



**POLITECHNIKA
GDAŃSKA**

WYDZIAŁ INŻYNIERII
LĄDOWEJ I ŚRODOWISKA



Imię i nazwisko autora rozprawy: Marzena Stosik
Dyscyplina naukowa: Inżynieria Środowiska

ROZPRAWA DOKTORSKA

Tytuł rozprawy w języku polskim: **ZMIENNOŚĆ CHARAKTERYSTYCZNYCH
ZANIECZYSZCZEŃ W PROCESIE OCZYSZCZANIA WÓD POWIERZCHNIOWYCH
ZASILANYCH ŚCIEKAMI OPADOWYMI W SYSTEMIE HYDROFITOWYM**

Tytuł rozprawy w języku angielskim: **FLUCTUATION OF CHARACTERISTIC POLLUTANTS
IN THE TREATMENT PROCESS OF SURFACE WATER DISCHARGED BY STORM
WATER IN TREATMENT WETLAND**

Promotor	Drugi promotor
<i>podpis</i>	<i>podpis</i>
dr hab. inż. Magdalena Gajewska	<Tytuł, stopień, imię i nazwisko>
Promotor pomocniczy	Kopromotor
<i>podpis</i>	<i>podpis</i>
dr inż. Katarzyna Kołecka	<Tytuł, stopień, imię i nazwisko>

Gdańsk, rok 2018



Część badań naukowych została wykonana w ramach realizacji Projektu „Innowacyjne środki i efektywne metody poprawy bezpieczeństwa i trwałości obiektów budowlanych i infrastruktury transportowej w strategii zrównoważonego rozwoju” współfinansowanego przez Unię Europejską z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka



Zakup granulometru laserowego firmy Malven Instruments Ltd 2000 został dofinansowany ze środków Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Gdańsku z zadania „Znaczenie substancji zdyspergowanych w migracji zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych”, nr WFOŚ/D/201/105/2009

Podziękowania

Serdeczne podziękowania kieruję do Zarządu Dróg i Zieleni w Sopocie do Działu Kanalizacji Deszczowej i Melioracji za umożliwienie mi prowadzenia badań oraz udzieloną pomoc

SPIS TREŚCI

Wykaz najczęściej stosowanych skrótów i oznaczeń	4
1. WPROWADZENIE	5
1.1. Problem naukowy	6
2. PODSTAWY TEORETYCZNE OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW OPADOWYCH	8
2.1. Pochodzenie ścieków opadowych i stan prawny	8
2.2. Ilość ścieków opadowych	12
2.3. Charakterystyczne zanieczyszczenia ścieków opadowych	14
2.4. Zawiesiny jako nośnik zanieczyszczeń	24
2.5. Oczyszczanie ścieków opadowych	28
3. OBIEKT I METODYKA BADAŃ	39
3.1. Obiekt badań	39
3.2. Materiał badań i metodyka wykonywanych analiz	44
3.3. Obliczenia i statystyczna analiza wyników badań	48
4. WYNIKI BADAŃ	49
4.1. Jakość ścieków dopływających do systemu hydrofitowego	50
4.2. Skład ścieków po kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym	57
4.3. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego	71
5. OMÓWIENIE WYNIKÓW BADAŃ	79
5.1. Ocena jakości ścieków doprowadzanych do systemu	79
5.2. Ocena jakości ścieków opadowych po pierwszym i drugim stopniu oczyszczania	90
5.3. Ocena jakości odpływu z systemu hydrofitowego	103
5.4. Określenie pochodzenia zanieczyszczeń	108
5.5. Ocena skuteczności usuwania zanieczyszczeń w kolejnych stopniach oczyszczania	109
5.6. Analiza przemian charakterystycznych zanieczyszczeń w systemie hydrofitowym	114
5.7. Ocena mikroorganizmów w systemie hydrofitowym	132
5.8. Spostrzeżenia i zalecenia do projektowania i eksploatacji systemów hydrofitowych do oczyszczania ścieków opadowych	135
6. WNIOSKI	143
LITERATURA	145
SPIS RYSUNKÓW	157
SPIS TABEL	161
STRESZCZENIE	164
ABSTRAKT	165

WYKAZ NAJCZĘŚCIEJ STOSOWANYCH SKRÓTÓW I OZNACZEŃ

δ	– stosunek stabilnych izotopów danego pierwiastka względem wzorca
$\delta^{13}\text{C}$	– stosunek stabilnych izotopów węgla względem wzorca
$\delta^{15}\text{N}$	– stosunek stabilnych izotopów azotu względem wzorca
^{13}C	– izotop węgla o masie atomowej 13
^{15}N	– izotop azotu o masie atomowej 15
1P	– pierwszy punkt poboru próbek
2P	– drugi punkt poboru próbek
3P	– trzeci punkt poboru próbek
4P	– czwarty punkt poboru próbek
Σ SD)	– odchylenie standardowe (ang. <i>standard deviation</i>)
BZT ₅	– Biochemiczne Zapotrzebowanie w Tlen po 5 dobach stabilizacji
ChZT	– Chemiczne Zapotrzebowanie Tlenu
MOP	– Miejsce Obsługi Podróżnych
n	– liczba pomiarów
Obd	– okres bezdeszczowy
Od	– okres deszczowy
Od2	– po dwóch godzinach trwania opadu
Roz	– roztopy
R	– współczynnik korelacji wielorakiej w analizie regresji
R ²	– współczynnik determinacji w równaniu regresji linowej
S1	– pierwszy stopień oczyszczania (1P-2P)
S2	– drugi stopień oczyszczania (2P-3P0)
S3	– trzeci stopień oczyszczania (3P-4P)
SEEN	– Substancje Ekstrahujące się Eterem Naftowym
T _s	– temperatura ścieków
Z _m	– zawiesina mineralna
Z _{og}	– zawiesina ogólna
Z _{org}	– zawiesina organiczna

1. WPROWADZENIE

Zasoby wód płynących w naszym kraju są średnio ponad połowę niższe w porównaniu do średniej dla krajów europejskich i nawet niższe niż w Australii. Sprawia to, że Polska należy do krajów o małych zasobach wodnych, które są średnio 4,5 krotnie niższe niż średnia w krajach Europejskich. Kolejny problem stanowi jakość wód powierzchniowych, która w ponad 65% nie spełnia wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej z 2000 roku. Polska w 99,7% należy do zlewni Morza Bałtyckiego co dodatkowo powoduje, że powinniśmy wypełniać założenia Bałtyckiego Planu Działań przyjętego, w celu ochrony Bałtyku, przez Komisję Helsińska w 2007 (i zaktualizowanego w 2010 roku). Plan ten zakłada, że Polska powinna znacznie ograniczyć ładunek zanieczyszczeń odprowadzany ze zlewni, szczególnie związków biogennych – azotu i fosforu (odpowiednio o 33% i 69%) do roku 2021. Wypełnienie głównego celu środowiskowego [RDW 2000/60/UE](#) dotyczącego zapewnienia dobrego stanu ekologicznego wód powierzchniowych oraz założeń Bałtyckiego Planu Działań nie będzie możliwe bez odpowiedniego zarządzania wodami opadowymi. Zarządzanie to powinno zapewniać nie tylko uporządkowanie i wymaganą nowym [Prawem Wodnym \(2017\)](#) retencję ale przede wszystkim odpowiednie oczyszczanie wód deszczowych.

W ostatnich latach problematyka gospodarowania wodami opadowymi staje się zagadnieniem coraz bardziej wielowymiarowym. W Polsce przeważają systemy kanalizacji rozdzielczej i większość sieci deszczowych odprowadza wody opadowe bezpośrednio do odbiornika, bez jakiegokolwiek oczyszczania, co stanowi poważne zagrożenie dla jakości tych wód. Jest to szczególnie niebezpieczne dla małych cieków płynących przez miasta, dla których gwałtowne zrzuty z systemów kanalizacji deszczowej przekraczają możliwości hydrauliczne a wprowadzany ładunek zanieczyszczeń stanowi poważne zagrożenie. Do lat 90. ubiegłego wieku uważano, że najlepsze rozwiązanie problemu wód opadowych w miastach powinno polegać na sprawnym, szybkim zebraniu i odprowadzeniu ich do odbiorników. Jednak postępująca urbanizacja nieuchronnie wiąże się z zastępowaniem naturalnego pokrycia terenu przez powierzchnie szczelne – nieprzepuszczalne, co prowadzi do wzrostu ilości wód spływającej z tych powierzchni. W połączeniu z zachodzącymi zmianami klimatycznymi, które objawiają się m.in. nawalnymi deszczami prowadzącymi o coraz częściej do sytuacji, w której odbiornik nie jest w stanie przyjąć spływających wód deszczowych. W konsekwencji dochodzi do zalewania i podtopień – nawet w centralnych dzielnicach miast. Zdarzenia takie określane są mianem powodzi błyskawicznych (z j. angielskiego: flash flood).

Pomimo zagrożeń jakie niesie ze sobą woda w przestrzenie miejskiej jest ona integralną jej częścią, mile widzianą przez jej mieszkańców. Z punktu widzenia zdrowia ludzi konieczna jest integracja wody w układzie urbanistycznym. Nowoczesne podejście do urbanistycznego planowania tzw. Miast Wrażliwych na Wodę (z j. angielskiego: Water Sensitive Urban Design) zakłada

wykorzystanie jak najbardziej naturalnych rozwiązań technologicznych (z j. angielskiego: Nature Based Solution). Jednym z takich przykładów rozwiązań są systemy hydrofitowe, które łączą funkcję oczyszczania i retencji oraz zapewniają wiele funkcji ekosystemów w tym poprawiają bioróżnorodność. Dotychczas brak jest w literaturze przedmiotu wyników badań dotyczących przebiegu procesów oczyszczania i efektywności usuwania zanieczyszczeń w obiektach tego typu w pełnej skali.

1.1. Problem naukowy

Problem naukowy, jaki podjęto się rozwiązać w niniejszej rozprawie doktorskiej można sformułować w postaci następujących pytań:

1. Jak zmienia się efektywność usuwania zanieczyszczeń z wód potoku zasilanych ściekami opadowymi, w procesie oczyszczania w systemie hydrofitowym, w różnych warunkach atmosferycznych?
2. Jak zmienia się skład zawiesin oraz wielkość jej cząstek w wodach potoku zasilanych ściekami opadowymi w procesie oczyszczania w systemie hydrofitowym w zależności od warunków atmosferycznych ?

Dla tak sformułowanego problemu naukowego postawiono następujące pytania problemowe:

- jak zmienia się rozmieszczenie charakterystycznych zanieczyszczeń i ich dyspersja po kolejnych stopniach oczyszczania wód potoku zasilanych ściekami opadowymi w systemie hydrofitowym?
- jak zmienia się skuteczności usuwania cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym?
- określenie zależności pomiędzy wielkościami cząstek zawiesiny w dopływie i w odpływie oraz po kolejnych stopniach oczyszczania?
- określenie wpływu warunków atmosferycznych na skuteczność usuwania charakterystycznych zanieczyszczeń,
- określenie czynników mających wpływ na skuteczność usuwania charakterystycznych zanieczyszczeń w systemie hydrofitowym.

Teza pracy

Oczyszczalnie hydrofitowe umożliwiają usuwanie zanieczyszczeń z wód powierzchniowych zasilanych ściekami opadowymi. Oczyszczalnie te tworzą bardziej zróżnicowane środowisko pod względem zachodzących w nich procesów w porównaniu do konwencjonalnych oczyszczalni ścieków a w konsekwencji umożliwiają usuwanie zanieczyszczeń o różnym stopniu dyspersji oraz renaturalizację oczyszczanych wód.

Zakres badań

W celu rozwiązania tak postawionego problemu badawczego prowadzono badania w systemie hydrofitowym, pracującym w warunkach rzeczywistych (w pełnej skali), składającym się z piaskownika (S1), zbiornika retencyjnego (stawu) (S2) oraz ze złoża hydrofitowego z poziomym przepływem ścieków (S3), który zasilany był wodami potoku Swelina, do którego odprowadzono ścieki opadowe. Badania prowadzono w następujących warunkach atmosferycznych:

- pogoda bezdeszczowa – Obd,
- podczas opadów – Od,
- po dwóch godzinach trwania opadu – Od2
- dla okresu roztopów – Roz.

Przeprowadzone badania polegały na określeniu:

- jakości wód potoku zasilanych ściekami opadowymi doprowadzanymi do systemu w zależności od warunków atmosferycznych (opad, brak opadów, roztopy);
- jakości wód potoku zasilanych ściekami opadowymi po pierwszym (S1), drugim (S2) i trzecim (S3) stopniu oczyszczania;
- przemian doprowadzanych zanieczyszczeń w analizowanym systemie;
- wpływu pracy zbiornika retencyjnego (stawu) na pracę złoża hydrofitowego;
- zależności między wielkością cząstek zawiesiny zatrzymywanych zawiesin a warunkami pracy systemu hydrofitowego (przepływ, czas zatrzymania);
- pochodzenia zanieczyszczeń;
- efektywności usuwania zanieczyszczeń w zależności od stopnia dyspersji i pochodzenia w kolejnych stopniach oczyszczania.

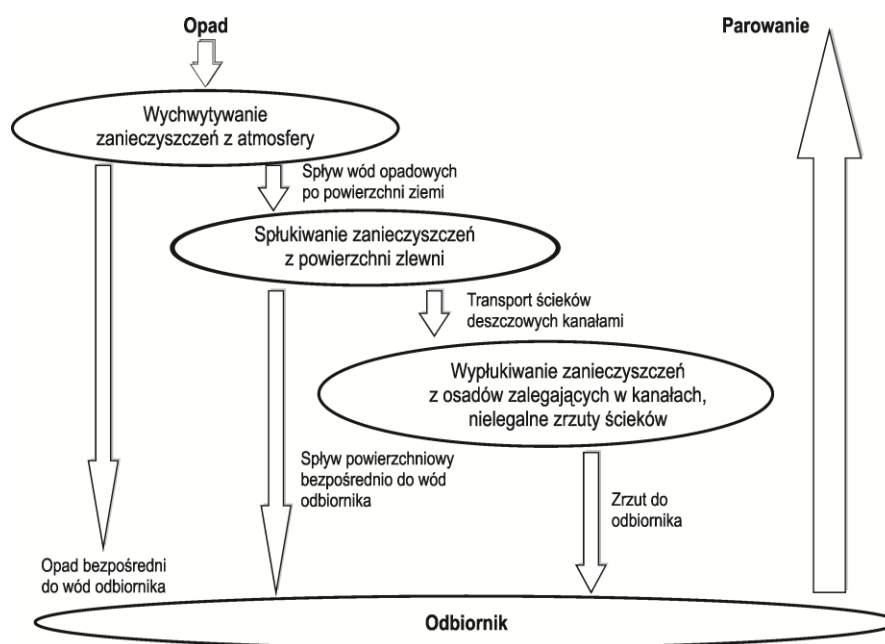
2. PODSTAWY TEORETYCZNE OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW OPADOWYCH

2.1. Pochodzenie ścieków opadowych i stan prawny

Opady powstają na skutek ochładzania atmosfery, co prowadzi do kondensacji pary wodnej i zamiany jej w ciecz. Rozróżnia się opady pionowe oraz poziome. Te pierwsze to wszystkie opady, które w formie stałej (śnieg, grad) lub ciekłej (deszcz) spadają na powierzchnię Ziemi. Natomiast opady poziome to takie, które powstają na nawierzchni, czyli przede wszystkim szron i rosa (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski, 1996). Opady atmosferyczne są integralną częścią obiegu wody w przyrodzie. Ich niezwykle istotną funkcją jest zasilanie wód powierzchniowych i podziemnych. Tylko część wody opadowej, która spada na powierzchnię gruntu, tworzy odpływ ze zlewni, który spływa do odbiornika. Opad atmosferyczny spadający na powierzchnię Ziemi dzieli się na następujące składowe: intercepcja, czyli zatrzymywanie opadu przez rośliny; parowanie i ewapotranspiracja; infiltracja, czyli wsiąkanie w głąb gruntu; retencja na powierzchni gruntu (w lokalnych zagłębieniach i obniżeniach terenu); opad efektywny powodujący spływ powierzchniowy (Szymkiewicz, 1990; Soczyńska, 1997). Dla dalszej części rozważań najistotniejsze znaczenie ma ostatnia składowa, czyli opad efektywny powodujący spływ powierzchniowy. Według Szymkiewicza (1990) opad efektywny jest to odpływ pod wpływem grawitacji po powierzchni gruntu zgodnie ze spadkiem terenu oraz w mikrosieci hydrograficznej tej części wód opadowych, która nie wsiąkła do gruntu wskutek infiltracji, nie wyparowała i nie została zatrzymana w wyniku retencji powierzchniowej. Spływ powierzchniowy nie pojawia się natychmiast po rozpoczęciu opadu, ale z pewnym opóźnieniem, wynikającym z faktu, że spadające krople deszczu w pierwszej kolejności wsiąkają w grunt. Dopiero w momencie, gdy natężenie deszczu staje się większe od natężenia infiltracji lub gdy wypełni się pojemność wodna gruntu, na powierzchni gruntu formuje się cienka warstwa wody i rozpoczyna się spływ, zgodnie z nachyleniem zlewni. Spływająca woda napotyka na swej drodze przeszkody terenowe, jak również wypełnia lokalne zagłębienia gruntu. Tak dzieje się w terenie niezabudowanym, jednak w przypadku terenów zurbanizowanych czas opóźnienia spływu powierzchniowego i dopływu do kanału, zwany czasem koncentracji spływu, jest znacznie krótszy, a utwardzona powierzchnia sprawia, że odpływ może stanowić aż do 90% opadu (Błaszczuk, 1971; Weinerowska-Bords, 2010). Dodatkowo spływ powierzchniowy, w szczególności w terenie zabudowanym, splukuje liczne zanieczyszczenia z powierzchni. Według Sawickiej-Siarkiewicz (2006) ilość zanieczyszczeń jest szczególnie duża w pierwszej fazie spływu, a także wówczas, gdy opady występują po długim okresie suchej pogody.

Według Królikowskiej (2011) w wyniku transformacji opadu efektywnego w spływ powierzchniowy powstają ścieki opadowe. A ich skład zależy od wielu czynników m.in. (i) rodzaju zlewni w tym jej zagospodarowania i ukształtowania, np. rodzaju nawierzchni dróg i placów, rodzaju i natężenie ruchu, sposobu utrzymania i eksploatacji nawierzchni utwardzonych, udziału terenów zielonych; (ii) zanieczyszczenia atmosferycznego wymywanego z powietrza oraz osiadłych aerozoli, (iii) sposobu eksploatacji sieci kanalizacyjnej, (iv) awarii i katastrof ekologicznych; (v) charakterystyki, jak i przebiegu danego opadu: w tym rodzaju opadu (deszcz, śnieg, grad, roztopy), długości przerwy od opadu poprzedzającego, natężenia opadu i czasu trwania opadu (Kołodziejczyk i in., 2009). Na skład ścieków opadowych mają wpływ również: rodzaj i natężenie spływu z dachów budynków mieszkalnych, jak i handlowych, rodzaj i natężenie spływu z terenów i obiektów przemysłowych, surowce, półprodukty lub odpady przemysłowe znajdujące się na terenie zakładów przemysłowych, rodzaj i natężenie spływu z parkingów i MOP-ów, ścieki bytowe i przemysłowe oraz osady z kanałów ściekowych (w przypadku funkcjonowania kanalizacji ogólnospławnej, bądź nielegalnych podłączeń kanalizacji sanitarnej do sieci burzowej).

Na rys. 2.1 w sposób uproszczony przedstawiono migracje zanieczyszczeń z wodami opadowymi.



Rys. 2.1. Schemat migracji zanieczyszczeń z wodami opadowymi (Królikowska, 2010)

Według Królikowskiej (2010) migracja zanieczyszczeń ze ściekami opadowymi odbywa się w trzech fazach: opadu atmosferycznego, spływu po powierzchni zlewni i przepływu przez kanał.

Woda deszczowa ulega zanieczyszczeniu już w trakcie trwania opadu w wyniku kontaktu z zanieczyszczonym powietrzem atmosferycznym. Spadający opad wychwytuje z atmosfery zawarte w niej cząstki stałe, ciekłe, jak i gazowe występujące odpowiednio w postaci pyłu, dymu, substancji

chemicznych z terenów przemysłowych i rolniczych itp. Następnym etapem na drodze opadu do kanalizacji lub gruntu to spływ powierzchniowy, w wyniku którego opad ulega dalszemu, zwykle znacznie większemu zanieczyszczeniu. Do zanieczyszczeń spłukiwanych z powierzchni zlewni, w zależności od jej rodzaju należą: pyłki, pyły, piasek, żwir, różnego rodzaju śmieci, zmiotki uliczne, sól z przeciwdziałania gołoledzi, produkty ścierania opon, wycieki paliw, metale ciężkie, zanieczyszczenia ropopochodne (Bąk i in. 2012; Bulc i Sajn Slak, 2003; Garbarczyk, 1997; Paruch i Roseth, 2008a, Kadlec i Wallace 2009). W ostatnim etapie, czyli fazie przepływu przez sieci i lokalne urządzenia kanalizacyjne (wpusty, osadniki, zbiorniki, urządzenia podczyszczające typu separator) ścieki opadowe wypłukują z nagromadzonych w nich osadach tzw. wtórne zanieczyszczenia. W tym etapie hydraulika kanalizacji i urządzenia oraz długość okresu bezdeszczowego mają zasadniczy wpływ na ten proces (Królikowska, Królikowski, 2012).

Z przedstawionych powyżej rozważań wynika, że spływ powierzchniowy formujący się w wyniku opadu atmosferycznego ulega zanieczyszczeniu na wszystkich etapach powstawania, a jakość i ilość zanieczyszczeń zależy od bardzo wielu czynników. Dlatego obecnie wody opadowe spływające po różnych powierzchniach utwardzonych na terenie zurbanizowanym i zbierane do sieci kanalizacji deszczowej nazywane są najczęściej ściekami opadowymi. Określenie to dotyczy nie tylko spływów powierzchniowych wywołanych deszczem, ale również wód roztopowych, ścieków z mycia ulic, wód infiltracyjnych i drenarskich. Z definicji podanej w ustawie Prawo Wodne z dnia 18 lipca 2001 r. (Dz. U. 2001 r. Nr 115 poz. 1229 z późniejszymi zmianami, art. 9 ust. 14c) wynika, że wody deszczowe i opadowe traktowane są jako ścieki, przy czym sposób odprowadzenia ich do środowiska uzależnia się od miejsc ich powstania. W przypadku wprowadzania ścieków opadowych do systemów kanalizacyjnych wyróżnia się: (i) wody opadowe i deszczowe pochodzące z dachów, które w Prawie Wodnym nie są wymienione jako ścieki lub (ii) wody opadowe i deszczowe pochodzące z nawierzchni trwale uszczelnionych, które zgodnie z Prawem Wodnym są ściekami.

Według Ustawy o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków, ściekami opadowymi są odprowadzane do wód powierzchniowych, podziemnych i ziemi, wody pochodzące z opadów lub roztopów, które ujęte są w systemy kanalizacyjne, spływające z powierzchni zanieczyszczonych o nawierzchni utwardzonej, a szczególnie te z terenów miejskich, przemysłowych, portów itp. (Dz. U. 2001 r. Nr 72 poz. 747 z późniejszymi zmianami).

Istniejące przepisy, które dotyczą ścieków opadowych, definiują maksymalne dopuszczalne stężenie zanieczyszczeń, natomiast nie uwzględniają zanieczyszczeń charakterystycznych występujących na terenie zlewni, z której ścieki są odprowadzane. Uznaje się, że wody pochodzące z opadów i roztopów zawierają tylko zanieczyszczenia występujące na ulicach terenów zurbanizowanych. Z tego powodu istniejące wytyczne ograniczają się jedynie do limitowania stężeń zanieczyszczeń węglowodorów ropopochodnych i zawiesin ogólnych w ściekach opadowych z

terenów utwardzonych. Nie istnieją natomiast wymogi dotyczące podczyszczania ścieków opadowych z terenów nieutwardzonych (Obarska-Pempkowiak i in., 2012).

Niestety, w myśl obowiązującego Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 wody opadowe lub roztopowe, ujęte w otwarte lub zamknięte systemy kanalizacyjne, pochodzące z zanieczyszczonej powierzchni szczelnej:

- 1) terenów przemysłowych, składowych, baz transportowych, portów, lotnisk, miast, dróg zaliczanych do kategorii dróg krajowych, wojewódzkich lub powiatowych klasy G, a także parkingów o powierzchni powyżej 0,1 ha, w ilości, jaka powstaje z opadów o natężeniu co najmniej 15 l na sekundę na 1 ha,
- 2) obiektów magazynowania i dystrybucji paliw, w ilości, jaka powstaje z opadów o częstotliwości występowania jeden raz w roku i czasie trwania 15 minut, lecz w ilości nie mniejszej niż powstająca z opadów o natężeniu 77 l na sekundę na 1 ha,

mogą być wprowadzane do wód lub do ziemi, o ile nie zawierają substancji zanieczyszczających w ilościach przekraczających 100 mg/l zawiesin ogólnych oraz 15 mg/l węglowodorów ropopochodnych (§ 21.1).

Wprowadzone w 2017 roku nowe Prawo Wodne nie podaje definicji ścieków opadowych, natomiast znajdują się w nim zapisy dotyczące zagospodarowywania wód opadowych oraz pobierania opłat za ich odprowadzanie do środowiska (Dz. U. 2017 poz. 1566, Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r.). Znamienne są również znaczące ulgi od opłat pod warunkiem wykazania odpowiedniego stopnia retencji wód opadowych. Niestety nowo obowiązujące Prawo Wodne nie ma jeszcze stosownych aktów wykonawczych, czyli rozporządzeń.

Natomiast Polska jako członek Unii Europejskiej zobligowana jest do przestrzegania i dopasowania swoich aktów prawnych prawodawczych i wykonawczych do prawa obowiązującego w UE, z których najważniejsze są dyrektywy, rozporządzenia, decyzje, zalecenia i opinie (Jak działa UE; 2014). Zatem najistotniejszym aktem UE w odniesieniu do zarządzania wodami jest Ramowa Dyrektywa Wodna, która obowiązuje od 22 grudnia 2000 roku. W dyrektywie tej znalazło się zdanie, które najlepiej charakteryzuje zalecany sposób postępowania z wodą: „...woda nie jest produktem handlowym takim jak każdy inny, ale raczej dziedzicznym dobrem, które musi być chronione, bronię i traktowane jako takie...”. Z tego zdania wynika cel nadrzędny RDW 2000/60/WE, jakim jest ustalenie ram dla ochrony wszystkich rodzajów wód, aby osiągnąć cel środowiskowy: „o zapewnienie dobrego stanu ekologicznego i chemicznego dla wód powierzchniowych oraz dobrego stanu chemicznego i ilościowego dla wód podziemnych”. Jeśli ten cel nie zostanie osiągnięty do 2015, to należy wypełnić zobowiązanie w kolejnym, sześcioletnim okresie do 2021 i kolejnym do 2027.

O ile wymogi wynikające z ustawodawstwa UE są przeniesione bezpośrednio do regulacji obowiązujących w naszym kraju, o tyle ustalenia HELCOM, tzw. Planu Działań dla Morza

Bałtyckiego, podjęte w roku 2007 i uaktualnione w 2010, dotyczą państw zlewni Morza Bałtyckiego i pełnią funkcję zaleceń o wysokim rygorze. Plan ten wyznacza cztery obszary priorytetowe działań podejmowanych w zlewni Morza Bałtyckiego tak, aby do roku 2021 efektywnie ochronić Bałtyk przed eutrofizacją i osiągnąć „dobry stan środowiska”. Jednym z celów wynikających z wdrożenia tychże zaleceń, jest zmniejszenie ładunków związków biogenych (odpowiednio azotu o 33% i fosforu o 69%) odprowadzanych ze zlewni naszego kraju do Bałtyku. Dodatkowo należy zauważyć, iż cele i priorytety postępowania przyjęte przez HELCOM są w pełni zgodne z zaleceniami Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. W dniu 2 grudnia 2015 r. Komisja Europejska przedstawiła pakiet dotyczący budowania gospodarki o obiegu zamkniętym (ang. *circular economy*). Wśród planowanych pięciu podstawowych działań wymieniono czynności na rzecz wtórnego wykorzystywania wody, w tym wniosek ustawodawczy w sprawie minimalnych wymogów dotyczących ponownego wykorzystywania wody ze ścieków. Sposób realizacji, jak i wpływ na kształtowanie zasobów wodnych oraz zarządzanie wodami tego pakietu nie są jeszcze ustalone (<https://www.mr.gov.pl/strony/zadania/reindustrializacja-gospodarki/zrownowazony-rozwoj-gospodarczy/gospodarka-o-obiegu-zamknietym/>).

Jak wykazuje wielu autorów ograniczenie jedynie zanieczyszczeń ze źródeł punktowych, czyli z oczyszczalni ścieków nie zapewni osiągnięcia tych zaleceń, gdyż istotnym źródłem zanieczyszczeń odprowadzanych do Morza Bałtyckiego są źródła obszarowe, czyli spływy powierzchniowe wywołane opadem efektywnym (Garbarczyk, 1997; Garbarczyk i Gwoździej-Mazur, 2005; Kundzewicz i in., 2010; Osmulka-Mróz, 1992; Królikowski i Tuz, 1999; Sawicka-Siarkiewicz, 2006b; Sakson i in., 2014).

2.2. Ilość ścieków opadowych

Cechą charakterystyczną opadów atmosferycznych jest ich zmienność zarówno w czasie, jak i rozmieszczeniu przestrzennym. Obie te cechy dodatkowo podlegają dużym wahaniom z roku na rok. Wyszczególnione dwa główne parametry charakteryzujące opady atmosferyczne to wysokość oraz natężenie opadu. Wysokość opadu wyraża się w mm słupa wody [mm] lub – zamiennie – w litrach na metr kwadratowy powierzchni [l/m^2] (Szymkiewicz, 1990). W Polsce średnia wysokość opadu rocznie wynosi na obszarach centralnych od 500 do 600 mm (czyli od 500 do 600 litrów na $1 m^2$ w ciągu roku). Największe wysokości opadów obserwuje się na obszarach nadmorskich i podgórskich od 1100 do 1200 mm na $1 m^2$ w ciągu roku, zaś najmniejsza wysokości opadów występuje na Kujawach (ok. 400 mm rocznie) (Szymkiewicz, 1990; Soczyńska, 1997). Natomiast natężenie opadu to szybkość, z jaką wysokość opadu narastałaby na powierzchni poziomej, gdyby nie dochodziło do spływu, wsiąkania lub parowania. Zatem natężenie opadu jest bardzo istotną cechą charakteryzującą opad na terenach zurbanizowanych, dla których występuje dużo powierzchni utwardzonych. Jednostka

natężenia opadu to mm/min, a często stosowana jednostka określająca natężenie spływu powierzchniowego wywołanego opadem z jednostki terenu zlewni to l/s·ha. Opady charakteryzują się dużą zmiennością: od małych, które jedynie zwilżają nawierzchnie, do opadów nawalnych, które powodują w odbiornikach zjawiska powodziowe lub/i przyczyniają się do powstawiania powodzi błyskawicznych (z języka angielskiego: flash floods) (Wojciechowska i in., 2015; Wojciechowska i in., 2016). Według Baryczki i in. (2002) opadów o dużym natężeniu jest zaledwie kilka w ciągu roku, np. 5-6 i występują najczęściej od maja do połowy października. Czas trwania opadów nawalnych jest krótki i wynosi ok. 10-40 minut, zaś całkowity czas trwania w roku nie przekracza 10 godzin. Czas trwania wszystkich dreszczów w roku wynosi ok. 560 godzin, tj. zaledwie 19 dni. W Polsce w ciągu roku występuje przeciętnie 120-150 dni deszczowych, w tym większość deszczów małych (poniżej 5 l/s·ha) (Soczyńska, 1997; Baryczka i in., 2002). Część deszczów o natężeniu poniżej 2 l/s·ha w ogóle nie dopływa do systemu zbierającego. Natężenia opadów, na podstawie których wymiarowe są kanały deszczowe przeciętnie przyjmują wartości w granicach 20-100 l/s·ha. Dla porównania natężenie odpływu ścieków bytowych wynosi średnio 0,3-1,5 l/s·ha (Górska i Górski, 2011; Obarska-Pempkowiak i in., 2012).

Według Magnuszewskiego (2013) prognozowane zmiany klimatu, wynikające ze wzrostu temperatury powietrza w skali globalnej, spowodują intensyfikację obiegu wody, wynikającą m.in. ze zwiększenia parowania, jak również z przesunięcia stref klimatycznych i wzmocnienia procesów konwekcyjnych. Natomiast Lorenc i in. (2012) podają, że spodziewany dla obszaru Polski wzrost rocznych sum opadów w latach 2011-2030 w porównaniu z okresem referencyjnym 1971-1990 wynosi 1-4% i nie jest istotny statystycznie. Na większości obszaru kraju prognozuje się niewielką tendencję do wzrostu wysokości opadów w sezonach wiosennych i jesiennych (o kilka procent) oraz malejący udział opadów letnich w sumie rocznej (Lorenc i in., 2012; Czarnecka i Nidzgorska-Lencewicz, 2012). Natomiast Królikowska i Królikowski (2012) zwracają uwagę, że opady w okresie letnim występują wprawdzie rzadziej niż w poprzednich dziesięcioleciach, ale charakteryzują się większą intensywnością, co przyczynia się do częstszego występowania wezbrań, podtopień i powodzi. Według Lorenc i in. (2012) w ostatnich latach obserwuje się wzrost zagrożeń wynikających z ekstremalnych zjawisk meteorologicznych, przede wszystkim spowodowanych przez intensywne opady oraz silne wiatry. Lorenc i in. (2012) wprowadzili 4-stopniową klasyfikację opadów stwarzających zagrożenia powodziowe, wg której to opad powyżej (i) 30 mm/d stwarza już zagrożenie powodziowe, (ii) 50 mm/d jest groźny powodziowo, (iii) 70 mm/d to opad powodziowy, a powyżej 100 mm/d jest katastrofalny.

W Polsce w ciągu roku występuje średnio 79 zdarzeń o dobowej wysokości opadu $P \geq 70$ mm/d. Rekordowy pod tym względem był rok 2010, kiedy wystąpiły 342 takie zdarzenia.

Analiza danych meteorologicznych zgromadzonych przez stację Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska Politechniki Gdańskiej na terenie kampusu w dzielnicy Gdańsk-Wrzeszcz, potwierdza

tendencję do wzrostu intensywnych opadów w okresie letnim. Średnie opady w latach 2005-2016 podczas trzech miesięcy letnich wynosiły 234,5 mm. Stanowi to prawie połowę średnich rocznych opadów dla regionu Trójmiasta. Co więcej ekstremalne zdarzenia opadowe, które spowodowały gwałtowne powodzie w Gdańsku miały miejsce w czerwcu 2016 r., kiedy to spadło 188,7 mm w ciągu dwóch dni i ponownie w czerwcu 2017 r., kiedy to w ciągu trzech dni spadło 132 mm deszczu.

2.3. Charakterystyczne zanieczyszczenia ścieków opadowych

Ścieki opadowe mogą zawierać bardzo wiele zanieczyszczeń, zarówno organicznych, jak i nieorganicznych, które trafiają do nich na kolejnych etapach powstawania, spływu i transportowania (rozdział 2.1, rys. 2.1). Według [Eriksson i in. \(2007\)](#) w ściekach opadowych zidentyfikowano ponad 650 substancji organicznych oraz 30 metali ciężkich i śladowych związków nieorganicznych.

Podczas pierwszej fazy przy przejściu opadów przez atmosferę zanieczyszczenia opadów są zazwyczaj umiarkowane. Według [Sawickiej-Siarkiewicz \(2006b\)](#) z tej fazy pochodzi ok. 20-25% całkowitej ilości zanieczyszczeń ścieków deszczowych. Stopień zanieczyszczenia uzależniony jest od zanieczyszczenia powietrza. Uważa się, iż kurz, pył, dymy paleniskowe i przemysłowe, lotne nasiona, czy rozpylane substancje ochrony roślin mają niewielki wpływ na zanieczyszczenie wód opadowych ([Sawicka-Siarkiewicz, 2006b](#)). Natomiast wg [Polkowskiej \(2008\)](#) bardziej narażone na skażenie w tej fazie są opady w okolicach zakładów przemysłowych, elektrowni, czy dróg. W wyniku spalania paliw płynnych, np. oleju napędowego i skroplonych węglowodorów do środowiska przyrodniczego mogą być odprowadzane znaczne ilości niklu, wanadu, kadmu i cynku. Źródłem metali ciężkich w ściekach deszczowych są również zanieczyszczenia emitowane przez przemysł do powietrza atmosferycznego ([Garbarczyk i Gwoździej-Mazur, 2005](#); [Wojciechowska i Waara, 2011](#); [Polkowska 2008](#)). Kolejnym zagrożeniem są tak zwane „kwaśne deszcze”. Dytlenek siarki emitowany do powietrza atmosferycznego jest, obok tlenków azotu, główną przyczyną kwaśnych deszczów. Mechanizm powstawania kwaśnych deszczy jest następujący: ditlenek siarki rozpuszcza się w kropelkach wody obecnej w atmosferze, w obecności pyłów metalicznych, np. żelaza, tworząc kwas siarkowy. Podobnie dzieje się w przypadku tlenków azotu – powstaje wówczas kwas azotowy. W obu przypadkach są to tzw. mocne kwasy – silnie żrące. Według [Stepnowskiego i in. \(2010\)](#) kwasy te powodują obniżenie pH opadów atmosferycznych oraz mgły, z naturalnego pH, które wynosi średnio 5,6 (lekko kwaśne) nawet do wartości zaledwie 2,0. W wyniku zanieczyszczenia powietrza tlenkami siarki i azotu obserwuje się spadek pH do wartości 3, a nawet w skrajnych przypadkach do 1,5. Przykładowo, w 1952 roku w Londynie pojawił się zakwaszony smog, który spowodował śmierć około 4000 osób – jego pH wynosiło 1,5, czyli tyle ile ma elektrolit w akumulatorze kwasowym ([Jezioro i Bokwa, 2005](#)). [Changa i in. \(2004\)](#) podają, że za powstawanie kwaśnych deszczy w 70% odpowiedzialny jest ditlenek siarki, zaś w 30% tlenki azotu. Analiza danych emisji za lata 2010-2011 przeprowadzona przez [KOBIZE \(2012\)](#) wykazała, że głównym źródłem ditlenku siarki w powietrzu

jest energetyka zawodowa oraz lokalne kotłownie, zaś tlenków azotu – transport oraz wysokotemperaturowe spalanie paliw (im wyższa temperatura, tym wyższa emisja). Jak podają Garbarczyk (2002) i Garbarczyk, Gwoździej-Mazur (2005), Rule i in. (2006) oraz Polkowska (2008) dodatkowym zagrożeniem w przypadku pojawiania się kwaśnych deszczy jest wzrost zanieczyszczenia opadu metalami ciężkimi, których wodorotlenki i sole zasadowe o wiele łatwiej rozpuszczają się w wodzie opadowej o niższym pH.

Natomiast w drugiej fazie spływające wody opadowe, zwłaszcza z terenów zurbanizowanych, splukują liczne zanieczyszczenia. Według Sawickiej-Sierakowskiej (2006a i b) oraz Zgheib i in. (2012) ilość tych zanieczyszczeń jest szczególnie duża w pierwszej fazie spływu i gdy opady występują po długim okresie pogody suchej. Z przeprowadzonych dotychczas badań wynika, że podczas pierwszej fali opadu stężenie występujących w nich zanieczyszczeń osiąga wartości maksymalne w ciągu pierwszego/drugiego kwadransu trwania opadu (Bartkowska, 2000; Garbarczyk, 2005; Garbarczyk, 1997; Królikowski i in., 2005; Królikowski, 2008).

Jak podaje Sakson i in. (2014) za Eriksson i in. (2005a i b) oraz Eriksson i in. (2007) spośród ok. 700 substancji zidentyfikowanych w ściekach opadowych stworzono listę priorytetowych zanieczyszczeń. Przy wykorzystaniu metody identyfikacji i oceny zagrożeń chemicznych (ang. Chemical Hazard Identification and Assessment Tool CHIAT) wybrano te, które stanowią największe zagrożenie dla środowiska. Utworzona lista zawiera 25 parametrów, podzielonych na 5 kategorii (tabela 2.1).

Tabela 2.1. Lista wybranych priorytetowych zanieczyszczenia wód opadowych wg Eriksson i in. (2007)

Kategoria	Parametr
Parametry podstawowe	materia organiczna (BZT ₅ , ChZT), zawiesina ogólna, azot, fosfor. pH
Metale ciężkie	cynk, kadm, chrom(VI), miedź, nikiel, ołów, platyna
Policykliczne węglowodory aromatyczne	benzo[a]piren, naftalen, piren
Herbicydy	terbutylazyna, pendimetaliny, fenmedifam, glifosat
Różne związki organiczne	etoksylaty nonylofenolu i produkty degradacji, np. nonylofenol, pentachlorofenol, ftalan dwu-2-etyloheksylu, 2,4,4'-trichlorobifenyl (polichlorowany bifenyl 28), eter metylo-tert-butylowy

Do listy tej należałoby dodać zanieczyszczenia mikrobiologiczne. Jak podaje Wojciechowska i in. (2015) istotne ze względów sanitarnych są zanieczyszczenia bakteriologiczne, które są często identyfikowane w ściekach opadowych.

Jak podają Joshi i Balasubramanian (2010) podstawowa analiza składu ścieków opadowych najczęściej dokonywana jest na podstawie oznaczania tylko stężenia zawiesiny ogólnej metali ciężkich. Badania 12 obecnych w ściekach opadowych metali wykazały, że większość z nich występuje we frakcjach mobilnych w środowisku, a ponadto charakterystyczne jest dla nich tzw. zjawisko pierwszej fali. Oznacza to, że wyższe stężenie metali obserwuje się w pierwszej fazie

splywu. Ponadto występują one zazwyczaj w splywach z terenów przemysłowych, a rzadziej mieszkaniowych.

Charakterystykę ścieków opadowych w zakresie podstawowych parametrów, czyli zawiesin ogólnych i metali ciężkich na podstawie badań polskich i zagranicznych przedstawiono w tabelach 2.2 i 2.3.

Tabela 2.2. Zakresy stężenia podstawowych zanieczyszczeń w ściekach opadowych na podstawie badań krajowych (Bąk i in., 2012, Królikowski i Tuz, 1999; Ociepa, 2011; Polkowska 2008)

Parametr	Jednostka	Miejsce poboru próbki			
		splywy z dachów	splywy z ulic	kolektor deszczowy	wyloty do rzek z kolektora
Zawiesiny ogólne	mg/l	–	11-410	144-7432	48-1450
Cynk	µg/l	582-12357	–	91-858	247-1581*
Miedź	µg/l	12-240	3,37- 7,99	65-320	12-314*
Ołów	µg/l	76-2458	21-63	96-1405	30-580*
Kadm	µg/l	0,2-4,5	0,47-0,77	0-90	1-8*
Ekstrakt eterowy	mg/l	–	–	–	20-120

* splywy z roztopów

Tabela 2.3. Zakres stężeń podstawowych zanieczyszczeń w ściekach opadowych na podstawie wyników badań zagranicznych

Parametr	Jednostka	Brombach i Fuchs, 2002	Langeveld i in., 2012	Zgheib i in., 2012	Świat*	Europa centralna*
Zawiesiny ogólne	mg/l	29-1535	11-874	11-2500	2-3093	29-1535
Cynk	µg/l	24-3563	130-520	30-11700	1-3563	24-3563
Miedź	µg/l	5,7-1143	30-220	6-500	3-1800	5,7-1143
Ołów	µg/l	7-2408	<10-129	4-404	0,2-2745	7-2408
Kadm	µg/l	0,46-30	–	–	–	–

* wg Zawilski i Sakson (2013)

Porównanie wyników badań zestawionych w tabelach 2.2 i 2.3 wykazuje na duże podobieństwa stężeń podstawowych zanieczyszczeń występujących w ściekach opadowych niezależnie od kraju, w jakim były prowadzone badania. Natomiast istotne jest miejsce poboru próbki, w tym rodzaj nawierzchni z jakiej splywa opad. Jak wykazali Królikowski i Tuz (1999) splywy z roztopów charakteryzowały się znacznie wyższymi stężeniami zanieczyszczeń w porównaniu do splywów wywołanych deszczem efektywnym. Wyniki badań potwierdzające tę zależność oraz wykazujące na ścisłą zależność jakości ścieków odpadowych od rodzaju zlewni zaprezentowano w kolejnych tabelach 2.4 i 2.5.

W tabeli 2.4 podano wskaźniki zanieczyszczenia wód opadowych i roztopowych powstających w różnych miejscach.

Tabela 2.4. Zestawienie parametrów jakości wód opadowych i roztopowych w zależności od ich pochodzenia, wg [Sawickiej-Siarkiewicz \(2006\)](#)

Lp.	Rodzaj zlewni/ rodzaj opadu	Stężenie zawiesin ogólnych [mg/l]			Stężenie substancji ropopochodnych [mg/l]		
		min	śr.	max.	min	śr.	max
KANALIZACJA MIEJSKA							
1	Opady	7,0	460,7	6427,5	0,6	1,4	3,4
	Roztopy	48,0	704,0	1450,0	–	–	–
TRASY SZYBKIEGO RUCHU							
2	Opady	18,2	164,6	806,4	–	–	–
	Roztopy	119,2	1923,8	6224,4	–	–	–
ULICE							
3	Opady	61,5	323,8	1870,0	0,6	1,2	2,4
	Roztopy	794,0	2248,9	2285,0	3,7	11,4	19,0
	Śnieg	2140,0	4842,0	11118,0	–	–	–
STACJE PALIW							
4	Opady	20,0	239,4	1035,0	0,3	20,3	92,5
	Roztopy	–	5310,0	–	–	82,1	–
PARKING							
5	Opady	41,6	84,6	716,0	1,2	1,7	2,2
	Roztopy	95,0	1048,6	6814,0	–	3,3	–
DACHY							
6	Opady	2,1	31,7	290,0	0,3	0,9	1,9
	Roztopy	–	38,0	–	–	1,1	–

Jak wykazała [Sawicka-Siarkiewicz \(2006a\)](#) ścieki opadowe spływające z ulic i parkingów zawierają węglowodory alifatyczne i aromatyczne, oleje i smary, węglowodory zaadsorbowane na cząsteczkach sadzy i pyłów, związki ołowiu z silników spalinowych, sole stosowane do usuwania lodu i śniegu z ulic, głównie chlorek sodu i wapnia. Obecność pestycydów w wodach opadowych związana jest z użyciem środków ochrony roślin oraz środków owadobójczych w parkach, wzdłuż dróg oraz na prywatnych posesjach do pielęgnacji trawników. Jednak stężenie tych substancji wg [Polkowskiej \(2008\)](#) i [Maharjan i in. \(2016\)](#) nie mają istotnego wpływu na skład tych ścieków i często występują w bardzo niskich stężeniach, niemożliwych do oznaczenia.

Najważniejszymi wskaźnikami zanieczyszczenia ścieków opadowych są: zawiesina ogólna, substancje ropopochodne, substancje ekstrahujące się eterem naftowym (SEEN), ChZT, metale ciężkie oraz chlorki. Natomiast normatywnymi wskaźnikami tych ścieków odprowadzanych z powierzchni szczelnych terenów jest jedynie zawiesina ogólna i węglowodory ropopochodne.

Skład ścieków deszczowych charakteryzuje się bardzo dużą zmiennością. Nawet dla jednej zlewni, wskaźniki zanieczyszczeń przyjmują wartości w bardzo szerokim zakresie w zależności od czasu trwania i natężenia opadu, odstępu czasowego pomiędzy opadami i wielu innych czynników.

Ilustrują to dane z pomiarów przeprowadzonych przez Garbarczyk (2005), Garbarczyk i Gwoździej-Mazur (2005) oraz Bartkowską (1998), Królikowskiego i Tuza (1999) (tabele 2.5-2.6).

Tabela 2.5. Charakterystyka ścieków opadowych w zlewni zurbanizowanej (Garbarczyk, 2005; Garbarczyk i Gwoździej-Mazur, 2005)

Parametr	Jednostka	Rodzaj zlewni				Rozporządzenie z dn. 18.11.2014 r.
		centrum miast		dzielnice mieszkaniowe		
		zakres	średnio	zakres	średnio	
Zawiesina ogólna	mg/l	20-20000	300-2000	10-40000	100-3000	50
ChZT	mg O ₂ /l	50-1000	70-300	20-1500	50-400	150
BZT ₅	mg O ₂ /l	do 500	10-100	do 300	20-50	30
N _{og}	mg/l	1-15	5-10	1-15	5-10	–
P _{og}	mg/l	0,5-10	0,5-3	0,1- 4	0,2-1	–
SEEN	mg/l	do 100	30-50	do 10000	10-50	–
Chlorki	mg/l	do 25000	10-50	do 10000	10 -50	1000

Tabela 2.6. Charakterystyka ścieków opadowych z trzech zlewni z terenu miasta Białystok (Bartkowska, 2000; Królikowski i Tuz, 1999)

Parametr	Jednostka	zlewnia 1		zlewnia 2		zlewnia 3	
		zakres	średnio	zakres	średnio	zakres	średnio
pH	–	5,1-9,8	7,4	5,9-7,7	7,1	6,1-8,4	7,4
Zawiesina ogólna	mg/l	20-2100	330,3	98-933	543,5	104-509	288,9
ChZT	mg O ₂ /l	7-946	280,1	129-816	339,4	93-536	224
BZT ₅	mg O ₂ /l	1-108	15,5	1-105	41,6	0,2-28	12,8
N-NH ₄ ⁺	mg/l	0,1-3,5	0,6	0,1-5,5	1,8	0,6-2,2	8,5
N-NO ₃ ⁻	mg/l	0,1-37,4	7,2	4,6-39,8	12,7	3,8-11,9	8,5
N-NO ₂ ⁻	mg/l	0,01-6,60	0,65	0,16-3,76	0,61	0,20-0,93	0,6
Fosforany	mg/l	0,1-7,6	3,2	0,3-9,4	4,3	0,2-7,6	3,5
Przewodność el. wł.	μS/cm	11-250	86,5	111-140	321,1	141-612	223,6
Chlorki	mg/l	1-860	67,8	2-690	52,3	12-79	36,2
Siarczany	mg/l	6-430	66,7	10-140	58,1	10-71	39,4
Siarczki	mg/l	0,01-1,50	0,4	0,07-0,55	0,2	0,10-0,80	0,4
Krzemiany	mg/l	n.o.	n.o.	0,6-34,7	11,1	2,0-4,8	2,9

Badania składu wód opadowych i jego spływów z różnych nawierzchni miejskich, prowadzone w ośrodkach polskich i zagranicznych, wykazały, że jakość spływów opadowych zależy od rodzaju nawierzchni, z której odpływają. W związku z tym, według Nowakowskiej-Błaszczuk (2005), powinno się unikać mieszania spływów o różnej jakości i osobno traktować spływy, tzw. czyste, nie wymagające oczyszczania, np. spływy z dachów i ścieżek osiedlowych, a osobno z zanieczyszczonych dróg, czy stacji paliw. Według Sawickiej-Siarkiewicz (2006a i b) najbardziej zanieczyszczone są ścieki pochodzące z terenu stacji paliw, nie tylko pod względem stężeń substancji

ropopochodnych oraz substancji ekstrahujących się eterem naftowym, ale również stężenie materii organicznej (wyrażonej w ChZT) (tabela 2.7). Z kolei wyniki badań [Garbarczyk i Gwoździej-Mazur \(2005\)](#) przedstawione w tabeli 2.8 wskazują na duże stężenie zawiesiny w odpływach ze stacji paliw. Na podstawie analizy wyników badań [Garbarczyk i Gwoździej-Mazur \(2005\)](#) oraz [Sawickiej-Siarkiewicz \(2006\)](#) przedstawionych w tabelach 2.8 i 2.9 można stwierdzić, że spływy z dachów zawierają relatywnie niskie stężenie zanieczyszczeń. Podobnie [Nowakowska-Błaszczuk \(2005\)](#) potwierdza informacje o nieznacznym zanieczyszczeniu spływów z powierzchni dachowych. Jednakże, w literaturze istnieją również doniesienia zwracające uwagę na potencjalne zanieczyszczenia spływów z dachów w szczególności metalami ciężkimi, przede wszystkim ołowiem, niekiedy cynkiem lub miedzią ([Chang i in., 2004](#); [Spinks i in., 2003](#)). Stopień zanieczyszczenia wód opadowych uzależniony jest przede wszystkim od rodzaju pokrycia dachu. W przypadku pozostałych zlewni średnie wyniki podawane przez [Sawicką-Siarkiewicz \(2006a i b\)](#) i [Garbarczyk i Gwoździej-Mazur \(2005\)](#), mieszczą się w bardzo szerokich zakresach wartości i potwierdzają znaczną zmienność składu ścieków odpadowych raportowaną w doniesieniach międzynarodowych ([Makepeace i in., 1995](#); [Göbel i in., 2007](#); [Eriksson i in. 2005a](#); [Eriksson i in., 2007](#)).

