankiewicz, A., Frankiewicz, P., Kaczkowski, Z., Oleksińska, Z., Bednarek, A., Zalewski, M.** (2019b) Comprehensive approach to restoring urban recreational reservoirs. Part 2 – Use of zooplankton as indicators for the ecological quality assessment. *Science of the Total Environment* 653, 1623-1640.

- **Jurczak, T., Wojtal-Frankiewicz, A., Kaczowski, Z., Oleksińska, Z., Bednarek, A., Zalewski, M.** (2018b) Restoration of a shady urban pond – The pros and cons. *J Environ Manage* 217, 919-928.
- **Kabisch, N., Frantzeskaki, N., Pauleit, S., Naumann, S., Davis, M., Artmann, M., Haase, D., Knapp, S., Korn, H., Stadler, J.** (2016) Nature-based solutions to climate change mitigation and adaptation in urban areas: perspectives on indicators, knowledge gaps, barriers, and opportunities for action. *Ecology and Society* 21.
- **Karabin, A.** (1985) Pelagic zooplankton (rotatoria + crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. structural and quantitative features. *Polish Journal of Ecology* 33, 567-616.
- **KE,** (2009) Biała księga - Adaptacja do zmian klimatu : europejskie ramy działania, Bruksela.
- **KE,** (2015) Towards an EU Research and Innovation policy agenda for Nature-Based Solutions & Re-Naturing Cities. Final Report of the Horizon 2020 Expert Group on 'Nature-Based Solutions and Re-Naturing Cities'. European Union, Luxembourg, p. 40.
- **Kochian, L.V.** (1995) Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance in plants. *Annual review of plant biology* 46, 237-260.
- **Kołodziejczyk, U., Bohatkiewicz, J., Nadolna, M., Węclewski, S., Asani, A., Staszczuk, A., Szymańczyk, A., Drach, M., Helman-Grubba, M., Śladkowski, W., Kielbasa, K., Scheffs, D.,** (2009) Ekologiczne zagadnienia odwodnienia pasa drogowego, in: GDDKiA (Ed.), Warszawa, p. 131.
- **Kowalczak, P.** (2008) Zagrożenia związane z deficytem wody, First ed. Kurpisz S.A., Poznań.
- **Kowalczevska-Madura, K., Goldyn, R.** (2006) Anthropogenic changes in water quality in the Swarzędzkie Lake (West Poland). *Limnological Review* 6, 147-154.
- **Kowarik, I.** (2011) Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental pollution* 159, 1974-1983.
- **Kozak, A., Kowalczevska-Madura, K., Goldyn, R., Czart, A.** (2014) Phytoplankton composition and physicochemical properties in Lake Swarzędzkie (midwestern Poland) during restoration: Preliminary results. *Archives of Polish Fisheries* 22, 17-28.

- **Krauze, K., Wagner, I.** (2014) Woda w przestrzeni miejskiej a zintegrowane zarządzanie miastem. *Zrównoważony rozwój-zastosowania*, 95-113.
- **Krauze, K., Wagner, I.** (2019) From classical water-ecosystem theories to nature-based solutions—Contextualizing nature-based solutions for sustainable city. *Science of the Total Environment* 655, 697-706.
- **Krężel, S., Wira, K., Olejnik, D.** (2018) Ocena jakości wód powierzchniowych na terenie Łodzi. *Technologia i Jakość Wyrobów* 63.
- **Kronenberg, J., Bergier, T., Maliszewska, K.,** (2017) The Challenge of Innovation Diffusion: Nature-Based Solutions in Poland, *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas*. Springer, Cham, pp. 291-305.
- **Królikowska, J.** (2011) Urządzenia inżynierskie z ruchem wirowym stosowane na sieci kanalizacyjnej do zmniejszenia ładunku zawiesiny w ściekach deszczowych. *Inżynieria Ekologiczna*, 156-170.
- **Królikowska, J., Królikowski, A.** (2012) Wody Opadowe. Odprowadzanie, zagospodarowanie, podczyszczanie i wykorzystanie. Seidel-Przywecki Sp. z o.o.
- **Kruk, A., Galicka, W., Tsydel, M., Tybulczuk, S., Pietraszewski, D., Marszał, L., Błońska, D., Cieplucha, M.** (2010) Ichtyofauna strumieni w systemie Neru w mieście Łodzi. *Acta Univ. Lodz., Folia Biol. et Oecol.(Suppl.)*, 69-88.
- **Kupryś-Lipińska, I., Kuna, P., Wagner, I.** (2014) Woda w przestrzeni miejskiej a zdrowie mieszkańców. *Zrównoważony Rozwój–Zastosowania* 5, 50-57.
- **Larson, L.R., Jennings, V., Cloutier, S.A.** (2016) Public parks and wellbeing in urban areas of the United States. *PLoS ONE* 11 (4), e0153211.
- **Lenartowicz, P.,** (2015) Ocena skuteczności sekwencyjnego systemu sedimentacyjno-biofiltracyjnego w oczyszczaniu wód burzowych, Uniwersytet Łódzki, p. 56.
- **Liebens, J.** (2001) Heavy metal contamination of sediments in stormwater management systems: The effect of land use, particle size, and age. *J. Env Geol*, 41: 341.
- **Lijklema, L.** (1980) Interaction of orthophosphate with iron (III) and aluminum hydroxides. *Environmental Science & Technology* 14, 537-541.