Tabela 2.7. Średnie wartości stężeń zanieczyszczeń charakteryzujące spływy opadowe z różnych zlewni wg [Sawickiej-Siarkiewicz \(2006b\)](#)

Rodzaj zlewni	ChZT [mg O ₂ /l]	Zawiesina ogólna [mg/l]	Subst. ekstrahujące się eterem naftowym (SEEN) [mg/l]	Substancje ropopochodne [mg/l]
Kanalizacja	240	460	33	1,4
Trasy szybkiego ruchu	157	200	13	–
Ulice	270	320	30	1,2
Stacje paliw	657	240	30	20,3
Parkingi	192	120	2,3	1,7
Dachy	53	40	1,2	0,9

Tabela 2.8. Średnie wartości stężeń zanieczyszczeń charakteryzujące spływy opadowe z różnych zlewni wg [Garbarczyka i Gwoździej-Mazur \(2005\)](#)

Zlewnia	pH	ChZT [mg O ₂ /l]	Zawiesina ogólna [mg/l]	Subst. ekstrahujące się eterem naftowym (SEEN) [mg/l]	Substancje ropopochodne [mg/l]
Dachy	6,0-6,9	6-230	2,1-79	0,5-2,4	0,3-1,9
Parkingi	7,1-8,6	41-337	42 -240	1,8-10,7	do 2,2
Stacje paliw	6,4-10	53-170	20-690	5,6-115	0,8-92
Ulica osiedlowa	6,9-7,9	161-247	61-292	1,1-3,1	0,6-2,4

Ścieki opadowe powstające w zlewni zurbanizowanej zawierają tzw. „zmiotki uliczne”, są to papierki, niedopalki, resztki jedzenia, szczątki roślin oraz inne nieczystości. W rejonie jezdni i autostrad spływy z pasa drogowego zawierają dodatkowo starte cząstki opon samochodowych i

nawierzchni dróg, wycieki oleju, pozostałości spalania oraz związki metali pochodzące ze zużywania się pojazdów, jak również środki chemiczne i mineralne stosowane do walki z gołoledzią (Eriksson i in., 2005a; Polkowska 2008; Pitt i in., 1999; Scholes i in., 1999; Langeveld i in., 2012).

W tabeli 2.9 przedstawiono wyniki badań Sawickiej-Siarkiewicz (2003) dotyczące zanieczyszczenia wód roztopowych i śniegu. Analiza przedstawionych wyników wskazuje na kumulację zanieczyszczeń w śniegu, co stanowi poważne zagrożenie dla odbiorników, do których kierowane są kolektory deszczowe w okresie roztopów. Szczególnie wysokie jest stężenie ołowiu. W przedstawionych wynikach brak danych dotyczących stężenia chlorków, które z pewnością też jest wysokie z uwagi na użycie w okresie zimowym środków zapobiegających oblodzeniu jezdni i chodników. Pierwsze 20% odpływu wód roztopowych zawiera około 90% ładunku azotu ogólnego i około 65% ładunku fosforu ogólnego oraz około 50-90% całkowitego ładunku metali ciężkich. Stwierdzono również, że po roztopach około 60-90% części stałych zgromadzonych w pokrywie śnieżnej pozostaje na drodze (Sawicka-Siarkiewicz, 2003).

Tabela 2.9. Zanieczyszczenie śniegu i wód roztopowych dla różnych zlewni wg Sawickiej-Siarkiewicz (2003)

Stężenie zanieczyszczeń w:	Rodzaj zlewni	Zawiesina ogólna [mg/l]	ChZT [mg O ₂ /l]	Azot ogólny [mg/l]	Fosfor ogólny [mg/l]	Subst. ekstrahujące się eterem naftowym SEEN [mg/l]	Ołów [mg/l]
śniegu	mieszkaniowa	185-352	49-130	1,36-3	0,24-0,52	–	–
	handlowa	231-595	114-627	1,0- 6,5	0,58-1,04	–	134-293
	przemysłowa	387-3199	75-591	1,2-6,6	0,38-1,97	–	46-353
wodach roztopowych	mieszkaniowa	48-1450	155-772	5,0-12	1,05-3,11	26-75	6-170
	handlowa	161-1360	191-1224	7,0-48,5	1,3-9,4	30-120	3-431
	przemysłowa	–	–	–	–	–	0-3140

Oddzielny problem stanowi stan sanitarny wód opadowych. Bakteriologiczne zanieczyszczenia ścieków deszczowych odprowadzanych bez oczyszczania do odbiorników powodują ograniczenia w możliwościach korzystania z kąpielisk oraz w gospodarczym wykorzystaniu wód powierzchniowych (Helman-Grubba, 2008).

W trzeciej fazie, czyli podczas spływu siecią kanalizacyjną, szczególnie podczas opadów o dużej intensywności, może nastąpić wypłukiwanie zgromadzonych w kanałach osadów, co może powodować wtórne zanieczyszczenie i skażenie odbiorników. Potwierdziły to wyniki badań prezentowane w tabelach 2.2 i 2.4. Ograniczenie tego zjawiska możliwe jest przez właściwą eksploatację i sterowanie pracą urządzeń do oczyszczania ścieków deszczowych, takich jak: separatory, osadniki, osadniki wielostrumieniowe lub inne systemy zapewniające zarówno retencję, jak i podczyszczanie (Scholes i in., 1998; Scholes i in., 1999; Fournel i in., 2012; Wojciechowska i in., 2105).

Stabilne izotopy jako wskaźniki pochodzenia zanieczyszczeń

Jak wykazano powyżej ilości i przede wszystkim jakość zanieczyszczeń zależną od rodzaju zlewni z jakiej spływa opad efektywny (tabele 2.2-2.9). W celu zidentyfikowania pochodzenia zanieczyszczeń, głównie materii organicznej, można zastosować badania izotopów pierwiastków (Fritz i Fontes, 1986; Koszelnik, 2009). Jak podaje Gruca-Rokosz (2015) w badaniach środowiskowych praktyczne zastosowanie mają naturalnie występujące stabilne izotopy pierwiastków obecnych w środowisku, które biorą udział w biogeochemicznych przemianach (tabela 2.10).

Tabela 2.10. Naturalne ilości najważniejszych izotopów w środowisku (Barbalace, 2008)

Izotop podstawowy	(%)	Najważniejszy izotop stabilny	(%)
¹ H	99,985	² H	0,015
¹² C	98,892	¹³ C	1,108
¹⁴ N	99,634	¹⁵ N	0,366
¹⁶ O	99,762	¹⁸ O	0,038
³² S	95,018	³⁴ S	4,215

Najczęściej w badaniach zawartość cięższego izotopu w próbce przedstawia się w postaci delta δ , wyrażonej w ‰. Jest to pomiar względem laboratoryjnego wzorca traktowanego jako standard, kalibrowanego względem standardu międzynarodowego, np.:

$$\delta^{13}\text{C} = \left(\frac{R_{\text{prb}} - R_{\text{std}}}{R_{\text{std}}} \right) \cdot 1000 \quad (2.1)$$

gdzie R jest stosunkiem zawartości izotopów ¹³C/¹²C odpowiednio w próbce i we wzorcu.

W badaniach stosunek izotopowy wykorzystywany jest jako zjawisko efektu izotopowego polegające m.in. na tym, że różne izotopy tego pierwiastka mają różną skłonność do reakcji chemicznych. Prowadzi to do zróżnicowania stosunków izotopowych w środowisku. Według Gruca-Rokosz (2015) wielkość i kierunek tego zróżnicowania zależy od intensywności i charakteru procesów zachodzących w tym środowisku. Parowanie, kondensacja, jako procesy chemiczne, działają na niekorzyść izotopów cięższych powodując, że produkty są izotopowo lżejsze i zawierają mniej izotopów ciężkich. Procesy biologiczne (np. fotosynteza oraz przekształcanie azotu) powodują frakcjonowanie stabilnych izotopów. W tym przypadku każde źródło substancji, czy to naturalne, czy sztuczne, ma swoją charakterystykę izotopową zależną od wielu czynników. Zatem badania izotopowe pozwalają odpowiedzieć bardzo precyzyjnie na pytania o, np.: pochodzenie substancji, kierunek migracji, przyczyny wzrostu lub spadku stężenia substancji w środowisku, czy metabolizmu organizmu (Tomaszek i in., 2009; Koszelnik, 2009; Kendall, 1998).

Cykle przemian azotu i węgla opisane w literaturze (Koszelnik, 2009) wiążą się z frakcjonowaniem poszczególnych izotopów. Najlepszym przykładem tego zjawiska jest frakcjonowanie izotopów azotu w cząsteczkach azotanów różnego pochodzenia. Przystawanie azotu cząsteczkowego z największego rezerwuaru tego pierwiastka, jakim jest atmosfera, powoduje zubożenie powstałego materiału organicznego o około 1-5‰ ^{15}N w stosunku do substratu. Podobne wartości stosunków izotopowych przypisane są dla sztucznych nawozów produkowanych z azotu atmosferycznego oraz dla azotanów z opadu atmosferycznego (Fritz i Fontes, 1986). W tym ostatnim przypadku zmiany mogą być jednak większe w związku z imisją azotanów pochodzenia antropogenicznego. Dalsze frakcjonowanie wzdłuż łańcucha troficznego w obrębie różnych ekosystemów prowadzi do sukcesywnego wyczerpania się ciężkiego izotopu. Ostateczny produkt, za jaki można uznać azotany wynikające z przemian materii (ścieki, nawóz naturalny) są uboższe o frakcje ^{15}N o ponad 10‰ (Koszelnik, 2009). Inaczej wygląda przemiana azotu zachodząca w glebie. Procesy m.in. wolatyzacji determinują usuwanie lekkich izotopów poza ekosystem, stąd nitryfikacja w glebie prowadzi do powstania azotanów posiadających więcej ^{15}N niż atmosfera. W tym przypadku $\delta^{15}\text{N}$ przyjmują wartości ujemne (Fritz i Fontes, 1986; Kendall, 1998). Azot azotanowy jest jednym z podstawowych substratów w produkcji materii organicznej w ekosystemach wodnych a zatem końcowy produkt w postaci azotu organicznego będzie posiadał skład izotopowy będący następstwem procesu przyswajania, ale także składu wyjściowych azotanów.

Według Schidlowski (1995) izotopy stabilne pozwalają również na identyfikację obiegu węgla w hydrosferze. Frakcjonowanie izotopów węgla zachodzi podczas fotosyntezy oraz respiracji. Wydajność procesu uzależniona jest od wielu czynników i etapów (np. przenikanie przez błony komórkowe) mające wpływ na te procesy. Znaczący wpływ na wartość $\delta^{13}\text{C}$ ma skład izotopowy CO_2 , który może pochodzić z wielu źródeł, takich jak: spalanie paliw, procesy naturalne związane z rozkładem materii organicznej, trawienie czy procesy wulkaniczne, użytkowanie (wycinanie) lasów oraz gleb. W każdym przypadku skład izotopowy CO_2 może być inny. W przypadku fotosyntezy efekt izotopowy wynosi ok. -19‰, co przy założeniu, że $\delta^{13}\text{C}$ - CO_2 atmosferycznego na poziomie ok. -7‰ powoduje zubożenie powstałej materii organicznej o cięższy izotop do poziomu -26‰ (Schidlowski, 1995). Wartości stosunków izotopowych węgla pozwalają także na obserwację intensywności respiracji i metanogenezy, którym ulegają materia organiczna zawarta w osadach dennych, ponieważ prowadzą one do uwalniania wody porowej rozpuszczonego węgla nieorganicznego (Lojen i in., 1999; Ogrinc i in., 2002; Jędrysek i in., 2014). Ta forma węgla, której genezą jest respiracja, jest izotopowa podobna do źródła, czyli materii organicznej, z kolei ta pochodząca z fermentacji jest wzbogacona w izotop ^{13}C (Ogrinc i in., 2002).

Izotopowy węgiel organiczny to wskaźnik najczęściej wykorzystywany do identyfikacji pochodzenia materii organicznej w osadach ekosystemów wodnych. Przeważnie rośliny pobierają węgiel z dwóch źródeł: z atmosferycznego CO_2 oraz wodnego CO_2 i HCO_3^- . Rośliny lądowe, znane

jako C3 mogą wiązać CO₂ bezpośrednio z atmosfery wykorzystując fotosyntetyczną ścieżkę Calvina-Bensona. Inne fotosyntetyczne rośliny (rośliny C4) wiążą CO₂ używając ścieżki Hatcha-Slacka. Wartość δ¹³C materii organicznej produkowanej przez lądowe rośliny C3 wynosi średnio wartość od -28 do -25‰, a w przypadku roślin C4 wartość δ¹³C wynosi średnio od -14 do -10‰. Zubożenie w węgiel ¹³C w roślinach C3 w stosunku do roślin C4 jest spowodowane głównie tym, że enzymy roślin C3 biorące udział w wiązaniu CO₂ są bardziej dyskryminacyjne w stosunku ¹³CO₂, niż enzymy roślin C4 (Gruca-Rokosz, 2015).

Wartość δ¹³C wodnych autotroficznych organizmów zależy od δ¹³C rozpuszczonego węgla nieorganicznego (DIC), który pobierają z wody oraz od frakcjonowania izotopów podczas wiązania CO₂. W środowiskach słodkowodnych wartość δ¹³C-DIC jest „bardziej ujemna” i zmienna niż w środowiskach morskich, dlatego δ¹³C fitoplanktonu słodkowodnego mieści się w zakresie od -44 do -22‰, a morskiego w zakresie od -22 do -19‰. Dodatkowo materia organiczna, której źródłem są glony ma skład izotopowy węgla różny od roślin C4 (od -14 do -10‰) rosnących albo na lądzie, albo w wodzie. To uogólnienie jest jednak nieprawdziwe, gdy dostępność rozpuszczonego CO₂ jest ograniczona i glony wykorzystują w procesie fotosyntezy HCO₃⁻. Takie zjawisko może mieć miejsce w okresach wysokiej fotosyntezy. W takich przypadkach skład izotopowy węgla w glonach wzrasta osiągając nawet wartość -9‰ (Gruca-Rokosz, 2015).

Wartości δ¹³C materii organicznej pochodzenia lądowego (allochtonicznego) mieszczą się w zakresie od -28 do -26‰, a w przypadku materii organicznej pochodzenia wodnego (autochtonicznego) w zakresie od -22 do -19‰. Tak więc, allochtoniczna materia organiczna charakteryzuje się zazwyczaj „bardziej ujemnymi” wartościami δ¹³C niż materia pochodzenia autochtonicznego (Tomaszek i in., 2009).

Wartości δ¹³C mogą być również wykorzystywane do rozróżniania materii deponowanej w osadach dennych w okresach wysokiej i niskiej produkcji pierwotnej. W przypadku niskiej i średniej produkcji pierwotnej, podczas procesu fotosyntezy następuje efekt frakcjonowania izotopowego, czyli glony preferują lżejszy izotop węgla kosztem cięższego. W rezultacie autochtoniczna materia organiczna osiąga niskie wartości δ¹³C. W warunkach wysokiej produkcji pierwotnej, w pierwszej kolejności wykorzystywany jest lżejszy izotop węgla, a później izotop cięższy, wskutek czego wyprodukowana materia organiczna charakteryzuje się relatywnie wyższymi wartościami δ¹³C. W wielu badanych ekosystemach wodnych obserwowano w osadach w okresie lata zubożenie węgla organicznego w izotop ¹³C oraz wyższe wartości δ¹⁵N z uwagi na wpływ materii pochodzenia autochtonicznego (Koszelnik, 2009).

2.4. Zawiesiny jako nośnik zanieczyszczeń

Ścieki opadowe powstające w wyniku spływu opadu efektywnego ze zlewni zurbanizowanej zawierają różne substancje o różnym potencjale zagrożenia dla zdrowia ludzi lub/i dla środowiska wodnego. Makepeace i in. (1995) przedstawili wyniki 30 letnich badań naukowych, w których wyszczególnili wszystkie zidentyfikowane zanieczyszczenia wód opadowych oraz przypisali im potencjał zagrożenia. Fragment wyników tej pracy przedstawiono w tabeli 2.11.

Tabela 2.11. Charakterystyka wybranych parametrów ścieków opadowych, opracowano na podstawie: Makepeace i in. (1995), Göbel i in. (2007), Eriksson i in. (2005), Gasperi i in. (2012), Zgheib i in. (2008), Ingvertsen i in. (2011); Madrid i Zayas (2007), Paschke (2003), Kegley i in. (2014)

Parametr	Jednostka	Zakres	Rodzaj oddziaływania		
			człowiek	środowisko wodne	opis
Parametry fizykochemiczne					
pH	–	3,9-7,9	mały	mały	ABCDF
Przewodność	μS/cm	25-2436	NA	NA	BDF
BZT ₅ ; ChZT	mg/l	2-36; 55-146	mały	mały	B,D
Tlen rozpuszczony; Substancje stałe ¹	mg/l	0-14,0; 76-36, 200	brak	duży	A; ACD
Zawiesina ogólna	mg/l	(13-937)* lub 1-36200	duży	duży	ABCDEF
Związki biogenne					
Nog; NH ₄ ; NO ₃	mg/l	0,32-16; 0,01-6,2; 0-16	mały	duży	ABCDE
Pog	mg/l	0,06-0,5	brak	mały	BCDE
Metale ciężkie					
Cd; Zn; Beryl	μg/l	0,2-13; 15-4880; 1,0-49,0	mały	duży	ABC; ABCDE
Cr; Pb	μg/l	2-50; 2-525	duży	duży	ABC; ABCD
Cu; Ag	μg/l	3,416-355; 0,2-14	brak	duży	ABCDE; A
Ni	μg/l	2-70	mały	mały	BC
Fe; Al; Hg	mg/l	0,08-440,0; 0,1-16,0; 0,05-67	duży	duży	A

¹ suma substancji rozpuszczonych i zawieszonych (z j. ang. total solids), * średnie stężenia, NA – nie analizowano

- A – najbardziej niebezpieczne zanieczyszczenia wód opadowych mające wpływ na ludzi, np. odniesieniu do wody pitnej i życia w środowisku wodnym
- B – zanieczyszczenia występujące we wszystkich spływach, tj. z każdego rodzaju powierzchni
- C – zanieczyszczenia charakterystyczne, które mogą być stosowane do oceny ryzyka, np. jako zanieczyszczenia wskaźnikowe
- D – zanieczyszczenia występujące zarówno w kanalizacji ogólnospławnej jak i rozdzielczej
- E – zanieczyszczenia należące do wytypowanych 8 podstawowych zanieczyszczeń w celu zapewnienia wiarygodnego i porównywalnego pomiaru skuteczności oczyszczania
- F – właściwości fizykochemiczne niezbędne dla uzyskania informacji na temat stężenia, stabilności, biodostępności pierwiastków i związków w naturalnych procesach

Na podstawie analizy danych zestawionych w tabeli 2.11 można zauważyć, że zawiesina ogólna występuje we wszystkich rodzajach kanalizacji (D) oraz znajduje się w spływach ze wszystkich rodzajów zlewni (B). Dodatkowo zawiesiny ogólne występują w dużych stężeniach w

porównaniu do innych zanieczyszczeń w ściekach opadowych (tabele 2.2 do 2.11 z wyłączeniem 2.10). Jak wskazują Autorzy zawiesiny należą do grupy podstawowych zanieczyszczeni, a jednocześnie zostały zaliczone do grupy najbardziej niebezpiecznych, gdyż ich oddziaływanie, zarówno na środowisko wodne, jak i człowieka, zostało ocenione przez Makepeace i in. (1995) jako duże (tabela 2.11) (Makepeace i in., 1995; Göbel i in., 2007; Eriksson i in., 2005; Gasperi i in., 2012; Zgheib i in., 2008; Ingvertsen i in., 2011; Madrid i Zayas, 2007; Paschke, 2003; Kegley i in., 2014). Jednocześnie zawiesiny ogólne, jak wskazują Ingvertsen i in. (2011); Madrid i Zayas (2007), Paschke (2003), mogą stanowić z uwagi na swoje właściwości (F) zanieczyszczenia charakterystyczne – wskaźnikowe, które mogą służyć do oceny zastosowanych procesów oczyszczania (E).

Podobnie według wielu polskich Autorów zanieczyszczeniem, które stanowi najpoważniejszy problem w ściekach opadowych odprowadzanych w odpływach z kanalizacji deszczowej są zawiesiny (Dzienis, 2008; Królikowska, 2011; Królikowski, Garbarczyk, Tuz, 2003; Królikowski, Garbarczyk, 2001).

Jak przekonuje Zakrzewski (2000) aż 47% zawiesin i 13% związków biogenych znajdujących się w rzekach pochodzi ze źródeł obszarowych, czyli spływów powierzchniowych. Spostrzeżenia te są również prawdziwe w przypadku zanieczyszczeń odprowadzanych do Zatoki Gdańskiej, dla których podstawowym źródłem zanieczyszczeń nie są zakłady przemysłowe, czy oczyszczalnie, ale właśnie gęsta sieć potoków, które są odbiornikami wód opadowych z rozdzielczej sieci kanalizacji deszczowej w Trójmieście. Wojciechowska i in. (2016) za opracowaniem na potrzeby projektu PURE podają, że w roku 2009 udział zanieczyszczeń odprowadzanych wraz z ciekami i kanałami dla BZT₅ stanowił 74,1%, zaś dla fosforu ogólnego i azotu ogólnego wynosił odpowiednio 67% i około 71%.

Zatem istotne stają się źródła zawiesin w wodach opadowych, którymi są m.in.: ścieranie opon samochodowych oraz nawierzchni, zmiotki uliczne, pozostałości z erozji gruntu oraz pozostałości niepalne z paliw i splukiwane przez opad pyły i aerozole z powietrza. Zawilski i Sakson (2013) zidentyfikowali aż 11 źródeł zawiesin i czynniki wpływające na wzrost ich stężenia w środowisku wodnym, m.in. są to: rolnictwo (zubożenie szaty roślinnej w pobliżu cieków i zbiorników wodnych); budowa zapór i zbiorników; powódzie; budowa i eksploatacja dróg; rozwój miast; pożary i wyrąb lasów. Z przedstawionej listy i zależności pomiędzy działalnością człowieka a wpływem na występowanie zawiesin w ściekach opadowych wynika, że niestety nie da się uniknąć generowania zawiesin w spływach deszczu efektywnego.

Według Borchardta i Sperlinga (1997) na terenach zurbanizowanych zwiększenie ilości zawiesin w odbiorniku wynika głównie z odprowadzania wód deszczowych z uszczelnionej powierzchni zlewni. Krytyczna wartość współczynnika spływu, powyżej której obserwuje się zmniejszenie bioróżnorodności w wodzie odbiornika wynosi 5%. Następuje wówczas zmniejszenie liczebności organizmów wodnych wywołane wzrostem tzw. zakłóceń hydraulicznych w odbiorniku.

W ściekach opadowych przeważa zawiesina mineralna, która stanowi ok. 90-99% zawiesiny ogólnej (Zawilski, 1997; Zawilski i Sakson, 2013). Jak podaje Garbarczyk, Gwoździej-Mazur (2005) w zawieszynie kumuluje się większość zanieczyszczeń: ChZT – 83-92%, BZT₅ – 90-95%, azot ogólny – 65-80%, węglowodory – 82-99%, ołów – 97-99%. Na cząstkach zawiesin zaadsorbowane są rozmaite zanieczyszczenia, takie jak: metale ciężkie, tłuszcze i oleje mineralne oraz ortofosforany (Helman-Grubba, 2008; Zawilski, 1997). Na podstawie badań przeprowadzonych przez Instytut Ochrony Środowiska wykazano m.in., że ładunek zawiesiny ogólnej odprowadzanej do odbiornika ze ściekami wynosi 505 Gg/rok, podczas gdy ze ściekami opadowymi 190 Gg/rok (Sawicka-Siarkiewicz, 2003). Niepokojący jest przede wszystkim ładunek metali ciężkich odprowadzanych ze ściekami opadowym oszacowany dla Pb na poziomie 0,095 Gg/rok, Cd – 4,7 Gg/rok, Zn – 0,0065 Gg/rok oraz Cr – 0,66 Gg/rok. W przypadku ścieków komunalnych odprowadzany ładunek metali ciężkich jest pomijalnie mały, ponieważ jest on retencjonowany przede wszystkim w osadach ściekowych. Dlatego ważne jest, aby podczas oczyszczania ścieków opadowych zapewnić wysoki stopień usuwania zawiesiny (Osmulska-Mróż, 1992).

Poszczególne frakcje zawiesiny są odpowiedzialne za transport zanieczyszczeń. Na frakcji najdrobniejszej zaadsorbowana jest większość zanieczyszczeń, z uwagi na najbardziej rozwiniętą powierzchnię. Stwierdzono zależność pomiędzy stężeniem zawiesiny ogólnej a ChZT, stężeniem niektórych metali ciężkich oraz stężeniem substancji ekstrahujących się eterem naftowym (SEEN) (Zawilski, 1997). Dlatego istotną informacją, oprócz znajomości całkowitego stężenia zawiesiny ogólnej, jest też znajomość udziału poszczególnych frakcji zawiesin (granulometria zawiesin), dzięki której można odpowiednio zaprojektować urządzenia do oczyszczania ścieków deszczowych.

Jak podaje Kotowski (2011), roczny odpływ ścieków bytowych jest około 8 razy większy od odpływu ścieków deszczowych. Jednak porównując wartości chwilowe, dla miarodajnego natężenia opadu $q = 100 \text{ dm}^3/\text{s} \cdot \text{ha}$, przy współczynniku spływu 0,3, spływ wód opadowych z powierzchni 1 ha jest około 25-krotnie większy od natężenia przepływu ścieków sanitarnych (Kotowski, 2011). Rozpatrując zanieczyszczenia odprowadzane z terenu zlewni miejskich, należy zwrócić uwagę na ładunek odprowadzany przez kolektory deszczowe oraz potoki i rzeki będące odbiornikami kanalizacji deszczowej oraz spływów powierzchniowych, tym bardziej, że ścieki deszczowe na ogół nie są oczyszczane.

W tabeli 2.12 przedstawiono wyniki obliczeń ładunków zanieczyszczeń w ściekach komunalnych i opadowych wg Instytutu Ochrony Środowiska (Osmulska-Mróż, 1992).

Tabela 2.12. Roczne ładunki zanieczyszczeń w ściekach komunalnych i opadowych w Gg/rok, (Osmulska-Mróz, 1992)

Wskaźnik zanieczyszczenia	Ścieki komunalne					Ścieki opadowe
	surowe	oczyszczone		nie oczyszczone	odprowadzane do odbiorników	
		mechanicznie	biologicznie			
Zawiesiny ogólne	743	97	57	351	505	190
ChZT	991	151	92	468	711	152
BZT ₅	743	114	57	351	522	33
Azot organiczny	55	–	–	–	–	4,7
Azot amonowy	74	–	–	–	–	1,4
Azot azotanowy	0,74	–	–	–	–	1,9
Azot ogólny	129	25	24	61	110	8,1
Fosforany	37	8,7	11	18	37	1,4
Tłuszcze i oleje mineralne	248	49	38	117	204	28
Ołów	–	–	–	–	–	0,095
Kadm	–	–	–	–	–	4,7
Cynk	–	–	–	–	–	0,0065
Chrom	–	–	–	–	–	0,66

Pomimo, iż przedstawione w tabeli 2.12 wyliczenia mają charakter przybliżony, jednak wyraźnie wskazują, iż ładunek zanieczyszczeń niesiony wodami deszczowymi jest znaczący. Szczególnie wysoki jest ładunek zawiesiny ogólnej niesiony ze ściekami opadowymi, który stanowi 37,6% ładunku odprowadzanego ze ściekami bytowymi. Według danych przedstawionych w tabeli 2.13, również ładunek ChZT oraz tłuszczów i olejów mineralnych w ściekach deszczowych jest znaczący w porównaniu ze ściekami sanitarnymi (odpowiednio 21% i ok. 10%).

Potwierdzeniem konieczności ochrony wód powierzchniowych przed zanieczyszczeniami wnoszonymi wraz ze spływającymi wodami opadowymi są wartości podane w tabeli 2.13 oraz wzajemne relacje ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych z miast.

Tabela 2.13. Porównanie ładunków zanieczyszczeń i objętości ścieków komunalnych oraz udział ścieków opadowych w zanieczyszczeniach wód (Osmulska-Mróz, 1992)

Parametry Ładunek zanieczyszczeń	Relacje w% parametrów ścieków opadowych do parametrów			Udział w% ścieków w zanieczyszczeniu wód powierzchniowych przez ścieki odprowadzane z miast w okresie	
	ścieków komunalnych w okresie całego roku		ścieków komunalnych odprowadzanych do odbiornika w okresie pogody opadowej	całego roku	pogody opadowej
	surowych	odprowadzanych do odbiornika			
Zawiesiny ogólne	25,6	37,6	188	27,3	65,3
Azot ogólny	6,3	7,4	37	6,0	26,9
Fosforany	3,8	3,8	19	3,6	15,9
Tłuszcze i oleje mineralne	11,3	13,7	69	12,1	40,7
ChZT	15,3	21,4	107	17,6	51,7
BZT ₅	4,4	6,3	32	5,9	24,0
Objętość ścieków	38,3	38,3	191,7	27,7	65,7

Analizując powyższe wartości można zauważyć, że w zanieczyszczeniu wód opadowych odprowadzanych z terenów zurbanizowanych największy udział stanowią zawiesiny ogólne i materia organiczna wyrażona w ChZT.

Według Osmulskiej-Mróz (1992), szacunkowa roczna objętość ścieków opadowych odprowadzanych miejskimi systemami kanalizacyjnymi wynosi około 40% rocznej objętości ścieków komunalnych w Polsce, a stosunek rocznych ładunków zanieczyszczeń w ściekach opadowych do rocznych ładunków zanieczyszczeń w surowych ściekach zmienia się od 3,6% do 25,6% (w zależności od wskaźnika zanieczyszczenia).

Warto również zwrócić uwagę na relacje ilościowe. Całkowita objętość wód opadowych w ciągu roku stanowi ok. 40% objętości ścieków komunalnych, jednak w czasie deszczu proporcja ta ulega odwróceniu – to ścieki komunalne stanowią ok. 50% wód opadowych spływających w tym czasie do różnych odbiorników powierzchniowych (Osmulska-Mróz, 1992).

2.5. Oczyszczanie ścieków opadowych

W Polsce przeważają systemy kanalizacji rozdzielczej i większość sieci deszczowych odprowadza ścieki bezpośrednio do odbiornika, bez jakiegokolwiek oczyszczania, co stanowi dla wód powierzchniowych poważne zagrożenie (Suligowski, 2008). Jest to szczególnie niebezpieczne dla płynących przez miasta małych cieków, dla których gwałtowne zrzuty z systemów kanalizacji deszczowej przekraczają możliwości hydrauliczne, a wprowadzany ładunek zanieczyszczeń stanowi poważne źródło zanieczyszczenia (Królikowski, Garbarczyk, 2001).

W ostatnich latach z uwagi na wymogi jakości ścieków odprowadzanych do odbiornika (Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 (Dz. U. 2006 r. Nr 137 poz. 984), oczyszczanie ścieków opadowych przed ich odprowadzeniem do odbiornika ukierunkowane jest najczęściej jedynie na usuwanie zawiesin ogólnych i związanych z nimi metali ciężkich oraz substancji ropopochodnych. W przypadku odprowadzania ścieków do wód powierzchniowych działanie urządzeń podczyszczających oparte jest przede wszystkim na wykorzystaniu metod fizycznych, głównie sedymentacji. W przypadku, gdy odbiornikiem jest grunt podstawowym sposobem zagospodarowania wód opadowych jest infiltracja powierzchniowa lub podpowierzchniowa (Królikowski i in., 2003; Dąbrowski, 2001; Helman-Grubba, 2008; Królikowska 2010, 2011; Królikowski, 2008; Słyś, 2008; Gerbel i in., 2013; Sakson i in., 2014). Coraz większą popularność zyskują urządzenia z bioretencją, w których rośliny umożliwiają zwiększenie efektywności oczyszczania ścieków i jednocześnie zapewniają wysokie walory estetyczne (Geiger i Dreiseitl, 1999; Wojciechowska, 2010; Obarska-Pempkowiak i in., 2010; Burszta-Adamiak, 2011; Wagner i in., 2013; Wagner i Zalewski, 2013; Słyś, 2013; Wojciechowska i in., 2015; Chmielowski, 2017). Takie rozwiązanie są bardzo popularne, a wręcz zalecane do stosowania w krajach UE i USA z uwagi na zapewnianie zrównoważonego gospodarowania wodami odpadowymi, w którym kładzie się nacisk, nie tylko na efektywność rozwiązania, ale również na aspekt ekonomiczny oraz funkcję ekosystemów (US EPA: Low Impact Development, 2000; EPA Protecting Water Quality from Urban Runoff, 2003; Nolde, 2007; Brown i in., 2008; Hoyer i in., 2011; Januchta-Szostak, 2012; Wagner i in., 2014; Liquete i in., 2016).

W tabeli 2.14 zestawiono najczęściej stosowane urządzenia do oczyszczania ścieków opadowych wraz ze skutecznością usuwania charakterystycznych zanieczyszczeń (Królikowski i in., 2003; Królikowska i Królikowski, 2012; Sakson i in., 2014; Chmielowski, 2017).

Tabela 2.14. Efektywność urządzeń do oczyszczania ścieków opadowych (%)

Wskaźnik	Filtr gruntowy	Filtr pospieszny piaskowy	Osadnik lamelowy
Zawiesiny ogólne	70	75	34
BZT ₅	61	28	20
ChZT	63	36	18
Azot ogólny	58	38	15
Fosfor ogólny	44	53	29
Ołów	87	68	36
Cynk	93	78	23
Miedź	91	17	21
E.coli	68	-39	-46

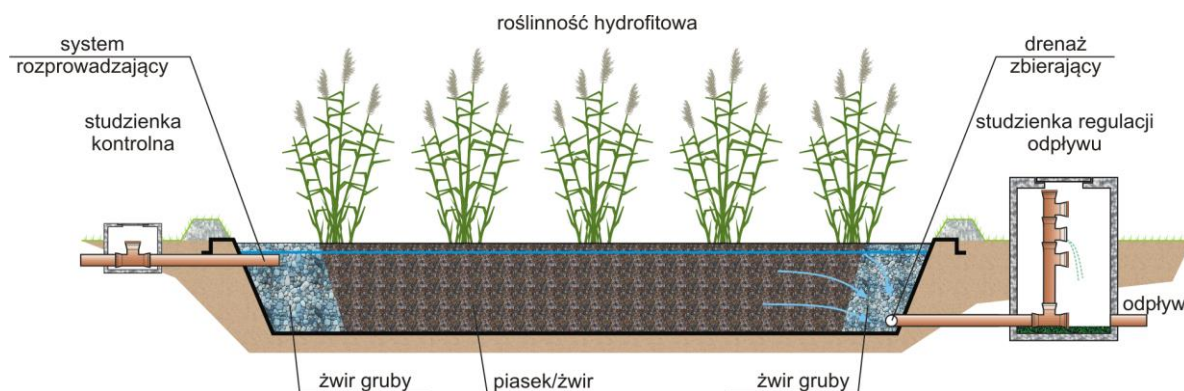
Na podstawie przedstawionych w tabeli 2.14 skuteczności urządzeń można stwierdzić, iż procesy filtracji zapewniają zdecydowanie wyższą efektywność oczyszczania ścieków opadowych w

porównaniu do procesów sedymentacji. Zdecydowanie najwyższą skuteczność usuwania wszystkich analizowanych zanieczyszczeń zapewniają filtry gruntowe.

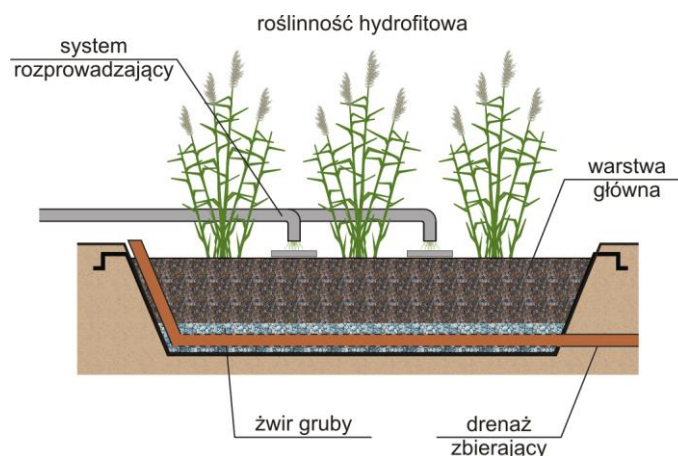
Systemy hydrofitowe do oczyszczania ścieków opadowych

Hydrofitowa metoda oczyszczania ścieków symuluje warunki hydrauliczne i bytowe naturalnych ekosystemów bagiennych z tą różnicą, że są one zaprojektowane i kontrolowane przez inżynierów. Zatem metoda ta wykorzystuje procesy biologiczne z udziałem różnorodnych mikroorganizmów oraz roślin wodnych i wodolubnych, tzw. hydrofitów zasiedlonych w odpowiednio przygotowanych obiektach, takich jak stawy i filtry gruntowe. W obiektach hydrofitowych zachodzi jednocześnie wiele różnorodnych procesów odpowiedzialnych za usuwanie zanieczyszczeń. Jest to wynikiem specyficznych warunków umożliwiających rozwój mikroorganizmów i hydrofitów zdolnych do funkcjonowania w warunkach tlenowych, beztlenowych i względnie beztlenowych. Ich współdziałanie przyczynia się do intensyfikacji reakcji utleniania i redukcji odpowiedzialnych za usuwanie i retencję zanieczyszczeń. Procesy te są wspomagane przez procesy sorpcji, sedymentacji, asymilacji a w systemach z podpowierzchniowym przepływem dodatkowo jeszcze filtrację (Obarska-Pempkowiak, 1996; Brix, 1998; Vymazal i in., 1998; Obarska-Pempkowiak i KołECKA, 2007; Vymazal, 2007; Langergraber i in., 2007; Vymazal i Kröpfelová 2008; Kadlec i Wallace, 2009; Obarska-Pempkowiak i in., 2010). Dzięki tym zaletom obiekty hydrofitowe wykorzystywane są w gospodarce komunalnej do oczyszczania i podczyszczania ścieków komunalnych, deszczowych i różnych rodzajów ścieków przemysłowych, a także do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych (Kadlec i Wallace, 2009; Obarska-Pempkowiak i in., 2010; Obarska-Pempkowiak i in., 2015; Gajewska i in., 2014; KołECKA i in., 2015). Wykorzystywane są również w celu zapewnienia ochrony wód przed zanieczyszczeniami, np. w postaci stref buforowych (Arendacz i in., 2009; Obarska-Pempkowiak i in., 2010; Matej-Łukowicz i in., 2016). Najogólniej obiekty hydrofitowe można podzielić na obiekty o wolnym zwierciadle wody (z j. angielskiego: free water surface – FWS), często mylnie nazywane stawami i złoża o przepływie podpowierzchniowym zasiedlone roślinnością (z j. angielskiego: vegetated submerged bed – VSB) (Brix, 1998; Vymazal in., 1998; EPA, 2000; Fonder i in., 2010). Zarówno jedno, jak i drugie obiekty charakteryzują się specyficznymi warunkami wodno-gruntowo-roślinnymi, w których zachodzą jednostkowe procesy oczyszczania. Różnice w pracy tych systemów oraz jednostkowych procesach usuwania zanieczyszczeń wynikają ze sposobu i kierunku przepływu ścieków w obu rodzajach złóż (Vymazal, 2007; Langergraber i in., 2007; Gajewska i Obarska-Pempkowiak, 2011). Jak podaje Vymazal (2009, 2010) w złożach z przepływem podpowierzchniowym poziomym (z j. angielskiego: subsurface horizontal flow – SS HF) przepływ ścieków odbywa się w sposób ciągły najczęściej w całym przekroju poprzecznym, stąd najczęściej w tych złożach dopływ tlenu jest ograniczony (odpowiada to warunkom niedotlenionym lub beztlenowym) (rys. 2.2). W konsekwencji złoża SS HF predestynowane są do usuwania, np. azotanów

(V) w procesie denitryfikacji, czy trudno rozkładalnych związków organicznych (Kadlec i Wallace, 2009, Gajewska, 2013). Natomiast złoża z podpowierzchniowym pionowym przepływem ścieków (z j. angielskiego: subsurface vertical flow – SS VF) najczęściej zasilane są okresowo ściekami, które podawane są na powierzchnię i przesączają się przez złożo jednorazową dawką, a w ich miejsce napływa w procesie dyfuzji powietrze atmosferyczne (rys. 2.3). W konsekwencji zapewnia to tzw. przewietrzanie złoża w okresie spoczynku, czyli w przerwach między nawadnianiem i o wiele lepsze warunki tlenowe w porównaniu do warunków panujących w złożach SS HF (Vymazal i in., 1998; Langergraber i in., 2007; Kadlec i Wallace, 2009, Obarska-Pempkowiak i in., 2010 i 2012, Gajewska, 2013). Bardzo istotnym procesem prowadzącym do usuwania zanieczyszczeń w złożach z podpowierzchniowym przepływem ścieków jest proces filtracji. W tym procesie zawiesiny organiczne i zaadsorbowane na nich zanieczyszczenia składające się m.in. ze związków podlegających powolnemu rozkładowi są zatrzymywane w złożu i ulegają powolnej dekompozycji, dzięki temu możliwe jest ich usuwanie ze ścieków (Obarska-Pempkowiak i in., 2002; Rousseau i in., 2008; Wojciechowska i Gajewska, 2013; Gajewska, 2013).

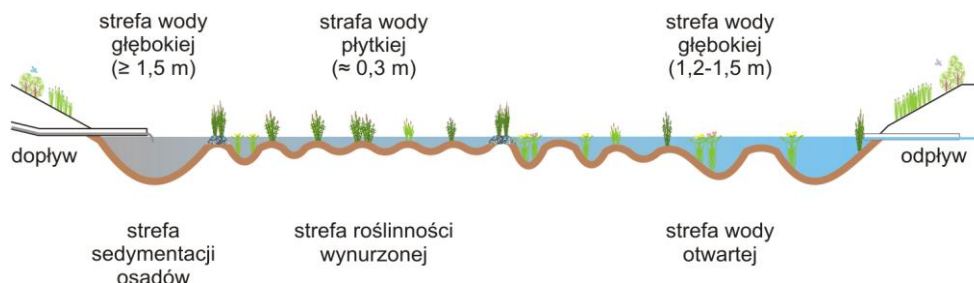


Rys 2.2. Przekrój przez złożo z podpowierzchniowym poziomym przepływem ścieków (SS HF), opracowano na podstawie Kadlec i Wallace (2009), EPA (2000) oraz Wojciechowska i in. (2015)



Rys. 2.3. Przekrój przez złożo z podpowierzchniowym pionowym przepływem ścieków (SSVF), opracowano na podstawie Kadlec i Wallace (2009), EPA (2000), Wojciechowska i in. (2015)

Systemy hydrofitowe typu FWS a stawy to dwa różne obiekty. Najbardziej istotną różnicą pomiędzy stawem (który najczęściej ma jednakową głębokość), a systemem hydrofitowym polega na zmiennej głębokości w profilu poprzecznym lub/i podłużnym (rys 2.4) (Kadlec i Wallace, 2009; EPA, 2000; Masi, 2009; Wojciechowska i in., 2015).



Rys. 2.4. Przekrój podłużny przez system hydrofitowy FWS, opracowano na podstawie Masi (2009), EPA (2000), Kadlec i Wallace (2009), Wojciechowska i in. (2015)

Odpowiednie wyprofilowanie przekroju systemu hydrofitowego wpływa zarówno na warunki siedliskowe roślin bytujących w systemie, jak i na warunki hydrauliczne, a w konsekwencji na procesy usuwania zanieczyszczeń (intensyfikacja procesu sedymentacji). Jak podaje Bavor i in. (2001) w systemach hydrofitowych z wolnym zwierciadłem wody (stawach hydrofitowych) usuwanie zanieczyszczeń w postaci koloidalnej i zawiesinowej zachodzi przede wszystkim wskutek procesów sedymentacji, augmentacji, flokulacji i sorpcji. W tych obiektach wyróżnia się dwie strefy: tlenową i niedotlenioną z charakterystycznymi dla nich reakcjami biochemicznym, w których zachodzi mineralizacja doprowadzanej materii organicznej i związków azotu. W obiektach tych zachodzi bardzo efektywne usuwanie patogenów. Pierwszym procesem odpowiedzialnym ze dezynfekcję wody jest działalność promieni słonecznych (UV) w strefach płytkich, a drugim procesem jest naturalne obumieranie mikroorganizmów chorobotwórczych wynikające z długiego czasu retencji (Bavor i in., 2001; Masi, 2009; Kadlec i Wallace, 2009; EPB 322, 2006, EPA, 2000). Warunki, jakie zapewniają stawy hydrofitowe sprzyjają również usuwaniu substancji refrakcyjnych oraz zatrzymywaniu metali ciężkich (Paruch i Roseth, 2008a, b; Vymazal i Březinová, 2015).

Roślinność hydrofitowa posiadają dużą zdolność do transpiracji, co sprawia, że szczególnie w okresie letnim, odpływ ścieków oczyszczonych jest niewielki. W naszych szerokościach geograficznych najpowszechniej stosowana jest trzcina pospolita, ze względu na szybki wzrost, odporność na wahania poziomu wody oraz stężeń zanieczyszczeń, zarówno podstawowych (substancje organiczne, azot), jak i specyficznych (np. związki ropopochodne, metale, wysokie zasolenie), wysoką transpirację oraz zdolność przewodzenia tlenu do strefy korzeniowej (Obarska-Pempkowiak i in., 2012; Wojciechowska i Gajewska, 2013).

Na podstawie przeprowadzonego przeglądu literatury światowej i krajowej wykazano, że systemy hydrofitowe doskonale nadają się do oczyszczania ścieków opadowych (Arendacz i in., 2009; Obaraka-Pempkowiak, 1996; Obaraka-Pempkowiak i in., 2010; Wojciechowka, 2010; Wagner i

Zalewski, 2013b; Matej-Łukowicz i in., 2016; Scholes i in., 1999; Kadlec i Wallace, 2009; Meyer, 2013; Bulc i Sajn Slak, 2003; Higgins i Maclean, 2002; Reicher i in., 2005; Vymazal, 2010; Vymazal, i Březinová, 2015; Adyel i in., 2016). Efektywności usuwania zanieczyszczeń w systemach hydrofitowych do oczyszczania wód deszczowych mogą być bardzo wysokie i wynoszą średnio 80%, a nawet powyżej 90% dla azotu amonowego i zawiesiny ogólnej (Carleton i in., 2001; Revitt i in., 2004). Zgodnie z doniesieniami literaturowymi, w oczyszczalniach hydrofitowych z podpowierzchniowym przepływem oczyszczających spływy z dróg szybkiego ruchu, następuje także usuwanie metali ciężkich oraz substancji ropopochodnych odpowiednio do 80% i do 90% (Mungur i in., 1995; Thurston, 1999).

W tabeli 2.15 przedstawiono skuteczność usuwania podstawowych zanieczyszczeń ze ścieków opadowych w systemach hydrofitowych.

Tabela 2.15. Zakres skuteczność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków opadowych w systemach hydrofitowych (Scholes i in., 1998, 1999; Pontier i in., 2004; Roseth i in., 2012; Revitt i in., 2004; Adyel i in., 2016)

Parametr	Zakres min-max
Zawiesina ogólna	69-81
Ogólny węgiel organiczny (OWO)	28*
Fosfor ogólny	27-61
Fosforany (P-PO ₄)	39*
Azot ogólny	21-76
Azotany (N-NO ₃)	67*
Węglowodory	78-90
Arsen	49*
Nikiel	46*
Ołów	63-99
Miedź	22-39
Cynk	12-54
Chrom	68*
Kadm	42-69
Bakterie chorobotwórcze	65-82

* wartość średnia

Porównanie danych zaprezentowanych w tabelach 2.15 i 2.16 wskazuje na wyraźnie wyższą skuteczność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków opadowych w systemach hydrofitowych w porównaniu do filtrów, czy osadników lamelowych. Dodatkowo systemy hydrofitowe zapewniają bardzo skuteczną eliminację bakterii chorobotwórczych. Bulc i Sajn Slak (2003) w Słowenii monitorowali pracę obiektu do oczyszczania spływu z autostrady o łącznej powierzchni zlewni 0,75 ha. Badany obiekt składał się z separatora, stawu sedymentacyjnego o powierzchni 8,6 m² i stawu hydrofitowego o powierzchni 85 m². Wykazano, że obiekt ten skutecznie usuwał zawiesinę ogólną (69%), a skuteczność usuwania badanych metali ciężkich (Cu, Zn, Cd, Ni, Pb i Fe) była większa niż 94%. Obiekt pracujący w podobnej konfiguracji monitorował również Shutes i in. (2001) w Wielkiej Brytanii. Wykazali oni, że skuteczność usuwania metali ciężkich zmienia się od 7% dla Pb do 87% dla

Ni. Jednak co bardziej istotne, spostrzeżono, że wydajność usuwania metali ciężkich podczas pogody deszczowej jest wyższa w porównaniu do efektywności ich usuwania podczas pogody bez deszczowej. Podobne tendencje stwierdzili inni badacze (Scholes i in., 1998; Revitti in., 2004). Scholes i in. (1998) wykazali, że podczas pogody bezdeszczowej skuteczność usuwania analizowanych metali ciężkich zmieniała się od 13% do 52% (z wyjątkiem Cu i Pb – stężenia wzrastało po obiekcie). Natomiast podczas pogody deszczowej skuteczność usuwania metali ciężkich zmieniała się od 79% do 100%, z wyjątkiem niklu (zaledwie 17%).

Zastosowanie obiektów hydrofitowych do oczyszczania ścieków opadowych z terenów miejskich oraz dróg szybkiego ruchu, nie tylko gwarantuje wysoką skuteczność usuwania zanieczyszczeń, ale również pozwala na stworzenie dodatkowej pojemności retencyjnej. Wymaga to zaprojektowania systemów kilkustopniowych, w tym przynajmniej jednego z przepływem powierzchniowym, np. w postaci stawu o wymiarach umożliwiających przechwycenie i czasowe retencjonowanie odpływu podczas opadów nawalnych (Shutes i in., 1999; Revitt i in., 2004, Vymazal, 2010; Kayhanian i in., 2007; Higgins i Maclean, 2002; Mangur i in., 1995; Roger i in., 1998; Thoren i in., 2003).

Obiekty hydrofitowe do oczyszczania ścieków z kanalizacji ogólnospławnej stosowane są od lat w Wielkiej Brytanii, Niemczech, Belgii, Holandii oraz USA i Australii. W Wielkiej Brytanii metoda ta znalazła powszechne zastosowanie do oczyszczania spływów z autostrad i dróg szybkiego ruchu (Shutes i in., 1999; Revitt i in., 2004, Mmayer i in., 2013, Boogaard, 2015; Adyel i in., 2016).

W przypadku oczyszczania ścieków deszczowych obiekty hydrofitowe o przepływie podpowierzchniowym (poziowym lub pionowym) zapewniają większą skuteczność usuwania zanieczyszczeń, jednak ich wadą jest niewielka pojemność retencyjna. Z tego względu należy projektować obiekty kilkustopniowe, np. w postaci stawu lub laguny hydrofitowej poprzedzającej złoża trzciniowe o przepływie podpowierzchniowym. Inne rozwiązanie to zastosowanie złoża trzciniowego poprzedzonego zbiornikiem retencyjnym. W każdym przypadku, o ile oczyszczane ścieki deszczowe pochodzą ze zlewni miejskich lub dróg, na dopływie do oczyszczalni hydrofitowej niezbędne jest zainstalowanie separatora olejów (Shutes i in., 1999; Revitt i in., 2004; Adyel i in., 2016).

Jak podaje Wallace i Liner (2012) złoża hydrofitowe z podpowierzchniowym przepływem znalazły zastosowanie do oczyszczania ścieków powstających na terenach portów lotniczych. Są to ścieki opadowe i rozporowe oraz ścieków powstających podczas odmrażania samolotów. Według Vymazala (2010) ścieki te oprócz zanieczyszczeń charakterystycznych dla wód opadowych powstających na terenach komunikacyjnych (autostrady) zawierają środki do odladzania, najczęściej jest to glikol etylenowy. Systemy hydrofitowe do oczyszczania tego typu ścieków pracują między innymi na lotniskach w Edmonton (Kanada), Heathrow (Wielka Brytania), czy Buffalo (USA) (<http://naturallywallace.com/>). Monitoring pracy systemu hydrofitowego (wybudowanego w roku

2009) na lotnisku w Buffalo (USA) wykazał, że w latach 2010-2011 stężenie BZT₅ w dopływie do obiektu wynosiło 15000 mg O₂/dm³, natomiast w odpływie po oczyszczaniu wynosiło 77 mg O₂/dm³ (skuteczność 99,5%). Zauważono również, że system hydrofitowy obciążany był znacznie wyższymi ładunkami zanieczyszczeń (20000 kg BZT₅/d) w porównaniu do projektowanych 4500 kg BZT₅/d. Skuteczność usuwania materii organicznej (BZT₅) zmieniała się w małym zakresie od 90 do 100% (średnio 98,3%), a najniższe wartości obserwowano jedynie dla bardzo wysokich ładunków zanieczyszczeń (Wallace i Liner, 2012; Kayhanian i in., 2007; Higgins i Maclean, 2002; Mangur i in., 1995; Roger i in., 1998; Thoren i in., 2003).