- **Lopes, T.J., Dionne, S.G.** (2003) A review of semivolatile and volatile organic compounds in highway runoff and urban stormwater. National highway runoff water-quality data and methodology synthesis 1, 235-303.
- **Lorenzen, M.W., Fast, A.W., Research, U.S.E.P.A.O.o., Development, Tetra Tech, I.** (1977) A Guide to Aeration/circulation Techniques for Lake Management. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Corvallis Environmental Research Laboratory.
- **Lynch, J., Fox, L.J., Owen Jr, J.S., Sample, D.J.** (2015) Evaluation of commercial floating treatment wetland technologies for nutrient remediation of stormwater. Ecological Engineering 75, 61-69.
- **Maes, J., Jacobs, S.** (2017) Nature-based solutions for Europe's sustainable development. Conservation Letters 10, 121-124.
- **Marsalek, J.,** (1998) Challenges in Urban Drainage, in: Marsalek, J., Maksimovic, C., Zeman, E., Price, R. (Eds.), Hydroinformatics Tools for Planning, Design, Operation and Rehabilitation of Sewer Systems. Springer Netherlands, pp. 1-23.
- **Maslow, A.H.** (1954) Motivation and personality.
- **Meijer, M.-L., de Boois, I., Scheffer, M., Portielje, R., Hosper, H.** (1999) Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. Hydrobiologia 408, 13-30.
- **Meng, X., Jiang, X., Li, Z., Wang, J., Cooper, K.M., Xie, Z.** (2018) Responses of macroinvertebrates and local environment to short-term commercial sand dredging practices in a flood-plain lake. Science of the Total Environment 631, 1350-1359.
- **Middleton, B.A.** (2002) The flood pulse concept in wetland restoration. Flood pulsing in wetlands: Restoring the natural hydrological balance, 1-10.
- **Mierzejewska, L.** (2009) Rozwój zrównoważony miasta: zagadnienia poznawcze i praktyczne. Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza.
- **Moore, P., Miller, D.** (1994) Decreasing phosphorus solubility in poultry litter with aluminum, calcium, and iron amendments. Journal of environmental quality 23, 325-330.
- **National Research Council** (1992) Restoration of aquatic ecosystems: science, technology, and public policy. National Academies Press.