Przykładem skutecznego wdrożenia oczyszczalni hydrofitowej do oczyszczania efektywnych spływów deszczowych mogą być trzy obiekty hydrofitowe wybudowane w latach 90-tych w Trójmieście i okolicach (Arendacz i in., 2008; Matej-Lukowicz i in., 2016). Dwa spośród nich: na Potoku Rynaszewskim w miejskim ogrodzie zoologicznym w Gdańsku-Oliwie oraz na potoku Swelina w Sopocie, powstały w bezpośredniej zlewni Zatoki Gdańskiej, w rejonie atrakcyjnych turystycznie plaż, w ramach działań samorządów lokalnych mających na celu przywrócenie wodom Zatoki odpowiedniej klasy czystości i otwarcia kąpielisk. Kolejny obiekt został zbudowany w rejonie miejscowości Bielkowo na niewielkim cieku będącym dopływem zbiornika Straszyńskiego, na którym zlokalizowane jest ujęcie wody pitnej dla aglomeracji gdańskiej. Obiekt w Bielkowie miał za zadanie przechwycenie i oczyszczenie spływów z pól uprawnych, a pośrednio ochronę zbiornika Straszyńskiego przed zanieczyszczeniem.

Jak podaje Uhl i Dittmer (2005) w Niemczech do oczyszczania ścieków z przelewów burzowych od 1989 roku najczęściej wykorzystuje się obsadzone trzcina retencyjne filtry piaskowe (RSF – *Retention Sand Filter*). Bazując na doświadczeniach niemieckich, również we Francji i Włoszech do oczyszczania ścieków pochodzących z przelewów burzowych na kanalizacji ogólnospławnej zaczęto stosować złoża hydrofitowe z pionowym przepływem ścieków (Meyer i in., 2013). Pierwszy obiekt hydrofitowy stosowany do oczyszczania wód przelewowych z kanalizacji ogólnospławnej we Włoszech (Gorla Maggiore) rozpoczął pracę latem 2012 roku, natomiast we Francji podczas ostatniej dekady zostało wybudowane wiele takich systemów.

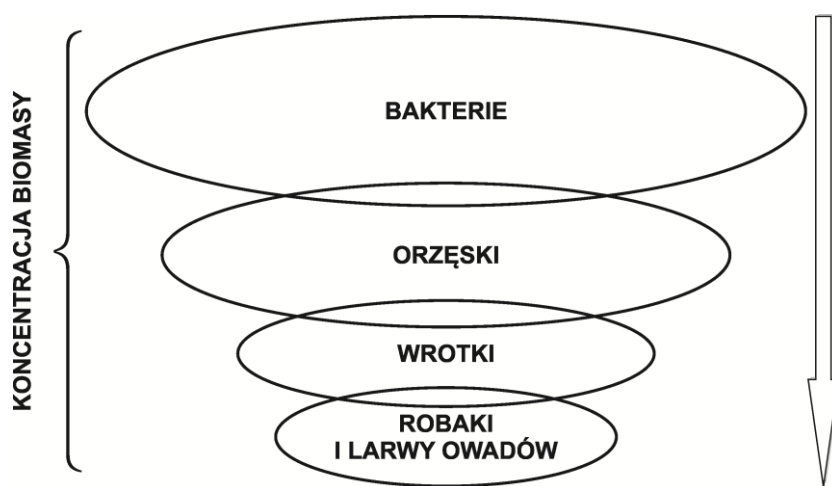
Jak podaje Masi i in. (2017) monitoring obiektu w Gorla Maggiore prowadzony w latach 2014-2015 podczas, którego wystąpiło 69 zdarzeń opadowych generujących uruchomienie przelewu na kanalizacji ogólnospławnej, wykazał zmniejszenie stężenia materii organicznej – ChZT i azotu amonowego odpowiednio o 87% i 93%. We Francji wymagany stopień oczyszczenia ścieków zależy od jakości wód odbiornika. Obecnie oczyszczanie ma na celu utrzymanie stężenia zanieczyszczeń w odpływie z obiektu poniżej wartości: ChZT – 90 mg O₂/l, BZT₅ – 25 mg O₂/l, zawiesina ogólna – 35 mg/l. Stężenie azotu mierzone jako suma azotu organicznego i amonowego (tzw. azot Kjeldahla) powinno być poniżej 5 mg/l, jeśli wypełnienie złoża stanowi mieszanina piasku i zeolitu, lub 10 mg/l

przy zastosowaniu piasku o średnicy 4 mm (Fournel i in., 2012). Monitoring efektywności pracy tych obiektów da rezultaty dopiero po upływie kilku najbliższych lat (Meyer i in., 2013).

Mikroorganizmy systemów hydrofitowych

Jak już wspomniano systemy hydrofitowe tworzą dogodne warunki do rozwoju różnorodnych mikroorganizmów o różnych wymaganiach troficznych. Swoją zdolnością do rozkładu lub przemian związków organicznych i nieorganicznych mogą zmniejszyć stężenie zanieczyszczeń lub całkowicie je zlikwidować (BKUGW, GFW, 2004). Jak podają Klimiuk i Łebkowska (2005) mikroorganizmy przetwarzają wysokoenergetyczne związki wielocząsteczkowe na związki pośrednie oraz niskoenergetyczne produkty końcowe, takie jak: ditlenek węgla (CO₂) i wodę (H₂O). Uzyskaną energię mikroorganizmy wykorzystują do procesów przemian materii oraz do rozmnażania się. W odpowiednio zaprojektowanych oczyszczalniach biologicznych mogą eliminować ze ścieków organiczne związki węgla (C), azotu (N) oraz fosforu (P). Główną rolę w procesie oczyszczania ścieków pełnią bakterie, które są pokarmem dla jednokomórkowców pochodzenia zwierzęcego, jak orzęski i wiciowce, a te z kolei są również pokarmem dla nicieni, wrotek, czy skąposzczetów (rys. 2.5).

Jak podaje Scholz (2016) systemy hydrofitowe są bardziej różnorodne pod względem występowania mikroorganizmów niż jakiegokolwiek inne ekosystemy. Zidentyfikowano w nich nawet bakterie prowadzące proces anammox (Saeed i Sun, 2012; Button i in., 2015). Jednocześnie skład gatunkowy mikroorganizmów w tych systemach zależy od panujących w nich warunków tlenowych i rodzaju oczyszczanych ścieków (Hsu i in., 2011). Z biegiem lat, w zależności od warunków temperaturowych i naświetlenia, biocenoza może ulec zmianie.

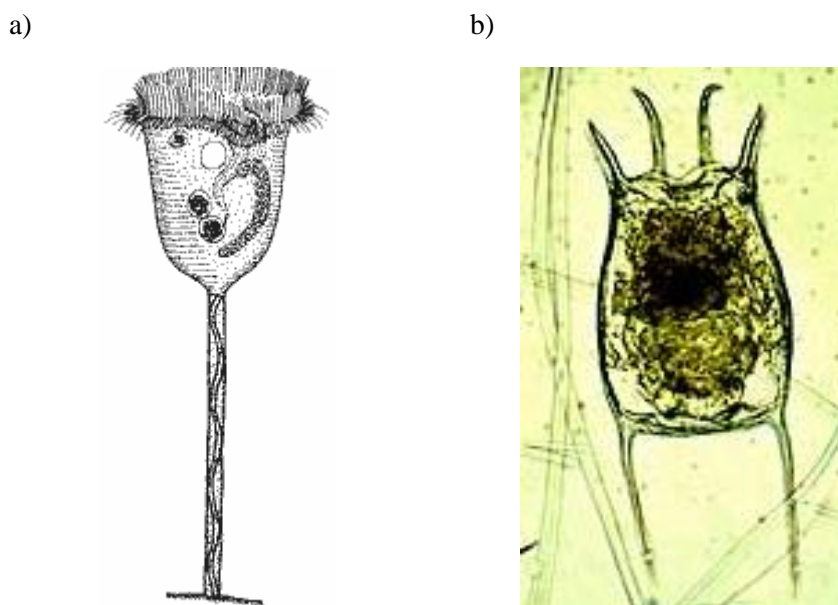


Rys. 2.5. Schemat łańcucha pokarmowego wg BKUGW, GFW (2004), Eikelboom i von Buijsen (1999)

W systemach hydrofitowych wykorzystuje się procesy naturalne zachodzące w górnej warstwie podłoża oraz wokół korzeni roślin. W zasadzonych roślinach w systemach hydrofitowych, na stosunkowo dużej powierzchni ich korzeni rozwija się błona biologiczna oczyszczająca ścieki. Części

napowietrzne roślin zacieniają złożę i stanowią dla niego dobrą izolację termiczną, ponadto tworzą korzystny dla otoczenia mikroklimat. W ten sposób ścieki oczyszczane są przez bakterie i inne mikroorganizmy, które żyją pomiędzy korzeniami lub na cząsteczkach grudek podłoża (BKUGW, GFW, 2004; Eikelboom i von Buijsen, 1999).

W biocenozie osadu lub błony biologicznej w złożach i stawach hydrofitowych istnieją gatunki różniące się sposobem odżywiania. Łączą je ze sobą skomplikowane powiązania i zależności pokarmowe. Główną masę w tych zbiornikach stanowią bakterie. Wymieniają się one między sobą substancjami pośrednimi, powstałe w wyniku procesu przemiany materii (Button i in., 2015; Scholz, 2016). Jak podaje Button i in. (2015) liczebność i rodzaj mikroorganizmów zmienia się zarówno w profilu pionowym, jak i poziomym systemów hydrofitowych, co związane jest z dostępnością pokarmu, tlenu i światła. W wyniku rozmnażania się bakterii w osadach i na biofilmie osiedlają się bakteriożerne jednokomórkowce: korzenionózki (*Rhizopoda*), wiciowce (*Flagellata*) oraz orzęski (*Ciliata*), jak również wielokomórkowe organizmy, głównie wrotki (*Rotatoria*) (konsumenty pierwotni). Konsumenty pierwotni (pierwszego rzędu) zostają z kolei pożerani przez drapieżników (konsumentów wtórnych). Drapieżnikami w tym środowisku są między innymi swobodnie pływające orzęski (np. z rodzaju *Amphileptus*), sysydłaczki (*Suctororia*) oraz larwy owadów (np. *Psychoda*). Wśród konsumentów pierwszego rzędu odróżnia się dwa zasadnicze typy: filtratory i zbieracze. Filtratory (jak, np. orzęski osiadłe) (rys. 2.6a) najczęściej zaczepiają się na stałe do osadu i odfiltrują zawiesinę bakterii poprzez przeznaczone do tego celu elementy komórkowe (rzęski wokół otworu gębowego) (Bazeli, 2001; Klimiuk i Łebkowska, 2005).



Rys. 2.6. a) Orzęska-Wirczyk (*Vorticella sp.*); b) Wrotek (*Keratella quadrata*) (Bazeli, 2001)

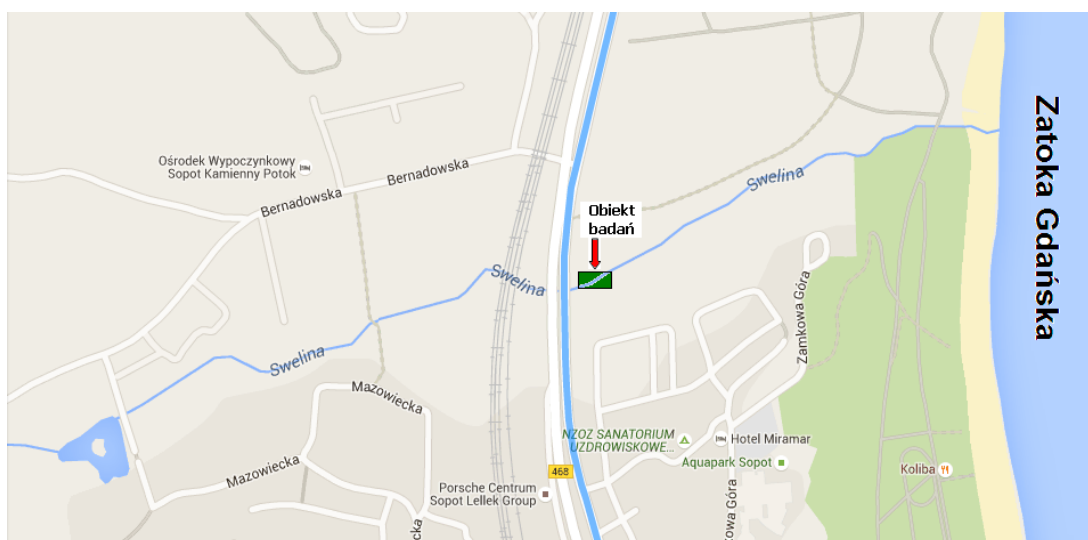
W warunkach zmiennego przepływu, jaki występuje w systemach hydrofitowych do oczyszczania ścieków opadowych mogą wystąpić turbulencje i nadmierne usuwanie mikroorganizmów i błony biologicznej wraz z poszczególnymi gatunkami, np. orzęsek (Albuquerque i in., 2009; Button i in., 2015; Scholz, 2016). Wśród bakterii rozkładających substancje organiczne można znaleźć rodzaje zarówno zimnolubne, jak i ciepłolubne (Button i in., 2015). Zawartość tlenu jest czynnikiem decydującym o ilości, aktywności i składzie gatunkowym bakterii oraz pozostałych organizmów w danej biomacie i ich miejscu w łańcuchu pokarmowym (Button i in., 2015; BKUGW, GFW, 2004; Scholz, 2016).

Na podstawie aktywności, ilości i różnorodności organizmów (bakterii oraz ich konsumentów) można określić stabilność danej biocenozy i wnioskować o stopniu oczyszczania ścieków. Największa różnorodność organizmów występuje w oczyszczalniach średnio obciążonych ściekami łatwo rozkładalnymi (o wysokim udziale ścieków z gospodarstwa domowego) i wystarczająco natlenionych. Wysoko zróżnicowana biocenoza potrafi szybciej dostosować się do zmian zachodzących w składzie doprowadzonych zanieczyszczeń, czy zmian w procesie oczyszczania, niż osad czynny, czy błona biologiczna o ubogim składzie gatunkowym (Klimiuk i Łebkowska, 2005; BKUGW, GFW, 2004).

3. OBIEKT I METODYKA BADAŃ

3.1. Obiekt badań

Obiekt badań zlokalizowany jest na potoku Swelina (rys. 3.1), na granicy miast Gdynia i Sopot. Źródła potoku znajdują się na terenie Trójmiejskiego Parku Krajobrazowego, a ujście bezpośrednio do Zatoki Gdańskiej w miejscu popularnych kąpielisk w Sopocie.

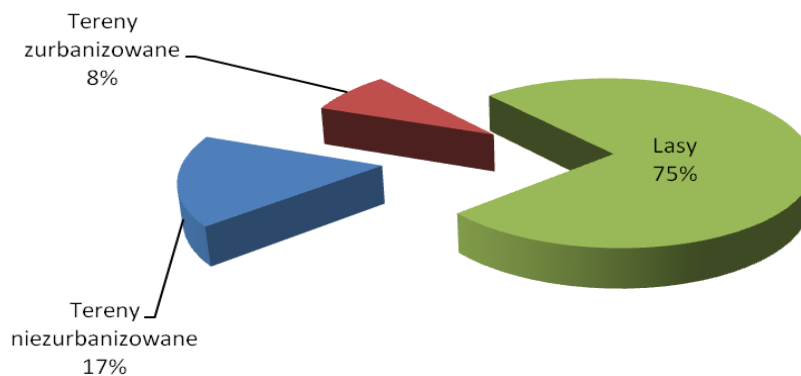


Rys. 3.1. Lokalizacja obiektu badań na potoku Swelina (www.mapa-google.pl)

Całkowita powierzchnia zlewni potoku Swelina wynosi 316,6 ha w tym:

- powierzchnia leśna – 237 ha,
- tereny zabudowane – 24,9 ha,
- otwarte tereny niezabudowane – 54,7 ha.

Na rys. 3.2 pokazano procentowy udział powierzchni w zależności od sposobu zagospodarowania zlewni potoku Swelina w odniesieniu do powierzchni całkowitej.

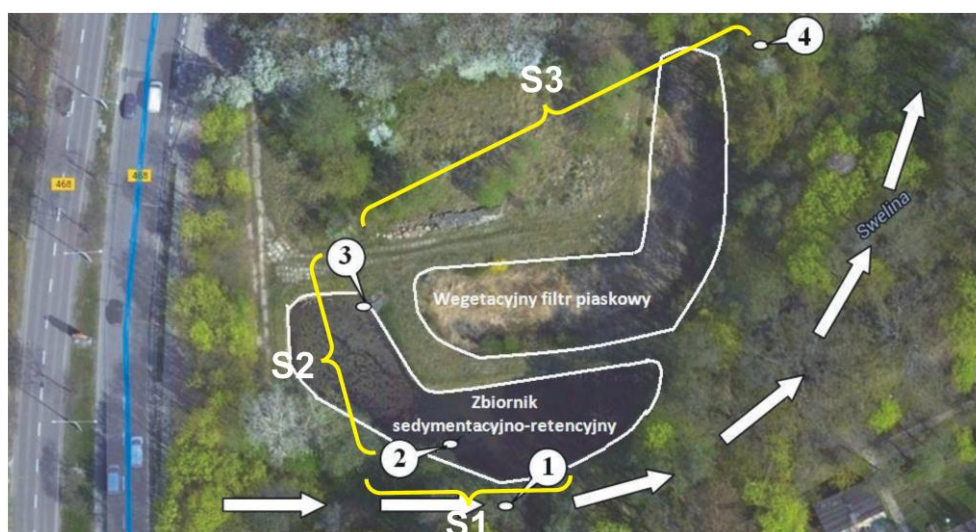


Rys. 3.2. Procentowy udział sposobu zagospodarowania powierzchni zlewni potoku Swelina

Potok Swelina o długości 2,6 km przepływa przez tereny osiedli mieszkaniowych (rys. 3.3) i licznych dróg komunikacyjnych, m.in. płynie pod Al. Niepodległości (główna arteria łącząca Gdańsk i Gdynię, rys. 3.1 i 3.4). Do potoku odprowadzane są ścieki z kanalizacji deszczowej zbierającej spływy z przyległych terenów w liczbie 12 wylotów. W celu ochrony wód potoku oraz przywrócenia użytkowania kąpieliska (zamkniętego ze względu na pozaklasowość wód odprowadzanych do Zatoki Gdańskiej) w 1994 roku na potoku Swelina wykonano zbiornik sedymentacyjno-retencyjny o pojemności 500 m³ (głębokości ok. 1 m) oraz wegetacyjny filtr piaskowy o pojemności całkowitej 960 m³ oraz objętości czynnej 812,4 m³ i miąższości warstwy czynnej 1 m (czas zatrzymania 2 godziny dla przepływu obliczeniowego 30 dm³/s) (rys. 3.4).



Rys. 3.3. Osiedle mieszkaniowe wybudowane przy potoku Swelina (fot. Marzena Stosik)



Rys. 3.4. Zdjęcie satelitarne obiektu hydrofitowego na potoku Swelina; 1, 2, 3, 4 punkty poboru próbek; S1, S2, S3 – stopnie oczyszczania (<http://www.mapa-google.pl>)

Złoże hydrofitowe z podpowierzchniowym poziomym przepływem (SS HF) (rys. 3.5) obsadzone zostało trzcina pospolitą (rys. 3.6). Oczyszczona woda jest zbierana drenażem rurowym i odprowadzana do studni kontrolnej (punkt poboru próbek nr 4), a stamtąd bezpośrednio do wód potoku. Średni roczny przepływ w okresie suchym wynosi od 12 do 33 dm³/s, natomiast podczas intensywnych opadów deszczu pierwsza, najbardziej zanieczyszczona fala kierowana jest do systemu hydrofitowego składającego się z kraty (rys. 3.7), piaskownika (rys. 3.8), zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego (rys. 3.9) i złoża hydrofitowego SS HF (rys. 3.5).



Rys. 3.5. Złoże hydrofitowe z podpowierzchniowym poziomym przepływem (SS HF) na potoku Swelina (fot. Marzena Stosik)



Rys. 3.6. Trzcina pospolita (*Phragmites australis*) (fot. Marzena Stosik)

a)



b)



Rys. 3.7. Krata: a) widok z góry, b) dopływ potoku Swelina do piaskownika przez kratę (fot. Marzena Stosik)

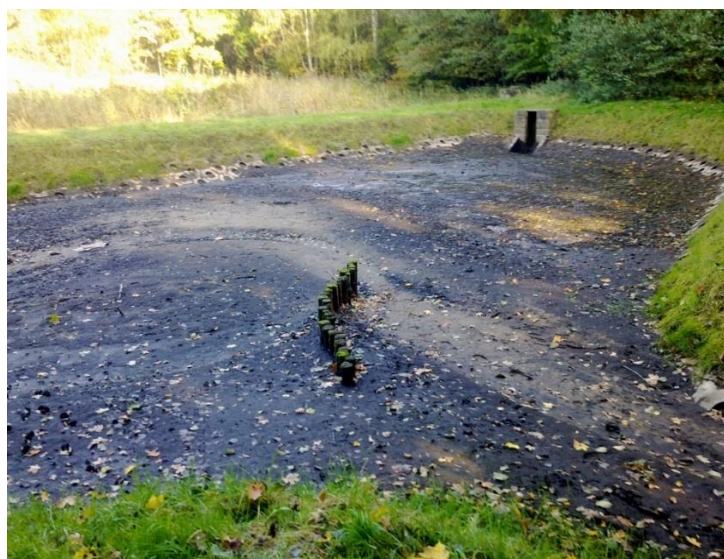


Rys. 3.8. Piaskownik (fot. Marzena Stosik)



Rys. 3.9. Zbiornik sedymentacyjno-retencyjny na potoku Swelina w trakcie przygotowania do usuwania osadów dennych (fot. Marzena Stosik)

W listopadzie 2011 roku Zakład Dróg i Zieleni Miejskiej w Sopocie, który jest eksploatatorem obiektu, rozpoczął prace konserwatorskie. Prowadzone prace polegały m.in. na usunięciu osadów dennych z części retencyjnej obiektu (rys. 3.9) oraz naprawie urządzeń kontrolujących poziom i kierunek przepływu ścieków przez zbiornik. Usunięto osad nagromadzony w zbiorniku retencyjnym, piaskowniku oraz na odcinku ok. 10 m w górę od przelewu do systemu hydrofitowego. Również na tym odcinku – 10 m odbudowano i umocniono brzeg potoku. Dodatkowo odtworzono przegrodę z bali drewnianych (palisadę, rys. 3.10), której zadaniem jest wytłumienie energii doprowadzonej wody i wydłużenie czasu zatrzymania przez wymuszenie odpowiedniej drogi przepływu ścieków. W języku potocznym urządzenie takie zwane jest „kierownicą”.



Rys. 3.10. Palisada (fot. Marzena Stosik)

a)



b)



Rys. 3.11. Widok na: a) przelew do złoża hydrofitowego i b) odpływ ze studni kontrolnej po złożu hydrofitowym (fot. Marzena Stosik)

Złoże hydrofitowe zabezpieczone jest przed przedostawaniem się zanieczyszczeń mechanicznych za pomocą kraty gęstej (rys. 3.11a). Na rys. 3.11b pokazano wylot oczyszczonych wód ze studni kontrolnej po złożu hydrofitowym. Kilkanaście metrów poniżej tego wylotu wody te łączą się ponownie z wodami potoku Swelina.

3.2. Materiał badań i metodyka wykonywanych analiz

Materiał badań stanowiły wody potoku Swelina doprowadzane do obiektu hydrofitowego (rys. 3.4) z uwzględnieniem warunków atmosferycznych (opad, bez opadu, roztopy).

Próbki do analiz, po kolejnych stopniach oczyszczania w obiekcie badań, pobierano w zależności od warunków pogodowych: pogody bezdeszczowej, w trakcie trwania opadu – w przypadku deszczu, a w przypadku śniegu – w trakcie jego topnienia. Od sierpnia 2011 roku do lutego 2014 roku wykonano 44 serie analiz badawczych. Od listopada 2011 roku do marca 2012 roku próbki nie były pobierane z uwagi na trwające prace konserwatorskie wykonywane przez Zakład Dróg i Zieleni Miejskiej w Sopocie. Ocenę wpływu pracy stawu na skuteczność usuwania zanieczyszczeń wykonywano na podstawie analizy wyników badań dla okresu sprzed konserwacji i po konserwacji obiektu hydrofitowego.

We wszystkich seriach pomiarowych próbki ścieków pobierano w tych samych punktach, po kolejnych stopniach oczyszczania:

- 1 – na dopływie do zbiornika retencyjnego (rys. 3.7a; 3.4),
- 2 – ze zbiornika retencyjnego, za palisadą (rys. 3.1; 3.4),
- 3 – po zbiorniku, na przelewie do złoża hydrofitowego (rys. 3.11a; 3.4)
- 4 – po złożu hydrofitowym (studnia kontrolna) (rys. 3.11b; 3.4).

} S1
} S2
} S3

Próbki wód potoku wraz ze ściekami opadowymi były pobierane w pierwszych minutach trwania opadu deszczu oraz po dwóch godzinach opadu.

Wyniki analiz podano w postaci wartości średnich. Zostały one obliczone oddzielnie dla każdej serii analiz wykonanej podczas pogody:

- bezdeszczowej przed czyszczeniem zbiornika ($n = 4$), (oznaczanie na rysunkach – Obd)
- bezdeszczowej po czyszczeniu zbiornika ($n = 16$), (oznaczanie na rysunkach – Obd)
- deszczowej przed czyszczeniem zbiornika ($n = 2$), (oznaczanie na rysunkach – Od)
- deszczowej przed czyszczeniem zbiornika po dwóch godzinach trwania opadu ($n = 2$), (oznaczanie na rysunkach – Od2)
- deszczowej po czyszczeniu zbiornika ($n = 10$), (oznaczanie na rysunkach – Od)
- deszczowej po czyszczeniu zbiornika po dwóch godzinach trwania opadu ($n = 10$), (oznaczanie na rysunkach – Od2)
- dla roztopów ($n = 3$) (oznaczanie na rysunkach – Roz).

W celu realizacji zaplanowanego zakresu badań w pobranych próbkach wykonano badania stężenia materii organicznej (BZT₅, ChZT) i chlorków. Oznaczono zawiesinę ogólną (Z_{og}) metodą wagową zgodnie z PN-EN 872:2002. Metoda polegała na filtracji określonej objętości próbki przez sączkę o wielkości porów 0,45 μm , a następnie suszeniu sączka w temp. 105°C i jego ważeniu. Oznaczono również zawiesinę lotną jako straty przy prażeniu (Z_{org}). Na podstawie różnicy wyliczano zawiesinę mineralną (Z_m).

Oznaczenie BZT₅ wykonano metodą specyficzną – rozcieńczeń z zastosowaniem aparatu OxiTop wg firmy WTW i zgodnie z PN-EN 1899-1:2006. Wartości w $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$ (BZT₅) odczytywane były bezpośrednio, ponieważ przeliczenie z mierzonego ciśnienia następowało automatycznie.

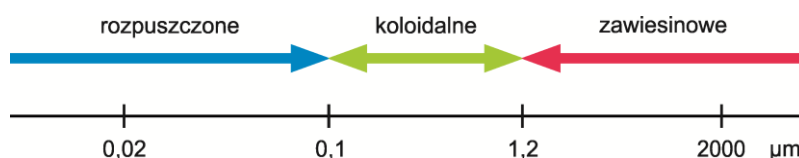
Oznaczenie ChZT wykonano metodą dichromianową (kolorymetryczną) przy użyciu spektrofotometru Xion 500 (Dr Lange GmbH, Niemcy) (wg PN-ISO 6060:2006). Zasada oznaczenia polega na utlenieniu związków organicznych i niektórych nieorganicznych za pomocą odczynnika składającego się z dichromianu potasowego, stężonego kwasu siarkowego (VI) oraz siarczanu srebrowego jako katalizatora. Do testów kuwetowych zawierającej odczynnik dodawano analizowaną próbę ścieków, mieszano, a następnie wygrzewano w 148°C w mineralizatorze ChZT. Po zakończeniu reakcji i wystudzeniu zawartości testów kuwetowych do temperatury pokojowej wartość parametru ChZT oznaczano spektrofotometrycznie przy długości fali $\lambda = 620 \text{ nm}$. Wynik odczytano w [$\text{mg O}_2/\text{dm}^3$].

Oznaczenie chlorków wykonywano metodą objętościową. Badaną próbkę miareczkowano azotanem srebra w obecności chromianu jako wskaźnika (Metoda Mohra) zgodnie z PN-ISO 9297, 2006.

Do analizy wielkości cząstek zawiesiny oraz ich udziału procentowego w jednostce objętości zastosowano granulometr laserowy firmy Malvern Instruments Ltd 2000 (rys. 3.13). Obecność cząstek zawiesiny w próbce ścieków powoduje rozproszenie światła lasera (dyfrakcję), a kąt załamania światła jest odwrotnie proporcjonalny do wielkości cząstek zawiesiny (rys. 3.14). Urządzenie pozwala na pomiar cząstek o średnicach zastępczych w zakresie od 0,02 do 2000 μm oraz przedstawienie wyników pomiarów w postaci histogramów bądź krzywych „uziarnienia”, pozwalających ocenić skład granulometryczny zawiesin.

Analiza wielkość cząstek pozwoliła na określenie udziału poszczególnych stopni dyspersji i umożliwiła określenie udziału poszczególnych frakcji (rys. 3.12):

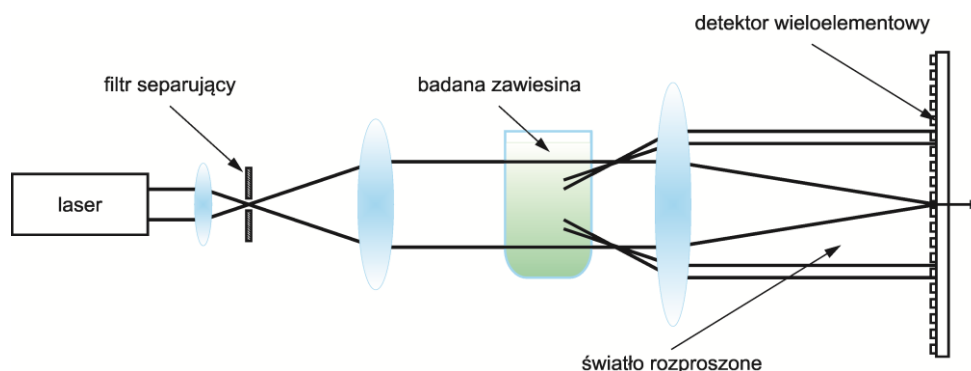
- rozpuszczonej (do 0,1 μm),
- koloidalnej (od 0,1 do 1,2 μm),
- zawiesinowej (od 1,2 μm).



Rys. 3.12. Zakres wielkości cząstek dla różnego stopnia dyspersji



Rys. 3.13. Granulometr laserowy firmy Malvern Instruments Ltd 2000 (fot. Marzena Stosik)



Rys. 3.14. Schemat działania granulometru laserowego – opracowano na podstawie Williams i in. (1998)

Badania wykonano w laboratorium Katedry Technologii Wody i Ścieków, Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska Politechniki Gdańskiej.

W 2012 roku w wodach dopływających do obiektu hydrofitowego przeprowadzono również analizy następujących izotopów:

- na dopływie ($\delta^{13}\text{C-CO}_2$),
- filtratu ($\delta^{13}\text{C-POC}$, $\delta^{15}\text{N-PON}$),
- osadu ($\delta^{13}\text{C-DOC}$).

Próbki do analizy przygotowano według wytycznych obowiązujących i podanych przez Laboratorium Stabilnych Izotopów Katedry Inżynierii i Chemii Środowiska, przy Wydziale Budownictwa, Inżynierii Środowiska i Architektury Politechniki Rzeszowskiej. Pomiarów były wykonane na aparaturze IRMS (Isotope Ratio Mass Spectrometry) w Politechnice Rzeszowskiej. Wartości $\delta^{13}\text{C-CO}_2$, $\delta^{13}\text{C-POC}$, $\delta^{15}\text{N-PON}$, $\delta^{13}\text{C-DOC}$ oznaczano za pomocą izotopowego spektrometru masowego sprzężonego z chromatografem gazowym (GC-CIII-IRMS DELTA^{Plus} Finnigan). Skład izotopowy wyrażano w postaci $\delta^{13}\text{C}$ wyrażonej w [‰] w odniesieniu do wzorca – PDB (Pee Dee Belemnite):

$$\delta^{13}\text{C} = \left(\frac{{}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}_{(\text{prb})}}{{}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}_{(\text{std})}} - 1 \right) \cdot 1000 \quad (3.1)$$

precyzja pomiarów wynosiła około $\pm 0,3\text{‰}$ dla $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ i $\pm 0,5\text{‰}$ dla $\delta^{13}\text{C-POC}$ i $\delta^{13}\text{C-DOC}$.

Wykonano również analizę mikrobiologiczną w próbkach pobieranych po kolejnych stopniach za pomocą mikroskopu epifluorescencyjnego Nikon 80i w celu określenia mikroorganizmów żywych wpływających na stan czystości wody.

W trakcie poboru próbek wykonywano pomiary temperatury wody, tlenu rozpuszczonego w wodzie i przewodności oraz odczynu za pomocą przenośnego zestawu pomiarowego typu Multi 340i/SET firmy WTW.

W tabeli 3.1 przedstawiono średnie miesięczne i średnią dla roku opadu atmosferycznego dla Gdyni – najbliższej stacji pomiarowej.

Tabela 3.1. Średnia miesięczna wartość opadu atmosferycznego dla stacji pomiarowej Gdynia, Rocznik Statystyczny Gdyni 2016, Urząd Statystyczny w Gdańsku, ISSN 1643-7438, s. 402

Miesięczna suma opadów [mm]				
Miesiąc \ Rok	2011	2012	2013	2014
Styczeń	23,3	42,2	39,7	29,6
Luty	55,1	18,8	32,8	7,4
Marzec	14,0	8,2	9,0	45,7
Kwiecień	11,7	38,3	25,0	11,2
Maj	20,4	22,0	68,3	42,3
Czerwiec	25,1	104,2	50,3	47,4
Lipiec	75,3	133,4	26,1	43,5
Sierpień	73,5	55,7	75,3	46,4
Wrzesień	24,7	32,1	90,3	54,5
Październik	23,6	54,7	29,7	28,4
Listopad	9,5	68,0	41,0	18,0
Grudzień	30,6	21,5	27,6	60,7
Suma [mm]	386,8	599,1	515,1	435,1
Średni miesięczny opad [mm]	32,2	49,9	42,9	36,3

3.3. Obliczenia i statystyczna analiza wyników badań

Skuteczność usuwania analizowanych zanieczyszczeń obliczono zgodnie z równaniem:

$$\eta = \left(\frac{C_d - C_o}{C_d} \right) \cdot 100\% \quad (3.2)$$

gdzie: C_d – stężenie zanieczyszczeń w dopływie [mg/dm^3],

C_o – stężenie zanieczyszczeń w odpływie [mg/dm^3]

po kolejnych stopniach oczyszczania w badanym obiekcie oraz skuteczności całkowitą wyznaczaną dla stężeń zanieczyszczeń w punkcie poboru 1 i 4.

Analizę statystyczną wykonano przy zastosowaniu programu MS Exel 2007 oraz załączonego oprogramowania do granulometru laserowy firmy Malven Instruments Ltd 2000. Przy wykorzystaniu programu MS Exel 2007 wykonano obliczenia wartości średniej wraz z odchyleniem standardowym, mediany oraz zakresu przyjmowanych wartości (minimalnej i maksymalnej). Powyższe wartości są zaliczane do statystyki elementarnej i służą do określenia miar położenia i zmienności (Węglarczyk, 2010).

W celu określenia siły współzależności liniowej zmiennych ilościowych zastosowano współczynnik korelacji Pearsona (r) przy założeniu, że dla $|r| < 0,2$ występuje brak związku liniowego, dla wartości 0,2-0,4 istnieje słaba zależność (w tych badaniach traktowana jako nieistotna), dla wartości 0,4-0,7 występuje umiarkowana zależność, natomiast dla wartości z zakresu 0,7-0,9 obecna jest silna, a dla $|r| > 0,9$ bardzo silna zależność (Węglarczyk, 2010).

4. WYNIKI BADAŃ

Temperatura oczyszczanych ścieków opadowych

W tabeli 4.1 podano temperaturę ścieków po kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym dla okresu bezdeszczowego, deszczowego oraz roztopów.

W analizowanych wynikach badań temperaturę ścieków podano z uwzględnieniem pory roku, w jakiej odbywały się pobory próbek. Przyjęto podział pór roku zgodny z kalendarzowymi porami roku: wiosna (od 21 marca do 21 czerwca), lato (od 22 czerwca do 22 września), jesień (od 23 września do 21 grudnia), zima (od 22 grudnia do 20 marca).

Tabela 4.1. Temperatura ścieków po kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym dla okresu bezdeszczowego, deszczowego oraz roztopów przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego

Okres (punkt poboru)	T _s [°C]				
	Pora roku	dopływ (1)	staw (2)	SS HF (3)	odpływ (4)
Bezdeszczowy przed czyszczeniem zbiornika	lato	14,3	14,8	14,9	14,7
	jesień	11,9	13,3	13,6	12,4
Bezdeszczowy po czyszczeniu zbiornika	wiosna	10,9	11,6	11,8	11,2
	lato	13,8	13,9	14,2	13,7
	jesień	10,0	10,4	10,5	10,0
Deszczowy przed czyszczeniem zbiornika	lato	15,3	15,5	15,6	15,8
Deszczowy po czyszczeniu zbiornika	wiosna	12,5	12,7	12,8	12,7
	lato	15,0	14,9	15,4	14,7
	jesień	8,6	8,8	8,8	8,4
Deszczowy przed czyszczeniem zbiornika po dwóch godzinach trwania opadu	lato	15,3	15,4	15,4	15,3
Deszczowy po czyszczeniu zbiornika po dwóch godzinach trwania opadu	wiosna	12,6	12,7	12,8	12,3
	lato	14,9	14,9	15,4	14,7
	jesień	8,6	8,7	8,8	8,4
Roztopy	zima	3,5	3,9	4,0	3,8
	wiosna	3,8	3,9	3,9	3,5

Teoretycznie temperatura ścieków powinna zmieniać się wraz ze zmianami pór roku. W większości analizowanych próbek temperatura ścieków odpowiadała temperaturze powietrza dla danej pory roku. Jednak można zauważyć, że w czasie od marca do drugiego tygodnia kwietnia w 2013 roku panowały warunki zimowe. W tym okresie topnienie śniegu nastąpiło w drugim tygodniu kwietnia, co umożliwiło pobór próbek podczas roztopów w fazie wczesnej wegetacji roślin w złożu hydrofitowym.

4.1. Jakość ścieków dopływających do systemu hydrofitowego

W tabeli 4.2 i 4.3 przedstawiono wyniki pomiarów, w dopływie do zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego, dla okresu bezdeszczowego przed i po czyszczeniu zbiornika.

Tabela 4.2. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla **okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	8,0	0,20	7,9	7,9	8,3
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,5	0,32	3,6	3,0	3,7
Przewodność	μS/cm	429,3	5,74	428,5	424,0	436,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,5	0,53	7,4	7,1	8,2
ChZT	mg O ₂ /dm ³	58,8	11,63	62,0	42,6	68,5
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	11,3	2,50	10,0	10,0	15,0
Z _{og}	mg/dm ³	143,5	41,97	159,0	82,0	174,0
Z _{org}	mg/dm ³	127,5	44,83	143,5	62,0	161,0

Tabela 4.3. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla **okresu bezdeszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 16)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	8,0	0,11	8,0	7,9	8,4
O ₂	mg O ₂ /dm ³	2,7	0,55	2,7	2,1	3,5
Przewodność	μS/cm	430,4	9,29	431,5	420,0	456,0
Cl ⁻	mg/dm ³	5,9	0,99	5,7	4,3	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	67,3	21,89	79,1	18,7	84,2
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	13,6	2,25	15,0	10,0	15,0
Z _{og}	mg/dm ³	157,2	21,36	158,8	125,0	189,5
Z _{org}	mg/dm ³	126,6	15,95	128,9	99,0	150,4

Średnie wartości stężeń zanieczyszczeń doprowadzanych do systemu hydrofitowego przed i po oczyszczeniu zbiornika retencyjnego w czasie pory bezdeszczowej różniły się między sobą w sposób istotny.

Stężenie chlorków w ściekach w zbiorniku przed czyszczeniem było wyższe o 21,8% w porównaniu do stężenia chlorków po czyszczeniu zbiornika. Również stężenie tlenu rozpuszczonego przed czyszczeniem zbiornika było wyższe o 21,6% niż po czyszczeniu zbiornika retencyjnego.

Zarówno stężenie materii organicznej biologicznie łatwo rozkładalnej (BZT₅) oraz ChZT w ściekach doprowadzanych do zbiornika retencyjnego po czyszczeniu zbiornika różniły się odpowiednio o 17,1% i 12,7% i były wyższe również w ściekach po czyszczeniu zbiornika.

Stężenie zawiesin ogólnych doprowadzanych do zbiornika retencyjnego wykazywały podobną tendencję, co stężenie chlorków i materii organicznej, jednak różnice te były poniżej 10%. Dla

zawiesiny ogólnej po czyszczeniu zbiornika były wyższe o 8,7% niż przed, natomiast stężenie zawiesiny organicznej przed czyszczeniem zbiornika były wyższe o 0,7%, zatem wykazywały tendencje przeciwną.

Średnie stężenie zanieczyszczeń podczas okresu deszczowego, zarówno przed, jak i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego (tabele 4.4 i 4.5) nie różniły się w sposób istotny.

Tabela 4.4. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,6	0,01	7,6	7,5	7,6
O ₂	mg O ₂ /dm ³	4,0	0,01	4,0	4,0	4,0
Przewodność	μS/cm	308,5	0,71	308,5	308,0	309,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,8	0,00	7,8	7,8	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	156,0	2,83	156,0	154,0	158,0
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	22,5	3,54	22,5	20,0	25,0
Z _{og}	mg/dm ³	279,5	10,61	279,5	272,0	287,0
Z _{org}	mg/dm ³	100,8	2,47	100,8	99,0	102,5

Tabela 4.5. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,6	0,03	7,6	7,5	7,6
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,0	0,53	3,3	2,2	3,8
Przewodność	μS/cm	309,9	1,85	310,0	307,0	313,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,5	0,51	7,4	6,7	8,2
ChZT	mg O ₂ /dm ³	171,8	10,30	174,6	152,5	184,3
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	22,5	2,64	22,5	20,0	25,0
Z _{og}	mg/dm ³	285,9	10,92	286,6	270,0	299,5
Z _{org}	mg/dm ³	121,4	11,86	119,2	102,0	141,8

Jedynie średnie stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie przed czyszczeniem zbiornika było wyższe o 23,5% w porównaniu do stężenia po czyszczeniu zbiornika. Natomiast stężenie ChZT w ściekach doprowadzanych do zbiornika po czyszczeniu było wyższe o 9,2%. Podczas gdy stężenie materii organicznej (BZT₅), zarówno przed, jak i po czyszczeniu zbiornika, było takie samo i wynosiło 22,5 mg O₂/dm³. Zawiesina ogólna i organiczna, po czyszczeniu zbiornika była wyższa o odpowiednio 2,2% i 17,0%, niż w ściekach przed czyszczeniem. Stężenie chlorków przed usuwaniem osadów dennych ze zbiornika w okresie deszczu było wyższe o 4,1% od stężenia chlorków po czyszczeniu zbiornika.

W tabelach 4.6 i 4.7 podano wyniki jakości ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu, odpowiednio przed i po czyszczeniu zbiornika.

Tabela 4.6. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,8	0,01	7,8	7,8	7,8
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,9	0,05	3,9	3,9	4,0
Przewodność	μS/cm	412,5	3,54	412,5	410,0	415,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,8	0,00	7,8	7,8	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	133,5	2,12	133,5	132,0	135,0
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	22,5	3,54	22,5	20,0	25,0
Z _{og}	mg/dm ³	147,5	13,44	147,5	138,0	157,0
Z _{org}	mg/dm ³	67,0	4,24	67,0	64,0	70,0

W tym przypadku materia organiczna biologicznie łatwo rozkładalna (BZT₅) była wyższa o 33,3% w ściekach przed usunięciem osadu dennego ze zbiornika retencyjnego. Zauważyć można również, że stężenie tlenu rozpuszczonego było wyższe o 22,4% w tym samym przypadku, co stężenie materii organicznej (BZT₅). Stężenie ChZT w ściekach doprowadzanych do zbiornika retencyjnego było wyższe o 6,3% po czyszczeniu zbiornika. Zawiesina organiczna różniła się w istotny sposób. Po dwóch godzinach trwania opadu, po czyszczeniu zbiornika, była ona wyższa o 36,8% niż przed czyszczeniem zbiornika, podczas gdy zawiesina ogólna różniła się tylko o 0,9%.

Tabela 4.7. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,9	0,04	7,9	7,8	8,0
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,1	0,52	3,3	2,3	3,8
Przewodność	μS/cm	417,0	5,03	415,0	412,0	425,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,4	0,57	7,4	6,4	8,2
ChZT	mg O ₂ /dm ³	142,5	7,58	143,8	132,1	152,5
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	15,0	0,00	15,0	15,0	15,0
Z _{og}	mg/dm ³	148,8	11,76	150,6	121,0	162,3
Z _{org}	mg/dm ³	106,1	6,24	107,4	95,0	113,4

W tabeli 4.8 przedstawiono wyniki badań dla okresu roztopów po czyszczeniu zbiornika. Ze względu na okres wykonywanych badań, które trwały od okresu letniego w 2011 roku do 2014 roku, oraz wykonywanych prac konserwatorskich na obiekcie hydrofitowym w okresie zimowym w 2011 roku, badanie próbek podczas roztopów przed czyszczeniem zbiornika było uniemożliwione.

Tabela 4.8. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla **roztopów** po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 3)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	8,0	0,06	8,0	7,9	8,0
O ₂	mg O ₂ /dm ³	2,2	0,05	2,1	2,1	2,2
Przewodność	μS/cm	421,7	1,15	421,0	421,0	423,0
Cl ⁻	mg/dm ³	5,6	0,08	5,5	5,5	5,7
ChZT	mg O ₂ /dm ³	194,7	4,71	195,5	189,6	198,9
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	38,0	0,00	38,0	38,0	38,0
Z _{og}	mg/dm ³	193,9	5,88	195,4	187,4	198,8
Z _{org}	mg/dm ³	97,9	2,18	96,8	96,5	100,4

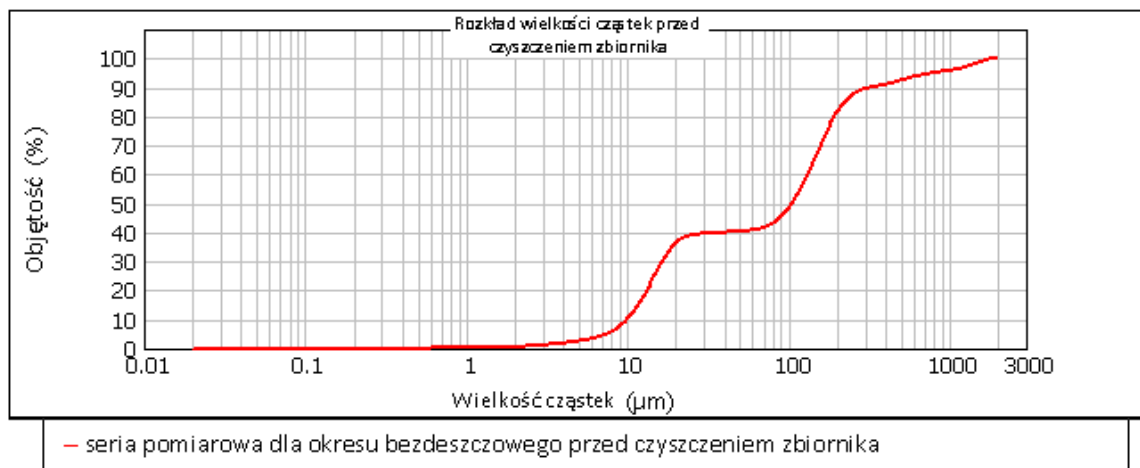
Średnie wartości stężenia zanieczyszczeń doprowadzanych do zbiornika retencyjnego różniły się w sposób istotny od średnich wartości stężenia zarówno przed i po czyszczeniu zbiornika dla okresu bezdeszczowego i deszczowego. Dla roztopów, średnie wartości stężenia wynosiły odpowiednio: ChZT – 194,7 mg O₂/dm³, oraz zawiesina ogólna – 193,9 mg/dm³. Jedynie BZT₅ było wyższe i wynosiło średnio 38,0 mg O₂/dm³.

Jakość ścieków w dopływie zarówno przed, jak i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego, jest zależna od warunków atmosferycznych, przede wszystkim opadów, czy roztopów i jednocześnie może być istotna dla pracy złoża z podpowierzchniowym poziomym przepływem.

Skład granulometryczny zawiesin w dopływie do systemu hydrofitowego

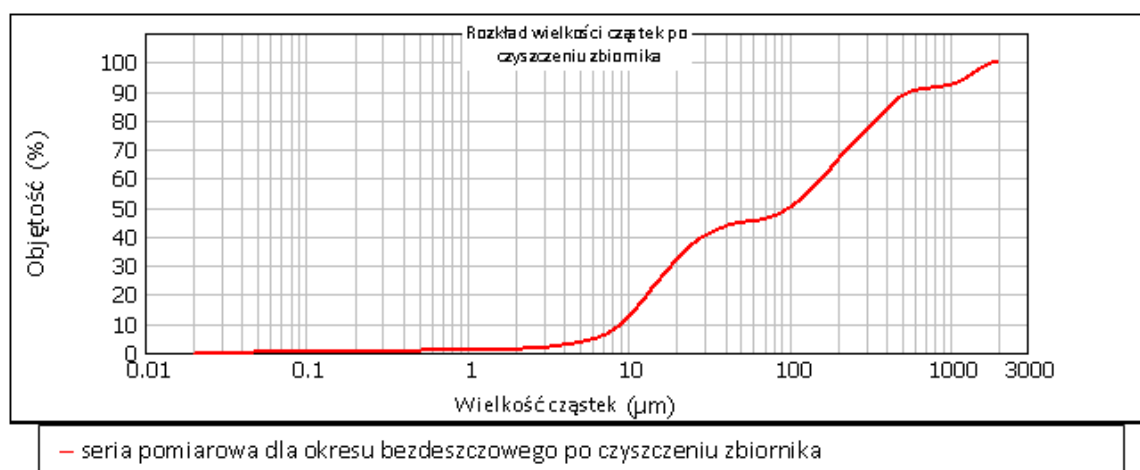
Na rysunkach 4.1-4.7 pokazano rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie z uwzględnieniem poszczególnych warunków atmosferycznych.

Przeprowadzone badania składu granulometrycznego wykazały, że zanieczyszczenia doprowadzane wraz ze ściekami opadowymi i wodami potoku Swelina do zbiornika retencyjnego różniły się znacznie wielkością cząstek zawiesiny. Średnice zastępcze zawiesin ogólnych w punkcie pomiarowym nr 1 (rys. 3.4) zmieniały się w szerokim zakresie od 0,02 do 2000 μm zarówno dla pogody deszczowej, jak i bezdeszczowej.



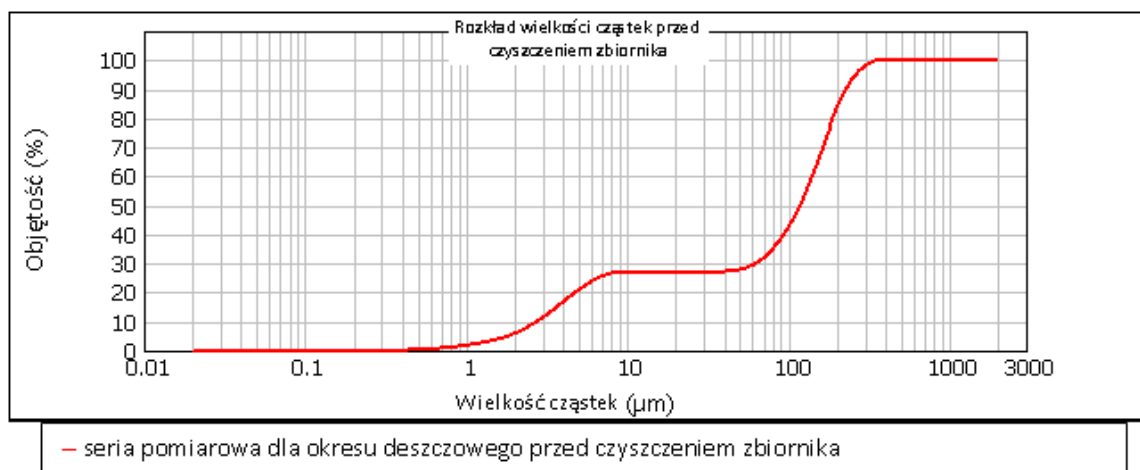
Rys. 4.1. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla **okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego ($n = 4$)

Na rysunku 4.1 został przedstawiony rozkład wielkości cząstek zawiesiny dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika. Charakterystyczny jest większy udział procentowy cząstek wielkości od 6,8 do 35 μm oraz od 77,5 do 420 μm wynoszący odpowiednio 40% i 50%. Pozostałą część udziału procentowego wynoszącego ok. 10% stanowiły odpowiednio cząstki od 1,9 do 6,8 (0,93%), od 35,0 do 77,5 (0,25%) oraz od 420 do 2230 μm (8,8%). Śladowe ilości stanowiły cząstki o wielkości od 0,02 do 1,89 μm (0,01%).



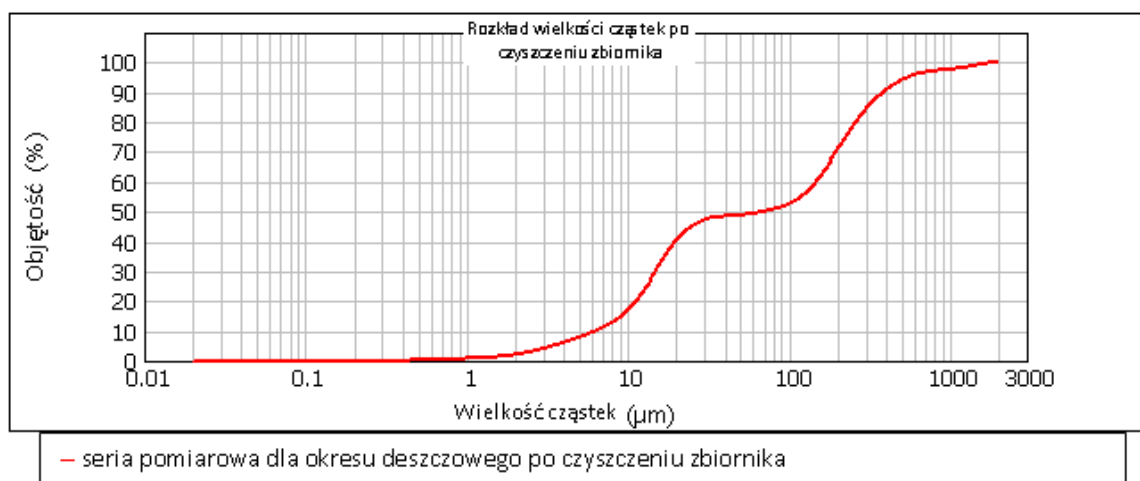
Rys. 4.2. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla **okresu bezdeszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego ($n = 16$)

Po czyszczeniu zbiornika w okresie pory bezdeszczowej (rys. 4.2) największy udział procentowy stanowiły cząstki od 6,1 do 41,0 μm oraz od 77,0 do 750,0 μm , odpowiednio 39% i 42%. Śladowe ilości (0,01%) stanowiły cząstki o wielkości od 0,02 do 0,5 μm . Z kolei 10,2% stanowiły cząstki o wielkości od 1040 do 2273 μm .



Rys. 4.3. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymenacyjno-retencyjnego ($n = 2$)

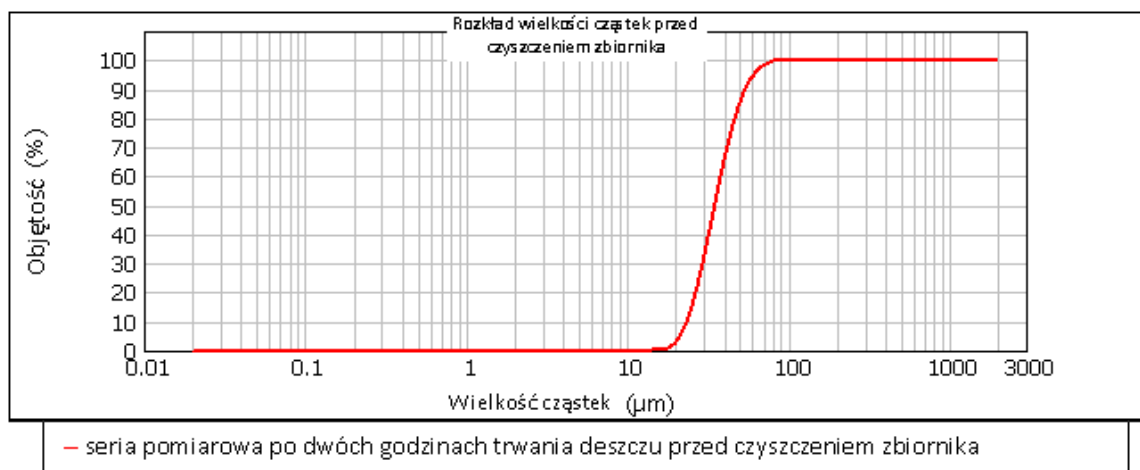
Dla pogody deszczowej, przed czyszczeniem zbiornika, (rys. 4.3) charakterystyczny jest większy udział procentowy cząstek z zakresu od 45,5 do 464 μm , który wynosi aż 73,4%. Z kolei dla wielkości cząstek od 05 do 11,5 μm udział procentowy wynosi 26,5%.



Rys. 4.4. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedymenacyjno-retencyjnego ($n = 10$)

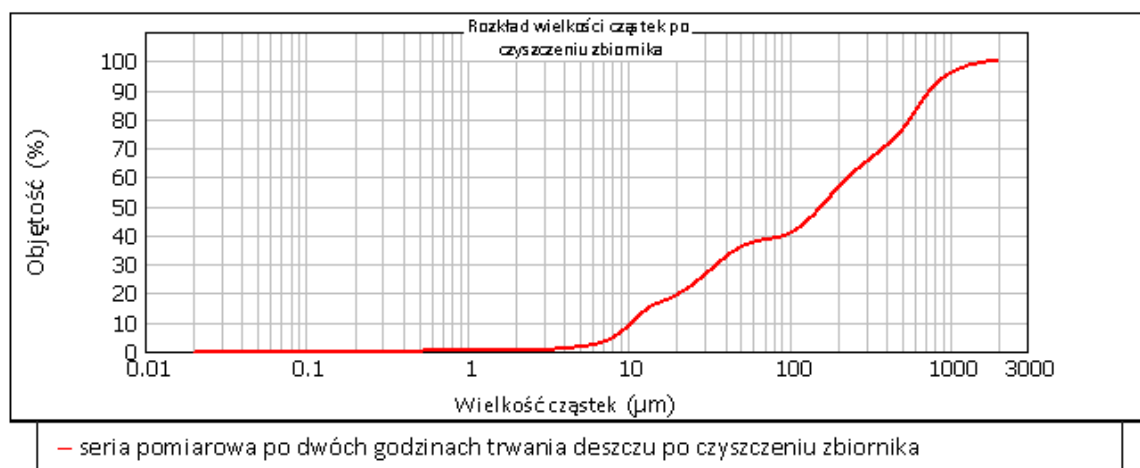
Natomiast dla okresu deszczowego po usunięciu osadu ze zbiornika retencyjnego (rys. 4.4) największy udział procentowy mają cząsteczki o wielkości od 7,8 do 47 μm oraz 99,5 do 998,5, które wynoszą odpowiednio 36,5% oraz 46,2%. Również charakterystyczny jest przedział wielkości cząstek od 1,5 do 7,8 μm , których udział procentowy wynosi 10%. Pięcioprocentowy udział stanowią cząstki o wielkości w przedziale od 99,8 do 2273 μm .

Rysunki 4.5 i 4.6 pokazują rozkład wielkości cząstek zawiesiny dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu dla zbiornika przed i po czyszczeniu.



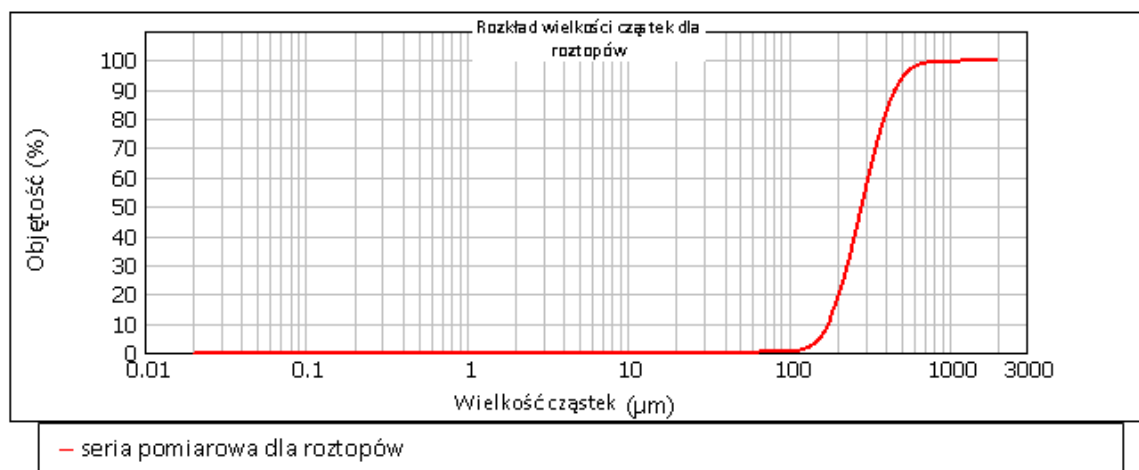
Rys. 4.5. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego ($n = 2$)

W przypadku okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika po dwóch godzinach trwania opadu (rys. 4.5) charakterystyczny udział procentowy wielkości cząstek od 20,0 do 99,5 μm wynosi aż 99,99%. Ilości śladowe (0,01%) stanowiły cząstki od 0,2 do 19,9 μm oraz od 99,4 do 2273 μm .



Rys. 4.6. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego ($n = 10$)

Na rysunku 4.6 przedstawiono procentowy udział cząstek zawiesiny dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu. Rozkład ten charakteryzuje się bardzo zmiennymi wielkościami cząstek zawiesiny w dopływie do zbiornika retencyjnego. Największy udział procentowy mają cząstki zawiesiny ogólnej o średnicach zastępczych w zakresie od 95,0 do 827,0 μm i wynosi on 46,5%. Następnie występują cząstki od 18,5 do 94,5 μm i od 6,4 do 18,6 μm oraz od 827,5 do 2273 μm , które stanowią odpowiednio 24,2%, 16,5% i 10%.



Rys. 4.7. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla roztopów (n = 3)

Dla okresu roztopów (rys. 4.7) wielkości średnich zastępczych cząstek zawiesiny charakteryzuje się małą zmiennością i udział procentowy dla wielkości cząstek w przedziale od 125 do 964 µm wynosi aż 99,4%. Niewielki udział procentowy (0,5%) mają cząstki od 964,5 do 1904 µm.

4.2. Skład ścieków po kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym

Zmiany stężeń zanieczyszczeń po kolejnych stopniach oczyszczania wraz z wartościami min, max, wartościami średnimi i medianą oraz odchyleniem standardowym w analizowanym systemie podano w tabelach 4.9-4.15. W tych tabelach podano charakterystykę ścieków dla analizowanych warunków atmosferycznych oraz liczbę pobranych próbek (n). Tabele 4.9 i 4.10 przedstawiają średnie stężenie zanieczyszczeń dla drugiego punktu pomiarowego (po zbiorniku) dla okresu deszczowego przed i po czyszczeniu zbiornika. Charakterystycznym zanieczyszczeniem okazały się substancje organiczne wyrażone za pomocą wskaźnika ChZT, dla którego średnia różnica przed i po czyszczeniu zbiornika wyniosła aż 20,1 mg O₂/dm³. W tym przypadku większe wartości występowały po czyszczeniu zbiornika i były wyższe o 29,9% w porównaniu do wartości przed czyszczeniem zbiornika. Również po czyszczeniu zbiornika zwiększyło się o 11,8% stężenie materii organicznej wyrażonej za pomocą w BZT₅. Zawiesina ogólna po czyszczeniu zbiornika była wyższa zaledwie o 3,0%, niż przed usunięciem osadu ze zbiornika retencyjnego. Z kolei przed czyszczeniem zbiornika stężenie chlorków było wyższe o 34,4%, niż po czyszczeniu zbiornika.

Tabela 4.9. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru (po zbiorniku) próbek dla **okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,9	0,18	7,9	7,8	8,2
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,3	0,33	3,4	2,9	3,6
Przewodność	μS/cm	430,0	10,13	434,0	415,0	437,0
Cl ⁻	mg/dm ³	9,0	2,75	8,0	7,1	13,1
ChZT	mg O ₂ /dm ³	47,1	26,63	54,9	10,5	68,2
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	11,3	2,50	10,0	10,0	15,0
Z _{og}	mg/dm ³	167,6	43,09	161,2	122,2	226,0
Z _{org}	mg/dm ³	138,9	51,73	122,7	97,2	213,0

Tabela 4.10. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru (po zbiorniku) próbek dla **okresu bezdeszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 16)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,9	0,07	7,9	7,9	8,1
O ₂	mg O ₂ /dm ³	2,7	0,58	2,8	2,0	3,5
Przewodność	μS/cm	431,7	4,08	432,0	423,0	441,0
Cl ⁻	mg/dm ³	5,9	0,96	5,7	4,3	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	67,2	23,42	79,7	10,3	85,3
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	12,8	2,57	14,0	10,0	16,0
Z _{og}	mg/dm ³	172,8	16,68	174,0	138,3	198,8
Z _{org}	mg/dm ³	131,0	15,98	134,5	100,3	154,3

W okresie trwania opadu, dla drugiego punktu pomiarowego, zarówno przed i po czyszczeniu zbiornika (tabela 4.11 i 4.12) można zauważyć, że zanieczyszczenia nie różniły się w sposób istotny.

Tabela 4.11. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	Min	max
pH	–	7,6	0,01	7,6	7,6	7,6
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,6	0,01	3,6	3,6	3,6
Przewodność	μS/cm	310,5	0,71	310,5	310,0	311,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,8	0,00	7,8	7,8	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	156,5	4,95	156,5	153,0	160,0
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	22,5	3,54	22,5	20,0	25,0
Z _{og}	mg/dm ³	192,3	8,77	192,3	186,1	198,5
Z _{org}	mg/dm ³	74,8	16,55	74,8	63,1	86,5

Stężenie zanieczyszczeń charakteryzowało się niewielkimi różnicami, aczkolwiek było ono nieznacznie wyższe przed czyszczeniem zbiornika. Wartość wskaźnika BZT₅ była wyższa o 2,2% niż

po czyszczeniu zbiornika. Tak samo w przypadku zawiesiny organicznej, różnica stężenia wynosiła 2,6%. Szczególną uwagę zwrócić trzeba jednak na zawiesinę organicznej, dla której przed czyszczeniem zbiornika stężenie było wyższe o 21,9%, niż po usunięciu osadu ze zbiornika retencyjnego.

Tabela 4.12. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego (n = 10)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,6	0,02	7,6	7,6	7,6
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,0	0,48	3,2	2,2	3,3
Przewodność	μS/cm	311,0	1,89	311,0	309,0	315,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,5	0,47	7,8	6,7	8,2
ChZT	mg O ₂ /dm ³	170,9	9,77	172,4	153,2	183,8
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	22,0	2,58	20,0	20,0	25,0
Z _{og}	mg/dm ³	187,3	9,32	185,9	174,2	198,2
Z _{org}	mg/dm ³	58,4	7,88	57,5	44,7	71,5

W tabelach 4.13 i 4.14 podano średnie wartości stężeń dla drugiego punktu pomiarowego w okresie deszczowym po dwóch godzinach trwania opadu, przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego.

Tabela 4.13. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem** zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego (n = 2)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,8	0,01	7,8	7,8	7,8
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,6	0,02	3,6	3,6	3,6
Przewodność	μS/cm	416,0	5,66	416,0	412,0	420,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,8	0,00	7,8	7,8	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	128,5	0,71	128,5	128,0	129,0
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	17,5	3,54	17,5	15,0	20,0
Z _{og}	mg/dm ³	180,8	3,18	180,8	178,5	183,0
Z _{org}	mg/dm ³	45,3	12,37	45,3	36,5	54,0

Stężenie zawiesiny organicznej po czyszczeniu zbiornika było wyższe o 63,4%, niż przed czyszczeniem, ale stężenie zawiesiny ogólnej, jak i materii organicznej, wyrażonej w BZT₅ było wyższe przed czyszczeniem zbiornika o 12,8% i 28,6%. Różnica ChZT przed i po czyszczeniu zbiornika wynosiła 8,5%.

Tabela 4.14. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,9	0,06	7,9	7,8	8,0
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,0	0,46	3,3	2,3	3,3
Przewodność	μS/cm	416,4	5,76	414,0	410,0	426,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,3	0,53	7,3	6,4	8,2
ChZT	mg O ₂ /dm ³	140,4	7,86	142,5	128,5	151,3
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	12,5	2,64	12,5	10,0	15,0
Z _{og}	mg/dm ³	157,7	13,11	161,3	125,0	170,6
Z _{org}	mg/dm ³	123,7	7,06	126,3	106,0	129,0

W tabeli 4.15 podano wyniki badań dla roztopów dla drugiego punktu pomiarowego. Dla materii organicznej (BZT₅ i ChZT) wartości wynosiły odpowiednio: 38,0 i 188,9 mg O₂/dm³ i były najwyższe w porównaniu do pozostałych wartości mierzonych dla próbek pobranych podczas pogody bezdeszczowej i deszczowej. Dla okresu roztopów BZT₅ było wyższe o 66,4%, niż dla pogody bezdeszczowej po czyszczeniu zbiornika. Podobnie dla wartości BZT₅ w próbkach dla pogody deszczowej i okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu zbiornika wartości te były wyższe o odpowiednio 42,1% i 67,1%. Natomiast ChZT w ściekach dla okresu roztopów było wyższe o 64,5%, niż dla okresu bezdeszczowego, a o 9,5% wyższe od stężeń podczas pogody deszczowej. Z kolei ChZT w ściekach podczas roztopów było wyższe o 25,7% w porównaniu do okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu. Stężenie zawiesiny ogólnej i mineralnej wynosiło odpowiednio 172,9 i 113,2 mg/dm³.

Tabela 4.15. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru próbek dla **roztopów** po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 3)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,9	0,07	7,9	7,8	8,0
O ₂	mg O ₂ /dm ³	2,2	0,03	2,2	2,2	2,2
Przewodność	μS/cm	429,3	0,58	429,0	429,0	430,0
Cl ⁻	mg/dm ³	5,6	0,07	5,6	5,5	5,7
ChZT	mg O ₂ /dm ³	188,9	7,74	190,3	180,6	195,9
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	38,0	0,00	38,0	38,0	38,0
Z _{og}	mg/dm ³	172,9	14,37	172,6	158,6	187,4
Z _{org}	mg/dm ³	113,2	5,52	112,5	108,0	119,0

W tabelach 4.16-4.22 podano wyniki badań dla trzeciego punktu pomiarowego (rys. 3.4) dla okresu bezdeszczowego, deszczowego oraz roztopów.

Tabela 4.16. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla **okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,9	0,43	7,8	7,6	8,5
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,5	0,20	3,6	3,2	3,7
Przewodność	μS/cm	406,5	40,31	421,0	348,0	436,0
Cl ⁻	mg/dm ³	9,0	2,20	8,5	7,1	12,1
ChZT	mg O ₂ /dm ³	50,1	26,89	60,7	11,1	68,0
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	12,5	2,89	12,5	10,0	15,0
Z _{og}	mg/dm ³	156,8	51,32	170,6	84,0	202,0
Z _{org}	mg/dm ³	141,6	52,68	155,6	67,0	188,0

Tabela 4.17. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla **okresu bezdeszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 16)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,9	0,08	7,9	7,9	8,2
O ₂	mg O ₂ /dm ³	2,8	0,57	2,7	2,1	3,5
Przewodność	μS/cm	430,7	4,95	430,0	420,0	436,0
Cl ⁻	mg/dm ³	5,9	0,89	5,7	4,4	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	69,1	24,86	81,8	8,4	88,1
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	11,3	2,35	10,0	10,0	17,0
Z _{og}	mg/dm ³	168,1	19,14	170,0	131,5	191,2
Z _{org}	mg/dm ³	141,1	18,60	139,5	106,5	170,0

Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru dla okresu bezdeszczowego przed i po czyszczeniu zbiornika (tabela 4.16 i 4.17) różniła się znacznie między sobą. Materia organiczna wyrażona jako BZT₅, tlen rozpuszczony oraz stężenie chlorków było wyższe przed czyszczeniem zbiornika odpowiednio o 10%, 21,4% i 69,6% niż po czyszczeniu zbiornika. Z kolei ChZT było o 27,5% wyższe po czyszczeniu zbiornika w porównaniu do wartości sprzed oczyszczania zbiornika. Zawiesina ogólna oraz organiczna nie różniły się w istotny sposób dla okresu sprzed oczyszczania i po oczyszczaniu zbiornika.

Natomiast w okresie deszczowym (tabela 4.18 i 4.19) ChZT było wyższe o 31,5% po czyszczeniu zbiornika. Stężenie chlorków było wyższe o 58,2% przed czyszczeniem zbiornika. Stężenie zawiesiny ogólnej, zarówno przed jak i po czyszczeniu zbiornika, było takie samo i wynosiło 252 mg/dm³. Podczas gdy stężenie zawiesiny organicznej było wyższe o 15,2% po czyszczeniu zbiornika.

Tabela 4.18. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,7	0,01	7,7	7,7	7,7
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,3	0,01	3,3	3,3	3,3
Przewodność	μS/cm	274,0	5,66	274,0	270,0	278,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,1	0,00	7,1	7,1	7,1
ChZT	mg O ₂ /dm ³	111,0	1,41	111,0	110,0	112,0
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	17,5	3,54	17,5	15,0	20,0
Z _{og}	mg/dm ³	252,8	5,30	252,8	249,0	256,5
Z _{org}	mg/dm ³	171,7	3,32	171,7	169,3	174,0

Tabela 4.19. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,7	0,03	7,7	7,6	7,7
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,0	0,47	3,2	2,2	3,3
Przewodność	μS/cm	285,3	8,11	284,5	272,0	301,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,3	0,53	7,4	6,4	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	161,9	8,57	163,9	151,2	178,6
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	18,0	2,58	20,0	15,0	20,0
Z _{og}	mg/dm ³	252,2	12,41	254,7	230,0	266,9
Z _{org}	mg/dm ³	202,5	10,02	204,9	183,3	213,0

Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu bezdeszczowego przed i po czyszczeniu zbiornika po dwóch godzinach trwania opadu (tabela 4.20 i 4.21) różniła się w sposób istotny. Wyniki badań wykazały, że jakość ścieków opadowych przed czyszczeniem zbiornika była gorsza niż po czyszczeniu zbiornika.

Tabela 4.20. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,8	0,01	7,8	7,8	7,8
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,3	0,01	3,3	3,3	3,3
Przewodność	μS/cm	410,0	1,41	410,0	409,0	411,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,8	0,00	7,8	7,8	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	113,0	1,41	113,0	112,0	114,0
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	17,5	3,54	17,5	15,0	20,0
Z _{og}	mg/dm ³	166,5	2,12	166,5	165,0	168,0
Z _{org}	mg/dm ³	116,0	2,83	116,0	114,0	118,0

Tabela 4.21. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,9	0,05	7,9	7,8	8,0
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,0	0,46	3,3	2,2	3,4
Przewodność	μS/cm	416,2	4,47	418,0	408,0	421,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,4	0,57	7,4	6,4	8,2
ChZT	mg O ₂ /dm ³	131,1	11,50	126,2	118,6	148,3
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	10,5	1,58	10,0	10,0	15,0
Z _{og}	mg/dm ³	123,9	17,65	128,7	77,0	140,5
Z _{org}	mg/dm ³	88,4	7,98	89,4	70,0	98,6

Stężenie zawiesiny ogólnej, organicznej oraz materii organicznej, wyrażonej w BZT₅, doprowadzanej do systemu hydrofitowego były odpowiednio o 25,6%, 23,8% i 40% wyższe w porównaniu ze stężeniami tych wskaźników w ściekach doprowadzanych po czyszczeniu zbiornika retencyjnego. Natomiast stężenie ChZT w ściekach doprowadzonych do systemu hydrofitowego było o 13,8% wyższe po czyszczeniu zbiornika niż przed czyszczeniem z osadu ze zbiornika retencyjnego.

W tabeli 4.22 przedstawiono wyniki badań dla roztopów w trzecim punkcie poboru. BZT₅ i ChZT były wyższe w stosunku do okresu bezdeszczowego (odpowiednio BZT₅ o 70,4% i ChZT o 64,3%), jak i deszczowego (BZT₅ o 52,6% i ChZT o 16,5%) oraz okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu (BZT₅ o 72,4% i ChZT o 32,4%) i wynosiły kolejno 38 mg O₂/dm³ i 193,9 mg O₂/dm³. Natomiast stężenie zawiesiny ogólnej, jak i organicznej było niższe w stosunku do pory deszczowej po czyszczeniu zbiornika i wynosiło 189,4 mg/dm³ i 95,4 mg/dm³.

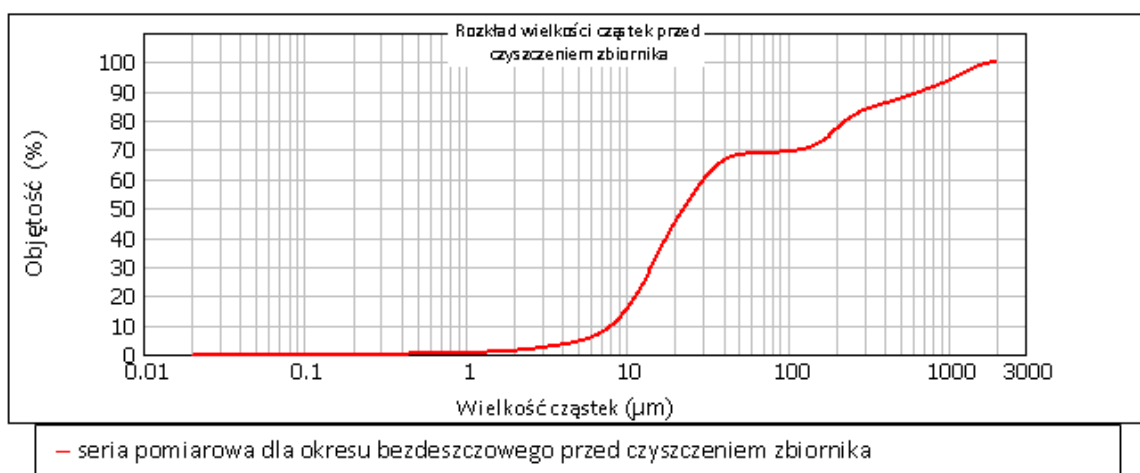
Tabela 4.22. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla **roztopów** po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 3)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,9	0,01	7,9	7,9	7,9
O ₂	mg O ₂ /dm ³	2,2	0,04	2,2	2,1	2,2
Przewodność	μS/cm	427,7	0,58	428,0	427,0	428,0
Cl ⁻	mg/dm ³	5,6	0,07	5,6	5,5	5,7
ChZT	mg O ₂ /dm ³	193,9	4,87	192,4	189,9	199,3
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	38,0	0,00	38,0	38,0	38,0
Z _{og}	mg/dm ³	189,4	3,68	190,0	185,4	192,7
Z _{org}	mg/dm ³	95,4	1,81	94,8	93,9	97,4

Skład granulometryczny zawiesin po kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym

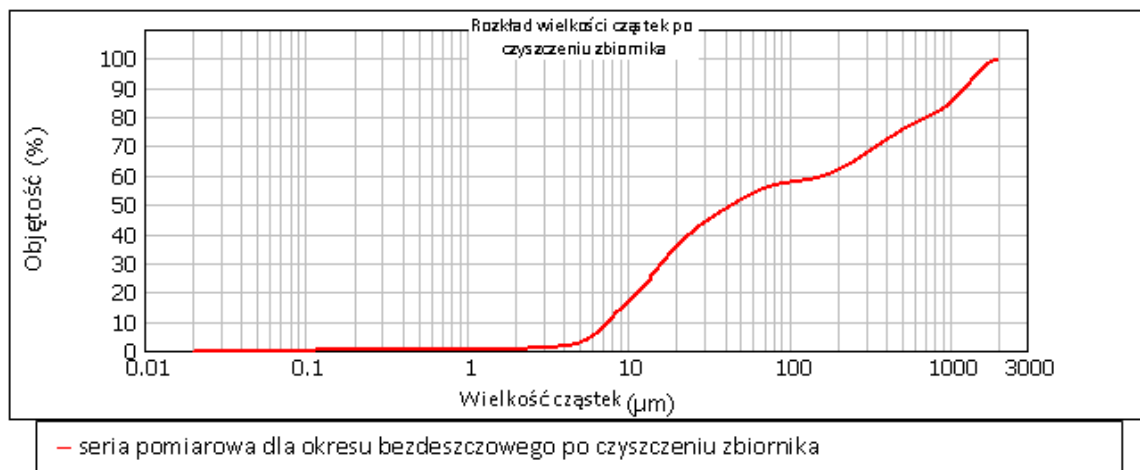
Na rysunkach 4.8-4.14 przedstawiono rozkład wielkości cząstek zawiesiny dla poszczególnych warunków atmosferycznych dla drugiego punktu pomiarowego – po zbiorniku (rys. 3.4).

Procentowy rozkład wielkości cząstek dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika (rys. 4.8) charakteryzował się największym udziałem procentowym dla cząstek z zakresu od 6,3 do 54,9 μm , który wynosił 45,2%. Wielkość cząstek z zakresu od 124,5 do 369 μm oraz od 370 do 1808 μm miała podobny udział procentowy, który wynosił kolejno 20% i 24,3%. Najmniejszy udział procentowy miały cząstki o średnicy od 1,2 do 6,3 oraz od 55,0 do 124 μm (odpowiednio 6,3% i 1%). Cząstki o średnicy od 0,02 do 1,2 μm oraz od 1809 do 2000 μm stanowiły ilości śladowe (0,01%).



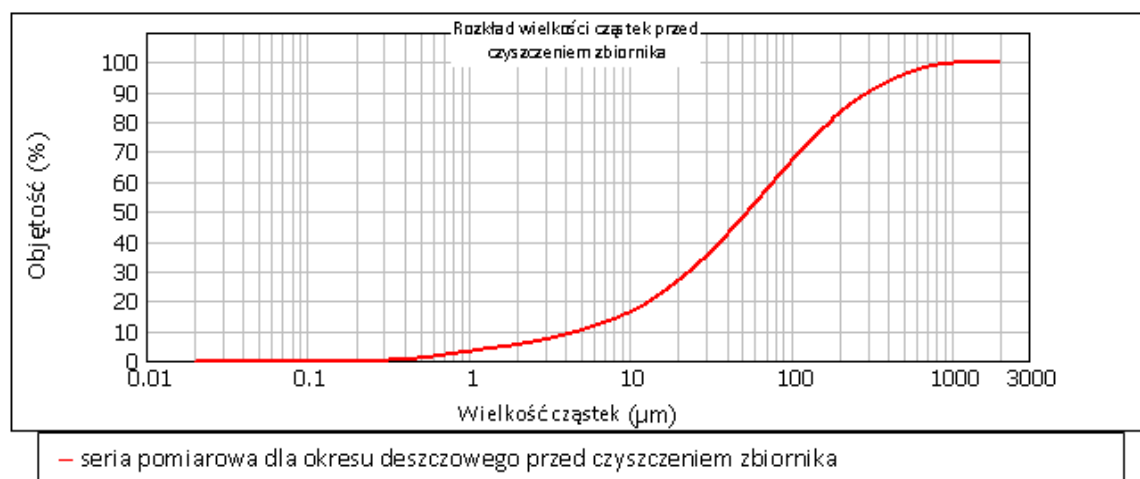
Rys. 4.8. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla **okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)

Z kolei w drugim punkcie poboru próbek dla okresu bezdeszczowego po usunięciu osadu ze zbiornika retencyjnego (rys. 4.9) procentowy udział wielkości cząstek charakteryzował się największą średnicą cząstek zastępczych w przedziale od 4,5 do 59,5 μm i wynosił on 52,8%. Cząstki o wielkości od 115 do 693 μm oraz od 916,5 do 1950 μm miały podobny udział procentowy, który wynosił odpowiednio 21,0% i 24,2%. Najmniej było cząstek o średnicy od 1 do 4,5 μm (1,9%).

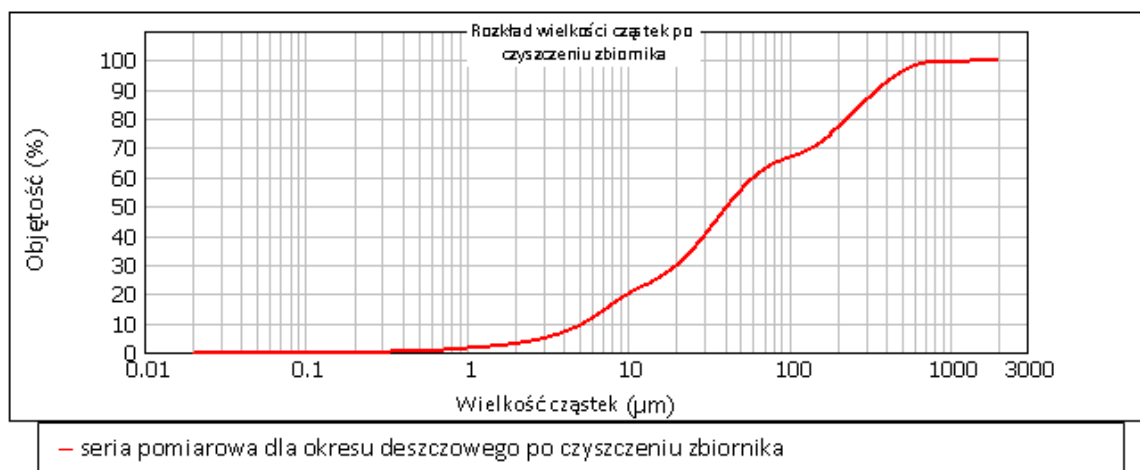


Rys. 4.9. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla **okresu bezdeszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego ($n = 16$)

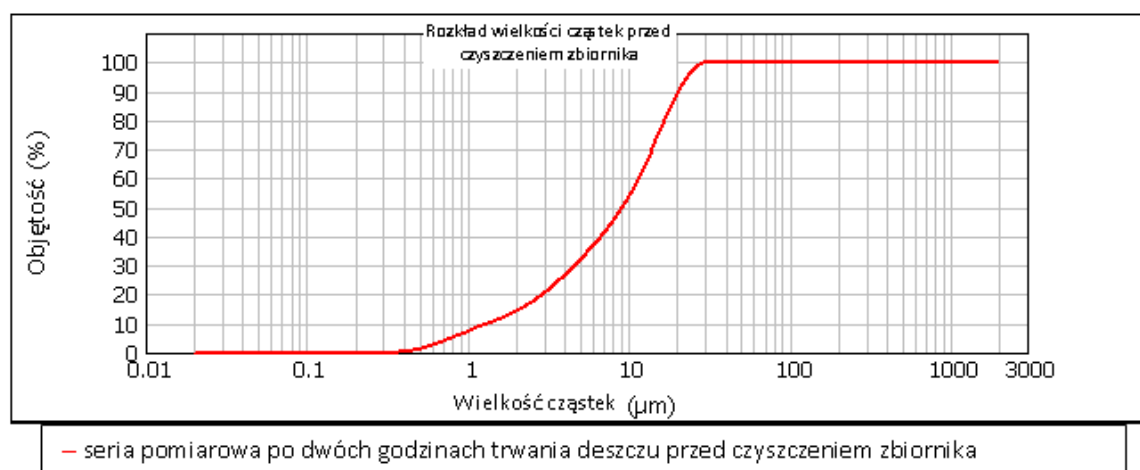
Na rysunku 4.10 przedstawiono rozkład wielkości średnich zastępczych cząstek zawiesiny dla drugiego punktu pomiarowego dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika. Charakteryzował się on bardzo dużym udziałem procentowym (81%) dla cząstek o wielkości od 10,5 do 1064 μm . Cząstki o wielkości od 0,33 do 1,2 μm oraz od 2,2 do 10 μm miały najmniejszy udział procentowy, który wynosił odpowiednio 3% i 14%. Natomiast, dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika (rys. 4.11), udział procentowy cząsteczek był bardzo zmienny i charakteryzował się trzema pikami dla cząstek od 1,5 do 14,6 μm , od 15 do 99,5 μm oraz od 119 do 827 μm , którym odpowiadały odpowiednio następujące udziały: 22%, 43,5% i 32%.



Rys. 4.10. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego ($n = 2$)

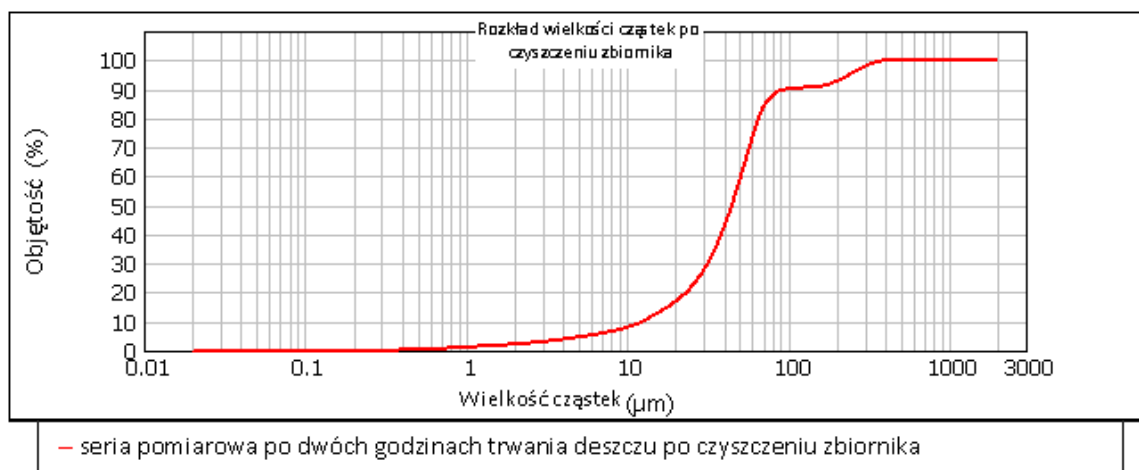


Rys. 4.11. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego ($n = 10$)

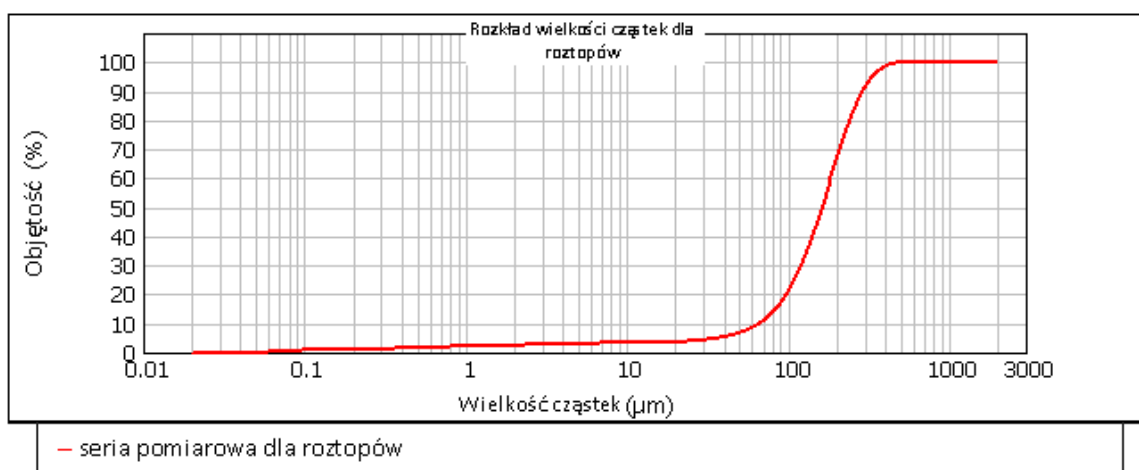


Rys. 4.12. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek **dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego ($n = 2$)

Procentowy udział wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie pomiarowym dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika wynosił 99,9% dla wielkości cząstek w przedziale od 0,4 do 30,4 μm (rys. 4.12). Z kolei rozkład wielkości cząstek dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika po dwóch godzinach trwania opadu (rys. 4.13) był inny od rozkładu wielkości cząstek przed czyszczeniem zbiornika. Po czyszczeniu zbiornika w okresie deszczu po dwóch godzinach trwania opadu wielkość cząstek od 22,6 do 101 μm miała największy udział procentowy wynoszący 69,8%. Cząstki o średnicy od 10,6 do 22,5 μm oraz 141,4 do 429 μm stanowiły kolejno 11,0% i 9,9%.



Rys. 4.13. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu** zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego ($n = 10$)

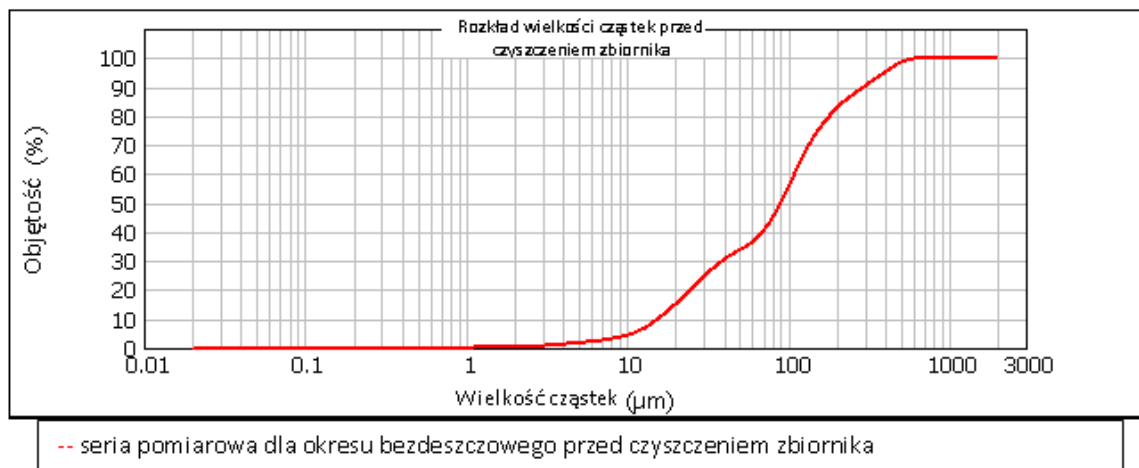


Rys. 4.14. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla **roztopów** ($n = 3$)

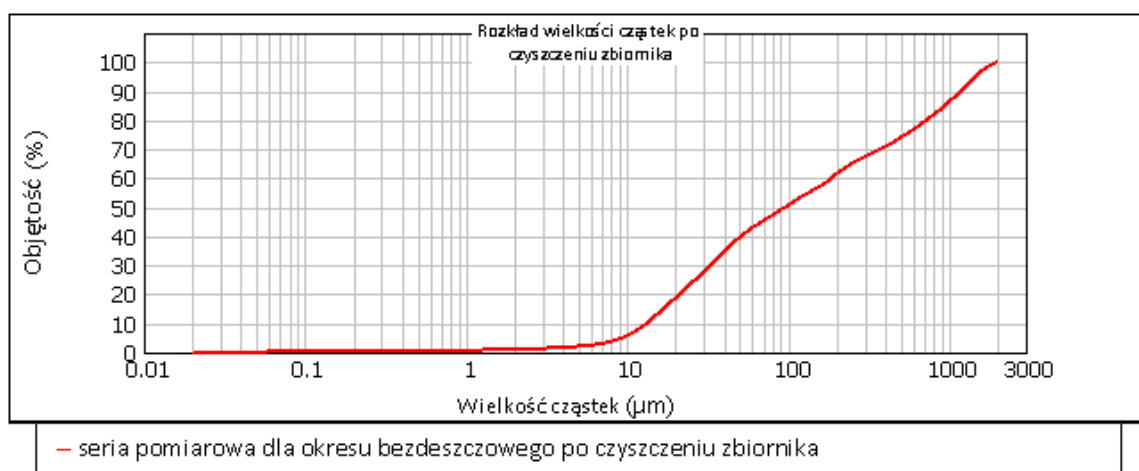
Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla roztopów przedstawiono na rysunku 4.14. Największy udział procentowy miały cząstki o wielkości od 32 do 659 μm (95,4%). Cząstki od 0,06 do 31 μm miały udział wielkości 4,4%.

Na rysunkach 4.15-4.21 pokazano rozkład wielkości cząstek dla poszczególnych warunków atmosferycznych dla trzeciego punktu pomiarowego – po zbiorniku retencyjnym (rys. 3.4).

W trzecim punkcie pomiarowym dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika (rys. 4.15) największy udział procentowy stanowiły cząstki w przedziale od 61 do 378 μm i wynosił on 58%. Cząstki o wielkości średnicy od 1,2 do 9,3; od 10 do 54 μm oraz od 463 do 675 μm stanowiły kolejno 3,8 do 5%; 32,2% i 5% udziału.

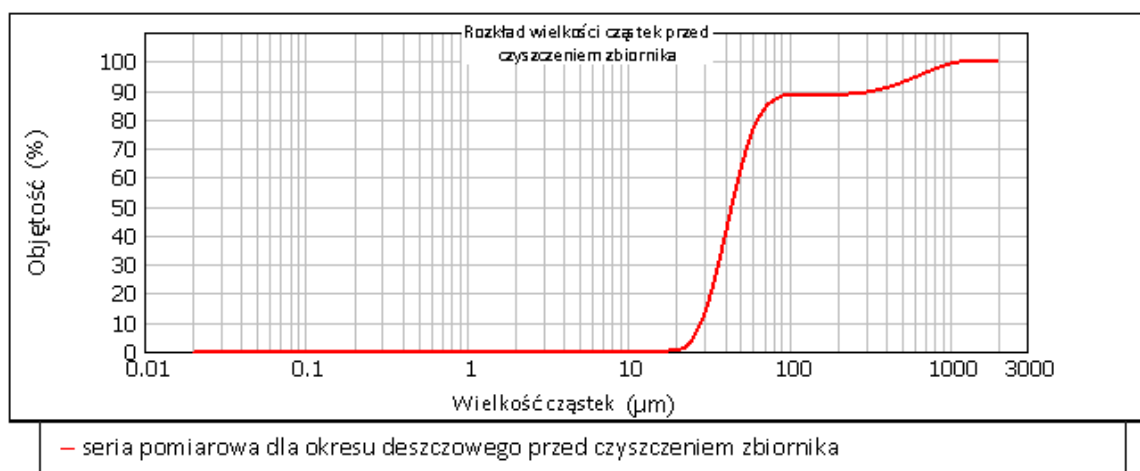


Rys. 4.15. Rozkład wielkości cząstek zawieszony w trzecim punkcie poboru próbek dla **okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego (n = 4)

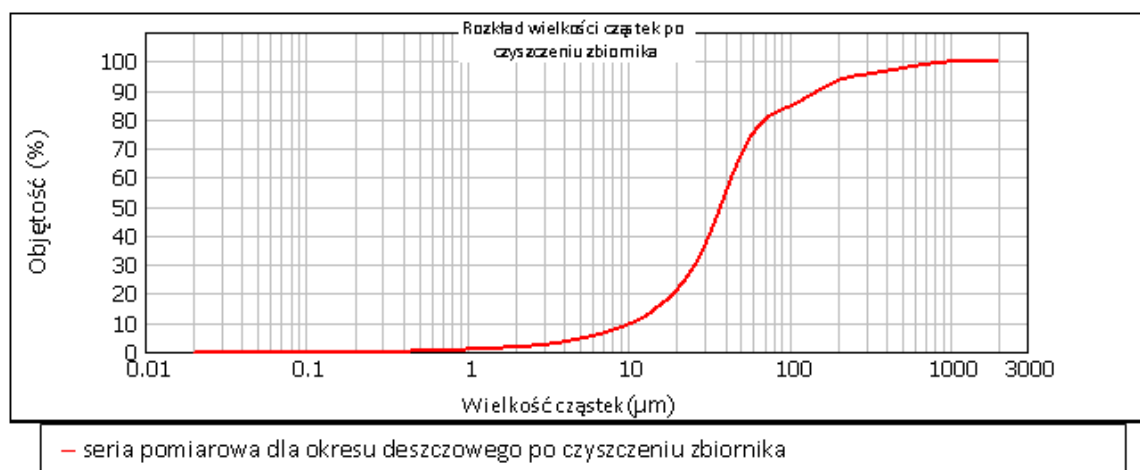


Rys. 4.16. Rozkład wielkości cząstek zawieszony w trzecim punkcie poboru próbek dla **okresu bezdeszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego (n = 16)

Natomiast dla cząstek dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika (rys. 4.16) największy udział procentowy miały cząstki w przedziale od 7,5 do 77,1 µm i wynosił on 43,8%, następnie cząstki o wielkości 408 do 1950 µm (30%). Charakterystyczny jest również pik dla cząstek w przedziale od 164 do 369 µm, dla których udział procentowy tych cząstek wynosi 13,1%.



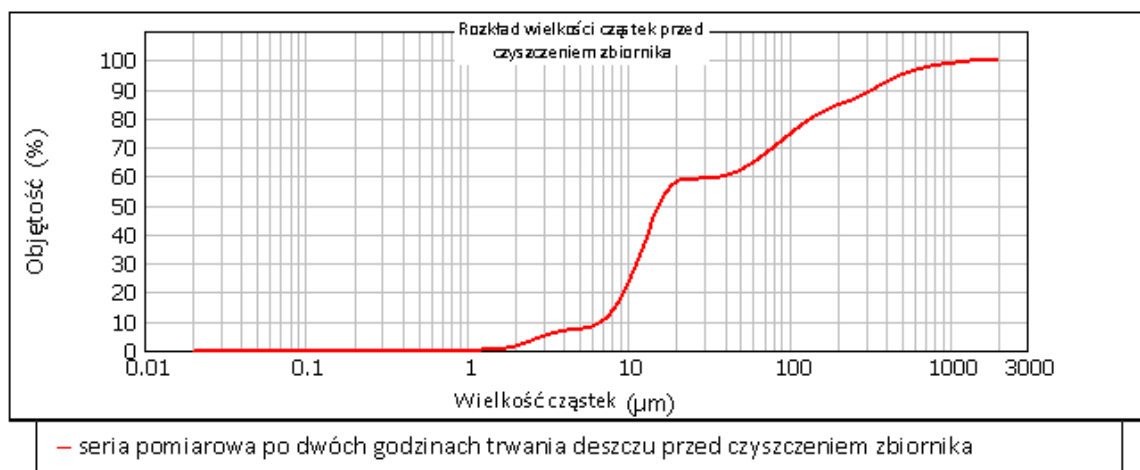
Rys. 4.17. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego ($n = 2$)



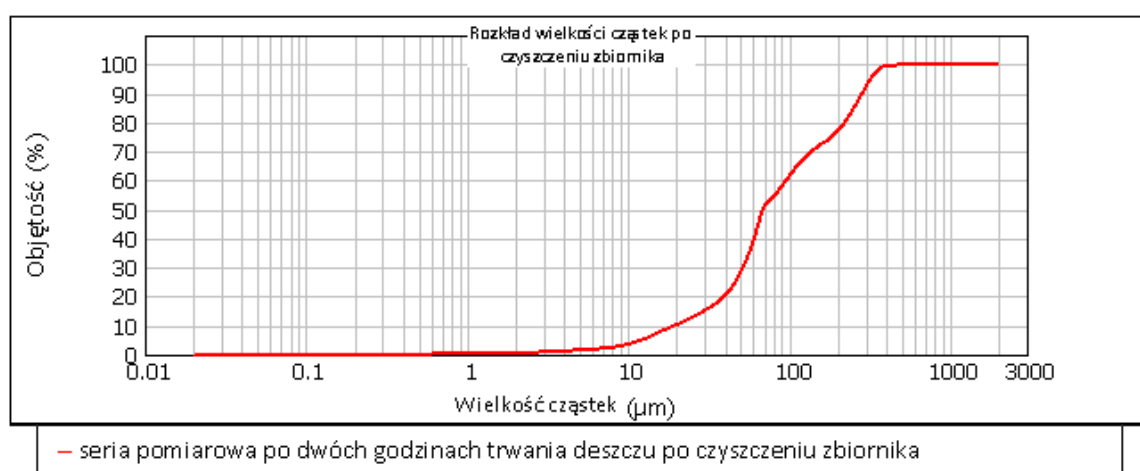
Rys. 4.18. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego ($n = 10$)

Na rysunkach 4.17 i 4.18 pokazano rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek (rys. 3.4) dla okresu deszczowego przed i po czyszczeniu zbiornika. Dla pogody deszczowej przed czyszczeniem zbiornika charakterystyczny jest większy udział procesowy cząstek zakresu od 19 do 101 μm (88,7%) oraz od 265 do 1269 μm (11,2%), podczas gdy dla pogody deszczowej po czyszczeniu zbiornika przeważają cząstki o wymiarach od 13,5 do 94,5 μm (71,5%), następnie od 0,45 do 13,2 μm (12,5%) i kolejno od 101 do 333 μm (11,6%) oraz od 350 do 1207 μm (4,3%).