- **Nawrot, N., Wojciechowska, E.** (2017) Osady powstające w systemie kanalizacji deszczowej zlewni zurbanizowanej-przegląd literatury. Inżynieria Środowiska - Młodym Okiem": Ścieki i Osady Ściekowe strony 34 – 53.
- **Nesshöver, C., Assmuth, T., Irvine, K.N., Rusch, G.M., Waylen, K.A., Delbaere, B., Haase, D., Jones-Walters, L., Keune, H., Kovacs, E., Krauze, K., Külvik, M., Rey, F., van Dijk, J., Vistad, O.I., Wilkinson, M.E., Wittmer, H.** (2017) The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Science of the Total Environment* 579, 1215-1227.
- **Neuvonen, M., Sievänen, T., Tönnies, S., Koskela, T.** (2007) Access to green areas and the frequency of visits – A case study in Helsinki. *Urban Forestry & Urban Greening* 6, 235-247.
- **Odum, W.E., Odum, E.P., Odum, H.T.** (1995) Nature's pulsing paradigm. *Estuaries* 18, 547.
- **Oldenborg, K.A., Steinman, A.D.** (2019) Impact of sediment dredging on sediment phosphorus flux in a restored riparian wetland. *Science of the Total Environment* 650, 1969-1979.
- **Ozen, O., Noble, R.L.** (2002) Relationship between water level fluctuations and largemouth bass spawning in a Puerto Rico Reservoir. *American Fisheries Society Symposium* 31:213-220
- **Pares, M., Rull, C., Rivero, M.** (2016) Spain: Developing the Barcelona Green Infrastructure and Biodiversity Plan. *Nature-based Solutions to address global societal challenges*, 72.
- **Peretyatko, A., Teissier, S., De Backer, S., Triest, L.,** (2009) Restoration potential of biomanipulation for eutrophic peri-urban ponds: the role of zooplankton size and submerged macrophyte cover, *Pond Conservation in Europe*. Springer, str. 281-291.
- **Pilon, B.S., Tyner, J.S., Yoder, D.C., Buchanan, J.R.** (2019) The Effect of Pervious Concrete on Water Quality Parameters: A Case Study. *Water* 11, 263.
- **PKN,** (2007) PN-EN 872:2007/Apl:2007: Jakość wody; Oznaczanie zawiesin. Metoda z zastosowaniem filtracji przez sączki z włókna szklanego. PKN, Warszawa.
- **Radzikowski, J., Sikora, A., Ślusarczyk, M.** (2016) The effect of lake sediment on the hatching success of *Daphnia ephippial* eggs. *Journal of limnology* 75.

- **Rosińska, J., Kozak, A., Dondajewska, R., Kowalczyńska-Madura, K., Goldyn, R.** (2018) Water quality response to sustainable restoration measures – Case study of urban Swarzędzkie Lake. *Ecological Indicators* 84, 437-449.
- **Rybak, J.I., Błędzki, L.A.** (2010) Słodkowodne skorupiaki planktonowe: klucz do oznaczania gatunków. Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego.
- **Sathish Kumar, D., Arya, D.S., Vojinovic, Z.** (2013) Modeling of urban growth dynamics and its impact on surface runoff characteristics. *Computers, Environment and Urban Systems* 41, 124-135.
- **Sawicka-Siarkiewicz, H.** (2003) Ograniczanie zanieczyszczeń w spływach powierzchniowych z dróg : ocena technologii i zasady wyboru. Dział Wydawnictw IOŚ, Warszawa.
- **Smith, V.H.** (1982) The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis1. *Limnology and Oceanography* 27, 1101-1111.
- **Starmach, K.** (1989) Freshwater phytoplankton. Methods and keys for taxonomical identification of species occurring in waters of Mideurope, PWN, Warszawa-Kraków, 496.
- **Subramaniam, D.N., Logeswaran, T., Tharshikka, V., Nilakshan, B.** (2018) Dynamics of Clay Particles in Non-vegetated Stormwater Biofilters. *Water, Air, & Soil Pollution* 229, 302.
- **Szklarek, S., Wagner, I., Jurczak, T., Zalewski, M.** (2018) Sequential sedimentation-biofiltration system for the purification of a small urban river (the Sokolowka, Lodz) supplied by stormwater. *J Environ Manage* 205, 201-208.
- **Szulc, B., Jurczak, T., Szulc, K., Kaczkowski, Z.** (2015) The influence of the ecohydrological rehabilitation in the cascade of Arturówek reservoirs in Łódź (Central Poland) on the cyanobacterial and algae blooming.
- **Szulczewska, B., Cieszewska, A., Giedych, R.** (2009) Opracowanie ekofizjograficzne wykonane na potrzeby Studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego miasta Kielce. SGGW Katedra Architektury Krajobrazu, Warszawa.(msc).
- **Tarka, R.** (2014) Analiza porównawcza zbiorników Stawy Jana i Stawy Stefańskiego pod kątem ich rekultywacji, Department of Applied Ecology. University of Lodz, Łódź, 1-63.

- **Taylor, L., Hochuli, D.F.** (2015) Creating better cities: how biodiversity and ecosystem functioning enhance urban residents' wellbeing. *Urban Ecosystems* 18, 747-762.
- **ITRC** (2009) Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. Interstate Technology & Regulatory Council.
- **Tusiński, J.**, (2014) Operat Wodnoprawny dla celów szczególnego korzystania z wód w związku z przedsięwzięciem pod nazwą: Wykonanie ekologicznej bariery gabionowo-roślinnej zabezpieczającej Stawy Jana przed dopływem rumowiska i biogenów do czaszy stawu, Poddębice, p. 18.
- **UNCED**, (1993) Agenda 21: Programme of Action for Sustainable Development. United Nations Dept. of Public Information, New York, USA.
- **UNESCO**, (2012) Water security: responses to local, regional and global challenges. Strategy plan. UNESCO IHP, Paryż.
- **Urbaniak, M., Skowron, A., Frątczak, W., Zieliński, M., Wesółowski, W.** (2010) Transport of Polychlorinated Biphenyls in Urban Cascade Reservoirs: Levels, Sources and Correlation to Environmental Conditions. *Polish Journal of Environmental Studies* 19.
- **Urbaniak, M., Skowron, A., Zieliński, M., Zalewski, M.** (2012) Hydrological and environmental conditions as key drivers for spatial and seasonal changes in PCDD/PCDF concentrations, transport and deposition along urban cascade reservoirs. *Chemosphere* 88, 1358-1367.
- **Europejska Rada Urbanistów**, (2003) Nowa Karta Atkańska 2003: wizja miast XXI wieku, Lisbona.
- **Wagner, I., Januchta-Szostak, A., Waack-Zajac, A.**, (2015) Narzędzia planowania i zarządzania strategicznego wodą w przestrzeni miejskiej., Zrównoważony rozwój-zastosowania. Woda w mieście. Fundacja Sendzimira, Kraków, pp. 17-30.
- **Wagner, I., Krauze, K., Zalewski, M.** (2013) Blue aspects of green infrastructure. *Sustainable Development Applications* 4, 145-155.
- **Wagner, I., Krazue, K.**, (2014) Jak bezpiecznie zatrzymać wodę opadową w mieście? Narzędzia techniczne., Zrównoważony Rozwój. Zastosowania. Woda w mieście. . Fundacja Sendzimira, Kraków.

- **Ward, B., Jackson, B.W., Dubos, R.J., Strong, M.F., Norton, W.W.** (1972) Only One Earth: The Care and Maintenance of a Small Planet. Norton.
- **White, C.S., Moore, D.I., Craig, J.A.** (2004) Regional-scale drought increases potential soil fertility in semiarid grasslands. *Biology and Fertility of Soils* 40, 73-78.
- **Wischmeier, W.H., Mannering, J.** (1969) Relation of soil properties to its erodibility 1. *Soil Science Society of America Journal* 33, 131-137.
- **Wright, K.E.** (1943) Internal precipitation of phosphorus in relation to aluminum toxicity. *Plant physiology* 18, 708.
- **Yu, J., An, C., Mo, D., Liu, N., Lee, R.L.,** (2012) Study of adsorption and transportation behavior of nanoparticles in three different porous media, SPE improved oil recovery symposium. Society of Petroleum Engineers.
- **Zalewski, M.** (2002) Ecohydrology—The use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources/Ecohydrologie—La prise en compte de processus écologiques et hydrologiques pour la gestion durable des ressources en eau. *Hydrological Sciences Journal* 47, 823-832.
- **Zalewski, M.** (2008) Ecohydrology - framework for implementation of ecological biotechnologies in integrated water resources management (IRWM). *Folia Geographica series Geographica-Physica XXXIX*, 53-62.
- **Zalewski, M.,** (2015) Woda jako podstawa jakości życia w miastach przyszłości, Zrównoważony rozwój-zastosowania. Woda w mieście. Fundacja Sendzimira, Kraków, pp. 9-15.
- **Zalewski, M., McClain, M., Eslamian, S.** (2016) Ecohydrology – the background for the integrative sustainability science. *Ecohydrology & Hydrobiology* 16, 71-73.
- **Zalewski, M., Wagner-Łotkowska, I.,** (2004) Integrated watershed mangement: ecohydrology & phytotechnology. Manual, Integrated watershed mangement: ecohydrology & phytotechnology. Manual. UNESCO.
- **Zalewski, M., Wagner, I., Fratzczak, W., Mankiewicz-Boczek, J., Parniewki, P.** (2012) Blue-green city for compensating global climate change. *The Parliament Magazine* 350, 2-3.