Natomiast dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem zbiornika (rys. 4.19) oraz po czyszczeniu zbiornika (rys. 4.20) można zauważyć wyraźne różnice w charakterystyce wielkości cząstek.



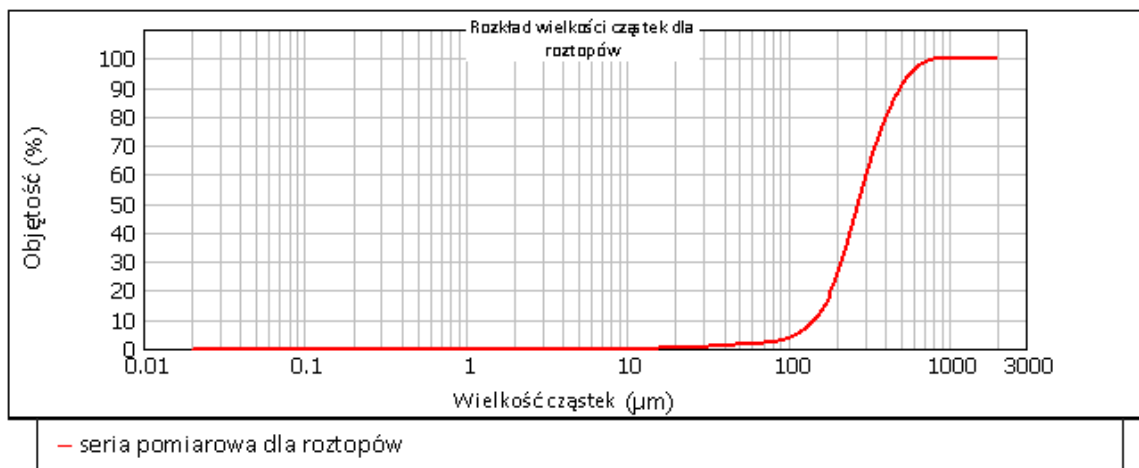
Rys. 4.19. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem** zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego ($n = 2$)



Rys. 4.20. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu** zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego ($n = 10$)

Największy udział procentowy przed czyszczeniem zbiornika po dwóch godzinach trwania opadu (rys. 4.19) miały cząstki o wielkości od 5,8 do 23,5 μm (55,5%), a następnie cząstki o wielkości od 37,5 do 240 μm (26%) i od 259 do 1554 μm (13,5%). Z kolei po czyszczeniu zbiornika po dwóch godzinach trwania opadu (rys. 4.20) największy udział procentowy miały cząstki o wielkości od 39 do 81 μm i wynosił on 35,9%, a następnie cząstki od 206 do 440 μm (25,5%) i od 97 do 173 μm (18,8%).

Na rysunku 4.21 przedstawiono rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek (po zbiorniku) dla roztopów. W tym przypadku największy udział procentowy miały cząstki o wielkości od 81 do 986 μm , który wynosił 98,2%.



Rys. 4.21. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek dla **roztopów** (n = 3)

4.3. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego

W tabelach 4.23-4.29 podano jakość ścieków w odpływie ze złoża z podpowierzchniowym poziomym przepływem (SS HF) (rys. 3.4) dla okresu bezdeszczowego, deszczowego i roztopów. Jest to jednocześnie ostatni stopień oczyszczania w wielostopniowym systemie hydrofitowym.

Jakość ścieków w odpływie ze złoża dla okresu bezdeszczowego (rys. 4.23 i 4.24) różniła się w sposób istotny przed i po czyszczeniu zbiornika.

Tabela 4.23. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla **okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)

Parametr	Jednostka	Średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,9	0,10	8,0	7,8	8,0
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,5	0,33	3,6	3,0	3,8
Przewodność	µS/cm	433,0	4,24	432,0	429,0	439,0
Cl ⁻	mg/dm ³	9,1	1,60	8,7	7,8	11,3
ChZT	mg O ₂ /dm ³	48,6	23,70	57,2	14,8	65,3
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	10,0	0,00	10,0	10,0	10,0
Z _{og}	mg/dm ³	163,8	39,48	145,2	142,0	223,0
Z _{org}	mg/dm ³	142,6	47,94	127,7	103,0	212,0

Tabela 4.24. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla **okresu bezdeszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 16)

Parametr	Jednostka	Średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,8	0,10	7,8	7,7	8,1
O ₂	mg O ₂ /dm ³	2,9	0,58	2,8	2,2	3,6
Przewodność	µS·cm ⁻¹	430,4	7,24	430,5	419,0	441,0
Cl ⁻	mg/dm ³	5,7	1,06	5,7	3,9	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	56,9	18,62	63,8	8,6	72,1
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	10,0	0,00	10,0	10,0	10,0
Z _{og}	mg/dm ³	126,8	15,04	122,5	108,0	161,0
Z _{org}	mg/dm ³	88,5	7,93	91,3	68,0	97,5

Stężenie zawiesiny ogólnej i organicznej było wyższe o odpowiednio 22,6% i 37,9% przed czyszczeniem zbiornika (tabela 4.23). Stężenie chlorków, jak i tlenu rozpuszczonego, w wodzie było niższe po czyszczeniu zbiornika (tabela 4.24) i wynosiło odpowiednio 5,7 mg/dm³ i 2,9 mg O₂/dm³. Natomiast stwierdzono wzrost ChZT po czyszczeniu zbiornika o 14,6%. Stężenie materii organicznej wyrażonej w BZT₅ nie uległo zmianie po czyszczeniu zbiornika i wynosiło 10 mg O₂/dm³.

Natomiast jakość ścieków w odpływie ze złoża SS HF dla okresu deszczowego zarówno przed (tabela 4.25), jak i po czyszczeniu zbiornika (tabela 4.26) nie różniły się w sposób istotny. Jedynie BZT₅ było wyższe o 20% przed czyszczeniem zbiornika, niż po usunięciu osadu dennego ze zbiornika retencyjnego. Stężenie zawiesiny ogólnej i organicznej było wyższe odpowiednio o 7% i 2% przed czyszczeniem zbiornika. Natomiast ChZT było wyższe o 9,1% po czyszczeniu zbiornika.

Tabela 4.25. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego (n = 2)

Parametr	Jednostka	Średnia	±σ	mediana	min	max
pH	–	7,6	0,04	7,6	7,6	7,7
O ₂	mg O ₂ /dm ³	4,6	0,01	4,6	4,6	4,6
Przewodność	μS·cm ⁻¹	289,5	0,71	289,5	289,0	290,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,1	0,00	7,1	7,1	7,1
ChZT	mg O ₂ /dm ³	140,5	0,71	140,5	140,0	141,0
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	17,5	3,54	17,5	15,0	20,0
Z _{og}	mg/dm ³	177,0	5,66	177,0	173,0	181,0
Z _{org}	mg/dm ³	108,0	1,41	108,0	107,0	109,0

Tabela 4.26. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego (n = 10)

Parametr	Jednostka	Średnia	±σ	mediana	min	max
pH	–	7,6	0,02	7,6	7,6	7,7
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,2	0,68	3,4	2,3	4,5
Przewodność	μS·cm ⁻¹	296,2	4,57	295,5	290,0	304,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,3	0,53	7,4	6,4	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	154,7	11,94	154,5	134,6	172,3
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	14,0	2,11	15,0	10,0	15,0
Z _{og}	mg/dm ³	164,7	11,24	165,5	145,0	181,3
Z _{org}	mg/dm ³	105,8	3,76	104,7	102,0	112,5

Dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed i po czyszczeniu zbiornika (tabele 4.27 i 4.28) średnie wartości stężeń zanieczyszczeń w czwartym punkcie pomiarowym (po złożu SS HF) różniły się w sposób istotny. Zanieczyszczenie wód opadowych odpływających ze złoża, czyli po oczyszczeniu w systemie hydrofitowym było wyższe przed czyszczeniem zbiornika niż po czyszczeniu. Stężenie zawiesiny ogólnej, organicznej i materii organicznej biologicznie łatwo rozkładalnej, wyrażonej w BZT₅, w odpływie były odpowiednio o 52,8%, 31% i 33,3% wyższe w porównaniu do stężenia tych wskaźników po czyszczeniu zbiornika retencyjnego.

Tabela 4.27. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	8,0	0,01	8,0	8,0	8,0
O ₂	mg O ₂ /dm ³	4,6	0,04	4,6	4,6	4,7
Przewodność	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	417,5	3,54	417,5	415,0	420,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,8	0,00	7,8	7,8	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	130,5	2,12	130,5	129,0	132,0
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	15,0	0,00	15,0	15,0	15,0
Z _{og}	mg/dm ³	193,0	8,49	193,0	187,0	199,0
Z _{org}	mg/dm ³	103,0	1,41	103,0	102,0	104,0

Tabela 4.28. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	8,0	0,04	8,0	7,9	8,0
O ₂	mg O ₂ /dm ³	3,3	0,68	3,4	2,3	4,6
Przewodność	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	426,1	5,93	427,0	417,0	435,0
Cl ⁻	mg/dm ³	7,3	0,53	7,4	6,4	7,8
ChZT	mg O ₂ /dm ³	121,1	5,41	121,4	112,3	131,3
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	10,0	0,00	10,0	10,0	10,0
Z _{og}	mg/dm ³	91,1	13,06	95,5	55,0	99,5
Z _{org}	mg/dm ³	71,1	12,76	73,3	37,0	82,1

Natomiast stężenie tlenu rozpuszczonego było wyższe o 29,2% przed czyszczeniem zbiornika niż po czyszczeniu. ChZT i stężenie chlorków w ściekach odprowadzanych z systemu hydrofitowego nie różniło się w istotny sposób. Różnice te wynosiły odpowiednio: 7,2% i 5,9%.

W tabeli 4.28 podano jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu roztopów. Oczyszczone ścieki charakteryzowały się niskimi stężeniami zanieczyszczeń, takich jak: ChZT, zawiesina ogólna i organiczna w porównaniu dla okresu deszczowego, zarówno przed, jak i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego. ChZT dla roztopów wynosiło 111,1 mg O₂/dm³, podczas gdy dla okresu deszczowego, zarówno przed jak i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego, wynosiło od 121,1 do 154,7 mg O₂/dm³. Średnie stężenie zawiesiny ogólnej i organicznej dla roztopów wynosiło odpowiednio 157,6 mg O₂/dm³ i 72,5 mg O₂/dm³, a dla okresu deszczowego odpowiednio 193,0 mg O₂/dm³ i 177 mg O₂/dm³. Natomiast stężenie materii organicznej, wyrażonej w BZT₅, dla roztopów było wyższe niż dla okresu deszczowego i wynosiło 30 mg O₂/dm³.

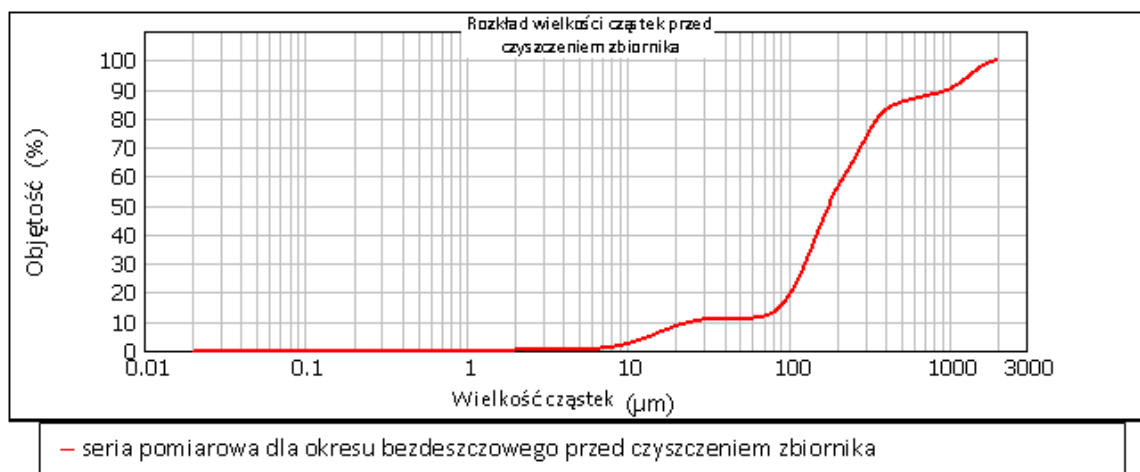
Tabela 4.29. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla **roztopów** po czyszczeniu zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego (n = 3)

Parametr	Jednostka	średnia	$\pm\sigma$	mediana	min	max
pH	–	7,8	0,01	7,8	7,8	7,8
O ₂	mg O ₂ /dm ³	2,5	0,07	2,5	2,5	2,6
Przewodność	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	424,3	0,58	424,0	424,0	425,0
Cl ⁻	mg/dm ³	5,3	0,04	5,3	5,2	5,3
ChZT	mg O ₂ /dm ³	111,1	6,57	108,1	106,5	118,6
BZT ₅	mg O ₂ /dm ³	30,0	0,00	30,0	30,0	30,0
Z _{og}	mg/dm ³	157,6	4,65	155,7	154,2	162,9
Z _{org}	mg/dm ³	72,5	11,96	65,8	65,3	86,3

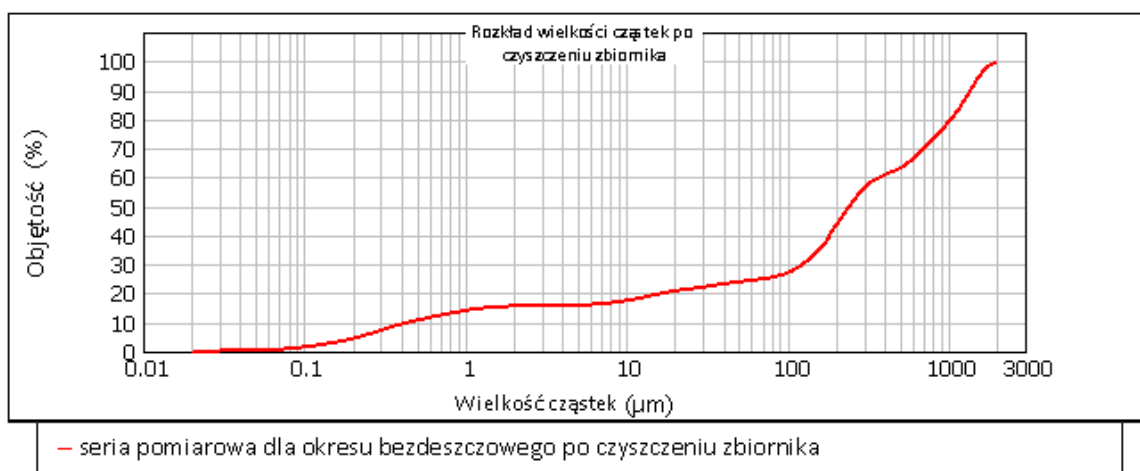
Skład granulometryczny zawiesin w odpływie z systemu hydrofitowego

Na rysunkach 4.22-4.28 przedstawiono rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie ze złoża z podpowierzchniowym poziomym przepływem (pkt 4 poboru próbek, i jednocześnie odpływ z systemu hydrofitowego) dla analizowanych warunków atmosferycznych.

Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie ze złoża dla okresu bezdeszczowego przed i po czyszczeniu zbiornika (rys. 4.22 i 4.23) różnił się w istotny sposób. Wielkość cząstek dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika (rys. 4.22) charakteryzowała się następującym udziałem procentowym: najwięcej, bo aż 51,6% było cząstek o wymiarach od 68 do 240 μm , następnie cząstek od 259 do 776 μm było 25,5 i kolejno od 914 do 1950 μm (11,9%) oraz cząstki od 5,5 do 34,5 μm (10,9%). Natomiast dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika (rys. 4.23) przedziały wielkości cząstek były bardziej zróżnicowane w porównaniu do przedziałów wartości pomierzonych dla cząstek przed czyszczeniem zbiornika. Zanotowano więcej przedziałów z mniejszym udziałem procentowym. Dla wielkości cząstek udział procentowy wynosił odpowiednio dla cząstek od 0,03 do 2,2 μm – 15,5%, od 3,1 do 25 μm – 5,9%, od 30 do 58 μm – 3%, od 77,2 do 474 μm – 38%, od 499 do 729 μm – 8,6% oraz od 1012 do 1950 μm – 28,9%.

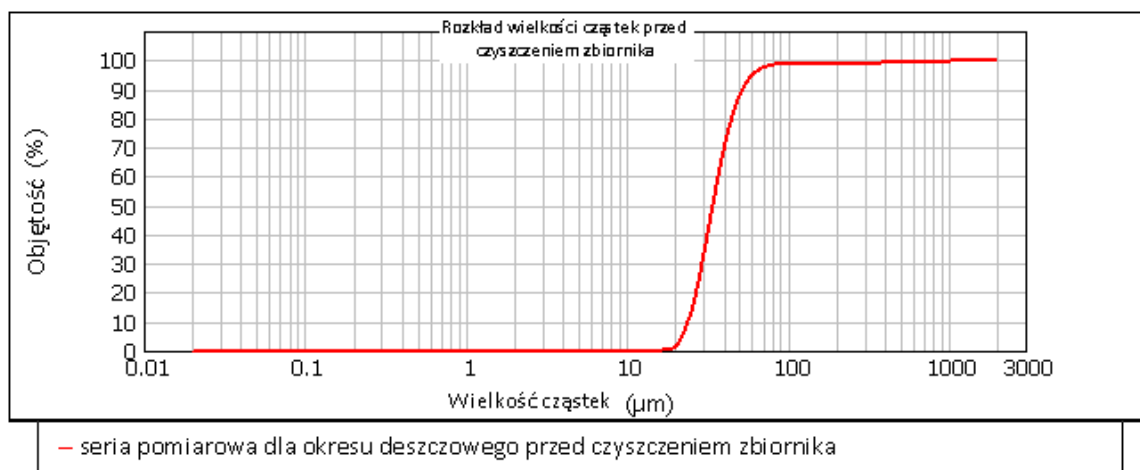


Rys. 4.22. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego dla **okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego (n = 4)



Rys. 4.23. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego dla **okresu bezdeszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedimentacyjno-retencyjnego (n = 16)

Na rysunku 4.24 przedstawiono rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z złoża SS HF (rys. 3.4) dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika. Cząstki o średnicach zastępczych od 16,5 do 110 μm stanowiły 98,8% udziału, a pozostałe 0,7% stanowiły cząstki od 451 do 611 μm . Natomiast rozkład wielkości cząstek zawiesiny dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika retencyjnego (rys. 4.25) dla tego punktu charakteryzował się szerokim spektrum rozmiarów cząstek. Największy udział procentowy miały cząstki o wymiarach od 20 do 92 μm oraz od 99 do 659 μm , który wynosił odpowiednio 49,4% i 33,2%. Najmniejszy udział procentowy miały cząstki o średnicy od 0,8 do 1,4 (0,4%). Cząstki o wymiarach od 0,14 do 0,5 μm oraz od 1,9 do 16,5 μm miały podobny udział procentowy, który wynosił odpowiednio 7,6% i 7,2%. Największe cząstki o średnicy od 675 do 1950 μm stanowiły zaledwie 2,1% udziału.

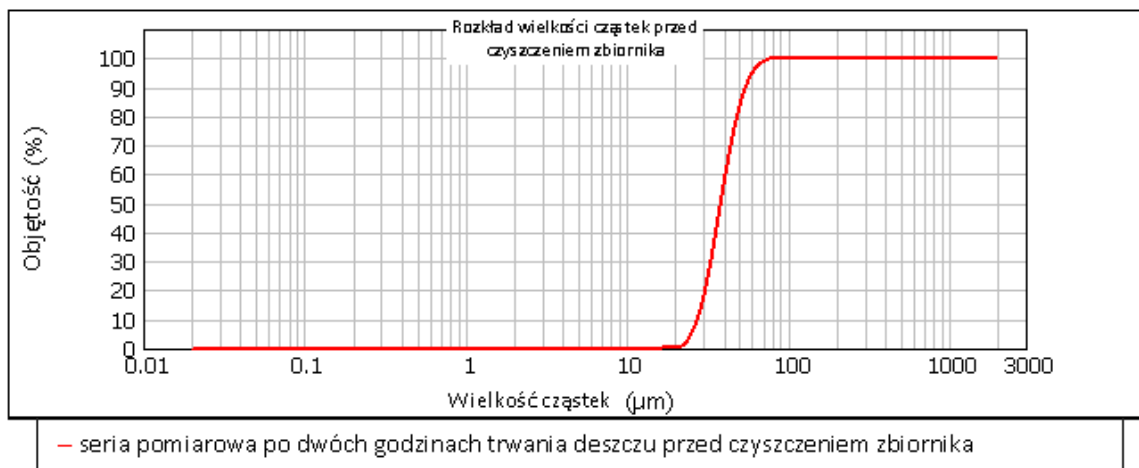


Rys. 4.24. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego ($n = 2$)

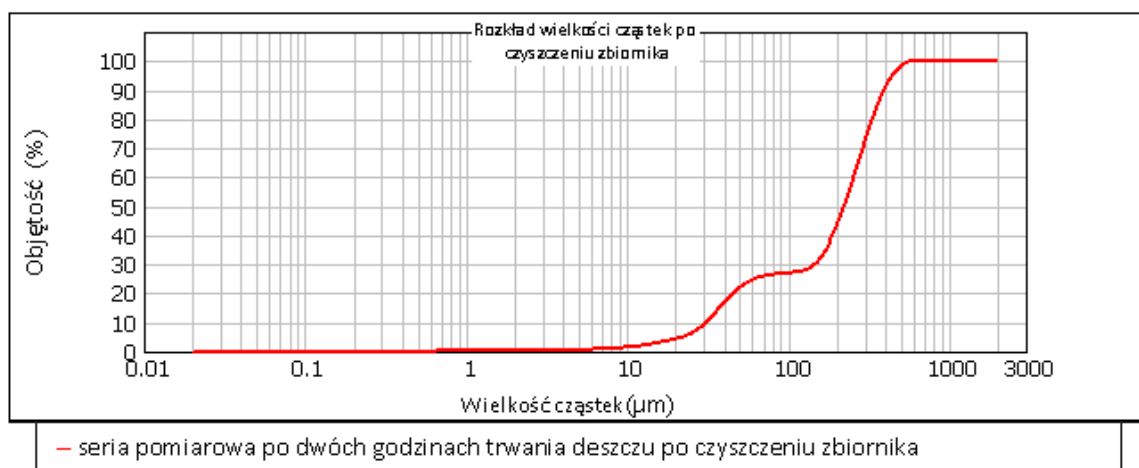


Rys. 4.25. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego ($n = 10$)

Dla pogody deszczowej po dwóch godzinach trwania opadu w odpływie z systemu hydrofitowego (rys. 4.26) zaobserwowano, że występowały przede wszystkim cząstki o wielkości średnicy zastępczej od 16,5 do 90 μm i stanowiły one aż 99,9%. Z kolei dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu zbiornika (rys. 4.27) najwięcej, bo 72,3% było cząstek o średnicy zastępczej w przedziale od 121,5 do 675 μm . Następnie cząstki o średnicy od 23,5 do 118,5 μm oraz od 4 do 22,5 μm stanowiły odpowiednio 22,2% i 5,3%.

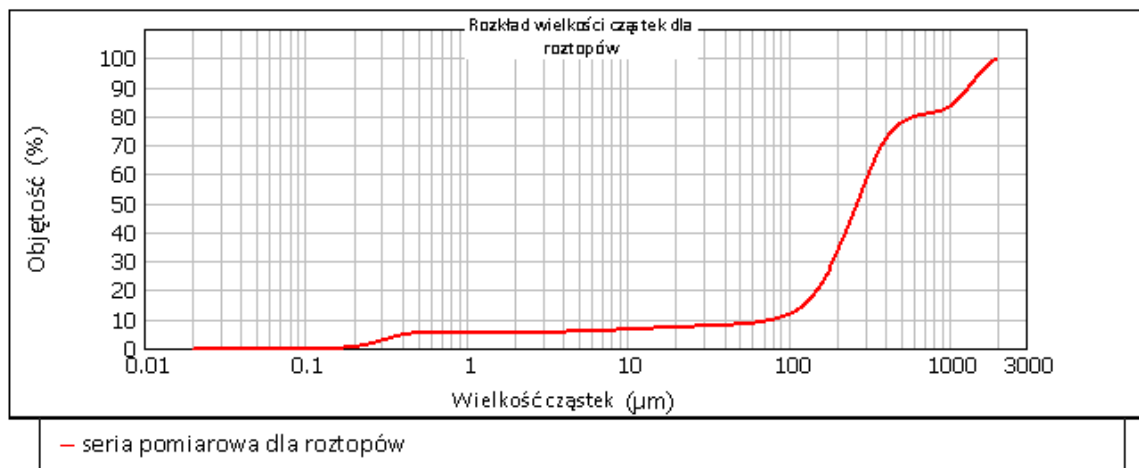


Rys. 4.26. Rozkład wielkości cząstek zawieszony w odpływie z systemu hydrofitowego dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)



Rys. 4.27. Rozkład wielkości cząstek zawieszony w odpływie z hydrofitowego dla **okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu** zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)

Rozkład wielkości cząstek zawieszony w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu roztopów przedstawiono na rysunku 4.28. Największy procentowy udział stanowiły cząstki o wielkości średnicy od 88 do 711 μm i wynosił on 70%. Cząstki o średnicy od 914 do 1950 μm oraz od 18 do 87,5 μm stanowiły kolejno 19,2% i 3,8% udziału. Najmniejszy udział procentowy miały cząstki o wielkości od 1,6 do 4,4 μm (wynosił on 0,2%).



Rys. 4.28. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego dla **roztopów** (n = 3)

5. OMÓWIENIE WYNIKÓW BADAŃ

5.1. Ocena jakości ścieków doprowadzanych do sytemu

W wodach potoku Swelina wraz ze ściekami deszczowymi doprowadzanymi do systemu hydrofitowego wartości analizowanych wskaźników zanieczyszczeń zmieniały się w zależności od warunków pogodowych, ale miesiły się w szerokich zakresach wartości podawanych w literaturze i przedstawionych w tabelach od 2.2 do 2.13 (Sawicka-Siarkiewicz, 2006a i b; Garbarczyk i Gwoździej-Mazur, 2006; Garbarczyk, 2005; Eriksson i in., 2007; Makepeace i in., 1995; Göbel i in., 2007; Eriksson i in. 2005; Gasperi i in., 2012; Zgheib i in., 2008; Ingvertsen i in. 2011; Madrid i Zayas, 2007; Paschke, 2003; Kegley i in., 2014). Zgodnie z tym co podają wymienieni Autorzy, wartości stężeń zmieniały się w sposób istotny w zależności od warunków atmosferycznych, jak i od rodzaju zlewni. Natomiast w literaturze nie ma informacji na temat zmiany jakości spływu wywołanego opadem w zależności od czasu trwania opadu.

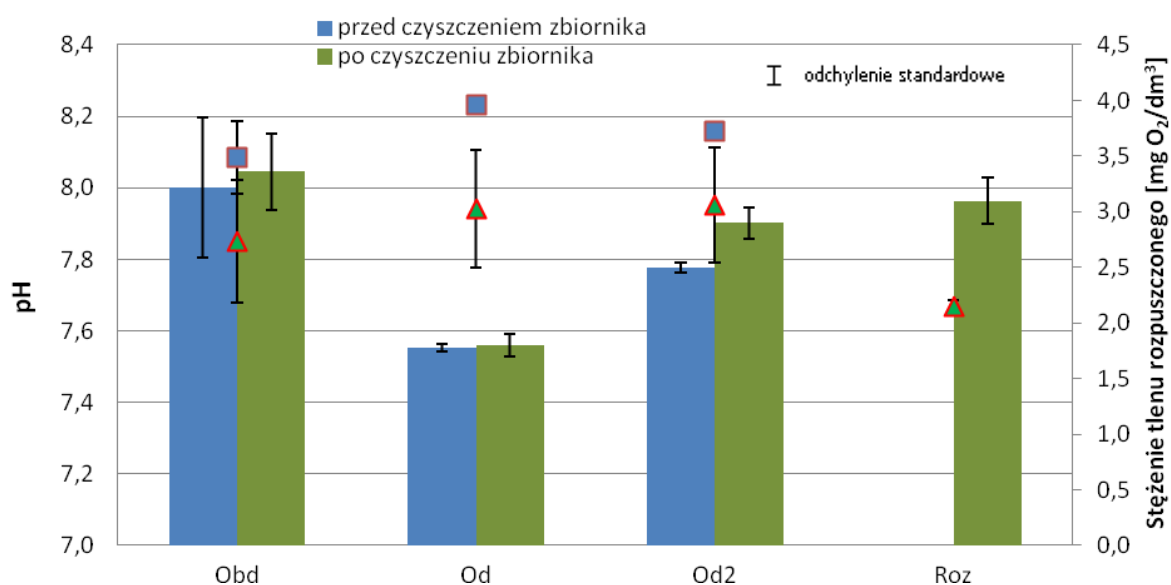
Odczyn i tlen rozpuszczony

Odczyn wód potoku Swelina był najwyższy dla okresu bez deszczowego (oznaczanie na wszystkich wykresach – **Od**) i wynosił średnio ok. 8,0. Dla tego okresu pomiarowego charakteryzował się najwyższą zmiennością w porównaniu do pozostałych analizowanych okresów. Potwierdzają to odchylenia standardowe dla wartości pH pomierzone dla tego okresu, które były największe i wynosiły odpowiednio 14,8 i 9,8%. Natomiast dla okresu deszczowego średnia wartość pH była znacznie niższa i wynosiła ok. 7,6 oraz charakteryzowała się bardzo małą zmiennością (rys. 5.1). Niższe pH ścieków doprowadzanych do obiektu podczas opadów wynika jak podają Ociepa (2011) oraz Sawicka-Siarkiewicz (2006b) z zanieczyszczenia ich podczas pierwszej fazy, czyli przy przejściu opadów przez atmosferę. W tej fazie zanieczyszczenie atmosfery, a w szczególności ditlenek siarki powodujący kwaśne deszcze mogą powodować, jak podaje Polkowska (2008) i Stepnowski i in. (2010), obniżenie pH nawet do 2,0. Należy przy tym pamiętać, iż naturalne pH opadów wynosi średnio 5,6, zatem jest lekko kwaśne i zawsze będzie powodowało obniżenie odczynu w wodach powierzchniowych, tym większe, im bardziej zanieczyszczane jest powietrze gazami powodującymi kwaśne deszcze. Charakterystyczne jest również, że dla wszystkich analizowanych zdarzeń opadowych po dwóch godzinach trwania deszczu (oznaczanie na wykresach – **Od2**) średnia wartość pH ponownie wzrastała i wynosiła 7,8. Tereny zlewni potoku Swelina stanowią w 75% lasy, których gleba posiada naturalna zdolność do buforowania odczynu (Kowalik, 2001). Dla okresu roztopów wartość pH w wodach doprowadzanych do sytemu hydrofitowego była podobna jak dla okresu bezdeszczowego i

wynosiła średnio ok. 7,9. Uporządkowanie obiektu i usunięcie osadów z dna zbiornika, piaskownika i na dopływie do obiektu miało niewielki wpływ na zmiany wartości pH (rys. 5.1).

Zgodnie z klasyfikacją priorytetowych zanieczyszczeń w wodach opadowych zaproponowaną przez Eriksson i in. (2007) pH zostało zaliczone do zanieczyszczeń podstawowych, a jego wartość może zmieniać się w bardzo szerokim zakresie od 3,9 do 7,9 (Makepeace i in., 1995; Madrid i Zayas 2007; Paschke, 2003; Kegley i in., 2014). Natomiast Polscy badacze podają znacznie szerszy zakres dla pH od 5,1 do 10 w zależności od rodzaju zlewni (tabela 2.6 i tabela 2.8) (Bartkowska, 2000; Królikowski i Tuz, 1999). Badania prowadzone na potoku Służewieckimi (Warszawa), w latach 2007-2010, przez Bojakowską i in. (2012) wykazały podobną zmienność odczynu wód dla badanego ciekę od 7,60 do 9,02.

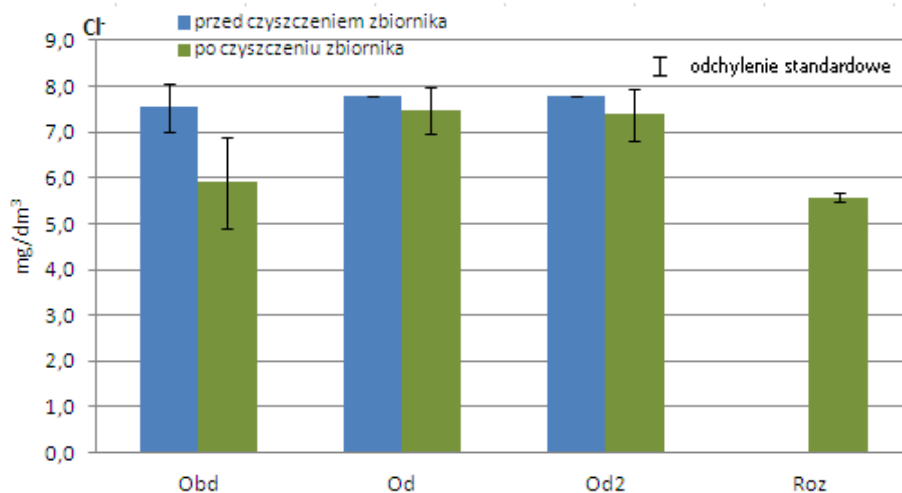
Wartości stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie pokazano w postaci wartości średnich z odchyleniami standardowymi na rys. 5.1.



Rys. 5.1. Zmiany pH (wykres słupkowy) i stężenie tlenu rozpuszczonego (punkty) w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych (**przed i po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego)

Średnie stężenie tlenu rozpuszczonego w wodach doprowadzanych do systemu hydrofitowego zmieniało się w bardzo małym zakresie od 2,2 mg/dm³ dla okresu roztopów do 4,0 mg/dm³ dla okresu deszczowego. Czas terania deszczu nie miał znaczenia na zmianę wielkości tego parametru. Według Eriksson i in. (2007) stężenie tlenu nie jest parametrem priorytetowym w przypadku ścieków odpadowych, jednak może być wskaźnikiem czystości wód. A ponadto jest istotne dla poprawności przebiegu procesów tlenowego rozkładu zanieczyszczeń organicznych (Miksch i Sikora, 2010; Sadecka, 2010). Według Krzezińskiej i in. (2006) warunki natlenienia wód powierzchniowych wymieniane są jako jeden z elementów chemicznych i fizykochemicznych wspierających elementy biologiczne, co oznacza, że stanowią podstawę do oceny jakościowej i ilościowej dobrego stanu ciekę. Autorzy w swoich badaniach otrzymali znacznie wyższe wartości tlenu rozpuszczonego w wodach

rzeki Smortawy, które wynosiły od 4,0 mg O₂/dm³ do 14,2 mg O₂/dm³, a średnio 7,48 mg O₂/dm³, co przypisują korzystnym wpływom budowli piętrzących: stopnie wodne i jazy. Jak podają Krzemińska i in. (2006) powyżej budowli piętrzących stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie było około dwukrotnie niższe niż poniżej budowli, zatem bardzo zbliżone do wartości otrzymanych dla potoku Swelina.



Rys. 5.2. Zmiany stężeń chlorków w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych (**przed i po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego)

Chlorki

Stężenie chlorków (rys. 5.2) w okresie bezdeszczowym (Odb) oraz podczas roztopów (Roz) po czyszczeniu zbiornika było najniższe i wynosiło średnio 5,5 mg/dm³ dla roztopów i 5,9 mg/dm³ dla okresu bezdeszczowego po wykonaniu prac konserwatorskich. Co istotne, oczyszczanie dopływu i piaskownika spowodowało obniżenie średniego stężenia chlorków w dopływie do obiektu średnio o ok. 1,6 mg/dm³. Natomiast w okresie deszczowym, jak i po dwóch godzinach trwania opadu, zarówno przed jak i po czyszczeniu zbiornika średnie stężenie chlorków było najwyższe i wynosiło odpowiednio 7,9 mg/dm³ i 7,8 mg/dm³. Jak podaje Trowbridge i in. (2010) wzrost stężenia chlorków w wodach powierzchniowych podczas opadów wiąże się z wymywaniem chlorków z terenów zurbanizowanych i może bardzo negatywnie oddziaływać na zbiorniki słodkowodne. W okresie zimowym chodniki, drogi/ulice oraz parkingi osiedlowe posypywane są mieszaniną piasku z chlorkiem sodu, aby zapobiegać powstawaniu lodu. Przy potoku Swelina wybudowane są osiedla mieszkaniowe (rys. 3.3), na których znajdują się parkingi, a drogi dojazdowe do tych osiedli usytuowane są wzdłuż potoku. Również przy samym systemie hydrofitowym zlokalizowana jest dwu pasmowa ulica (rys. 3.1 i 3.4) łącząca Sopot z Gdynią. Z wyżej wymienionych miejsc podczas okresu deszczowego, wmywany jest piasek oraz chlorki sodu do potoku Swelina.

Chlorki nie znalazły się na liście priorytetowych wskaźników zanieczyszczenia ścieków opadowych wg Eriksson i in. (2005 i 2007). Wielu autorów wskazuje na istoty wzrost stężenia chlorków w wodach powierzchniowych wynikający z działalności antropogenicznej (Muller i Gachter,

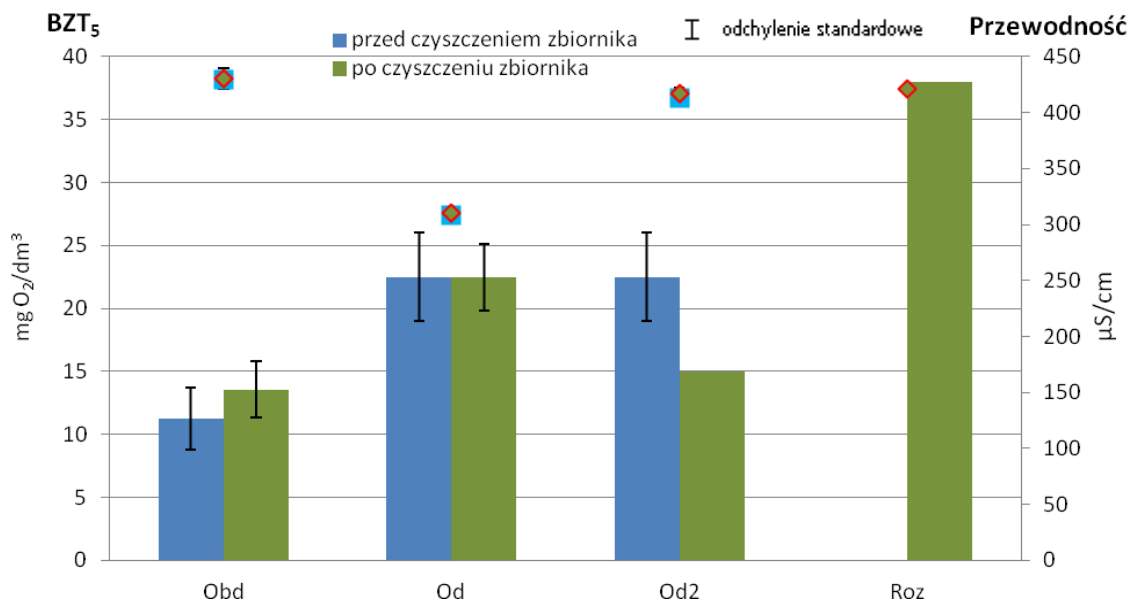
2011; Sapek, 2008; Trowbridge i in. 2010; Bojakowska i in., 2012) Co więcej, jak podają Lax i Peterson (2009) trwała ekspozycja na stężenie chlorków powyżej 25 mg/l może ujemnie oddziaływać na ryby słodkowodne i zaburzać procesy samooczyszczania tych wód. Jak podaje Sapek (2008) stężenie chlorków zakresie od 6 do 12 mg Cl/dm³ odpowiada wodom czystym i wynika przede wszystkim ze stężenia chlorków w opadzie atmosferycznym. Przeciętna zawartość chlorków w wodach powierzchniowych Europy wynosi od 8,6 do 8,81 mg/dm³ (Sapek, 2008; Bojakowska i in., 2012). Zatem średnie wartości stężeń dla wód potoku Swelina wraz ze ściekami opadowymi były nieco niższe niż wartość średnia dla Europy i znacznie niższe w porównaniu do stężenia chlorków w potoku Służewieckim. Według Bojakowskiej i in. (2012) stężenie chlorków wykazywało dużą zmienność w czasie i wzdłuż potoku Służewieckiego i zmieniało się w bardzo szerokim zakresie od 23 do 3208 mg dm³.

Przewodność elektrolityczna i materia organiczna

Na rys. 5.3 przedstawiono zmiany przewodności właściwej (wykres punktowy) dla wód potoku Swelina wraz ze ściekami opadowymi. W zależności od warunków atmosferycznych średnie wartości przewodności zmieniły się od 308,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dla okresu deszczowego do wartości od 412,5 do 430,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dla pozostałych okresów pomiarowych. Należy podkreślić niewielkie zmiany przewodności zarówno dla różnych warunków pogodowych, jak i zmiany w czasie okresu pomiarowego, nie wynikające z warunków pogodowych, a potwierdzone bardzo małymi wartościami odchyżeń standardowych. Jak podaje Stepnowski i in. (2010) przewodnictwo elektrolityczne jest miarą stężenia związków, które mogą przewodzić prąd elektryczny, a zatem może być wskaźnikiem zanieczyszczeń szczególnie nieorganicznych i wykazuje wysoką korelację z odczynem oraz stężeniem chlorków. W wodach powierzchniowych i podziemnych wartość tego parametru zmienia się w granicach od 50 do 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Jak podaje Skwarzyńska i in. (2014) w badaniach prowadzonych dla domów jednorodzinnych w Jastkowie k. Lublina w ściekach opadowych wartość przewodności zmieniała się w zakresie od 35 $\mu\text{S}/\text{cm}$ do 187 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Natomiast Józwiakowski i in. (2016) dla ścieków opadowych zbieranych z dachów w Roztoczańskim Parku Narodowym wykazał przewodność elektrolityczną zmieniającą się w zakresie od 41 do 275 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Uzyskane przez Autorów wartości są znacznie niższe niż w wodzie wodociągowej z tej miejscowości, dla której przewodność właściwa zmieniała się w przedziale od 587 do 672 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i były znacznie niższe niż przewiduje Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010 w wodzie do picia (2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Dz. U. 2010 r. Nr 72 poz. 466, 2010.05.30)

Natomiast w badaniach prowadzonych przez Bojakowską i in. (2012) w wodach potoku Służewieckiego przewodność zmieniała się w bardzo szerokim zakresie od 248 do 10050 $\mu\text{S}/\text{cm}$, co wskazuje na dopływ zanieczyszczeń ze zlewni.

Podsumowując, dla analizowanych wód potoku Swelina wraz ze ściekami opadowymi parametry: pH, stężenie chlorków oraz przewodność elektrolityczna charakteryzowały się relatywnie niskimi wartościami, które są ze sobą proporcjonalnie wzajemnie powiązane.



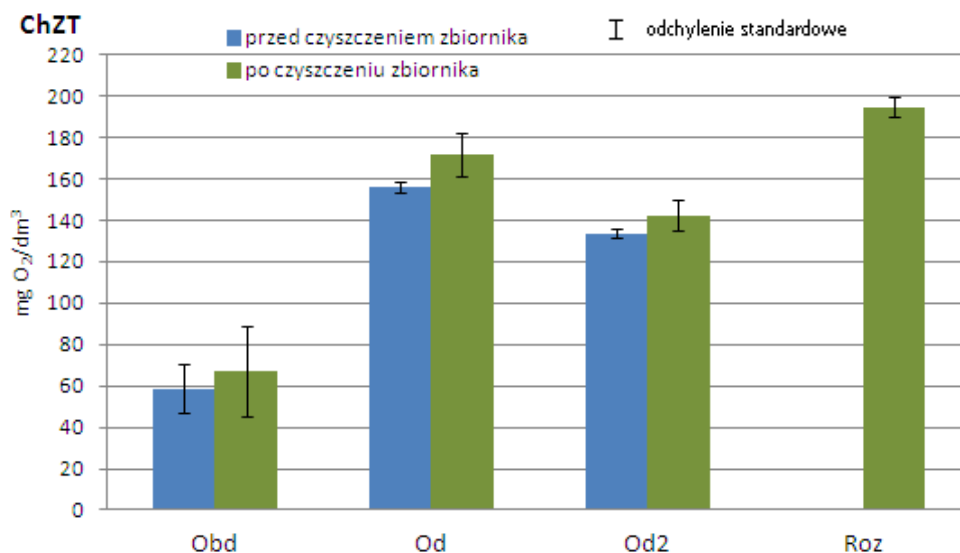
Rys. 5.3. Zmiany stężeń BZT₅ (wykres słupkowy) i przewodności elektrolitycznej (wykres punktowy) w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych (**przed i po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego)

Stężenie materii organicznej wyrażonej w BZT₅ (rys. 5.3) i ChZT (rys. 5. 4) zmieniały się w sposób istotny w zależności od warunków atmosferycznych. Zarówno średnie stężenie BZT₅, jak i ChZT, dla pogody bezdeszczowej było najniższe (odpowiednio: 11,3 i 58,8 mg O₂/dm³ oraz 13,6 i 76,3 mg O₂/dm³) i spełniło wymogi dotyczące dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń zgodnie z Rozporządzeniem z 18 listopada 2014, w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. 2014 r. poz. 1800). Dla pogody deszczowej odnotowano dwukrotny wzrost średnich stężeń materii organicznej wyrażonej BZT₅ (22,5 mg O₂/dm³) i ponad dwukrotny dla ChZT (171,8 mg O₂/dm³). Zatem zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem (Dz. U. 2014 r. poz. 1800) stężenie materii organicznej – ChZT w wodach potoku Swelina wraz ze ściekami opadowymi podczas opadu nie spełnia dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń w odniesieniu do tego parametru.

Podczas roztopów, BZT₅ oraz ChZT było trzy krotnie wyższe w porównaniu do średnich stężeń dla pogody bezdeszczowej i wynosiło odpowiednio 38 i 194,7 mg O₂/dm³. W tym przypadku również stężenie materii organicznej BZT₅ nie spełnia dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń wg powyższego Rozporządzenia.

Po dwóch godzinach trwania opadów średnie stężenie BZT₅ nie ulegało zmianie dla okresu pomiarowego przed konserwacją wykonaną w obiekcie w porównaniu do stężenia na początku opadu. Natomiast po konserwacji po dwóch godzinach obserwowano znaczne obniżenie stężenia BZT₅. Stężenie materii organicznej – ChZT ulegało nieznacznemu obniżeniu po dwóch godzinach opadów a jego średnia wartość spełnia dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń wg Rozporządzenia (Dz. U. 2014 r. poz. 1800).

Odnotowano również wpływ wykonanych prac konserwatorskich na obiekcie na jakość ścieków doprowadzanych do obiektu hydrofitowego. Podczas okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika BZT₅ oraz ChZT było wyższe niż przed czyszczeniem zbiornika, co może wskazywać na negatywny wpływ prac. Z kolei w okresie deszczowym BZT₅ było takie samo, zarówno przed jak i po czyszczeniu zbiornika. ChZT w okresie deszczowym po czyszczeniu zbiornika było wyższe niż przed czyszczeniem. Natomiast po dwóch godzinach trwania opadu (Od2) BZT₅ było niższe po czyszczeniu zbiornika, a stężenie ChZT było wyższe.



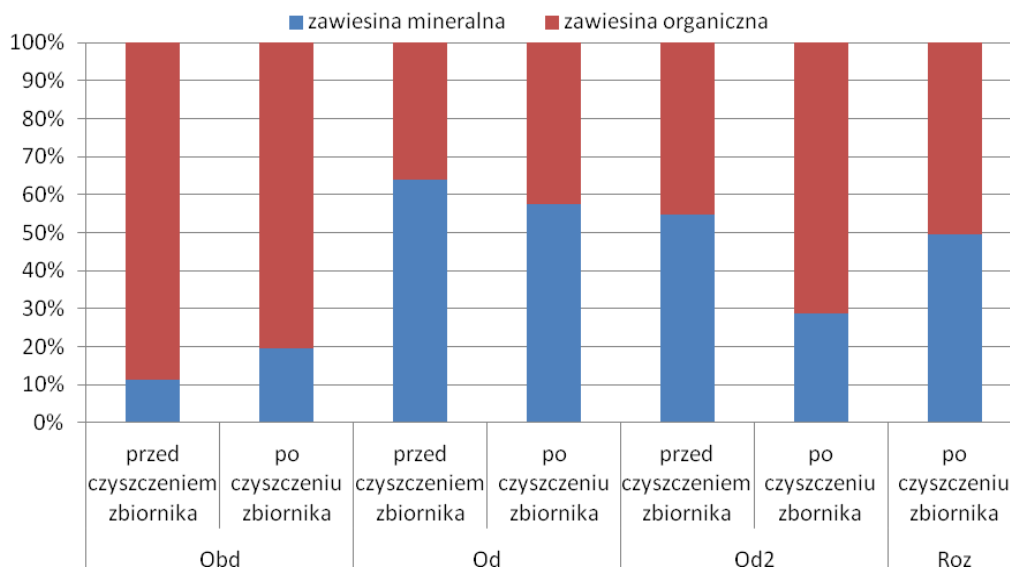
Rys. 5.4. Zmiany ChZT w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych (przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego)

Zgodnie z klasyfikacją priorytetowych zanieczyszczeń w wodach opadowych zaproponowaną przez Eriksson i in. (2007) materia organiczna została zakwalifikowana do grupy zanieczyszczeń podstawowych (tabela 2.1), jednak jej wpływ na człowieka, jak i środowisko wodne, zostały określone jako mały (tabela 2.11). Zakres wartości wyżej wymienionych parametrów podany przez zagranicznych Autorów jest niższy niż w prowadzonych badaniach i wynosi dla BZT₅: 2-36 mg O₂/dm³ a dla ChZT: 55-146 mg O₂/dm³ (Makepeace i in., 1995; Madrid i Zayas, 2007; Paschke, 2003; Kegley i in., 2014). Natomiast w badaniach prowadzonych w Polsce przez Garbarczyka (2005) oraz Garbarczyka i Gwoździej-Mazur (2005) wykazywano znacznie wyższe stężenie materii organicznej (tabela 2,5). Średnie stężenie BZT₅ i ChZT w analizowanych wodach odpowiadają zakresom stężenia,

które są podane przez te Autorki dla dzielnic mieszkaniowych i centów miast, odpowiednio BZT₅ od 20-50 mg O₂/dm³ a ChZT od 50 do 400 mg O₂/dm³. Średnie wartości ChZT otrzymane w tych badaniach są bardzo zbierze z wartościami podawanymi w literaturze dla ulic osiedlowych (161-247 mg O₂/dm³) czy parkingów (41-337 mg O₂/dm³) (Garbarczyk i Gwoździej-Mazur, 2005). Jak podaje Sawicka-Siarkiewicz (2006) średnie ChZT dla ścieków opadowych z terenu tras szybkiego ruchu wynosi 157 mg O₂/dm³, a z terenów parkingu 192 mg O₂/dm³, zatem analizowane ścieki można pod względem średniego stężenia ChZT zakwalifikować właśnie do tej kategorii – parking i trasy szybkiego ruchu w dzielnicach mieszkaniowych.

Zawiesina ogólna, organiczna i mineralna

Średnie stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie do systemu hydrofitowego podczas okresu bezdeszczowego wynosiło 143,5 mg/dm³ przed konserwacją obiektu oraz 157,2 mg/dm³ po konserwacji (tabela 4.2 i 4.3). Podczas pogody bezdeszczowej największy udział procentowy stanowiła zawiesina organiczna (rys. 5.5), zarówno przed (89%), jak i po konserwacji (81%). Zawiesina organiczna doprowadzona do wód potoku Swelina w okresie bezdeszczowym pochodziła w większości z terenów leśnych (runo leśne) oraz z terenów niezurbanizowanych (rys. 4.2). Podczas opadu w pierwszej jego fazie stężenie zawiesiny ogólnej było prawie dwukrotnie wyższe (285 mg/dm³) w porównaniu do stężenia dla pogody bezdeszczowej.