- **Zhang, S., Zhou, Q., Xu, D., Lin, J., Cheng, S., Wu, Z.** (2010) Effects of sediment dredging on water quality and zooplankton community structure in a shallow of eutrophic lake. *Journal of Environmental Sciences* 22, 218-224.
- **Zivkovich, B.R., Mays, D.C.** (2018) Predicting nonpoint stormwater runoff quality from land use. *PLoS ONE* 13, e0196782.

Załącznik 1.

Korelacje Spearmana badanych parametrów bio-fizyczno-chemicznych na kolejnych stanowiskach. Wymieniono wyłącznie parametry z istotną statystycznie korelacją. (-) oznacza korelację ujemną, (+) oznacza korelację dodatnią, z- oznacza zagęszczenie, b- oznacza biomasę, dis- oznacza ładunek.

temperatura wody			
DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
przewodnictwo (-) 0,328	pH (+) 0,330	przewodnictwo (-) 0,410	przewodnictwo (-) 0,351
DO (-) 0,414	azotany (-) 0,429	DO (-) 0,418	zasolenie (-) 0,350
azotany (-) 0,321		przepływ (+) 0,378	pH (+) 0,294
		chlorki (-) 0,324	DO (-) 0,343
			zielenice (w zbiorniku) (+) 0,375
			azotany (-) 0,459
			amon (-) 0,313
			chlorki (-) 0,374
			Rotifera (w zbiorniku) z- (+) 0,321 b- (+) 0,332
			TSl _{ROT} (w zbiorniku) (+) 0,336

przewodnictwo elektrolityczne			
DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
temperatura (-) 0,328	zasolenie (+) 0,557	temperatura (-) 0,410	temperatura (-) 0,351
zasolenie (+) 0,485	zielenice (-) 0,430	zasolenie (+) 0,650	zasolenie (+) 0,803
pH (+) 0,513	okrzemki (-) 0,359	zielenice (w zbiorniku) (-) 0,381	przepływ (-) 0,420
DO (+) 0,661	sinice (-) 0,433	okrzemki (w zbiorniku) (-) 0,319	zielenice (w zbiorniku) (-) 0,404
saturation (+) 0,535	chlorofil a (-) 0,453	sinice (w zbiorniku) (-) 0,377	chlorofil a (w zbiorniku) (-) 0,350
przepływ (-) 0,314	chlorki (+) 0,882	chlorofil a (w zbiorniku) (-) 0,368	azotany (+) 0,604
zielenice (w zbiorniku) (-) 0,375	Rotifera z- (-) 0,457 b- (-) 0,437	azotyny (-) 0,336	amon (+) 0,461
okrzemki (w zbiorniku) (-) 0,346	TSl _{ROT} (-) 0,461	chlorki (+) 0,782	chlorki (+) 0,855
sinice (w zbiorniku) (-) 0,534		Rotifera (w zbiorniku) b- (-) 0,366	Rotifera (w zbiorniku) z- (-) 0,318 b- (-) 0,349
chlorofil a (w zbiorniku) (-) 0,391			TSl _{ROT} (w zbiorniku) (-) 0,373
azotany			dis-fosforany

(+) 0,389			(-) 0,456
chlorki			
(+) 0,924			
Rotifera (w zbiorniku)			
z- (-) 0,494			
b- (-) 0,532			
TSI _{ROT} (w zbiorniku)			
(-) 0,444			
dis-fosforany			
(-) 0,369932			

stężenie tlenu rozpuszczonego			
DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
temperatura	pH	temperatura	temperatura
(-) 0,414	(+) 0,674	(-) 0,419	(-) 0,343
przewodnictwo	saturacja	pH	zasolenie
(+) 0,661	(+) 0,901	(+) 0,617	(+) 0,306
zasolenie	zielenice	saturacja	pH
(+) 0,315	(+) 0,360	(+) 0,914	(+) 0,501
pH	okrzemki	okrzemki (w zbiorniku)	saturacja
(+) 0,603	(+) 0,382	(+) 0,410	(+) 0,762
saturacja	chlorofil a	azotany	okrzemki (w zbiorniku)
(+) 0,860	(+) 0,395	(+) 0,334	(+) 0,368
przepływ		Cladocera (w zbiorniku)	azotyny
(-) 0,393		z- (-) 0,433	(-) 0,294
		b- (-) 0,455	
sinice (w zbiorniku)			Cladocera (w zbiorniku)
(-) 0,357			z- (-) 0,408
			b- (-) 0,423
azotany			
(+) 0,337			
chlorki			
(+) 0,572			
dis-azotyny			
(-) 0,318			
dis-fosforany			
(-) 0,448			

pH			
DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
przewodnictwo	temperatura	DO	temperatura
(+) 0,513	(+) 0,330	(+) 0,617	(+) 0,294
zasolenie	DO	saturacja	DO
(+) 0,476	(+) 0,674	(+) 0,789	(+) 0,501
DO	saturacja	zielenice (w zbiorniku)	saturacja
(+) 0,603	(+) 0,759	(+) 0,359	(+) 0,576
saturacja	zielenice	okrzemki (w zbiorniku)	zielenice (w zbiorniku)
(+) 0,704	(+) 0,547	(+) 0,417	(+) 0,433
przepływ	okrzemki	chlorofil a (w zbiorniku)	okrzemki (w zbiorniku)
(-) 0,386	(+) 0,322	(+) 0,397	(+) 0,477
sinice (w zbiorniku)	chlorofil a	amon	chlorofil a (w zbiorniku)
(-) 0,329	(+) 0,482	(-) 0,348	(+) 0,461
amon	azotany	Cladocera (w zbiorniku)	azotany
(-) 0,317	(-) 0,444	z- (-) 0,465	(-) 0,465
		b- (-) 0,491	

chlorki (+) 0,466	amon (-) 0,303	Rotifera (w zbiorniku) b- (+) 0,319	amon (-) 0,456
dis-azotany (-) 0,350	Cladocera z- (-) 0,427 b- (-) 0,456		chlorki (-) 0,378
dis-amon (-) 0,370	Rotifera z- (+) 0,428 b- (+) 0,417		Cladocera (w zbiorniku) z- (-) 0,380 b- (-) 0,401
	TSI _{ROT} (+) 0,461		Rotifera (w zbiorniku) b- (+) 0,326
			TSI _{ROT} (w zbiorniku) (+) 0,392

stężenie jonów azotanowych			
DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
temperatura (-) 0,321	temperatura (-) 0,429	DO (+) 0,334	temperatura (-) 0,459
przewodnictwo (+) 0,389	pH (-) 0,444	zielenice (w zbiorniku) (-) 0,356	przewodnictwo (+) 0,604
DO (+) 0,337	saturation (-) 0,340	azotyny (-) 0,297	zasolenie (+) 0,546
zielenice (w zbiorniku) (-) 0,345	zielenice (-) 0,452	amon (+) 0,464	pH (-) 0,465
sinice (w zbiorniku) (-) 0,326	chl-a (-) 0,413	chlorki (+) 0,540	zielenice (w zbiorniku) (-) 0,398
okrzemki (w zbiorniku) (-) 0,373	Copepoda (-) z- 0,317	dis-azotany (+) 0,749	okrzemki (w zbiorniku) (-) 0,321
chlorofil a (w zbiorniku) (-) 0,384	Rotifera (-) z- 0,369 (-) b- 0,321	dis-amon (+) 0,385	chlorofil a (w zbiorniku) (-) 0,427
chlorki (+) 0,401	TSI _{ROT} (-) 0,363		amon (+) 0,417
dis-azotany (+) 0,687	amon (+) 0,374		chlorki (+) 0,653
dis-chlorki (+) 0,417			TSI _{ROT} (w zbiorniku) (-) 0,323
			dis-azotany (+) 0,610