Rys. 5.5. Procentowy udział zawiesiny organicznej i mineralnej w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych (przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego)

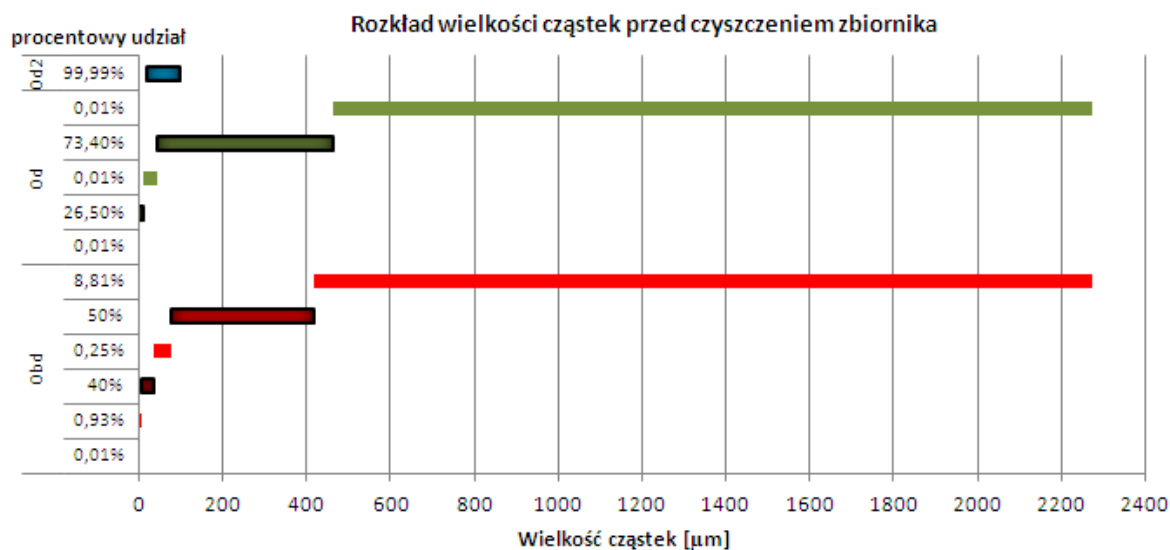
W tym okresie pomiarowym największy udział procentowy stanowiła zawiesina mineralna (rys. 5.5), która stanowiła 62% przed i 58% zawiesiny ogólnej po pracach konserwatorskich. Zawiesina mineralna w zlewni potoku Swelina pochodziła ze splukiwania ulic, parkingów i innych

powierzchni utwardzonych, które stanowią zaledwie 8% zlewni (rys.3.2) oraz z wymywania samego koryta potoku Swelina podczas opadu.

Natomiast po 2h trwania opadu stężenie zawiesiny ogólnej osiągało wartość zbliżoną do wartości dla pogody bezdeszczowej, natomiast udział zawiesiny mineralnej utrzymywał się na dużo wyższym poziomie i wynosił do 54% przed konserwacją i znacząco uległ obniżeniu po konserwacji do wartości 29% (rys. 5.5 i tabele 4.4 i 4.6). Obniżenie udziału zawiesiny mineralnej w zawieszynie ogólnej po oczyszczaniu piaskownika może świadczyć o znaczącej poprawie efektywności pracy tego urządzenia. Podobnie jak w przypadku pozostałych wskaźników zanieczyszczeń również średnie stężenie zawiesiny ogólnej było znacznie wyższe dla okresu roztopów ($193,9 \text{ mg/dm}^3$), ale niższe w porównaniu do stężenia dla pogody deszczowej. Charakterystyczne jest, że podczas roztopów zawiesina mineralna stanowiła blisko 50% zawiesiny ogólnej.

Zawiesina ogólna jest zanieczyszczeniem podstawowym w grupie priorytetowych zanieczyszczeń ścieków opadowych o dużym oddziaływaniu, zarówno na człowieka, jak i środowisko wodne (tabela 2.1 i tabela 2.11) (Eriksson i in., 2005 i Eriksson i in., 2007). Zakres stężeń zawiesiny ogólnej w ściekach opadowych podawanych przez zagranicznych badaczy jest bardzo szeroki i zmienia się od 2 do nawet 2500 mg/dm^3 (tabela 2.3 i tabela 2.11) (Brombach i Fuchs, 2002; Langeveld i in., 2012; Zgheib i in., 2012; Makepeace i in., 1995; Göbel i in., 2007; Eriksson i in., 2005; Gasperi i in., 2012; Zgheib i in., 2008; Ingvertsen i in., 2011; Madrid i Zayas, 2007; Paschke, 2003; Kegley i in., 2014). Polscy badacze podają podobne zakresy stężeń dla zawiesiny ogólnej i wskazują na jej istotny wpływ na jakość wód odbiornika (Dzienis, 2008; Królikowska, 2011; Królikowski i in., 2003; Królikowski i Garbarczyk, 2001; Zawilski i Saksom, 2013). Według Zawiskiego i Saksona (2013) w ściekach opadowych przeważa zawiesina mineralna, która stanowi ok. 90-99% zawiesiny ogólnej, co zostało tylko częściowo potwierdzone przez wyniki badań prowadzonych w obiekcie hydrofitowym na Swelinie. W tych badaniach wykazano znacznie mniejszy udział zawiesiny mineralnej w zawieszynie ogólnej i tylko podczas pierwszej fazy spływu wywołanej deszczem efektywnym. Po dwóch godzinach opadu udział zawiesiny mineralnej ulegał dalszemu obniżeniu. Średnie stężenie zawiesiny ogólnej w wodach doprowadzanych do systemu hydrofitowego odpowiadały zakresowi charakterystycznemu dla spływów z ulic (od 11 do 410 mg/dm^3) podanemu przez Bąk i in. (2012), Królikowski i Tuz (1999), Ociepa (2011), Polkowska (2008). Jednak najistotniejsze jest, że średnie stężenie zawiesiny ogólnej w wodach potoku Swelina wraz ze ściekami opadowymi w żadnym z analizowanych okresów pomiarowych nie spełniały dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń w odniesieniu do tego parametru wg Rozporządzenia z dnia 18 listopada 2014 r. (Dz. U. 2014 r. poz. 1800).

Na rysunkach 5.6-5.9 przedstawiono rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla analizowanych okresów pomiarowych.



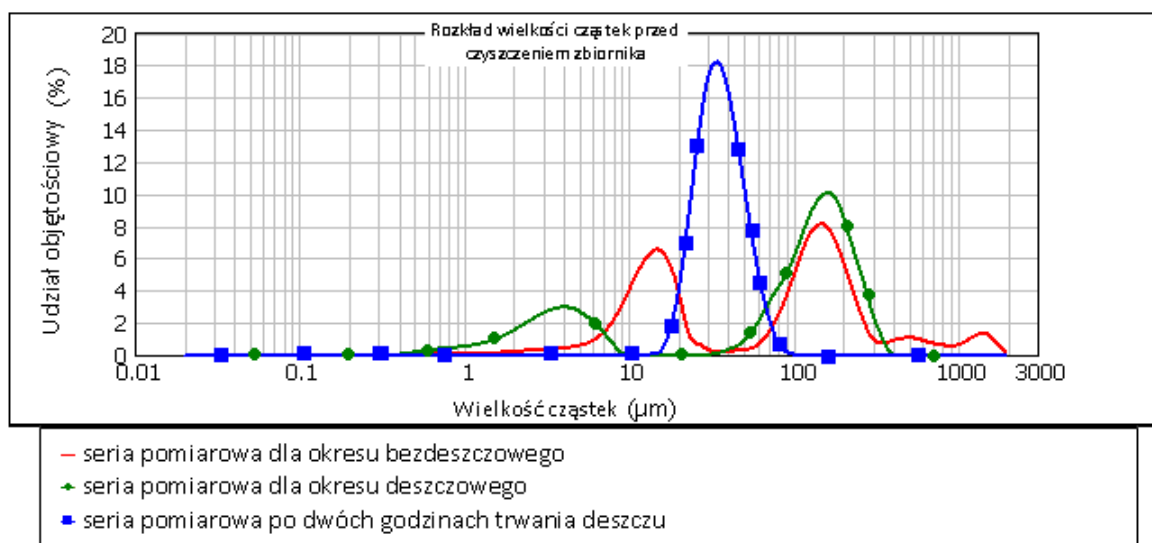
Rys. 5.6. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych **przed czyszczeniem zbiornika** retencyjnego

Zauważono, że istotny wpływ na wielkość cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego miało wydobycie piasku i osadu z koryta potoku na odcinku ok. 10 m przed wlotem do zbiornika retencyjnego oraz oczyszczenie piaskownika. W okresie bezdeszczowym przed czyszczeniem zbiornika przeważały cząstki o wielkościach od 6,8 do 35 μm oraz 77,5 do 420 μm stanowiące odpowiednio 40,0% i 50% (rys. 5.6), co stanowiło 6,2% i 8,1% (rys. 5.7) udziału objętościowego. Z kolei w okresie bezdeszczowym po czyszczeniu zbiornika przeważały cząstki o wielkościach od 6.1 do 41 μm oraz od 77 do 750 μm stanowiące odpowiednio 39,0% i 43% oraz 4,5% i 4% udziału objętościowego (rys. 5.8 i 5.9). W okresie deszczowym przed czyszczeniem zbiornika (rys. 5.6 i 5.7) największy udział objętościowy miały cząstki o średnicy od 45,5 do 464 μm – 10,2% (73,4% udziału objętościowego), a po czyszczeniu zbiornika największe udziały objętościowe stanowiły cząstki w przedziałach od 7,8 do 47 μm oraz od 99,5 do 998,5 μm, wynoszące kolejno 6% i 5,8%, natomiast odpowiadało to 36,5% i 46,2% wszystkich cząstek stałych.

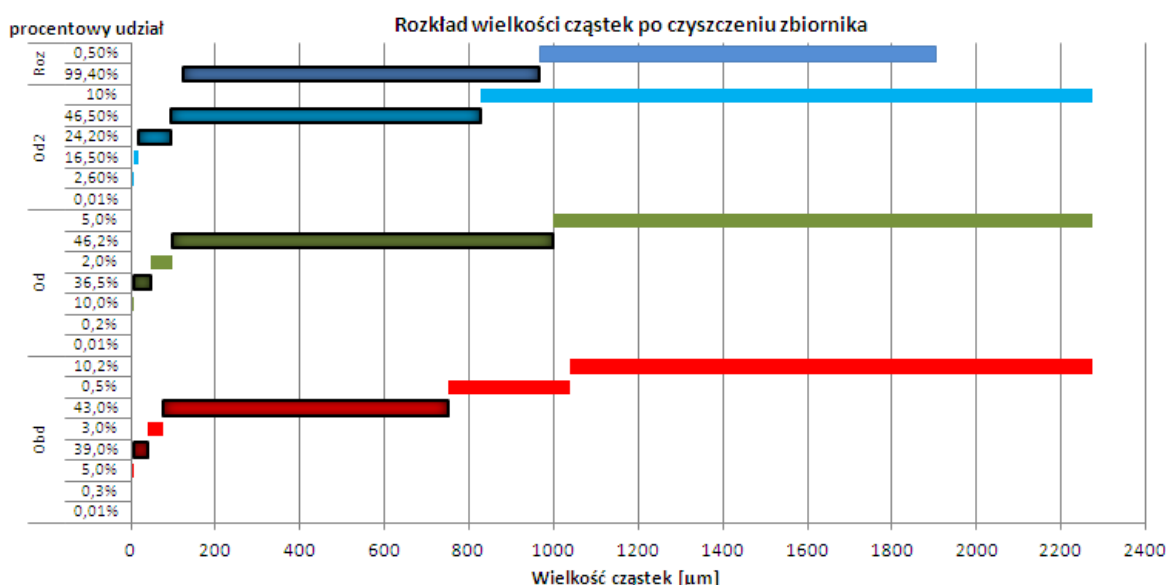
Dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem zbiornika największy udział objętościowy stanowiły cząstki w przedziale od 20 do 99,5 μm. Udział ten wynosił 99,99%, co odpowiada 18% objętościowym. Ponadto stwierdzono znaczną różnicę pomiędzy udziałem procentowym cząstek dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu zbiornika (rys. 5.8 i 5.9). Cząstki o średnicach zastępczych od 826,9 do 2273 μm stanowiły 0,5%, a cząstki o średnicy od 95 do 827 μm udział ten wynosił 99, 4%. Natomiast objętościowo najwięcej było cząstek dużych od 826,9 do 2273 μm (5,8%) i od 95 do 827 μm (4%). Cząstki mniejsze stanowiły odpowiednio: 3,8% cząstki od 6,4 do 18,6 μm i 3,5% cząstki od 18,7 do 94,9 μm, co odpowiada udziałowi objętościowemu odpowiednio: 5,8%, 4%, 3,8% oraz 3,5%.

Z kolei dla roztopów dla okresu po konserwacji obiektu, największy udział objętościowy stanowiły cząstki o wielkości od 125 do 964 μm i wynosił on 99,4% (16,1% objętościowo) natomiast

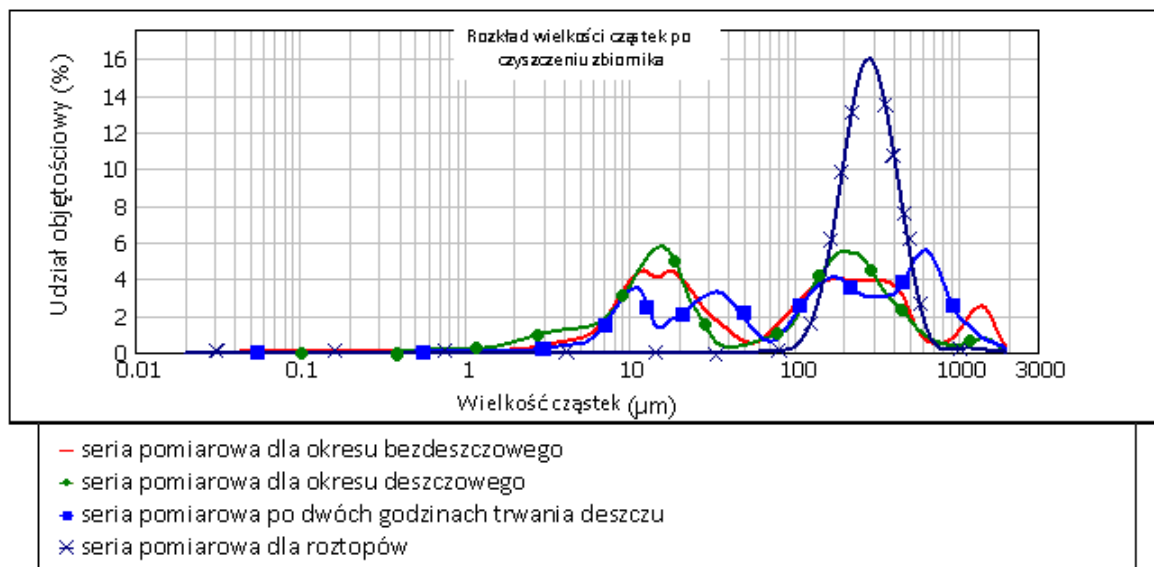
dla okresu przed konserwacją 99,9% stanowiły cząstki o wymiarach mniejszych niż 125 μm (rys. 5.8 i 5.9). Oznacza to, iż odwrotnie niż można się było spodziewać, oczyszczenie koryt oraz piaskownika spowodowało wzrost udziału procentowego cząstek większych (powyżej 800 μm) i obniżenie udziału procentowego cząstek drobnych. Jak podają Sadecka (2010) oraz Miksch i Sikora (2010) część zanieczyszczeń szczególnie zawiesin może adsorbować się na innych cząstkach, np. organicznej materii, co prowadzi do ich zatrzymania na przykład na zboczu kanału czy dnie piaskownika. Dlatego też usunięcie materiału zalegającego na dnie koryta czy piaskownika (osadu, pasku i namulów) niekoniecznie poprawia jakość wód na co między innymi wskazuje analiza wyników otrzymanych w tych badaniach.



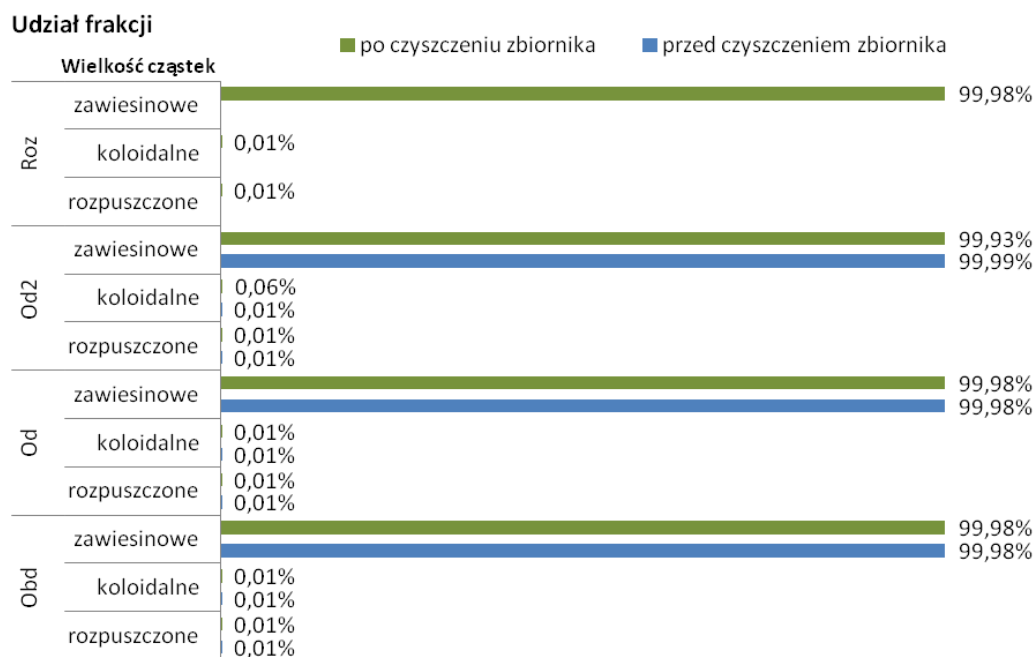
Rys. 5.7. Procentowy udział objętościowy cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych **przed czyszczeniem zbiornika** retencyjnego



Rys. 5.8. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych **po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego



Rys. 5.9. Procentowy udział objętościowy wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych **po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego



Rys. 5.10. Procentowy udział stopni dyspersji w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych **przed i po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego

Wielu Autorów zwraca uwagę, iż znajomość wielkości cząstek zawiesiny jest bardzo istotna z wielu powodów m.in. wskazuje na procesy, urządzenia i możliwość ich usuwania w zależności od ich wielkości (Sansalone i Buchberger, 1997; Roger i in., 1998; German i Svensson, 2002; Sansalone i Cristina, 2004; Lau i Stenstrom, 2005). Niestety w literaturze jak dotychczas jest bardzo niewiele informacji na ten temat. Andral i in. (1999) wykazali w badaniach, że cząstki stałe powyżej 75μm obecne w ściekach opadowych łatwo można wydzielić, zatem sposób oczyszczania wód opadowych

powinien być tak zaplanowany, aby je usuwać. Co więcej [Sansalone i Cristina \(2004\)](#) wykazali, że masa zanieczyszczeni rozłożona jest w całym przedziale wielkości cząstek zawiesiny, jednak większość skumulowana jest z frakcjami grubszymi i te frakcje dominują w większości ścieków opadowych. [Sansalone i Ying \(2008\)](#) wykazali w efektywnym spływie opadowym analizowanym w Baton Rouge w stanie Luisjana (USA), że cząsteczki o wielkościach od 100 do 1000 μm stanowiły aż 98%.

W literaturze przedmiotu najczęściej w odniesieniu do wielkości cząstek zawiesiny w ściekach opadowych stosowany jest podział na frakcję „drobną” poniżej 75 μm i powyżej 75 μm , która określana jest jako „gruba” ([Andral i in., 1999](#); [Sansalone i Buchberger, 1997](#); [Roger i in., 1998](#); [German i Svensson, 2002](#); [Sansalone i Cristina, 2004](#); [Lau i Stenstrom, 2005](#); [Sansalone i Ying, 2008](#)). Podczas gdy model podziału materii z uwzględnieniem stopni dyspersji, uwzględnia frakcje: rozpuszczoną, koloidalną i zawiesinową (zgodnie z podziałem pokazanym na rys. 3.13) ([Czrwionka i Mąkinia, 2009](#); [Pagilla i in., 2008](#)). Zgodnie z tym podziałem w wodach potoku Sewlina wraz z ściekami opadowymi zdecydowanie dominuje frakcja zawiesinowa powyżej 1,2 μm , co pokazano na rys. 5.10.

Analizując udział poszczególnych stopni dyspersji dla analizowanych próbek (rys. 5.10) zarówno przed jak i po konserwacji obiektu stwierdzono, że podczas okresu bezdeszczowego (Obd), okresu deszczowego (Od) oraz roztopów (Roz) przeważają w 99,98% cząstki, które należy, zgodnie z tym podziałem, zakwalifikować jako zawiesinowe. Niewielki wzrost udziału frakcji koloidalnej odnotowano dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu (Od2) po czyszczeniu zbiornika, dla tego okresu cząstki koloidalne stanowiły 0,06%, a cząstki zawiesinowe stanowiły 99,93%.

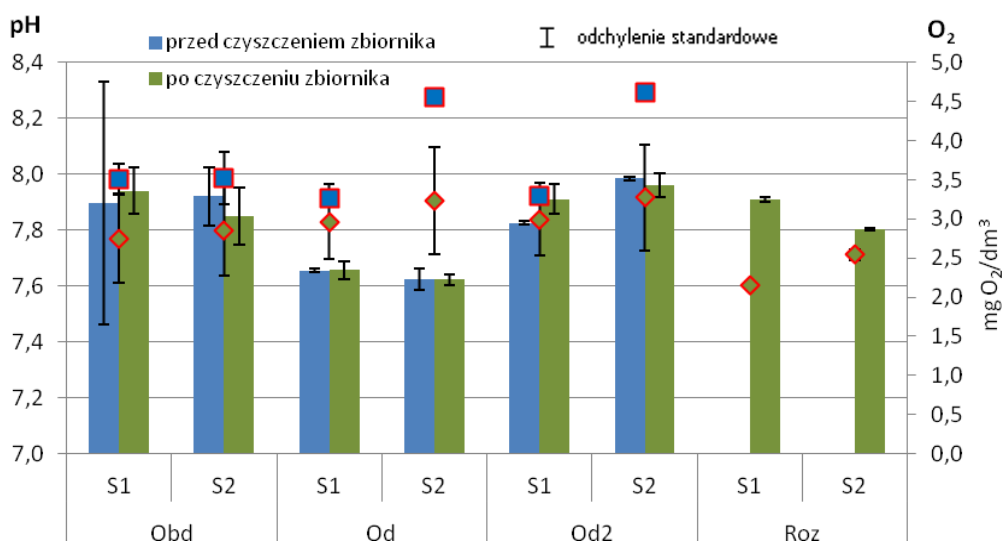
5.2. Ocena jakości ścieków opadowych po pierwszym i drugim stopniu oczyszczania

W analizowanym systemie hydrofitowym efektywność usuwania zanieczyszczeń po kolejnych stopniach oczyszczania ulegała niewielkim zmianom w zależności od warunków atmosferycznych. Za pierwszy stopień oczyszczania przyjęto piaskownik i niewielki odcinek zbiornika (punkt poboru 2 na rys. 3.4) oznaczany dalej jako S1, natomiast drugi stopień oczyszczania stanowił zbiornik (punkt poboru 3 na rys. 3.4) oznaczany dalej jako S2.

Odczyn i tlen rozpuszczony

Stężenie tlenu rozpuszczonego w analizowanych próbkach zarówno po pierwszym (S1), jak i drugim (S2) stopniu oczyszczania, ulegało niewielkim zmianom w zależności od warunków atmosferycznych (rys. 5.11). Po pierwszym stopniu różnice w stężeniu tlenu w zależności od

warunków atmosferycznych zmieniały się o ok. 10% (w granicach od 0,0 do 0,3 mg O₂/dm³) dla różnych warunków pogodowych. Większe zmiany stężenia tlenu rozpuszczonego w analizowanych próbkach (rys. 5.11) stwierdzono jedynie pomiędzy pierwszym (S1) a drugim stopniem oczyszczania ścieków (S2) w okresie deszczu (Od), jak i po dwóch godzinach trwania opadu deszczu (Od2), przed czyszczeniem zbiornika. Po pierwszym stopniu oczyszczania stężenie tlenu rozpuszczonego wynosiło 3,3 mg O₂/dm³, a po drugi stopniu – 4,6 mg O₂/dm³. Średnie stężenie tlenu po poszczególnych stopniach oczyszczania (S1 i S2) w porównaniu do stężenia tlenu dla punktu pomiarowego 1, czyli dopływu do systemu hydrofitowego było nieco wyższe – średnio o ok. 12%, co oznacza, że system zapewnia oczyszczanie w procesach tlenowych oraz poprawia natlenienie oczyszczanych wód. Jednak średnie stężenie tlenu w analizowanych próbkach pobranych po kolejnych stopniach oczyszczania były niższe niż raportowane przez Krzemińskiej i in. (2006) dla wód potoku Służewieckiego (średnio 7,48 mg O₂/dm³).



Rys. 5.11. Zmiany pH (wykres słupkowy) i stężenie tlenu rozpuszczonego (wykres punktowy) po pierwszym (S1) i drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych (**przed i po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego)

Odnotowano niewielkie zmiany pH dla okresu bezdeszczowego zarówno po pierwszym, jak i drugim stopniu (rys. 5.11). Stwierdzono, że przed czyszczeniem zbiornika nastąpił niewielki wzrost pH po drugim stopniu oczyszczania (o 0,2). Jest to niewielka różnica, nie wpływająca na procesy usuwania zanieczyszczeń zachodzące w kolejnym stopniu oczyszczania, czyli w filtrze hydrofitowym z poziomym przepływem. Z kolei w okresie deszczowym po pierwszym i drugim stopniu oczyszczania ścieków, zarówno przed jak i po czyszczeniu zbiornika, zauważono, że pH ulegało znacznemu obniżeniu się w porównaniu do wartości dla pozostałych okresów pomiarowych i podobnie jak dla wartości pH dla próbek pobieranych na dopływie do systemu (rozdział 5.1). Zatem pH wynosiło kolejno dla S1 przed czyszczeniem, jak i po czyszczeniu zbiornika – 7,7, a dla S2 przed

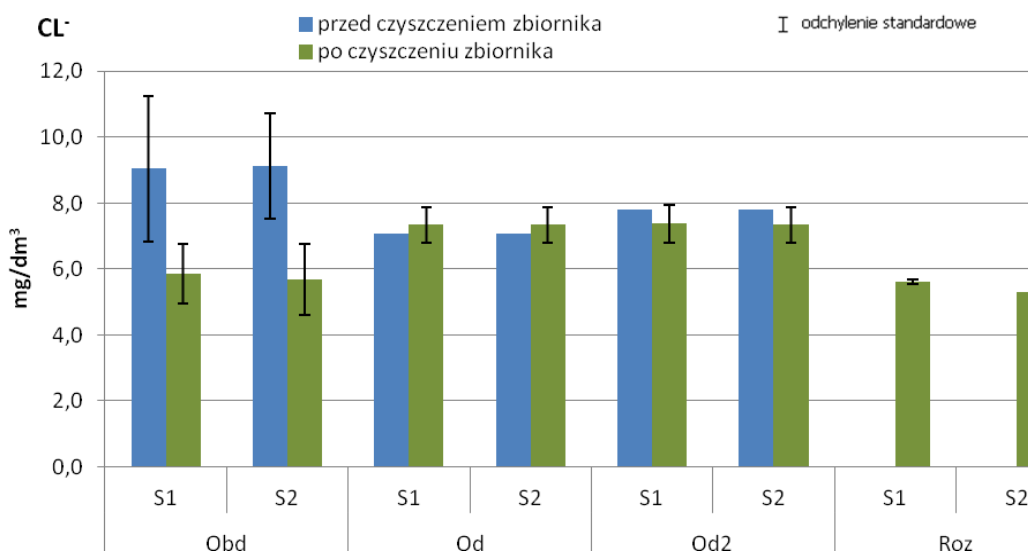
czyszczeniem zbiornika, jak i po czyszczeniu – 7,6. Po dwóch godzinach trwania opadu deszczu (Od2) zauważono wzrost pH po pierwszym, jak i po drugim stopniu. Po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego pH wzrosło do 7,8, a po czyszczeniu zbiornika wzrosło do 7,9. Po drugim stopniu oczyszczania, przed czyszczeniem, jak i po czyszczeniu zbiornika, pH wzrosło do 8. Natomiast dla roztopów po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków, po czyszczeniu zbiornika, nastąpił niewielki spadek pH o 0,1, a po drugim stopniu oczyszczania ścieków spadek ten wyniósł 0,2.

Podobnie jak dla próbek pobieranych w pkt. 1, czyli na dopływie do systemu hydrofitowego odczyn w analizowanych próbkach mieścił się w szerokich zakresach wartości podawanych w literaturze (Makepeace i in., 1995; Madrid i Zayas 2007; Paschke 2003; Kegley i in. 2014; Bojakowska i in., 2012). Natomiast wzrost pH po drugim stopniu oczyszczania (S2) dla pogody deszczowej wskazuje na dobre wymieszanie i uśrednianie oraz właściwościami buforujące zbiornika retencyjnego.

Chlorki

Stężenie chlorków dla okresu bezdeszczowego, przed czyszczeniem zbiornika, po pierwszym stopniu oczyszczania (S1) zwiększyło się z 7,53 mg/dm³ (dopływ do systemu) do 9,0 mg/dm³ (rys. 5.12). Z kolei po drugim stopniu oczyszczania (S2), dla okresu bezdeszczowego stężenie chlorków było takie samo jak po pierwszym stopniu. Natomiast dla okresu deszczowego, po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków, stężenie chlorków zmniejszyło się o 8,9%, a po drugim stopniu oczyszczania ścieków stężenie tego zanieczyszczenia nie uległo zmianie i wynosiło 7,1 mg/dm³. Po dwóch godzinach trwania opadu, po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków, zauważono, że stężenie chlorków ponownie wzrosło o 6,3%, a po drugim stopniu oczyszczania nie zmieniło się i wyniosło tyle samo co dla pierwszego stopnia oczyszczania, czyli 7,8 mg/dm³. Dla okresu bezdeszczowego, po czyszczeniu zbiornika retencyjnego, po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków nastąpił wzrost stężenia chlorków o 34,5%. Stężenie to nie uległo zmianie po drugim stopniu. W okresie deszczowym po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków stężenie chlorku wzrosło o 4,1%, ale nie uległo zmianie po drugim stopniu oczyszczania ścieków. Z kolei po dwóch godzinach trwania opadu deszczu, stężenie chlorków po pierwszym stopniu nie uległo zmianie i wynosiło 7,4 mg/dm³, ale po drugim stopniu oczyszczania minimalnie zmniejszyło się o 1,3%. Dla roztopów po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków stężenie chlorków nie uległo zmianie i wynosiło 5,6 mg/dm³, natomiast po drugim stopniu oczyszczania ścieków stężenie chlorków zmniejszyło się o 5,3%. Średnie wartości stężenia chlorków po kolejnych stopniach oczyszczania zmieniały się w niewielkim zakresie a różnice wynikały nie z procesów usuwania, a raczej z jakości doprowadzanych wód potoku wraz ze ściekami opadowymi. Współczynniki korelacji wyznaczone dla stężenia chlorków w dopływie do obiektu oraz po pierwszym (S1) i drugim stopniu (S2) oczyszczania wynosiły odpowiednio: 0,8 i 0,6. Niższy

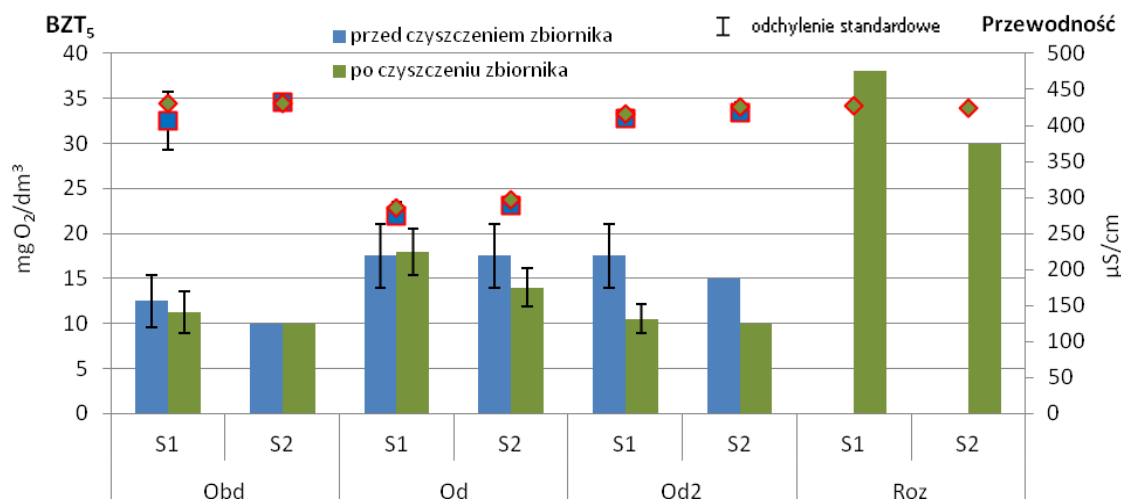
współczynnik korelacji dla drugiego stopnia oczyszczania – zbiornika retencyjnego wskazuje na większe znaczenie zdolności uśredniającej zbiornika oraz potencjalną możliwość rozpuszczania chlorków zwartych w materiale budującym jego skarpy.



Rys. 5.12. Zmiany stężeń chlorków po pierwszym (S1) i drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych (**przed i po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego)

Przewodność elektrolityczna i materia organiczna

Przewodność elektrolityczna badanych próbek po kolejnych stopniach oczyszczania (rys. 5.13) utrzymywała się na takim samym poziomie dla okresu bezdeszczowego (Obd), po dwóch godzinach trwania opadu deszczu (Od2) i dla roztopów (Roz) (rys. 5.13). Dla tych okresów pomiarowych niewielkie różnice dotyczyły jedynie okresu przed czyszczeniem zbiornika, dla którego przewodność zmieniała się od 406,5 do 417,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i po czyszczeniu zbiornika – 416,2 do 430,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Można zauważyć, że jedynie w okresie deszczowym następował gwałtowny spadek przewodności w badanych próbkach, zarówno przed, jak i po czyszczeniu zbiornika, oraz po pierwszym i drugim stopniu oczyszczania. Przewodność w badanych próbkach przed czyszczeniem zbiornika, zarówno po pierwszym, jak i drugim stopniu oczyszczania ścieków, wynosiła odpowiednio 274,0 i 289,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a po czyszczeniu zbiornika – 285,3 i 296,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Obniżenie przewodności po pierwszym i drugim stopniu oczyszczania jest wynikiem napływu rozcieńczonych deszczem wód do zbiornika a nie procesów oczyszczania (rys. 5.3). Wskazuje na to, podobnie jak dla średniego stężenia chlorków, wysoka korelacja – 0,7 i 0,6 pomiędzy przewodnością w wodach potoku Swelina wraz ze ściekami opadowymi (w punkcie pomiarowym 1) i po kolejnych stopniach (S1) i (S2).



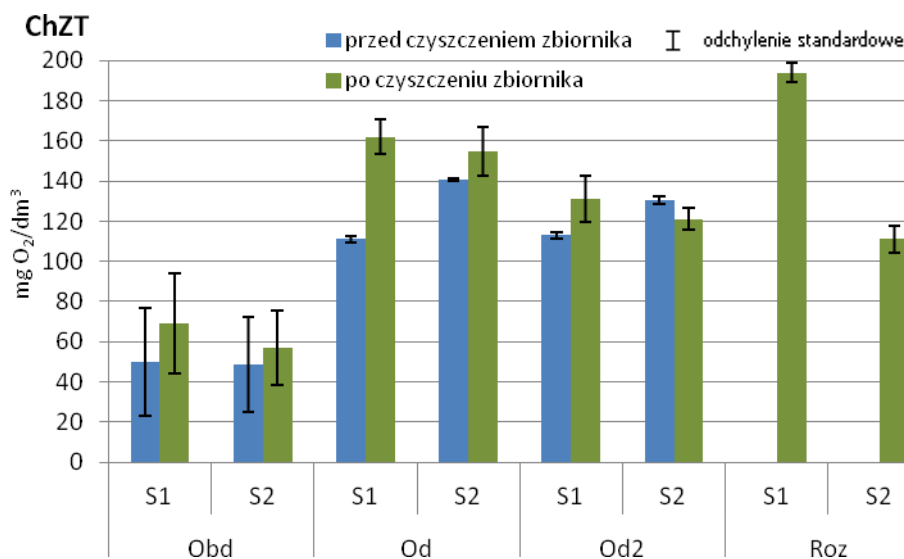
Rys. 5.13. Zmiany BZT₅ (wykres słupkowy) i przewodności (wykres punktowy) po pierwszym (S1) i drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych (**przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego**)

Dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego zauważono, że wartość BZT₅ (rys. 5.13) po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków wzrosła i wynosiła 12,5 mg O₂/dm³, a po drugim stopniu oczyszczania ścieków nastąpił spadek o 2,5 mg O₂/dm³. Natomiast dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika retencyjnego po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków nastąpił spadek BZT₅ z 13,5 mg O₂/dm³ do 11,2 mg O₂/dm³. Taki sam niewielki spadek BZT₅ nastąpił po drugim stopniu oczyszczania ścieków (o 1,25 mg O₂/dm³).

Podobnie dla okresu deszczowego dla pierwszego stopnia oczyszczania ścieków stężenie materii organicznej, wyrażonej w postaci BZT₅, zmniejszyło się średnio o 5 mg O₂/dm³ przed czyszczeniem zbiornika, a o 4 mg O₂/dm³ po czyszczeniu zbiornika.

Po drugim stopniu oczyszczania ścieków przed czyszczeniem zbiornika dla okresu deszczowego BZT₅ nie zmieniło się i wynosiło 17,5 mg O₂/dm³. Natomiast zanotowano spadek BZT₅ dla okresu deszczowego po drugim stopniu oczyszczania ścieków po czyszczeniu zbiornika z 18 mg O₂/dm³ na 14 mg O₂/dm³. Z kolei po dwóch godzinach trwania opadu deszczu przed czyszczeniem zbiornika po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków, stężenie materii organicznej (BZT₅) było takie samo jak dla okresu deszczowego, przy czym po drugim stopniu oczyszczania ścieków nastąpił spadek wartości BZT₅ do 15 mg O₂/dm³. W okresie deszczowym, po dwóch godzinach trwania deszczu, po czyszczeniu zbiornika retencyjnego, po pierwszym stopniu oczyszczania, BZT₅ wynosiło 10,5 mg O₂/dm³ i nieznacznie zmieniło się po drugim stopniu oczyszczania, gdzie wyniosło 10 mg O₂/dm³. Z kolei dla roztopów stężenie materii organicznej po pierwszym stopniu oczyszczania nie zmieniło się i wynosiło 38 mg O₂/dm³. Natomiast po drugim stopniu oczyszczania ścieków nastąpił spadek o 8 mg O₂/dm³, co oznacza, że BZT₅ wynosiło 30 mg O₂/dm³ i spełniało wymagania co do dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych wg Rozporządzenia z dnia 18 listopada 2014 r. (Dz. U. 2014 r. poz. 1800). W tym przypadku należy odnotować korzystny

wpływ przeprowadzanych prac konserwatorskich, a w szczególności usunięcia osadu z dna zbiornika retencyjnego, na jakość badanych próbek w odniesieniu do wskaźnika BZT₅.



Rys. 5.14. Zmiany stężeń ChZT po pierwszym (S1) i drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych **przed i po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego

Stężenie materii organicznej wyrażonej w ChZT w okresie bezdeszczowym (Obd) (rys. 5.14) po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków (S1) przed czyszczeniem zbiornika nieznacznie wzrosło o 8,6 mg O₂/dm³. Z kolei po drugim stopniu oczyszczania (S2) stężenie ChZT uległo nieznacznemu obniżeniu o 1,5 mg O₂/dm³. Stwierdzono również minimalny wzrost ChZT po pierwszym stopniu oczyszczania po czyszczeniu zbiornika o 1,8 mg O₂/dm³, ale zauważono, że po drugim stopniu oczyszczania ChZT ulegało obniżeniu średnio o 12,2 mg O₂/dm³.

W okresie deszczowym, wraz z dopływem do systemu „pierwszej fali” ścieków opadowych, zarówno przed jak i po czyszczeniu zbiornika zauważono, że następuje zmniejszenie stężenia materii organicznej w postaci ChZT. W próbkach pobranych po pierwszym stopniu oczyszczania, przed czyszczeniem zbiornika, ChZT uległo obniżeniu i wynosiło średnio 111 mg O₂/dm³. Natomiast po drugim stopniu nastąpił znaczny wzrost stężenia ChZT o 29,5 mg O₂/dm³, co może wskazywać na wypłukiwanie nagromadzonej materii organicznej z dna zbiornika. Natomiast ChZT po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków po czyszczeniu zbiornika w okresie deszczowym (rys. 5.14) uległo obniżeniu w nieznacznym stopniu do 162 mg O₂/dm³, a po drugim stopniu oczyszczania ścieków nastąpiła kolejne, niewielki obniżenie stężenia ChZT do 154,6 mg O₂/dm³. Po dwóch godzinach trwania opadu deszczu po S1 przed czyszczeniem zbiornika ChZT ulegało obniżaniu z 133,5 do 113,0 mg O₂/dm³, natomiast po drugim stopniu oczyszczania nastąpił wzrost ChZT do 130,5 mg O₂/dm³.

Po oczyszczeniu zbiornika materia organiczna wyrażona w ChZT ulegała obniżeniu w kolejnych stopniach oczyszczania. Po pierwszym stopniu oczyszczania ChZT uległo obniżeniu z 142,5 do 131,0 mg O₂/dm³, a po drugim stopniu o kolejne 12,2 mg O₂/dm³. Dla okresu roztopów (rys.

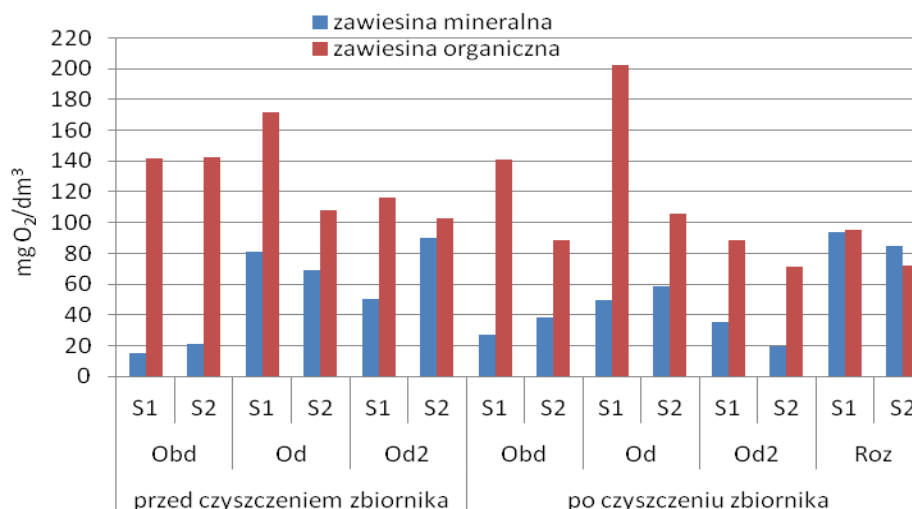
5.14) po pierwszym stopniu oczyszczania po czyszczeniu zbiornika ChZT w nieznacznym stopniu uległo obniżeniu z 194,6 do 193,8 mg O₂/dm³, natomiast po drugim stopniu uległo dalszemu obniżaniu i średnie stężenie ChZT wynosiło 111 mg O₂/dm³ i spełniało wymagania dotyczące dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych wg Rozporządzenia z dnia 18 listopada 2014 r. (Dz. U. 2014 r. poz. 1800).

Analiza otrzymanych wyników dla próbek pobieranych po kolejnych stopniach systemu hydrofitowego wskazuje na istotne znacznie zbiornika retencyjnego, a szczególnie zapewniania jego porowej eksploatacji (usuwanie osadów) dla jakości oczyszczanych wód.

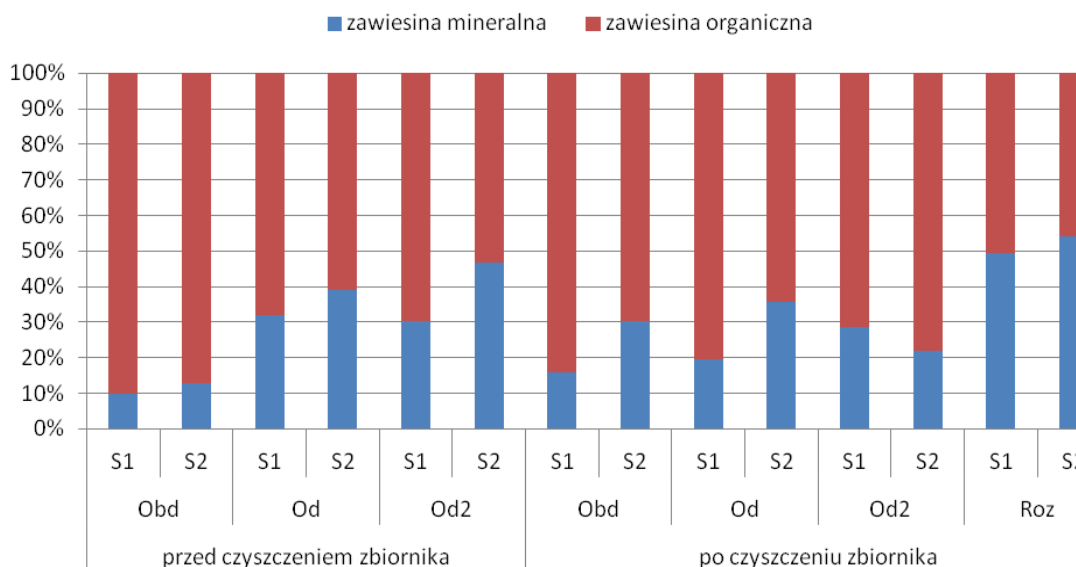
Zawiesina ogólna, organiczna i mineralna

Stężenie zawiesiny ogólnej, przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego dla okresu bezdeszczowego, po pierwszym stopniu oczyszczania (S1) uległo zwiększeniu o 13,3 mg/dm³ w porównaniu do stężenia w dopływie do systemu. Podobnie, ale nieznacznie zwiększyło się stężenie zawiesiny organicznej po drugim stopniu oczyszczania ścieków z 156,8 do 163,8 mg/dm³. Stwierdzono, że na wzrost stężenia zawiesiny ogólnej po drugim stopniu oczyszczania ścieków miał jednak wpływ na wzrost stężenia zawiesiny mineralnej wynikający najprawdopodobniej z „wynoszenia” nagromadzonych osadów z dna zbiornika retencyjnego (rys. 5.15b). Z kolei dla okresu deszczowego, po pierwszym stopniu oczyszczania, stężenie zawiesiny ogólnej obniżyło się z 297,5 (skład procentowy: Z_m – 64,0%, Z_{org} – 36,0%) do 252,8 mg/dm³ (Z_m – 32,1%, Z_{org} 67,9%). Istotna jest jednak zmiana składu procentowego, gdyż po pierwszym stopniu 2/3 stanowiła zawiesina organiczna, co oznacza, że zawiesina mineralna została usunięta w pierwszym stopniu oczyszczania – piaskowniku. Natomiast po dwóch godzinach trwania opadu deszczu (Od2), po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków, stężenie zawiesiny ogólnej wzrosło z 147,5 do 166,5 mg/dm³. W tym przypadku na wzrost stężenia zawiesiny ogólnej miał znaczny wpływ wzrost stężenia zawiesiny organicznej, która prawdopodobnie była wynoszona z piaskownika. Z kolei, po drugim stopniu oczyszczania ścieków, następował kolejny wzrost stężenia zawiesiny ogólnej do 193,0 mg/dm³. W tym przypadku nastąpił wzrost stężenia zawiesiny mineralnej o 16,3%. Należy zauważyć, iż przed konserwacją obiektu w okresie deszczowym oraz po 2h godzina trwania opadu udział procentowy frakcji zawiesiny mineralnej był wyższy w porównaniu do wartości dla okresu po konserwacji. Można przypuszczać, że przyczyną był nagromadzony osad w pierwszym i drugim stopniu oczyszczania. Dodatkowo ciągły intensywny dopływ do systemu wywołany opadem powodował przepływ burzliwy i wynoszenie zawiesin z obu stopni oczyszczania. Jak wskazywał Sawicki (2009) na sedymentacje zawiesin ma wpływ zarówno prędkość przepływu, jak i ich wielkość oraz rodzaj (gęstość). W warunkach obiektu hydrofitowego podczas opadu przepływ jest nieustalony, zatem trudno jest określić jakie rodzaje i wielkości cząstek zawiesiny będą podlegały sedymentacji w pierwszym i drugim stopniu.

a)



b)

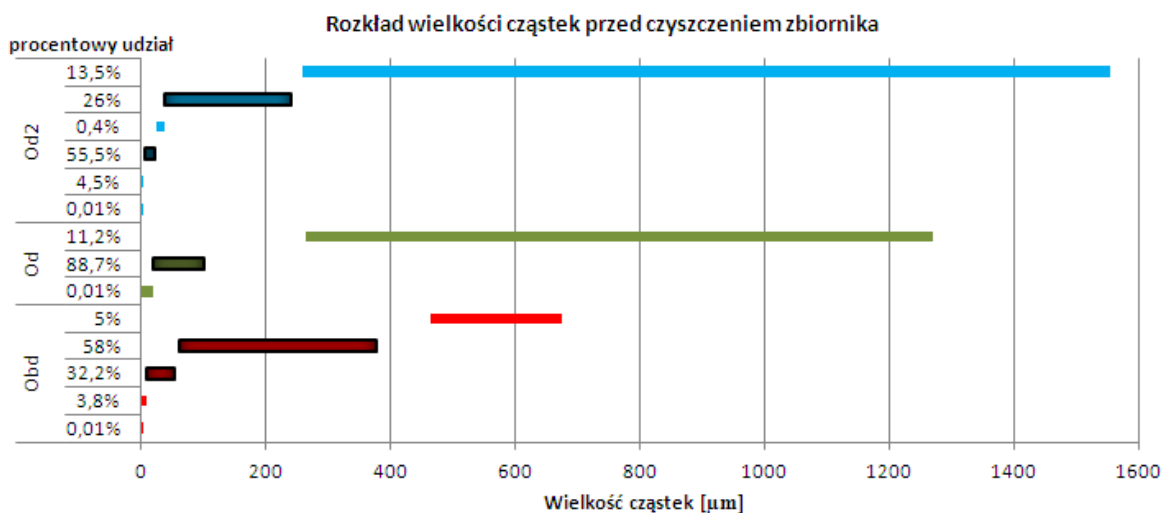


Rys. 5.15. Zawiesina mineralna i ogólna po pierwszym (S1) i drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych **przed i po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego a) stężenia, b) udział procentowy

Stężenie zawiesiny ogólnej, po czyszczeniu zbiornika, w okresie bezdeszczowym (rys. 5.15) po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków wzrosło w niewielkim stopniu z 157,2 do 168,1 mg/dm³. Różnice wynikały ze wzrostu stężenia zawiesiny mineralnej o 3,5%. Po drugim stopniu oczyszczania nastąpił spadek stężenia zawiesiny ogólnej o 41,3 mg/dm³. Natomiast nastąpił wzrost stężenia zawiesiny mineralnej o 14,2%. W tym przypadku stężenie zawiesiny organicznej uległo obniżeniu z 141,1 do 88,5 mg/dm³. Natomiast w okresie deszczowym po pierwszym stopniu oczyszczania stężenie zawiesiny ogólnej zmniejszyło się z 285,9 do 202,5 mg/dm³. Po drugim stopniu oczyszczania zauważono, tak samo jak w okresie bezdeszczowym, że stężenie zawiesiny ogólnej zmniejszyło się o 87,6 mg/dm³, ale wzrosło stężenie zawiesiny mineralnej o 16%. Po dwóch godzinach trwania opadu deszczu po pierwszym stopniu oczyszczania również nastąpił wzrost stężenia zawiesiny ogólnej o



24,9 mg/dm³. Natomiast po drugim stopniu oczyszczania stężenie zawiesiny ogólnej uległo obniżeniu z 123 do 91,1 mg/dm³. W okresie roztopów, po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków, nastąpił spadek stężenia zawiesiny ogólnej z 193,9 do 189,4 mg/dm³, a po drugim stopniu o kolejne 31,7 mg/dm³. Otrzymane wyniki potwierdzają konieczność stosowania stopnia oczyszczania mechanicznego przed złożem hydrofitowym (Kadlec i Wallace, 2009; Vymazal i Kröpfelová 2008; Obarska-Pempkowiak i in., 2010).