stężenie jonów azotynowych			
DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
dis-azotyny (+) 0,833	okrzemki (-) 0,297	przewodnictwo (+) 0,336	DO (-) 0,294
		saturation (-) 0,303	okrzemki (w zbiorniku) (-) 0,332
		azotyny (-) 0,297	fosforany (+) 0,286
		Cladocera (w zbiorniku) z- (+) 0,375 b- (+) 0,372	chlorki (+) 0,316
		dis-azotyny (+) 0,806	Cladocera (w zbiorniku) z- (+) 0,393 b- (+) 0,389
			dis-azotyny (+) 0,787

stężenie jonów amonowych			
DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
zasolenie (-) 0,293	pH (-) 0,030	pH (-) 0,348	temperatura (-) 0,313
pH (-) 0,317	azotany (+) 0,374	azotany (+) 0,464	przewodnictwo (+) 0,461
fosforany (+) 0,417		dis-amon (+) 0,902	zasolenie (+) 0,384
dis-azotany (+) 0,385			pH (-) 0,456
dis-amon (+) 0,928			zielenice (w zbiorniku) (-) 0,338
dis-fosforany (+) 0,599			azotany (+) 0,417
			chlorki (+) 0,440
			dis-amon (+) 0,673
			dis-fosforany (-) 0,345

stężenie jonów fosforanowych			
DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
amon (+) 0,417		Copepoda (w zbiorniku) z- (-) 0,342	dis-fosforany (+) 0,513
dis-amon (+) 0,369		dis-azotany (+) 0,443	
dis-fosforany (+) 0,739		dis-azotyny (+) 0,421	
		dis-amon (+) 0,581	
		dis-fosforany (+) 0,718	

stężenie jonów chlorkowych			
DO-SJ	SJ	OD-SJ	PO-SJ
przewodnictwo (+) 0,924	przewodnictwo (+) 0,882	temperatura (-) 0,324	temperatura (-) 0,374
zasolenie (+) 0,390	zasolenie (+) 0,543	przewodnictwo (+) 0,782	przewodnictwo (+) 0,855
pH (+) 0,466	zielenice (-) 0,447	zasolenie (+) 0,392	zasolenie (+) 0,656
DO (+) 0,572	sinice (-) 0,431	zielenice (w zbiorniku) (-) 0,486	pH (-) 0,378
saturacja (+) 0,461	okrzemki (-) 0,3764	chlorofil a (w zbiorniku) (-) 0,449	zielenice (w zbiorniku) (-) 0,371
zielenice (w zbiorniku) (-) 0,477	chl-a (-) 0,480	azotany (+) 0,540	okrzemki (w zbiorniku) (-) 0,333
sinice (w zbiorniku) (-) 0,574	Rotifera z- (-) 0,525 b- (-) 0,452	Cladocera (w zbiorniku) z- (+) 0,330 b- (+) 0,324	chlorofil a (w zbiorniku) (-) 0,3630
okrzemki (w zbiorniku) (-) 0,486	TSI _{ROT} (-) 0,515	Rotifera (w zbiorniku) z- (-) 0,366 b- (-) 0,360	azotany (+) 0,653

kryptofity (w zbiorniku) (-) 0,319		TSl _{ROT} (w zbiorniku) (-) 0,407	azotyny (+) 0,316
chlorofil a (w zbiorniku) (-) 0,542			amon (+) 0,440
azotany (+) 0,401			Rotifera (w zbiorniku) z- (-) 0,323
Cladocera (w zbiorniku) z- (+) 0,317 b- (+) 0,334			TSl _{ROT} (w zbiorniku) (-) 0,3880
Rotifera (w zbiorniku) z- (-) 0,580 b- (-) 0,543			
TSl _{ROT} (w zbiorniku) (-) 0,538			