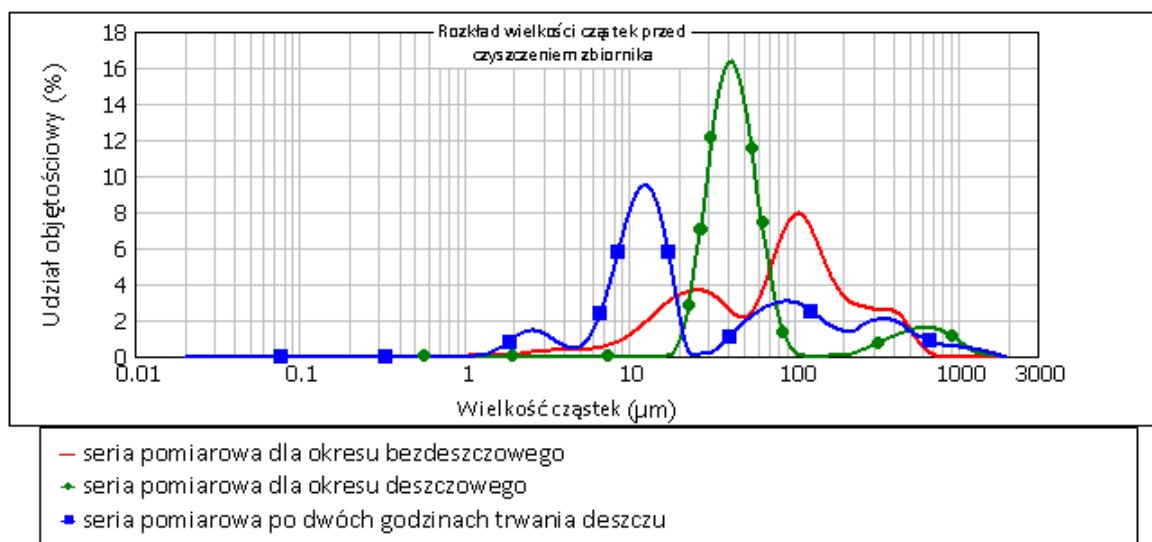
Rys. 5.16. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny stałych po pierwszym stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych **przed czyszczeniem zbiornika** retencyjnego

Okres przed czyszczeniem i konserwacją obiektu

Dla próbek pobieranych **przed czyszczeniem zbiornika**, w okresie bezdeszczowym (rys. 5.16) po pierwszym stopniu oczyszczania (S1) zauważono, że przeważają cząstki drobne: od 35,5 do 54 µm, które stanowiły 32,2%, a o wielkości od 61 do 378 µm stanowiły 58%. Cząstki o wielkości od 675 do 2273 µm nie występowały w próbkach pobranych w drugim punkcie pomiarowym co oznacza, że były efektywnie zatrzymywane w pierwszym stopniu oczyszczania. Z kolei po drugim stopniu oczyszczania cząstki o średnicy od 68 do 240 µm oraz od 259 do 776 µm stanowiły odpowiednio: 51,6% i 25,5% udziału (rys. 5.20 i rys. 5.21). Jednocześnie zauważono, że cząstki o średnicach od 914 do 1950 µm stanowiły 11,9%, podczas gdy po pierwszym stopniu oczyszczania cząstki o tak dużych średnicach nie występowały w badanych próbkach (rys. 5.16 i rys. 5.20).

Natomiast w okresie deszczowym po pierwszym stopniu oczyszczania w pobranych próbkach wód zmniejszył się udział procentowy cząstek o wielkości od 19 do 101 µm z 98,8% do 88,7%. Zmniejszył się również udział procentowy cząstek o wielkości od 265 do 1269 µm do 11,2%, podczas gdy dla próbek pobieranych w pkt. 1 (rys. 4.10 i rys. 5.16) wynosił on 81%. W dopływie do zbiornika cząstki stałe o tych wielkościach nie występowały. Po dwóch godzinach trwania opadu deszczu (rys. 5.16 i 5.17) po pierwszym stopniu oczyszczania największy udział objętościowy miały cząstki małe o

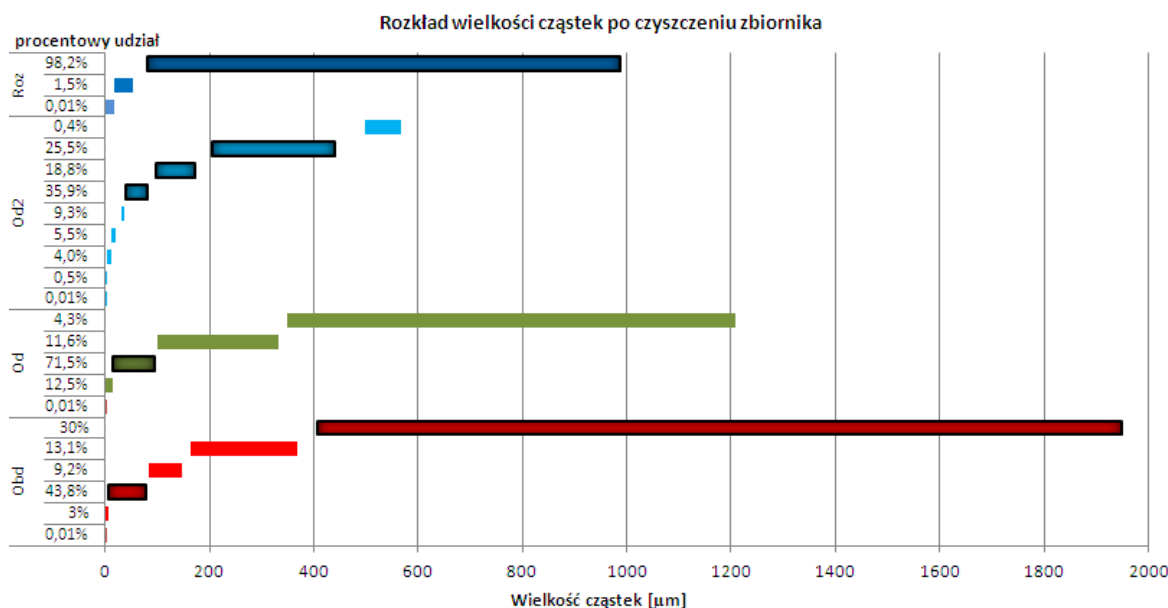
wielkości od 5,8 do 23,5 μm i stanowiły 55,5%, następnie cząstki do 37,5 do 240 μm i stanowiły 26% oraz cząstki duże od 259 do 1554 μm , które stanowiły 13,5%. Podczas gdy po drugim stopniu występowały tylko cząstki drobne o średnicy cząstki o średnicy od 0,4 do 30,4, które stanowiły aż 99,9%. Należy przypomnieć, że w dopływie do systemu 99,9% stanowiły cząstki od 16,5 do 90 μm .



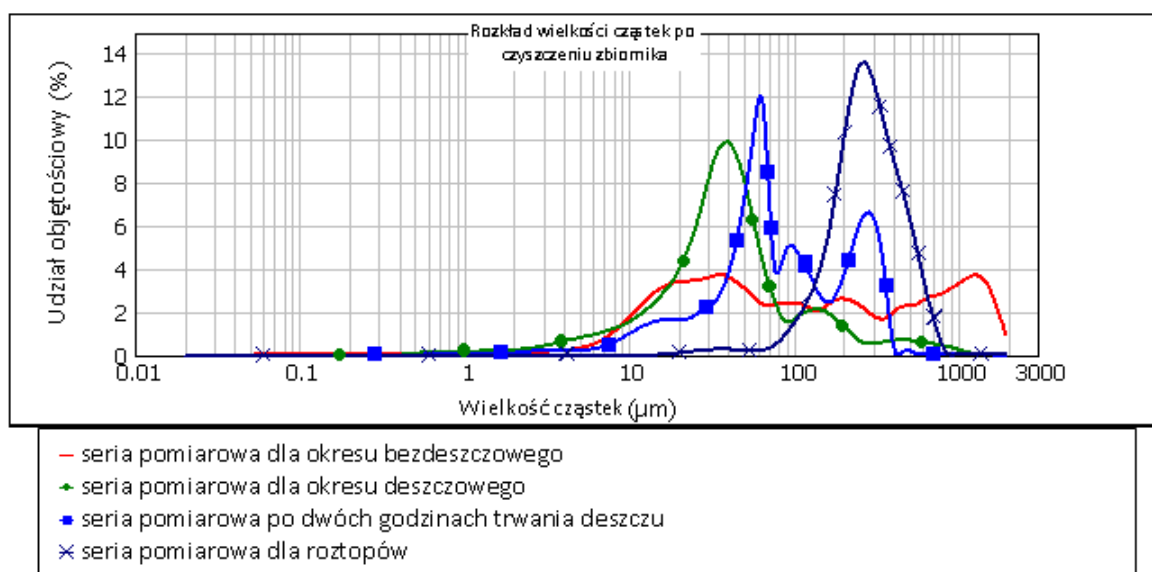
Rys. 5.17. Udział objętościowy cząstek zawiesiny po pierwszym stopniu oczyszczania (S1) w zależności od warunków atmosferycznych **przed czyszczeniem zbiornika** retencyjnego

Okres po czyszczeniu i konserwacji obiektu

W okresie bezdeszczowym, **po czyszczeniu zbiornika retencyjnego**, po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków (rys. 5.18 i 5.19) największy procentowy udział stanowiły cząstki stałe o wielkości od 7,5 do 77,1 μm oraz od 408 do 1950 μm odpowiednio: 43,5% i 30%. Po drugim stopniu oczyszczania ścieków dla okresu bezdeszczowego (rys. 5.22 i 5.23) zauważono, że największy udział procentowy miały cząstki o średnicy zastępczej od 77,2 do 451 μm oraz od 962 do 1950 μm . Wynosił on odpowiednio 38% i 26,1%, co stanowiło kolejno 5,3% oraz 6,1% udziału objętościowego. W tym przypadku stwierdzono, że cząstki o wielkości od 7,5 do 77,1 μm zostały zatrzymane w tym stopniu oczyszczania, natomiast cząstki o wielkości od 77,5 do 451 μm zostały wyniesione z osadnika.



Rys. 5.18. Rozkład wielkości cząstek stałych po pierwszym stopniu oczyszczania (S1) w zależności od warunków atmosferycznych **po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego



Rys. 5.19. Udział objętościowy cząstek zawiesziny po pierwszym stopniu oczyszczania (S1) w zależności od warunków atmosferycznych **po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego

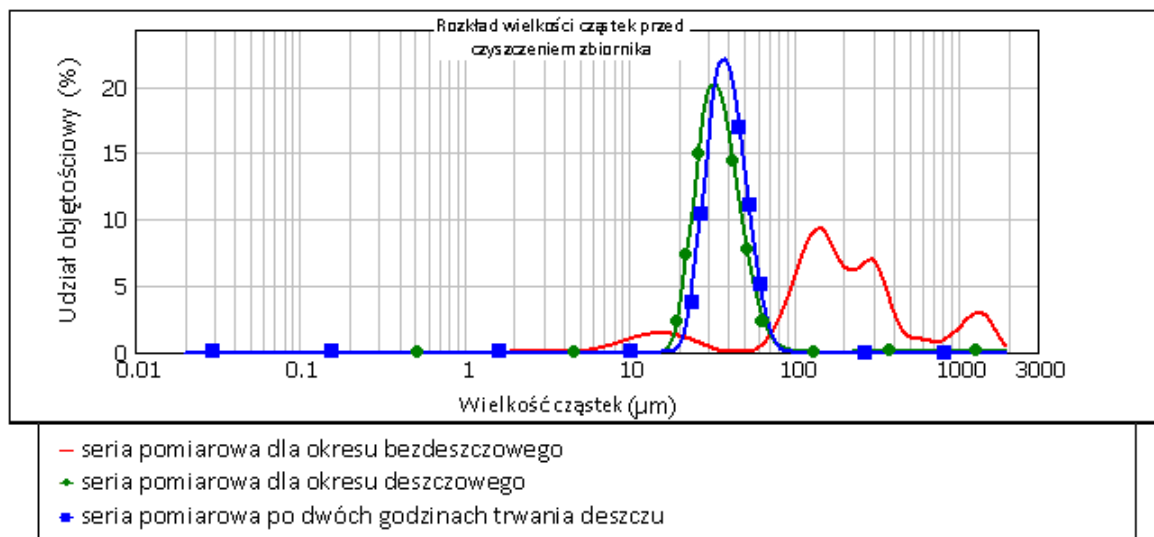
W okresie deszczowym, po czyszczeniu zbiornika, po pierwszym stopniu (S1) największy udział objętościowy stanowiły cząstki małe o średnicy od 13,5 do 94,5 μm. Wynosił on 9,8% (rys. 5.19), co stanowiło 71,5% udziału (rys. 5.18). Po drugim stopniu oczyszczania ścieków (rys. 5.22 i 5.23) w okresie deszczowym cząstki o wielkości od 20 do 92 μm oraz od 99 do 659 μm stanowiły największy udział objętościowy, odpowiednio 6,6% i 5,3% (rys. 5.23) co stanowiło odpowiednio 49,4% i 33,2%. Zauważono, że cząstki o średnicy od 333 do 659 μm zostały wymyte z pierwszego stopnia oczyszczania, gdyż po pierwszym stopniu stanowiły one ok. 4% udziału, a w dopływie nie występowały. W niewielkim stopniu (ok. 2%), również zostały wymyte cząstki o średnicach od 1207

do 1950 μm . Natomiast w próbkach pobieranych po dwóch godzinach trwania opadu deszczu, po oczyszczeniu zbiornika retencyjnego po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków (rys. 5.18 i 5.19) cząstki o wielkości od 39 do 81 μm , od 206 do 440 μm i od 97 do 173 μm miały największy udział objętościowy i jednocześnie procentowy wynoszący odpowiednio: 12% (35,9%), 6,6% (25,5%) i 5% (18,8%). Zauważono, że cząstki o średnicy od 97 do 429 μm , w drugim punkcie poboru próbek (rys. 3.4 i 4.13), miały 2% udział. Natomiast po drugim stopniu oczyszczania ścieków (rys. 5.22 i 5.23), po dwóch godzinach trwania opadu deszczu, dominowały cząstki o wielkości od 121,5 do 675 μm , które stanowiły 12% udziału objętościowego, a udziału procentowego aż 72,3%. Z kolei cząstki o średnicy od 23,5 do 118,5 μm stanowiły 4,3% udziału objętościowego (22,3% udziału procentowego). W tym przypadku stwierdzono, że cząstki o wielkości od 440 do 675 μm nie wystąpiły po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków, a z kolei po drugim stopniu ich procentowy udział wynosił 7%.

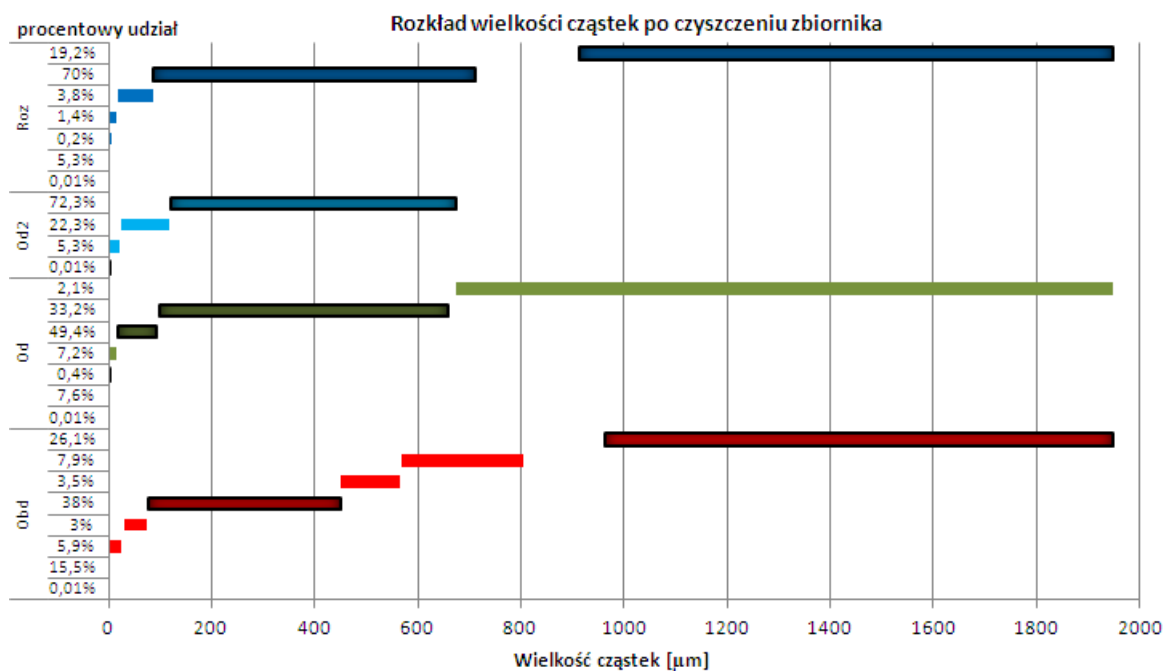
Z kolei dla roztopów po pierwszym stopniu oczyszczania ścieków zauważono, że dominowały cząstki o wielkości od 81 do 986 μm , które stanowiły 13,5% udziału objętościowego (rys. 5.19), a 98,2% udziału procentowego (rys. 5.18). Po drugim stopniu oczyszczania ścieków dla roztopów stwierdzono, że cząstki o średnicy od 88 do 711 μm stanowiły 9,6% udziału objętościowego (udział procentowy – 70%), a cząstki od 914 do 1950 stanowiły 4,7% udziału objętościowego (udział procentowy – 19,2%) (rys. 6.22 i 6.23). Cząstki o wielkościach od 986 do 1950 μm nie występowały pod pierwszym stopniu oczyszczania, więc najprawdopodobniej zostały wymyte z osadnika i stanowiły 16,6% udziału po drugim stopniu oczyszczania ścieków.



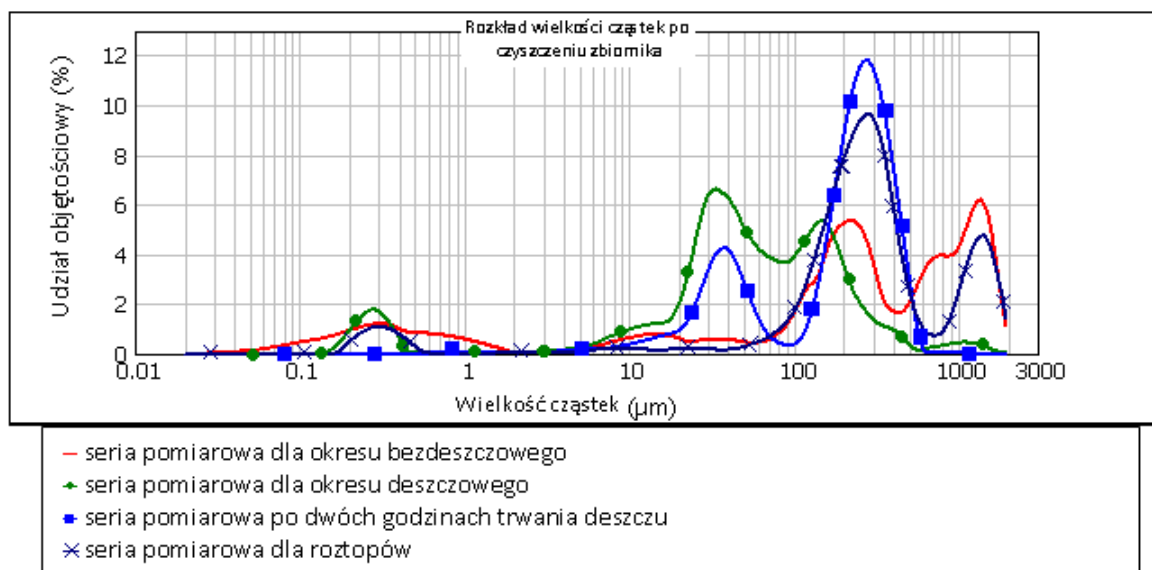
Rys. 5.20. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych **przed czyszczeniem zbiornika** retencyjnego



Rys. 5.21. Udział objętościowy cząstek zawiesiny po drugim stopniu oczyszczania (S2) w zależności od warunków atmosferycznych **przed czyszczeniem zbiornika** retencyjnego



Rys. 5.22. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych **po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego



Rys. 5.23. Udział objętościowy cząstek zawiesziny po drugim stopniu oczyszczania (S2) w zależności od warunków atmosferycznych **po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego

5.3. Ocena jakości odpływu z systemu hydrofitowego

Odczyn, stężenie tlenu rozpuszczonego, przewodność elektrolityczna i stężenie chlorków

W analizowanym okresie pomiarowym średnie wartości wskaźników fizyczno-chemicznych dla punktu pomiarowego nr 4 (odpływ z systemu hydrofitowego – rys. 3.4) takie jak odczyn, stężenie tlenu rozpuszczonego, przewodność elektrolityczna oraz stężenie chlorków ulegały tylko nieznacznym zmianom w porównaniu do wartości dla punktu pomiarowego nr 1 (doprowadzenie do systemu hydrofitowego) (tabele 4.2-4.8 oraz 4.22-4.28).

W zależności od warunków pogodowych odczyn zmienił się w bardzo małym zakresie od 7,6 dla pogody deszczowej do 8,0 po dwóch godzinach trwania deszczu. Średnie stężenie tlenu rozpuszczonego było najniższe dla roztopów i wynosiło $2,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, następnie dla pogody bezdeszczowej i wynosiło dla okresu przed czyszczeniem zbiornika $3,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ oraz $2,9 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ po czyszczeniu zbiornika. Dla pogody deszczowej przyjmowało wartości odpowiednio 4,6 i $3,2 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. W tym przypadku długość czasu trwania opadu nie miała wpływu na zmianę tego wskaźnika. Przewodność elektrolityczna w próbkach pobieranych w pkt. 4 zmieniała się w bardzo małym zakresie od 417,5 do 433,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$, podobnie średnie stężenie chlorków zmieniało się od 5,3 do $9,1 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Stężenie chlorków w okresie bezdeszczowym przed czyszczeniem zbiornika w odpływie wzrosło o 21,3%. Z kolei w tym samym okresie, po czyszczeniu zbiornika retencyjnego, stężenie chlorków zmniejszyło się o 3,4% (rys. 5.24). W okresie deszczowym, przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego, stężenie chlorków obniżyło się o ok. 9%, ale po czyszczeniu zbiornika stężenie chlorków zmniejszyło się tylko o 2,7%. Po dwóch godzinach trwania opadu deszczu przed

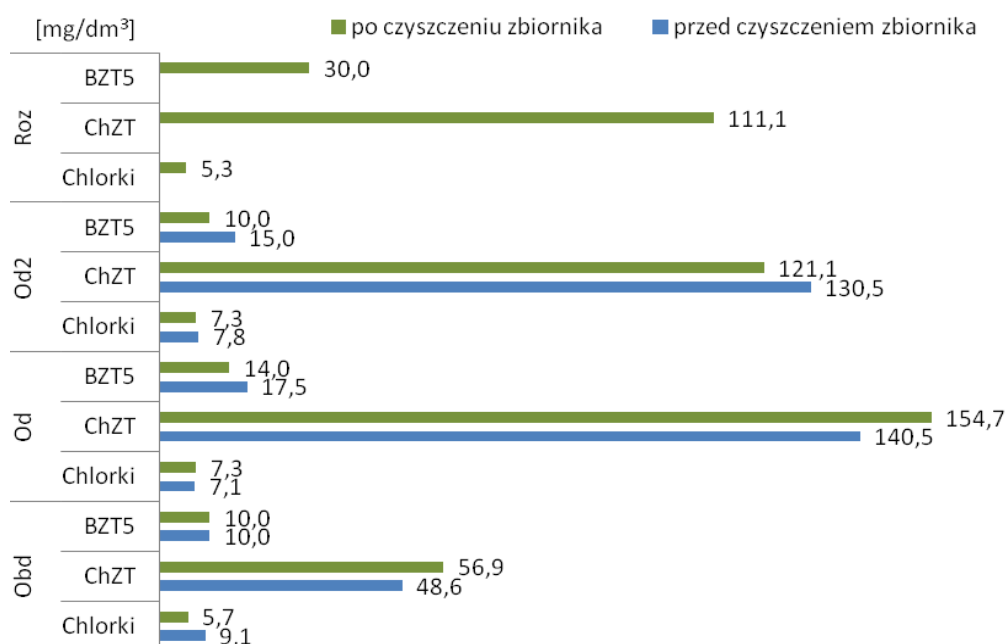
czyszczeniem zbiornika retencyjnego, stężenie chlorków nie uległo zmianie i wynosiło 7,8 mg/dm³. Natomiast po czyszczeniu zbiornika retencyjnego stężenie chlorków zmniejszyło się o 1,4%. Dla roztopów stężenie chlorków zmniejszyło się o 5,4%. Zaobserwowano obniżenie stężenia chlorków w odpływie po czyszczeniu zbiornika dla wszystkich warunków atmosferycznych. Może to oznaczać, że pomiędzy dopływem a odpływem chlorki kumulowały się, w niewielkim stopniu, w zbiorniku retencyjnym i złożu hydrofitowym. Oczyszczenie zbiornika spowodowało obniżenie stężenia chlorków w odpływie.

Z pośród wyżej wymienionych wskaźników tylko odczyn musi spełniać wymogi Rozporządzenia z dnia 18 listopada 2014 r. (Dz. U. 2014 r. poz. 1800) dotyczące dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych. Wskaźnik ten spełnia te wymagania. Natomiast pozostałe wskaźniki są istotne dla oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych wg Rozporządzenia z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2011 r. poz. 1545) (rozporządzenie obowiązujące dla analizowanego okresu badań). Odpływ z systemu hydrofitowego odprowadzany jest ponownie do potoku Swelina, który za kilkaset metrów uchodzi do Zatoki Gdańskiej. Zgodnie z powyższym Rozporządzeniem odczyn należy do grupy wskaźników charakteryzujących stan zakwaszenia a wartości graniczne to od 6,5 do 8,0 dla wód płynących należących do I kl. czystości. Podobnie stężenie chlorków i przewodność elektrolityczna należących do grupy wskaźników charakteryzujących zasolenie spełnia wymagania stawiane I klasie czystości, czyli: dla chlorków poniżej 200 mg/dm³ a dla przewodności poniżej 1000 µS/cm. Stężenie tlenu rozpuszczonego określone jest tylko dla I i II klasy czystości i powinno być wyższe lub równe odpowiednio: 7 lub 5 mg O₂/dm³ (Dz. U. 2011 r. poz. 1545), natomiast średnie stężenie tlenu w odpływie zawsze było niższe niż 5 mg O₂/dm³.

Materia organiczna

Średnie wartości wskaźników charakteryzujących zanieczyszczenia organiczne uległy obniżeniu w odpływie w porównaniu do wartości tych wskaźników w dopływie do obiektu (Tabele 4.2 do 4.8 oraz 4.22-4.28). Średnie stężenie materii organicznej wyrażanej w BZT₅ zmieniało się w zależności od warunków atmosferycznych od wartości najniższych dla okresu bezdeszczowego do najwyższych dla roztopów, odpowiednio: 10,0 i 30,0 mg O₂/dm³. Należy zatem zauważyć, iż jakość odpływu dla wskaźnika BZT₅ spełnia wymagania co do dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych wg Rozporządzenia z dnia 18 listopada 2014 r. (Dz. U. 2014 r. poz. 1800). Warto zauważyć, że poprzednie Rozporządzenie z dnia 24 lipca 2006 (Dz. U. 2006 r. poz. 984) nie wprowadzało wymagania usuwania tego zanieczyszczenia w ściekach opadowych. Natomiast wg Rozporządzenia z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych jakość odpływu z systemu nie spełnia wartości granicznych

dla I ani nawet II klasy czystości (dla pozostałych klas wartości graniczne niż zostały określone) (Dz. U. 2011 r. poz. 1545).



Rys. 5.24. Średnie stężenie zanieczyszczeń odprowadzanych z odpływu z systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych **przed i po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego

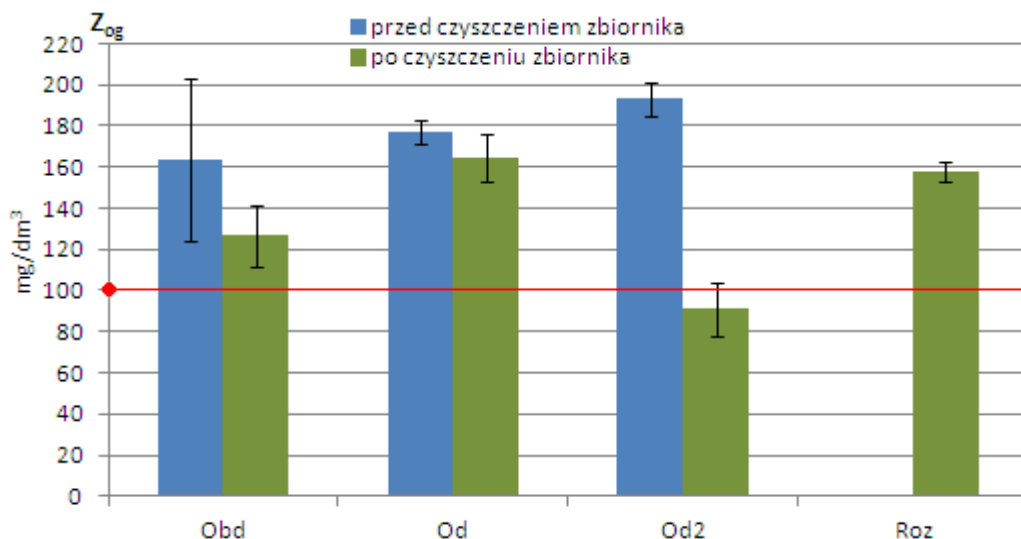
Podobnie średnie stężenie materii organicznej wyrażanej w ChZT zmieniało się w zależności od warunków atmosferycznych od wartości najniższych dla okresu bezdeszczowego do najwyższych dla okresu deszczowego, odpowiednio: 48,6 i 154,7 mg O₂/dm³. Natomiast dla roztopów wynosiło średnio 111,1 mg O₂/dm³. Rozporządzenie z dnia 18 listopada 2014 r. podaje wartość graniczną 150 mg O₂/dm³ dla ChZT w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika. Zatem należy podsumować, że średnia wartość ChZT w odpływie dla okresu deszczowego nie spełnia tego warunku (Dz. U. 2014 r. poz. 1800).

Podobnie wg Rozporządzenia z dnia 9 listopada 2011 r. jakość odpływu względem wskaźnika ChZT (metodą chromianową) dla II klasy czystości nie powinna przekraczać 30 mg O₂/dm³ dla pozostałych klas czystości wartości graniczne tak jak dla BZT₅ nie zostały ustalone (Dz. U. 2011 r. poz. 1545).

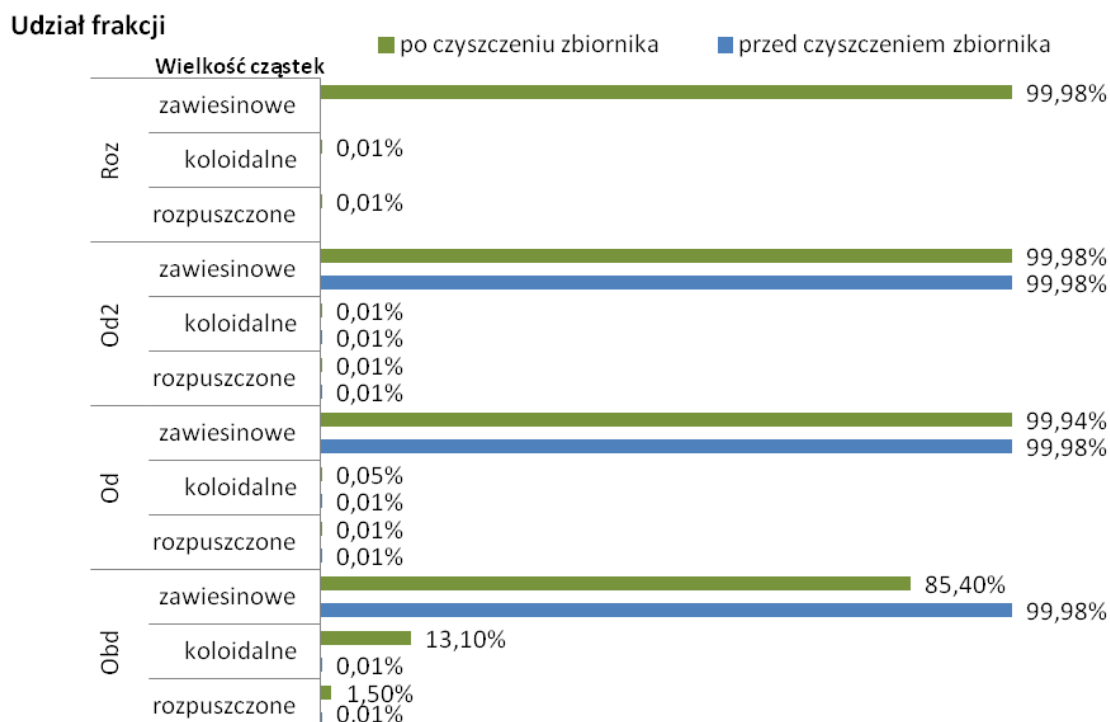
Zawiesina ogólna, organiczna i mineralna

W analizowanym okresie pomiarowym średnie stężenie zawiesiny ogólnej dla punktu pomiarowego nr 4 (odpływ z systemu hydrofitowego – rys. 3.4) ulegało tylko nieznacznym zmianom w porównaniu do wartości dla punktu pomiarowego nr 1 (doprowadzenie do systemu hydrofitowego) dla różnych warunków atmosferycznych (tabele 4.2-4.8 oraz 4.22-4.28).

Dla oczyszczonych ścieków nie odnotowano wartości ekstremalnych stężeń analizowanych zanieczyszczeń (rys. 6.11-6.13). Oznacza to, że system oczyszczania po mimo zmiennych stężeń w dopływie zapewniał ich usuwanie, jednak oczyszczone ścieki charakteryzowały się ciągle wysokim stężeniem zawiesiny ogólnej (rys. 5.25). Analizowany wskaźnik dla okresów badawczych nie spełniał wymagań obecnie obowiązującego Rozporządzenia z dnia 18 listopada 2014 roku ([Dz. U. 2014 r. nr 0 poz. 1800](#)) zgodnie, z którym stężenie zawiesiny ogólnej w oczyszczonych ściekach odprowadzanych do odbiornika nie powinno przekraczać 50 mg/dm^3 . Natomiast wskaźnik ten spełniał wymagania poprzedniego Rozporządzenia z dnia 24 lipca 2006 ([Dz. U. 2006 r. poz. 984](#)) (wartość dopuszczalna wynosiła 100 mg/dm^3 – czerwona linia na wykresie na rys. 5.24) w jednym przypadku – po dwóch godzinach trwania opadu deszczu po czyszczeniu zbiornika retencyjnego. Należy zauważyć, że występuje duża zgodność co do granicznych wartości stężenia zawiesiny ogólnej w ściekach regulowanych Rozporządzeniem z 18 lipca 2014 r. jak i Rozporządzenia z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu wód. Oba Rozporządzenia podają wartość graniczną tego wskaźnika poniżej 50 mg/dm^3 . Ma to, jak się wydaje, związek z informacjami podawanymi przez [Borchardt i Sperling \(1997\)](#) oraz [Zawilskiego i Saksona \(2013\)](#), że za stężenie zawiesin ogólnych bezpieczne dla odbiornika uważa się 25 mg/dm^3 , niezależnie od czasu jego występowania. Negatywne skutki dla biocenozy, w tym szczególnie dla ryb, odbiornika obserwuje się już przy stężeniu zawiesin przekraczającym 100 mg/gm^3 .



Rys. 5.25. Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych **przed i po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego



Rys. 5.26. Procentowy udział frakcji wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych **przed i po czyszczeniu zbiornika** retencyjnego

Podobnie jak dla wód potoku wraz ze ściekami opadowymi, czyli punktu pomiarowego 1, tak i dla odpływu – pkt 4, przeprowadzono analizę podziału materii z uwzględnieniem stopni dyspersji (rys. 5.26). Najbardziej istotne różnice dotyczyły okresu bezdeszczowego przed i po pracach konserwatorskich. Przed czyszczeniem zbiornika, w odpływie występowały przede wszystkim zawiesiny w 99,98%. Natomiast po czyszczeniu zbiornika retencyjnego, cząstki koloidalne stanowiły już 13,1%, a cząstki zawiesinowe 85,4%. Może to wskazywać, że w warunkach stabilnego obciążenia hydraulicznego dla okresu bezdeszczowego jednostkowe procesy przemian zanieczyszczeń w złożu hydrofitowym z poziomym przepływem przebiegają odmiennie niż w warunkach zmiennych przepływów (Shutes i in., 1999; Carleton i in., 2001; Shutes i in., 2001).

Z kolei dla okresu deszczowego, zarówno przed jak i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego, przeważały w 99,9% cząstki zawiesinowe, jedynie po czyszczeniu zbiornika zawartość cząstek koloidalnych wynosiła 0,05%. Z kolei po dwóch godzinach trwania opadu deszczu i dla roztopów, zarówno przed jak i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego, przeważały cząstki zawiesinowe w 99,98%. Pozostałą niewielką część stanowiły substancje rozpuszczalne i koloidalne w równych proporcjach.

Przeprowadzona analiza jakości ścieków doprowadzanych i odprowadzanych oraz zmian stężeń zanieczyszczeń po kolejnych stopniach oczyszczania wskazują na ich różną podatność na jednostkowe procesy oczyszczania zachodzące w dwustopniowym oczyszczaniu – mechanicznym i biologicznym w systemie hydrofitowym. W kolejnych rozdziałach omówiona zostanie skuteczność

pracy systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych: dla okresu bezdeszczowego, deszczowego, po dwóch godzinach trwania opadu deszczu, jak i roztopów przed i po oczyszczeniu zbiornika retencyjnego.

5.4. Określenie pochodzenia zanieczyszczeń

Metoda oznaczania izotopów ^{13}C i ^{15}N za pomocą aparatury IRMIS jest metodą bardzo czułą na zanieczyszczenia ropopochodne. W kilku pobranych próbkach wykryto te zanieczyszczenia w stopniu uniemożliwiającym wykonanie oznaczeń izotopów.

Zanieczyszczenia ropopochodne stanowią dość istotny problem potoku Swelina, jak i obiektu hydrofitowego (zanieczyszczenia te nie były przedmiotem tych badań). Kanalizacja deszczowa w zlewni potoku nie jest wyposażona w separatory substancji ropopochodnych, stąd bardzo często substancje te pojawiają się przy ujściu potoku Swelina do Zatoki Gdańskiej (rys. 5.27).



Rys. 5.27. Plamy zanieczyszczeń ropopochodnych przy ujściu potoku Swelina do Zatoki Gdańskiej (fot. Marzena Stosik)

Dla okresu deszczowego średnie wartości $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ wynosiła $-9,38\text{‰}$ natomiast dla okresu bezdeszczowego $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ były niższe o $-2,62\text{‰}$ (rys. 4.32 i 4.33). W środowisku przyrodniczym ditlenek węgla może pochodzić z mineralizacji materii organicznej, metanogenezy oraz rozpuszczania

węglanów. W przypadku średnich wartości $\delta^{13}\text{C-POC}$, dla okresu bezdeszczowego, jak i deszczowego średnie wartości wynosiły odpowiednio: $-29,30\%$ i $-29,63\%$. Wartość $\delta^{13}\text{C}$ materii organicznej produkowanej przez rośliny lądowe rośliny (typu C3) zmienia się średnio -28 do -25% , a w przypadku roślin typu C4 (np. trzcina cukrowa, kukurydza) średnio od -14 do -10% (Ogrinc i in., 2002; Koszelnik, 2009; Yu i in. 2010; Gruca-Rokosz, 2015). Otrzymane w badaniach wartości $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ były najprawdopodobniej rezultatem CO_2 pochodzącego ze wszystkich wymienionych powyżej źródeł. Ich wartości mogą wskazywać na zubożenie materii organicznej w badanych próbkach pobranych w dopływie do systemu hydrofitowego. Średnie wartości $\delta^{13}\text{C-POC}$ były dużo niższe od wartości $\delta^{13}\text{C-CO}_2$, co pozwala przypuszczać, że mineralizacja materii organicznej nie była dominującym procesem tworzenia CO_2 . Wyższe wartości $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ mogą wskazywać, że w CO_2 pochodził z procesu rozpuszczania węglanów bądź procesu beztlenowego rozkładu z produkcją biogazu. Dytlenek węgla uwalniany w procesach beztlenowych jest wzbogacony w izotop ^{13}C w stosunku do węgla organicznego pochodzącego, np. z osadów (Ogrinc i in. 2002) Podobnie jak węglany, które mogły być również źródłem CO_2 , w badanym przypadku również charakteryzują się wysoką wartością $\delta^{13}\text{C}$ (Nüsslein i in., 2003; Conrad i in., 2009; Ogrinc i in., 2002). Zakładając, że źródłem CO_2 było rozpuszczanie węglanów, powinno się obserwować ujemną korelację pomiędzy $\delta^{13}\text{C-CO}_2$ i pH (Conrad i in., 2009), a taką stwierdzono w przypadku okresu bezdeszczowego ($r = -0,5$).

Rozpatrując średnie wartości $\delta^{13}\text{C-POC}$ i $\delta^{15}\text{N-PON}$ uzyskane w okresie bezdeszczowym, jak i deszczowym, można stwierdzić, że zawiesiny w wodach potoku wraz ze ściekami opadowymi charakteryzowały się niską zawartością $\delta^{13}\text{C-POC}$ i wyższą wartością $\delta^{15}\text{N-PON}$ charakterystyczną dla okresu letniego z uwagi na dopływ materii pochodzenia autochtonicznego (Gruca-Rokosz, 2015).

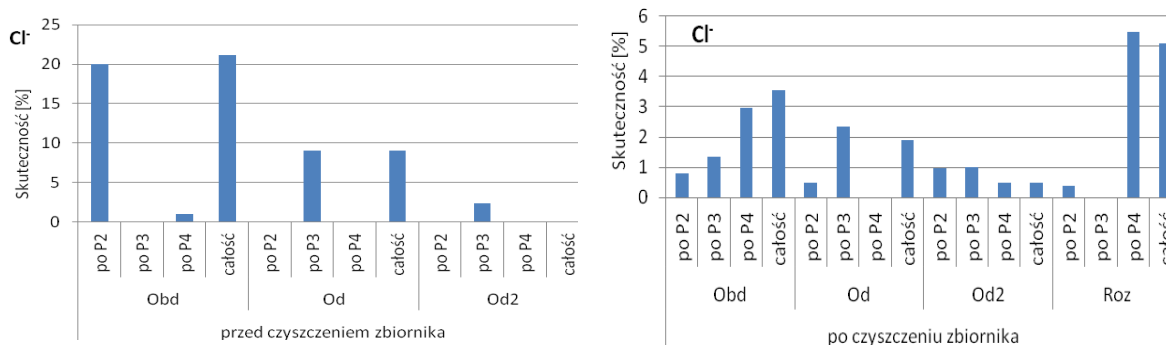
Średnie wartości $\delta^{13}\text{C-DOC}$ zarówno w okresie bezdeszczowym ($-27,98\%$), jak i deszczowym ($-27,73\%$), które różniły się o $-0,24\%$, wskazują na zanieczyszczenia pochodzenia lądowego (allochtonicznego), gdyż materia pochodzenia autochtonicznego w tym przypadku materia organiczna pochodzenia wodnego charakteryzuje się wyższymi wartościami $\delta^{13}\text{C-DOC}$ (Torres i in., 2012).

5.5. Ocena skuteczności usuwania zanieczyszczeń w kolejnych stopniach oczyszczania

Chlorki

Otrzymane wyniki badań potwierdzają doniesienia literaturowe dotyczące możliwości, a raczej jej braku usuwania chlorków w procesach mechanicznych i biochemicznych, zarówno w systemach konwencjonalnych, jak i technologii hydrofitowej (Kadlec i Wallace, 2009; Sadecka, 2010; Klimiuk i Lebkowska, 2005; ObarskaPepmkowiak i in., 2010; Vymazal i Kröpfelová, 2008). Niewielkie zmiany stężenia chlorków po kolejnych stopniach oczyszczania były prawdopodobnie wynikiem rozcieńczenia i uśredniania doprowadzanych wód niż procesów ich usuwania (Bavor i in.,

2001; Bulc i Sajn Slak, 2011; Higgins i Maclean, 2002; Obarska-Pemkowiak i in., 2010). Największe różnice obserwowano dla pierwszego i drugiego stopnia oczyszczania (S1 i S2), czyli piaskownika i zbiornika retencyjnego. Różnice w stężeniu między punktami poboru próbek w zależności od warunków atmosferycznych wynosiły od 1 do 20% (rys. 5. 28). Jednak dla większości pomiarów nie notowano różnicy pomiędzy stężeniem na wejściu i wyjściu z systemu (tabele 4.2-4.28, rys. 5.2, 5.11).



Rys. 5.28. Skuteczność usuwania chlorków po kolejnych stopniach czyszczenia

Materia organiczna

Skuteczność usuwania materii organicznej wyrażona za pomocą ChZT dla całego systemu przed czyszczeniem części mechanicznej wynosiła odpowiednio: 17,5% dla pogody bezdeszczowej, 10% dla pogody deszczowej i 4,5% po 2h trwania opadu. Co więcej, oczyszczanie części mechanicznej nie wpłynęło na poprawę usuwania tego wskaźnika, gdyż całkowita skuteczności usuwania nie uległa zmianie (rys. 5.29). Najwyższą skuteczność usuwania zaobserwowano dla okresu roztopów – 42,7%.

Analiza skuteczność usuwania materii organicznej wyrażana za pomocą BZT₅ wskazuje na nieznaczny jej wzrost po oczyszczaniu części mechanicznej. Średnia skuteczność usuwania BZT₅ dla całego systemu, przed oczyszczaniem części mechanicznej, w zależności od pogody zmieniała się, podobnie jak dla ChZT, w niewielkim zakresie i wynosiła: dla pogody bezdeszczowej 11,7%, dla pogody deszczowej 21,7% i po dwóch godzinach trwania opadu 33,5%. Natomiast po oczyszczaniu wynosiła odpowiednio: dla pogody bezdeszczowej 26,0%, dla pogody deszczowej 37,0% i po dwóch godzinach trwania opadu, podobnie jak przed czyszczeniem zbiornika, 21%.

Otrzymane wartości skuteczności usuwania materii organicznej dla analizowanego systemu są zdecydowanie niższe niż te podawane w literaturze przedmiotu dla systemów hydrofitowych. Większość Autorów potwierdza wysoką przydatność złożeń hydrofitowych z podpowierzchniowym poziomym przepływem ścieków do usuwania materii organicznej (od 60 do ponad 90%) i zawiesiny ogólnej (średnio ok. 70%) wskazując, że obiekty te, z różnych powodów, nie zapewniają skutecznego usuwania związków azotu (zaledwie ok. 30%) (Kadlec i Wallace, 2009; Koęcka i in., 2015; Józwiakowski i in., 2014; Obarska-Pemkowiak i in., 2015; Vymazal, 2010; Vymazal i Kröpfelová,

2008; Gajewska, 2103). Jednak jak podają Scholes i in. (1998), Scholes i in. (1999), Shutes i in. (1999) Pontier i in. (2004), Roseth i in. (2012), Revitt i in. (2004), Adyel i in. (2016) dla systemów hydrofitowych skuteczności usuwania materii organicznej może zmieniać się w szerokim zakresie (od 15 do 97%) w zależności od składu ścieków opadowych i ich podatności na rozkład biologiczny. Langeveld i in. (2012) prowadzili badania oczyszczania ścieków opadowych w różnych urządzeniach: osadnikach lamelowych, filtrach piaskowych wysoko obciążonych oraz filtrach glebowych (soil filter). Dla analizowanych urządzeń określili skuteczność usuwania zanieczyszczeń wraz z niepewnością, rozumianą jako stabilność usuwania. Z pośród analizowanych urządzeń filtr glebowy zapewniał najwyższe skuteczności usuwania w odniesieniu do materii organicznej i zawiesiny ogólnej i jednocześnie wykazywał najwyższą stabilność usuwania zanieczyszczeń (BZT₅ – 61% z niepewnością 12%, ChZT – 63% z niepewnością 5% oraz zawiesina og. – 70% z niepewnością 8%).

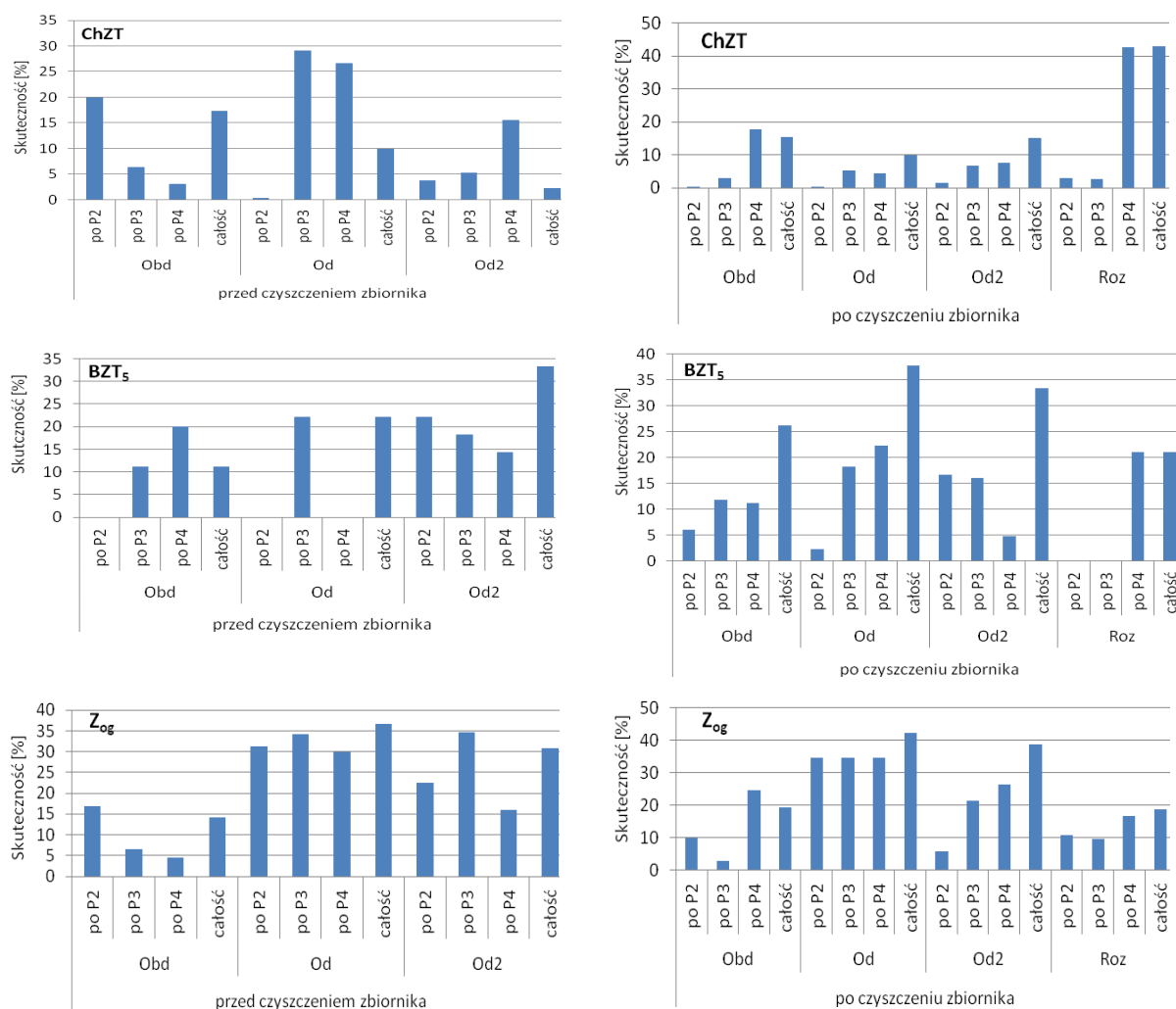
W okresie bezdeszczowym, przed czyszczeniem zbiornika, najbardziej skuteczne usuwanie wskaźnika ChZT (19,9%) następowało w pierwszym stopniu (S1 – punkt pomiarowy P2). Z kolei po czyszczeniu zbiornika, dla tego samego okresu, najbardziej skutecznie ChZT było usuwane po drugim stopniu oczyszczania (S2) – 17,7%.

Dla okresu deszczowego, przed czyszczeniem zbiornika, najbardziej skuteczne (29,1%) usuwanie ChZT było po drugim stopniu oczyszczania (S2, punkt 3P), a po trzecim stopniu oczyszczania (S3 – punkt 3P), wynosiło 26,6%. Po dwóch godzinach trwania opadu deszczu, przed czyszczeniem zbiornika, najskuteczniej ChZT było usuwane w trzecim stopniu (4P) oczyszczania i wynosiło 15,5%.

Dla okresu bezdeszczowego, przed czyszczeniem zbiornika, najbardziej skuteczne (20%) usuwanie wskaźnika BZT₅ zachodziło w trzecim stopniu oczyszczania, czyli w złożu hydrofitowym. Natomiast po czyszczeniu zbiornika, dla wyżej wymienionego okresu, skuteczność usuwania materii organicznej wyrażonej w BZT₅ było bardzo zbliżone, zarówno w drugim (S2-3P), jak w trzecim stopniu (4P) oczyszczania. Natomiast **w okresie deszczowym, przed czyszczeniem zbiornika**, najwyższą skuteczność, wynoszącą 22,2%, usuwania BZT₅ uzyskano w drugim stopniu oczyszczania. Natomiast w trzecim stopniu w złożu hydrofitowym skuteczność usuwania wskaźnika BZT₅ wynosiła 0% (nie odnotowano zmiany stężenia w punktach 3P i 4P).