chlorofil a						
całkowity	zielenice	sinice	okrzemki	kryptofity	kwasy humusowe	
przewodnictwo (-) 0,453	przewodnictwo (-) 0,430	przewodnictwo (-) 0,433	przewodnictwo (-) 0,359	kwasy humusowe (+) 0,458	kryptofity (+) 0,458	
zasolenie (-) 0,380	pH (+) 0,547	zasolenie (-) 0,431	pH (+) 0,322	chl a (+) 0,366	Copepoda z- (-) 0,482 b- (-) 0,485	
pH (+) 0,482	DO (+) 0,360	zielenice (+) 0,305	DO (+) 0,382	Copepoda b- (-) 0,371		
DO (+) 0,395	saturacja (+) 0,425	okrzemki (+) 0,447	saturacja (+) 0,311			
saturacja (+) 0,364	sinice (+) 0,305	chl-a (+) 0,488	zielenice (+) 0,529			
zielenice (+) 0,815	okrzemki (+) 0,529	chlorki (-) 0,431	sinice (+) 0,447			
sinice (+) 0,488	chl-a (+) 0,815	Rotifera z- (+) 0,575 b- (+)0,511	chl-a (+) 0,796			
okrzemki (+) 0,796	azotany (-) 0,452	TSl _{ROT} (+) 0,429	azotyny (-) 0,297			
kryptofity (+) 0,366	chlorki (-) 0,447		chlorki (-) 0,376			
azotany (-) 0,413	Cladocera z- (-) 0,380 b- (-) 0,430		Cladocera z- (-) 0,522 b- (-) 0,559			
chlorki (-) 0,480	Rotifera z- (+) 0,729 b- (+) 0,714		Rotifera z- (+) 0,495 b- (+) 0,517			
Cladocera z- (-) 0,469 b- (-) 0,518	TSl _{ROT} (+) 0,819		TSl _{ROT} (+) 0,487			
Rotifera z- (+) 0,686 b- (+) 0,619						
TSl _{ROT} (+) 0,722						
Copepoda		Cladocera		Rotifera		TSl _{ROT}
zagęszczeni e	biomasa	zagęszczeni e	biomasa	zagęszczeni e	biomasa	
kwasy humusowe (-) 0,482	kryptofity (-) 0,371	pH (-) 0,427	pH (-) 0,456	przewodnictwo (-) 0,457	przewodnictwo (-) 0,437	przewodnictwo (-) 0,461

azotany (-) 0,317	kwasy humusowe (-) 0,485	zielenice (-) 0,380	zielenice (-) 0,430	zasolenie (-) 0,436	zasolenie (-) 0,319	zasolenie (-) 0,379
Copepoda b- (+) 0,955	Copepoda z- (+) 0,955	okrzemki (-) 0,522	okrzemki (-) 0,559	pH (+) 0,428	pH (+) 0,417	pH (+) 0,461
Rotifera b- (+) 0,338		chlorofil a (-) 0,469	chlorofil a (-) 0,618	zielenice (+) 0,729	zielenice (+) 0,714	zielenice (+) 0,819
		Cladocera b- (+) 0,991	Cladocera z- (+) 0,991	sinice (+) 0,575	sinice (+) 0,511	sinice (+) 0,429
		Rotifera z- (-) 0,454 b- (-) 0,387	Rotifera z- (-) 0,507 b- (-) 0,439	okrzemki (+) 0,495	okrzemki (+) 0,517	okrzemki (+) 0,487
		TSI _{ROT} (-) 0,455	TSI _{ROT} (-) 0,509	chlorofil a (+) 0,686	chlorofil a (+) 0,619	chlorofil a (+) 0,722
				azotany (-) 0,369	azotany (-) 0,321	azotany (-) 0,363
				chlorki (-) 0,525	chlorki (-) 0,452	chlorki (-) 0,515
					Copepoda z- (+) 0,338	Cladocera z- (-) 0,455 b- (-) 0,509
				Cladocera z- (-) 0,454 b- (-) 0,507	Cladocera z- (-) 0,387 b- (-) 0,439	Rotifera z- (-) 0,931 b- (-) 0,804
				Rotifera b- (+) 0,891	Rotifera z- (+) 0,891	
				TSI _{ROT} (+) 0,931	TSI _{ROT} (+) 0,804	