W okresie deszczowym po czyszczeniu zbiornika retencyjnego skuteczność usuwania materii organicznej wyrażonej jako BZT₅ była zbliżone w drugim (3P) (18,2%) i trzecim (4P) (22,2%) stopniu oczyszczania. **Po dwóch godzinach trwania opadu deszczu, przed czyszczeniem zbiornika**, skuteczność w drugim punkcie (2P, czyli po S1) była największa i wynosiła 22,2% i nieco niższa w drugim stopniu (3P) oczyszczania – 18,2%. Z kolei dla tego samego okresu, ale **po czyszczeniu zbiornika retencyjnego**, zauważono, że skuteczność usuwania wskaźnika BZT₅ było zbliżone w pierwszym (2P) i drugim stopniu (3P), co wskazuje na poprawę efektywności w wyniku dokonanych prac konserwatorskich. Natomiast skuteczność usuwania w złożu hydrofitowym (4P) była niewielka i

wynosiła zaledwie 4,8%. Dla roztopów zauważono, że najbardziej skuteczne usuwanie wskaźnika BZT₅ następowało w trzecim stopniu (4P) oczyszczania ścieków (21%).



Rys. 5.29 Skuteczność usuwania charakterystycznych zanieczyszczeń po kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym **przed i po czyszczeniu** zbiornika

Porównując skuteczność usuwania materii organicznej (ChZT i BZT₅) przed i po czyszczeniu zbiornika, zauważono, że usuwanie materii organicznej dla całego systemu było nieco wyższe po czyszczeniu zbiornika. Jednak usunięcie znacznej części materii organicznej, zwłaszcza tej wyrażonej jako BZT₅ w części odsadowej (S1 i S2) powodowało niewielką skuteczność usuwania w filtrze hydrofilowym (SS HF). Należy przy tym zwrócić uwagę na bardzo niskie stężenie wskaźnika BZT₅ po części mechanicznej (pracującej efektywniej po konserwacji i oczyszczeniu), które średnio wynosiło 10 mg O₂/dm³ (rys. 5.13).

Analiza skuteczności usuwania materii organicznej po kolejnych stopniach oczyszczania, wskazuje na jej zależność od:

1. efektywności usuwania w części mechanicznej – dla wskaźnika BZT₅,

- warunków atmosferycznych (szczególnie istotne dla złoża hydrofitowego) – w warunkach stabilnego obciążenia hydraulicznego obiektu, nawet przy znacznie wyższym stężeniu doprowadzanych zanieczyszczeń, np. dla okresu roztopów dla ChZT i BZT₅ wykazano wyższą skuteczność usuwania.

Zawiesina ogólna

Analizowany system hydrofitowy zapewniał bardzo niską skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej w porównaniu do danych prezentowanych w literaturze. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków opadowych w systemach hydrofitowych jest zazwyczaj bardzo wysoka i zmienia się od 69 do 81% (Scholes i in., 1998, 1999; Pontier i in., 2004; Roseth i in., 2012; Revitt i in., 2004; Adyel i in., 2016). Podczas gdy dla analizowanego systemu skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej wynosiła od 13,5 do 40,7%.

Zadaniem zbiornika retencyjnego było nie tylko uśrednienie, ale przede wszystkim zatrzymanie zawiesiny w procesie sedymentacji. To zadanie zdecydowanie najlepiej spełniał zbiornik, jak i cała część mechaniczna po konserwacji i oczyszczaniu (rys. 5.29). Skuteczność usuwania zawiesiny dla stopnia S1 i S2 dla okresu deszczowego wynosiła ok. 30%. W pozostałych okresach pomiarowych skuteczność usuwania zawiesiny podlegała dużym zmianom.

Skuteczność zatrzymania zawiesiny ogólnej **dla okresu bezdeszczowego wynosiła** w pierwszym i drugim stopniu (2P i 3P) odpowiednio: 6,5 i 2,8% przed i po czyszczeniu zbiornika (rys. 5.29), a dla zawiesiny mineralnej – 47,0 i 35,6% (rys. 5.15). Z kolei dla tego samego okresu po trzecim stopniu oczyszczania (P4), zarówno przed jak i po czyszczeniu zbiornika, można zauważyć różnice w skuteczności usuwania zawiesiny ogólnej: przed czyszczeniem zbiornika wynosiła 4,3% ($Z_m - 39,3\%$) a po czyszczeniu – 24,6% ($Z_m - 41,9\%$) (rys. 5.29 i rys. 5.31 i rys. 5.33). **W okresie deszczowym, przed jak i po czyszczeniu zbiornika**, po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków, skuteczność usuwania Z_{og} były bardzo zbliżone, natomiast różnice dotyczyły proporcji pomiędzy udziałem zawiesiny mineralnej i organicznej po czyszczeniu zbiornika (rys. 5.15 rozdział 5.2). Po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem zbiornika skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej była wyższa w poszczególnych stopniach oczyszczania (i bardzo wyrównana dla każdego stopnia). Po czyszczeniu zbiornika skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej w całym systemie była o 8% wyższa. Dla roztopów, w kolejnych stopniach, skuteczność usuwania Z_{og} wynosiła od 9,4 do 10,8% i dla całego systemu hydrofitowego wynosiła średnio 18,7%.

Niska skuteczność usuwania materii organicznej (ChZT i BZT₅), a w konsekwencji wysokie stężenie wskaźnika ChZT w odpływie może być wynikiem nie wystarczającego usuwania zawiesiny ogólnej w szczególności zawiesiny organicznej (od 71,1 do 142,5 mg/dm³). Jak podaje Garbarczyk i Gwoździej-Mazur (2005) w zawieszynie kumulują się większość zanieczyszczeń, w tym od 83 do 92% ChZT oraz od 90 do 95% BZT₅. „Ucieczka” mikroorganizmów osadu czynnego w konwencjonalnych

oczyszczalniach ścieków z osadników wtórnych, wykazywana jako wzrost stężenia zawiesiny ogólnej, jest przyczyną wzrostu wskaźników ChZT i BZT₅ (Czerwionka i Mąkinia, 2009; Miksch i Sikora, 2010; Gajewska i in., 2013).

Wykazane niskie skuteczności usuwania poszczególnych zanieczyszczeń w badanych okresach pomiarowych (bezdeszczowym, deszczowym, po dwóch godzinach trwania opadu deszczu, roztopów) w analizowanym systemie mogły być wynikiem wielu czynników. Między innymi na skuteczność usuwania materii organicznej w procesach biochemicznych mogą mieć wpływ temperatura ścieków, odczyn, dostępność tlenu czy podatność ścieków na rozkład biologiczny (Miksch i Sikora, 2010; Sadecka, 2010).

5.6. Analiza przemian charakterystycznych zanieczyszczeń w systemie hydrofitowym

Średnie wartości stężeń wraz z uwzględnieniem pór roku zestawiono na rys. 5.30-5.33. Przedstawiono również wskaźniki charakteryzujące warunki, które mają wpływ na przemiany, do których zaliczono temperaturę ścieków, stężenie tlenu rozpuszczonego oraz przewodność w kolejnych stopniach oczyszczania (tabele 5.1-5.2) (Kadlec i Wallace, 2009; Sadecka, 2010; Klimiuk i Lebkowska, 2005; Obarska-Pepmkowiak i in., 2010).

W analizowanym okresie badań w zależności od warunków atmosferycznych system hydrofitowy na potoku Swelina w Sopocie zapewniał tylko niewielkie, ale za to stabilne usuwanie doprowadzanych zanieczyszczeń. Stężenie charakterystycznych zanieczyszczeń w oczyszczonych ściekach zmieniało się w bardzo małym zakresie po poszczególnych stopniach oczyszczania (rys. 5.30 i 5.32). Wielu Autorów wskazuje, że na skuteczność usuwania zanieczyszczeń w procesach biochemicznych istotny wpływ ma temperatura (Miksch i Sikora, 2010; Sadecka 2010). Jednak w analizowanym systemie jedynie w okresie roztopów temperatura doprowadzanych i odprowadzanych ścieków spadła poniżej 5°C, wymienianej najczęściej jako temperatura, w której procesy z udziałem mikroorganizmów zachodzą wolniej (Klimiuk i Lebkowska, 2005; Saeed i Sun, 2012). Dodatkowo otrzymane wyniki potwierdzają, że w złożach z podpowierzchniowym przepływem temperatura oczyszczanych ścieków w okresie jesienno- zimowym wzrasta (Kadlec i Wallace, 2009; Gajewska i Obarska-Pepmkowiak, 2011; Gajewska, 2013).

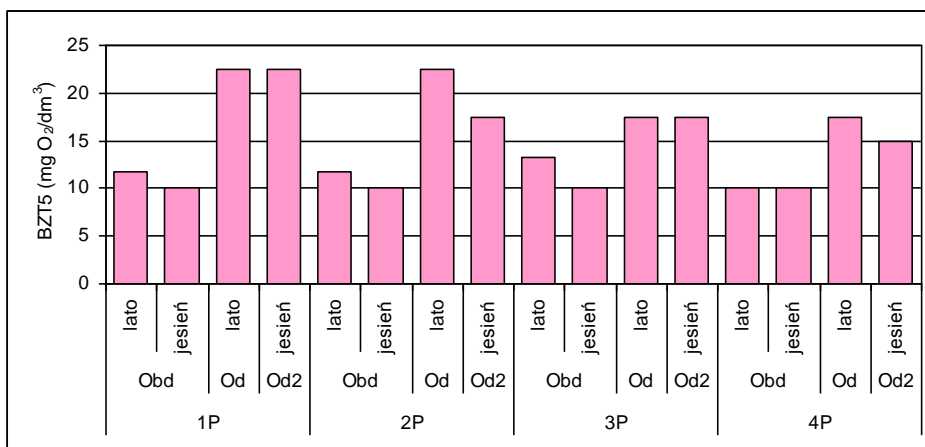
Podobnie, wg wielu Autorów czynnikiem limitującym usuwanie zanieczyszczeń zwłaszcza, materii organicznej (OM), jest stężenie tlenu, które powinno wynosić minimum 2 mg O₂/dm³, aby procesy biochemicznej mineralizacji przebiegały efektywnie (Kadlec i Wallace, 2009; Vymazal i in., 1999, Vymazal, 2010; Miksch i Sikora, 2010; Sadecka 2010). W analizowanym systemie, po kolejnych stopniach oczyszczania, nigdy nie zaobserwowano stężenia tlenu poniżej 2 mg O₂/dm³. Podobnie stężenie chlorków oraz powiązany z nim wskaźnik przewodności elektrolitycznej mogą zakłócać procesy biologiczne szczególnie w systemach hydrofitowych. Jednak w literaturze przedmiotu podaje się, że wartości limitujące wzrost roślin wynoszą ponad 10000 mg Cl⁻/dm³ (Kadlec i Wallace, 2009; Vymazal, 2009; Wojciechowska i Gajewska, 2013; Wojciechowska, 2010).

Zatem temperatura i tlen rozpuszczony oraz inne wskaźniki wymienione w tabelach 5.1 i 5.2 nie były czynnikami limitującymi usuwanie zanieczyszczeń w systemie hydrofitowym.

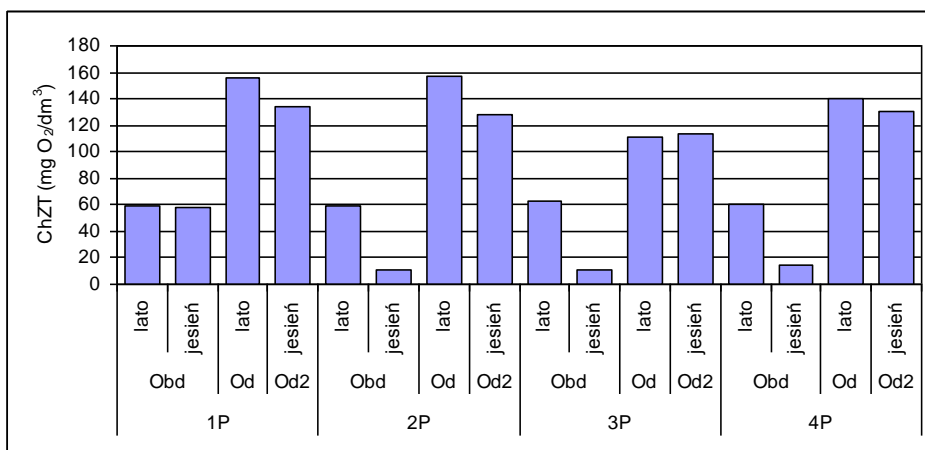
Tabela 5.1. Wskaźniki warunkujące procesy w kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym z uwzględnieniem pór roku przed czyszczeniem zbiornika

Parametr	1P				2P				3P				4P			
	Obd		Od2		Obd		Od2		Obd		Od2		Obd		Od2	
	lato	wiosna	lato	wiosna	lato	wiosna	lato	wiosna	lato	wiosna	lato	wiosna	lato	wiosna	lato	wiosna
Cl ⁻ [mg/dm ³]	7,4	7,8	7,8	7,8	9,3	8,2	7,8	7,8	9,7	7,1	7,1	7,8	9,5	8,2	7,1	7,8
O ₂ [mg O ₂ /dm ³]	3,6	3,0	4,0	3,9	3,4	2,9	3,6	3,6	3,6	3,2	3,3	3,3	3,7	3,0	4,6	4,6
Tś [°C]	14,3	11,9	15,3	15,2	14,8	13,3	15,5	15,4	14,9	13,6	15,6	15,4	14,7	12,4	15,8	15,3
Przewodność [μS/cm]	431,0	424,0	308,5	415,0	435,0	415,0	310,5	416,0	404,7	412,0	274,0	410,0	433,3	432,0	289,5	417,5

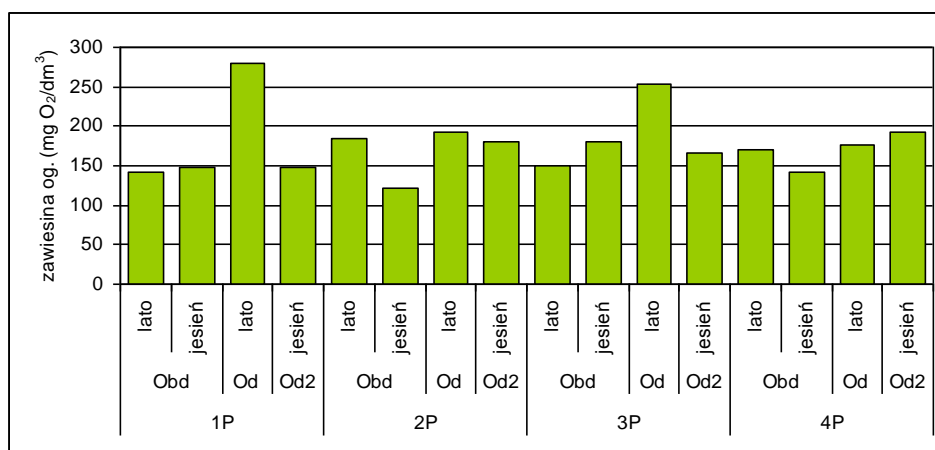
a)



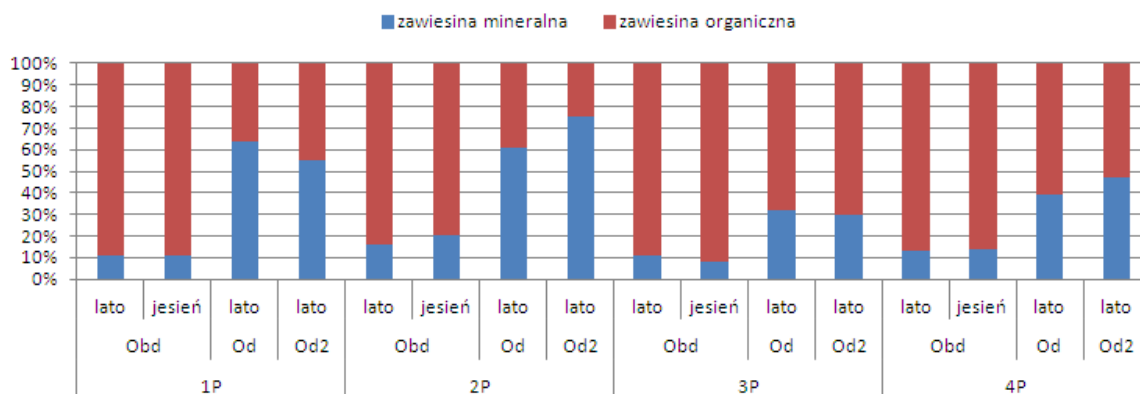
b)



c)



Rys. 5.30. Jakość wód potoku zasilanych ściekami opadowymi w kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym z uwzględnieniem pór roku przed czyszczeniem zbiornika a) BZT₅, b) ChZT, c) zawiesina ogólna



Rys. 5.31. Procentowy udział zawiesiny organicznej i mineralnej po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków w systemie hydrofitowym z uwzględnieniem pór roku przed czyszczeniem zbiornika

Niektórzy Autorzy wskazują na bardziej efektywne usuwanie zawiesin ogólnych w niższych temperaturach, zarówno z zbiornikach typu osadnik, jak i w systemach hydrofitowych (Sawicki, 2009; Gajewska, 2013; Gajewska i Obarska-Pempkowiak, 2011; Kadlec i Wallace, 2009). Niestety wyniki otrzymanych badań nie potwierdziły tych doniesień, gdyż w analizowanym systemie usuwanie zawiesiny ogólnej wykazywało wyższą korelację ze stężeniem w dopływie niż z temperaturą odpowiednio: $r = 0,4$ i $r = 0,1$.

Ocena wpływu pór roku oraz konserwacji i usuwania osadów z systemu hydrofitowego na efektywność usuwania zanieczyszczeń

Na podstawie analizy otrzymanych wyników badań dla różnych warunków atmosferycznych można również ocenić wpływ prawidłowej lub nieprawidłowej eksploatacji obiektu na procesy oczyszczania zachodzące w systemie.

W okresie bezdeszczowym, przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego, w okresie letnim, ChZT w drugim punkcie (2P) wzrosło o $0,3 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, następny wzrost tego wskaźnika nastąpił w trzecim punkcie (3P). W odpływie (4P) wartość spadła do $59,9 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, ale była o $0,9 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ wyższa w porównaniu do wartości w dopływie do zbiornika retencyjnego. Z kolei dla okresu jesiennego zauważono, że ChZT zmniejszyło się odpowiednio z $58,2 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (1P) do $14,8 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (4P). Jedynie w 3P nastąpił niewielki wzrost ChZT o $0,6 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Z kolei wartość wskaźnika BZT₅ dla okresu letniego wzrosło w 3P o $1,6 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, a następnie w 4P obniżyło się o $3,3 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Dla okresu jesiennego stężenie materii organicznej (BZT₅) było takie samo dla wszystkich punktów pomiarowych. Co może być wynikiem niższych temperatur i chwilowego obniżenie skuteczności usuwania w złożu hydrofitowym typu SS HF. W okresie letnim stężenie chlorków wzrastało, aż do dopływu do złoża hydrofitowego, co wskazuje na kumulację tego wskaźnika w zbiorniku retencyjnym. W filtrze wegetacyjnym następowało obniżenie stężenia chlorków o $0,2 \text{ mg}/\text{dm}^3$. W okresie jesiennym zauważono, że stężenie chlorków zwiększało się w 2P,

w punkcie 3P ulegało obniżeniu, po czym po złożu hydrofitowym następował ponowny wzrost stężenia. Zmiany stężenia chlorków można przypisać zmianom temperatury ścieków, co w istotny sposób wpływa na rozpuszczalność i stężenia soli w wodzie i ściekach (Stepnowski i in., 2010).

W okresie deszczowym, przed czyszczeniem zbiornika, w okresie letnim zauważono spadek ChZT w punkcie 3P, a następnie jego wzrost o 29,5 mg O₂/dm³ w odpływie. To samo stwierdzono po dwóch godzinach trwania opadu deszczu z tym, że po 4P stężenie wzrosło o 17,5 mg O₂/dm³. W okresie pomiarowym temperatura ścieków była w granicach od 15,2 do 15,8°C. Z kolei wskaźnik BZT₅ dla okresu deszczowego latem ulegał obniżeniu w punkcie 3P, ale nie zmienił się po złożu hydrofitowym i utrzymywał się na takim samym poziomie. Natomiast po dwóch godzinach trwania opadu deszczu dla okresu letniego, stężenie materii organicznej (BZT₅) obniżyło się z 22,5 do 15,0 mg O₂/dm³. Zauważono, że stężenie chlorków dla okresu deszczowego obniżyło się o 0,7 mg/dm³. Mogło to być spowodowane gwałtownym dopływem wód opadowych, które powodowały rozcieńczanie tego wskaźnika, gdyż po dwóch godzinach trwania opadu deszczu, stężenie chlorków powróciło do takiego samego stężenia w każdym punkcie pomiarowym, nawet w odpływie z systemu.

Dla okresu bezdeszczowego, letniego jak i jesiennego, można zauważyć duże zmiany stężenia zawiesiny ogólnej (rys. 5.30). Dla okresu letniego stężenie zawiesiny ogólnej było wyższe w dopływie niż w odpływie o 20,9%. Dodatkowo w odpływie (4P) odnotowano wyższe stężenie zawiesiny mineralnej o 2% w porównaniu do stężenia w dopływie. W okresie jesiennym zauważono, że po 2P nastąpił spadek stężenia zawiesiny ogólnej, która zawierała 9% więcej zawiesiny mineralnej niż na wejściu do zbiornika retencyjnego. Z kolei w P3 stężenie zawiesiny ogólnej wzrosło do 180 mg/dm³ i zawierała o 8% mniej zawiesiny mineralnej niż w 2P, a następowało zwiększenie stężenia zawiesiny organicznej. Następnie, po 4P, zauważono spadek stężenia zawiesiny ogólnej do 142 mg/dm³, która zawierała o 3% więcej zawiesiny mineralnej niż w dopływie do zbiornika retencyjnego, gdzie stężenie zawiesiny ogólnej wynosiło 140,6 mg/dm³. Wszystkie te zmiany stężenia zawiesiny ogólnej wskazują na dość niestabilną pracę systemu i mogą być spowodowane przepełnieniem części mechanicznej, która raz zatrzymuje a raz uwalnia zawiesiny. Autorka była świadkiem gwałtownych turbulencji i resuspensji osadu wywołanych napływem wód do systemu nie związanych z opadem atmosferycznym (opisano to wraz z zamieszczeniem zdjęć w dalszej części pracy, rozdział 5.9).

W dopływie do systemu, z „pierwszą falą” opadu deszczu, w okresie letnim, stężenie zawiesiny ogólnej wynosiło 279,5 mg/dm³ (64% zawiesiny mineralnej, 36% zawiesiny organicznej) (rys. 5.31). Następnie w 2P stężenie zawiesiny ogólnej zmniejszyło się o 31,3%. W 3P następował ponowny wzrost stężenia zawiesiny ogólnej do 252,8 mg/dm³ z tym, że zawiesina ta zawiera 32% zawiesiny mineralnej (rys. 5.25 i 5.28), a 68% zawiesiny organicznej. W 4P nastąpił spadek zawiesiny ogólnej do 177,0 mg/dm³, z tym że zawiesina ta zawierała o 7% więcej zawiesiny mineralnej w stosunku do 3P. Może to wskazywać na wymywanie zawiesiny mineralnej ze złoża hydrofitowego w wyniku opadu atmosferycznego (rys. 5.31).

Po dwóch godzinach trwania opadu deszczu w okresie letnim, następował spadek stężenia zawiesiny ogólnej (55% zawiesiny mineralnej a 45% zawiesiny organicznej) w 1P. Po kolejnym punkcie, 2P, następował wzrost stężenia zawiesiny ogólnej do 180,8 mg/dm³, która zawierała 11% więcej zawiesiny mineralnej niż w 1P. Z kolei na wejściu do złoża hydrofitowego stężenie zawiesiny ogólnej spadło do 166,5 mg/dm³. Było to efektem sedymentacji ok. 45% zawiesiny mineralnej w pierwszym i drugim stopniu oczyszczania (S1 i S2). Natomiast ponownie filtr SS HF uwalniał zawiesiny w konsekwencji stężenie zawiesiny ogólnej wzrosło o 26,5 mg/dm³ i jednocześnie wzrosło stężenie zawiesiny mineralnej o 17% w stosunku do 3P (rys. 5.31).

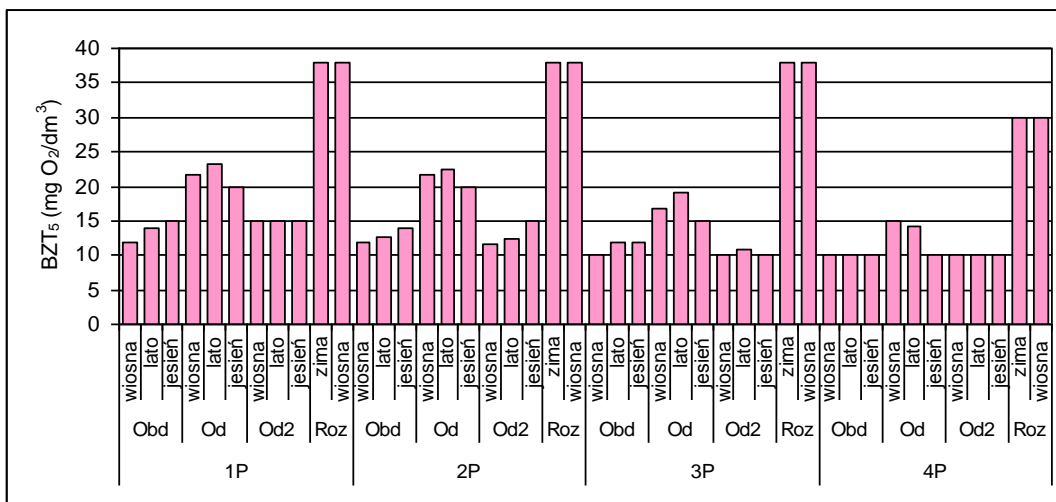
W okresie bezdeszczowym, wiosennym, po czyszczeniu zbiornika można zauważyć, że w dopływie występowało niższe ChZT niż w okresie letnim i jesiennym. ChZT, w okresie wiosennym, uległo minimalnej zmianie po kolejnych punktach poboru prób, a w odpływie uległo obniżeniu o 15,3%. Z kolei dla okresu letniego i jesiennego, wartość ChZT, w kolejnych punktach, było zbliżona do wartości w dopływie do zbiornika. Jedynie podobnie jak dla okresu wiosennego uległo niewielkiemu obniżeniu po filtrze hydrofitowym (15,3% dla okresu letniego, 15,8% dla okresu jesiennego).

W okresie deszczowym, wiosennym, letnim jak i jesiennym, po kolejnych punktach poboru wartość ChZT zmieniało się nieznacznym stopniu. Dla okresu letniego ChZT uległo obniżeniu o 11% po filtrze SS HF dla okresu letniego i jesiennego – odpowiednio 9,8% i 8,1%. Natomiast po dwóch godzinach trwania opadu deszczu, w okresie wiosennym i letnim, materia organiczna wyrażona jako ChZT uległa stopniowemu zmniejszaniu się w badanych punktach poboru prób. Jedynie podczas okresu jesiennego nastąpiły niewielki wzrost ChZT (0,6%) w punkcie 3P. Dla roztopów, notowanych zimą i wiosną, wystąpiła niewielka różnica wartości ChZT w dopływie i wynosiła ona 3,9%. Zimą, wartość zwiększyła się w 3P o 1,3%, ale po filtrze hydrofitowym uległa zmniejszeniu o 42,1%. Z kolei dla okresu wiosennego zauważono, że w punkcie 2P nastąpił nieznaczny spadek ChZT, po czym nastąpił niewielki wzrost (4,9%) stężenia w 3P, a w odpływie (4P) wartość ChZT zmniejszyło się aż o 43,9% (rys. 5.32).

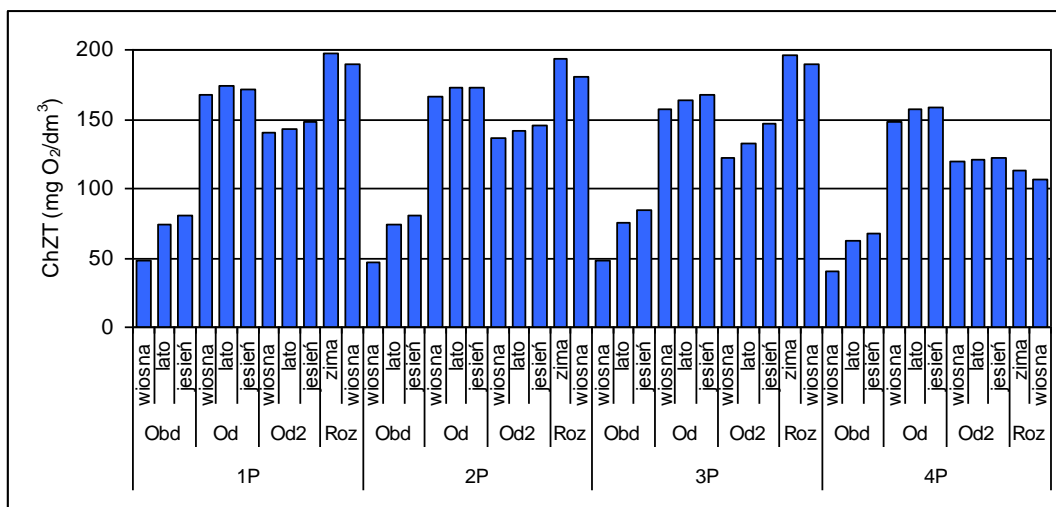
Tabela 5.2. Wskaźniki warunkujące procesy w kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym z uwzględnieniem pór roku po czyszczeniu zbiornika

Parametr	1P										
	Obd			Od			Od2			Roz	
	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato	jesień	zima	wiosna
Cl ⁻ [mg/dm ³]	5,5	6,1	6,0	7,4	7,4	7,8	7,3	7,4	7,1	5,5	5,7
O ₂ [mg O ₂ /dm ³]	3,0	2,8	2,2	3,4	3,0	2,2	3,4	3,0	2,3	2,2	2,1
Tś [°C]	10,9	13,8	10,0	12,5	15,0	8,6	12,6	14,9	8,6	3,5	3,8
Przewodność [μS/cm]	431,6	428,7	431,8	310,7	309,3	311,0	413,0	419,7	413,0	421,0	423,0
Parametr	2P										
	Obd			Od			Od2			Roz	
	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato	jesień	Zima	wiosna
Cl ⁻ [mg/dm ³]	5,5	6,2	5,9	7,3	7,6	7,8	7,2	7,4	7,1	5,6	5,7
O ₂ [mg O ₂ /dm ³]	3,1	2,8	2,1	3,2	3,0	2,2	3,2	3,0	2,3	2,2	2,2
Tś [°C]	11,6	13,9	10,4	12,7	14,9	8,8	12,7	14,9	8,7	3,9	3,9
Przewodność [μS/cm]	430,6	432,3	432,0	310,7	311,0	312,0	411,7	419,0	415,0	429,5	429,0
Parametr	3P										
	Obd			Od			Od2			Roz	
	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato	jesień	zima	wiosna
Cl ⁻ [mg/dm ³]	5,5	6,0	6,0	7,2	7,4	7,1	7,3	7,4	7,1	5,6	5,7
O ₂ [mg O ₂ /dm ³]	3,0	2,9	2,1	3,2	3,0	2,2	3,2	3,0	2,2	2,2	2,1
Tś [°C]	11,8	14,2	10,5	12,8	15,4	8,8	12,8	15,4	8,8	4,0	3,9
Przewodność [μS/cm]	429,2	431,4	431,3	283,0	283,8	301,0	414,0	417,8	413,0	428,0	427,0
Parametr	4P										
	Obd			Od			Od2			Roz	
	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato	jesień	wiosna	lato	jesień	zima	wiosna
Cl ⁻ [mg/dm ³]	5,4	5,8	5,9	7,2	7,4	7,1	7,2	7,4	7,1	5,3	5,3
O ₂ [mg O ₂ /dm ³]	3,2	3,0	2,3	3,8	3,1	2,3	3,9	3,1	2,3	2,6	2,5
Tś [°C]	11,2	13,7	10,0	12,7	14,7	8,4	12,3	14,7	8,4	3,8	3,5
Przewodność [μS/cm]	432,8	425,6	435,8	293,0	298,2	294,0	424,0	428,0	421,0	424,5	424,0

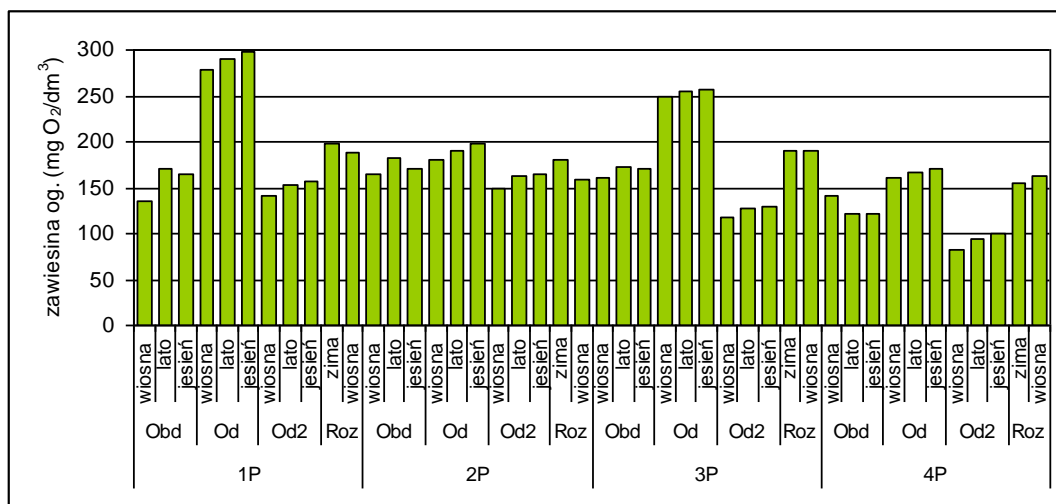
a)



b)



c)



Rys. 5.32. Jakość wód potoku zasilanych ściekami opadowymi w kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym z uwzględnieniem pór roku po czyszczeniu zbiornika a) BZT₅, b) ChZT, c) zawiesina ogólna



Rys. 5.33. Procentowy udział zawiesiny organicznej i mineralnej po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków w systemie hydrofitowym z uwzględnieniem pór roku po czyszczeniu zbiornika

W okresie bezdeszczowym, wiosennym, letnim i jesiennym w 1P, zauważono że udział procentowy zawiesiny mineralnej był na podobnym poziomie (18,3-20%) (rys. 5.33). Jedynie w

okresie wiosennym stężenie zawiesiny ogólnej było niższe o ok. 20% w porównaniu do pozostałych sezonów, co wskazywało na to, że w tym okresie na dopływie do zbiornika było wyższe stężenie zawiesiny organicznej (rys. 5.32 i 5.33). Następnie po 2P dla wiosny, lata i jesieni, stężenie zawiesiny mineralnej wzrosło o ok. 6%, i jednocześnie wzrosło stężenie zawiesiny ogólnej. Natomiast w dopływie do filtra wegetatywnego (3P), dla wiosny, lata i jesieni, nastąpił spadek stężenia zawiesiny ogólnej o ok. 25%. Z kolei w odpływie z filtra hydrofitowego, dla okresu wiosennego nastąpił wzrost stężenia zawiesiny ogólnej o 16,4%, przy czym zwiększyło się również stężenie zawiesiny mineralnej. Natomiast dla okresu letniego i jesiennego w punkcie 4P nastąpił spadek stężenia zawiesiny ogólnej o ok. 30%, ale zwiększyło się stężenie zawiesiny mineralnej o ok. 12%.

Dla okresu deszczowego, w 1P odnotowano najwyższe stężenie zawiesiny ogólnej dla analizowanych sezonów (277-299,5 mg/dm³). Następnie w punkcie 2P następowało bardzo zbliżone obniżenie stężenia zawiesiny ogólnej, odpowiednio dla okresu wiosennego o 35,1%, letniego o 34,3% i jesiennego o 33,9%. Natomiast wzrosło stężenie zawiesiny mineralnej odpowiednio dla okresu wiosennego o 8,6%, letniego o 12,3% i jesiennego o 12,6%, co było spowodowane gwałtownym napływem wód do systemu i wynoszeniem cząstek mineralnych z pierwszego stopnia oczyszczania (S1). Następnie w 3P nastąpił wzrost stężenia zawiesiny ogólnej dla okresu wiosennego, letniego i jesiennego, przy czym stężenie zawiesiny mineralnej uległo obniżeniu dla wszystkich sezonów o ok. 48% (rys. 5.32 i rys. 5.33), co wskazuje na bardzo efektowną pracę zbiornika, po jego oczyszczeniu. Ponownie w odpływie notowano spadek zawiesiny ogólnej po filtrze SS HF (4P), ale zwiększyło się stężenie zawiesiny mineralnej dla okresu wiosennego, letniego i jesiennego o ok. 15%. Po dwóch godzinach trwania opadu deszczu, dla okresu wiosennego, letniego oraz jesiennego, stężenie zawiesiny ogólnej uległo niewielkiemu zwiększeniu w punkcie 2, podobnie jak stężenie zawiesiny mineralnej. W dopływie do filtra hydrofitowego (P3) następował spadek stężenia zawiesiny ogólnej kolejno dla okresu wiosennego o 20,5%, letniego o 21,6% i jesiennego o 22,3%, ale stężenie zawiesiny mineralnej uległo niewielkiemu wzrostowi odpowiednio dla okresu wiosennego o 8,9%, letniego o 5,7% i jesiennego o 10,5%. Zauważono, że w odpływie z filtra hydrofitowego (4P) stężenie zawiesiny ogólnej dla okresu wiosennego, letniego i jesiennego ulegało znacznemu zmniejszeniu odpowiednio o: 29,8%, 25,7% i 22,0%. Podobnie jak stężenie zawiesiny mineralnej, które uległo obniżeniu odpowiednio: 7%, 7,3% i 3,1%. W okresie jesienny można zauważyć, że stężenie zawiesiny ogólnej, po 4P, wynosiło 99,5 mg/dm³. Otrzymane wyniki potwierdzają poprawę skuteczności usuwania zawiesiny po dokonanej konserwacji i usunięciu osadu z dna zbiornika, piaskowania oraz na 10 m odcinku koryta potoku Swelina.

W okresie roztopów stężenie zawiesiny ogólnej było niższe niż w porównaniu do stężenia dla okresu deszczowego. W punkcie 1P stężenie dla okresu zimowego wynosiło 197,1 mg/dm³, a dla okresu wiosennego – 187,4 mg/dm³, przy czym dla okresu zimowego 50,1% stanowiła zawiesina mineralna a dla okresu wiosennego – 48,2% (rys. 5.32 i rys. 5.33). Z kolei w punkcie drugim nastąpiło

obniżenie stężenie zawiesiny ogólnej i jednocześnie mineralnej, zarówno dla okresu zimowego o 8,7%, jak i wiosennego o 15,4%. W 3P nastąpił wzrost zawiesiny ogólnej, zarówno dla okresu zimowego o 4,8% i wiosennego o 16,5%. Po filtrze SS HF ponownie nastąpił spadek stężenia zawiesiny ogólnej dla obu okresów (zimowego i wiosennego) kolejno o 18% i 14,3% i w konsekwencji stężenie w odpływie było niższe niż w dopływie do systemu.

Poszukując przyczyn relatywnie niskiej skuteczności usuwania zanieczyszczeń analizowanym systemie hydrofilowym podano dalszej analizie wskaźnik podatności ścieków na biodegradację oraz rozkład wielkości cząstek, który mógłby wskazywać na ewentualne przyczyny niskiej sprawności obiektu.

Ocenę podatności analizowanych ścieków na biodegradację dokonano na podstawie stosunku ChZT/BZT₅. Wskaźnik podatności analizowanych ścieków na rozkład biologiczny obliczono na podstawie średnich wartości stężeń zanieczyszczeń i podano w tabeli 5.3. W poniższych rozważaniach pominięto wpływ temperatury, czyli sezonów, które jak wykazano powyżej nie miały istotnego wpływu na jednostkowe procesy usuwania zanieczyszczeń w analizowanym systemie.

Według [Heidrich i in. \(2008\)](#) efektywny przebieg procesu oczyszczania biochemicznego zachodzi, jeżeli stosunek ChZT/BZT₅ jest równy lub mniejszy niż 2,2.

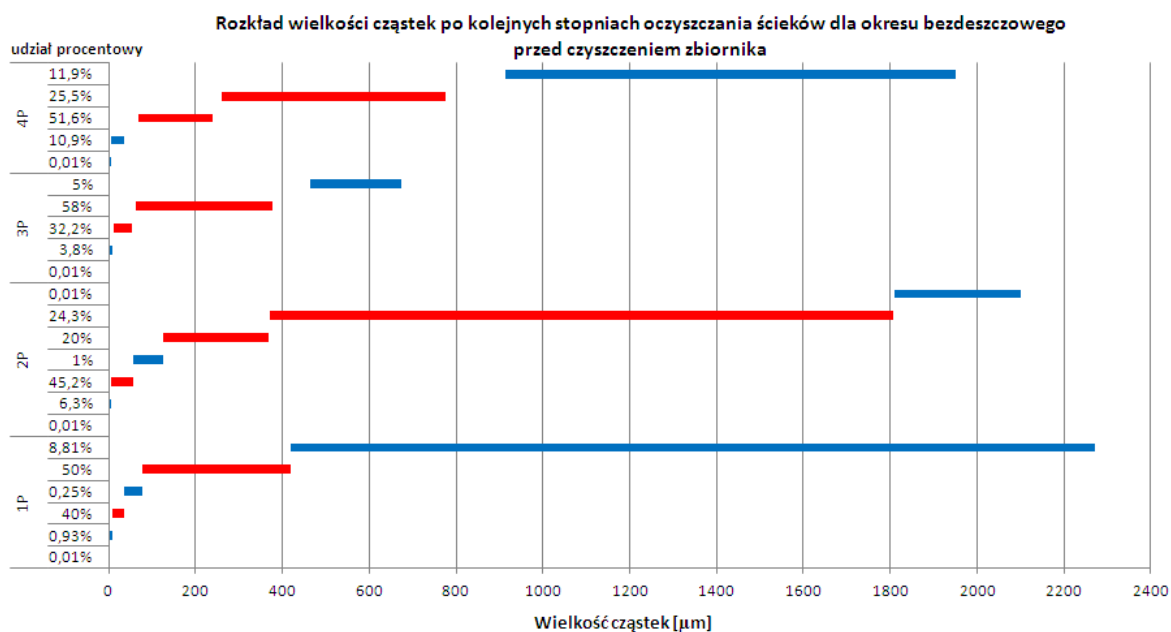
Tabela 5.3. Zależność ChZT i BZT₅ dla ścieków opadowych w systemie hydrofitowym przed i po czyszczeniu zbiornika

	Wskaźnik	ChZT/BZT ₅			
		P1	P2	P3	P4
przed czyszczeniem zbiornika	Obd	5,22	4,19	4,01	4,86
	Od	6,93	6,96	6,34	8,03
	Od2	5,93	7,34	6,46	8,70
po czyszczeniu zbiornika	Obd	4,96	5,27	6,15	5,69
	Od	7,63	7,77	9,00	11,05
	Od2	9,50	11,23	12,48	12,11
	Roz	5,12	4,97	5,10	3,70

W analizowanych ściekach doprowadzanych do systemu hydrofitowego, **zarówno przed jak i po czyszczeniu zbiornika**, stosunek ChZT/BZT₅ wynosił powyżej 4,9. Zatem nie spełniał wyżej podanego kryterium i analizowane ścieki należy uznać za mało podatne na rozkład biochemiczny. Po kolejnych stopniach oczyszczania wskaźniki przyjmowały zróżnicowane wartości, ale zawsze powyżej przyjętego kryterium wg [Heidrich i in. \(2008\)](#). W okresie bezdeszczowym przed czyszczeniem zbiornika ChZT/BZT₅, po P2 i P3, ulegało zmniejszeniu, ale po filtrze hydrofitowym wskaźnik ten wzrastał do 4,86. W okresie deszczowym wskaźnik ten, po kolejnych punktach pomiarowych utrzymywał się na podobnym poziomie, ale po P4 nastąpił wysoki wzrost wskaźnika ChZT/BZT₅, który wynosił 8,03. Z kolei po dwóch godzinach trwania opadu deszczu stosunek

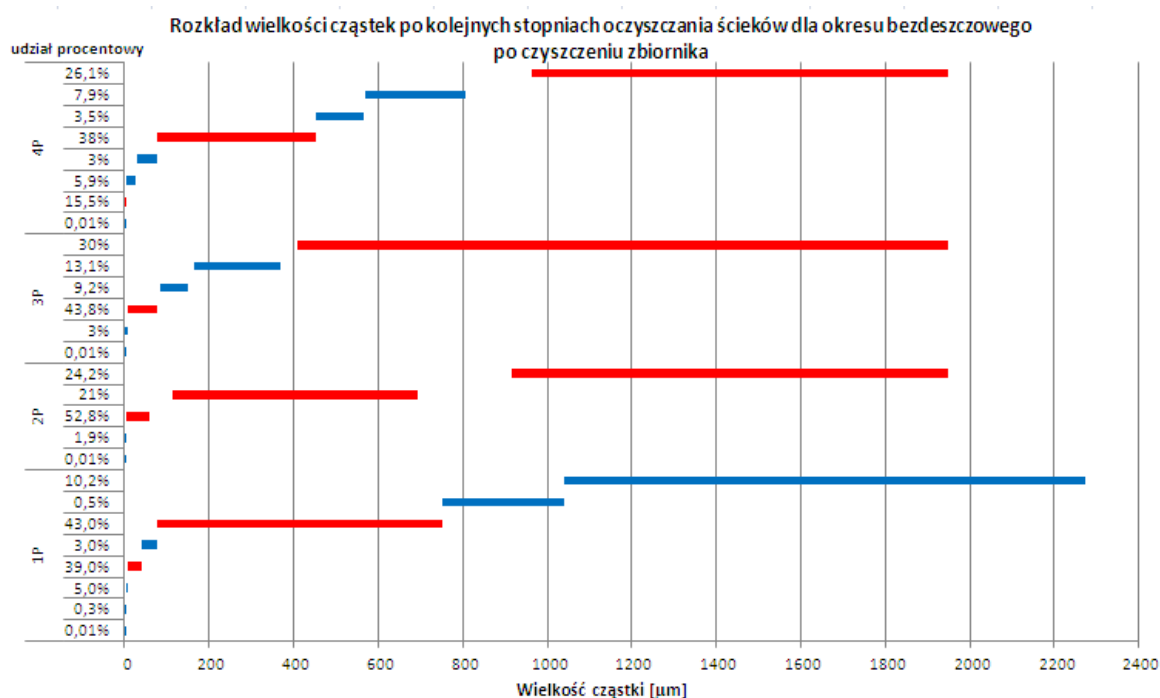
ChZT/BZT₅ wzrastał po P2, a malał po P3 do 6,46. Ponownie zaś wzrastał do 8,7 w odpływie (P4). Natomiast w okresie bezdeszczowym po czyszczeniu zbiornika następował wzrost wskaźnika ChZT/BZT₅, a po P4 wskaźnik ten uległ obniżeniu do 5,69. Z kolei w okresie deszczowym wskaźnik ten wzrastał po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków, aż do wartości 11,05. Po dwóch godzinach trwania opadu deszczu, wskaźnik ten był najwyższy w dopływie i wzrastał po kolejnych stopniach aż do 12,11. Po roztopach wskaźnik ChZT/BZT₅ w dopływie był najwyższy i wynosił 5,12 a najniższy w odpływie z filtra SS HF i wynosił 3,70. Przeprowadzona za pomocą wskaźnika ChZT/BZT₅ analiza podatności ścieków na biodegradację wskazuje, że wody potoku Sewlina wraz ze ściekami już w dopływie są mało podatne na rozkład biologiczny z powodu braku dostępności łatwo przyswajalnego źródła węgla (niskie stężenie BZT₅) (Klimiuk i Lebkowska 2005; Sadecka, 2010; Gajewska, 2013). W procesie oczyszczania w systemie hydrofitowym wskaźnik ten znacząco wzrasta, po za okresem roztopów i wskazuje na znaczące ustabilizowanie oczyszczonych wód, przykładowo wg Rozporządzenia z dnia 18 listopada 2014 r. dla oczyszczonych ścieków odprowadzanych do środowiska wskaźnik ChZT powinien wynosić poniżej 150 mg O₂/dm³ a BZT₅ poniżej 30 mg O₂/dm³ – zatem wskaźnik ChZT/BZT₅ wynosi 5 (Dz. U. 2014 r. poz. 1800).

W dopływie do systemu hydrofitowego **przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego dla okresu bezdeszczowego** (rys. 5.34) zauważono przewagę cząstek o wielkości od 6,8 do 35 μm i od 77,5 do 420 μm odpowiednio 40 i 50%. Co istotne, w punkcie 2P nastąpił wzrost udziału procentowego cząstek z przedziału od 370 do 1808 μm (24,3%) oraz zmniejszenie udziału cząstek od 77,5 do 420 μm o ok. 30%. Niestety najmniejsze cząstki zawiesiny (od 6,3 do 54,9 μm 45,2% stanowiące 45,5% w 2P) nie były zatrzymywane w tym stopniu (S1) i przedostawały się dalej do zbiornika retencyjnego. Następnie w zbiorniku retencyjnym większe cząstki (od 378 do 2100 μm) były zatrzymywane przed dopływem do filtra hydrofitowego (pkt 3P).



Rys. 5.34. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego

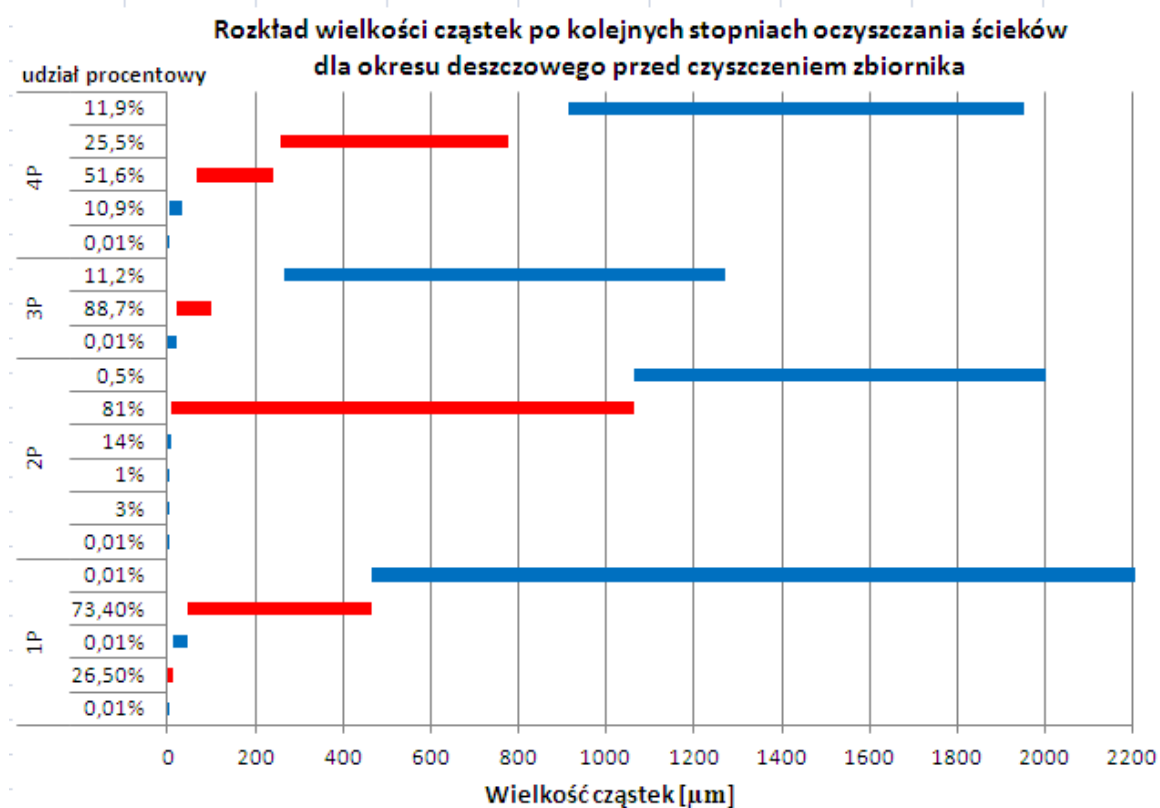
W dopływie do filtra SS HF (3P) zauważono, że przeważały cząstki o średnicy od 10 do 54 μm (32,2%) oraz od 61 do 378 μm (58%). Mniejsze cząstki od 10 do 54 μm zostały w większym stopniu (22,2%) zatrzymane w ostatnim stopniu oczyszczania (SS HF). Natomiast cząstki o wielkości od 68 do 240 μm (51,6% w 4P) zostały w niewielkim stopniu zatrzymane w filtrze piaskowym. W odpływie (4P) zauważono wzrost ilości cząstek o średnicy 259-776 μm i 914-1950 μm , co wskazywało na wypłukiwanie cząstek z filtra hydrofitowego.



Rys. 5.35. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika retencyjnego

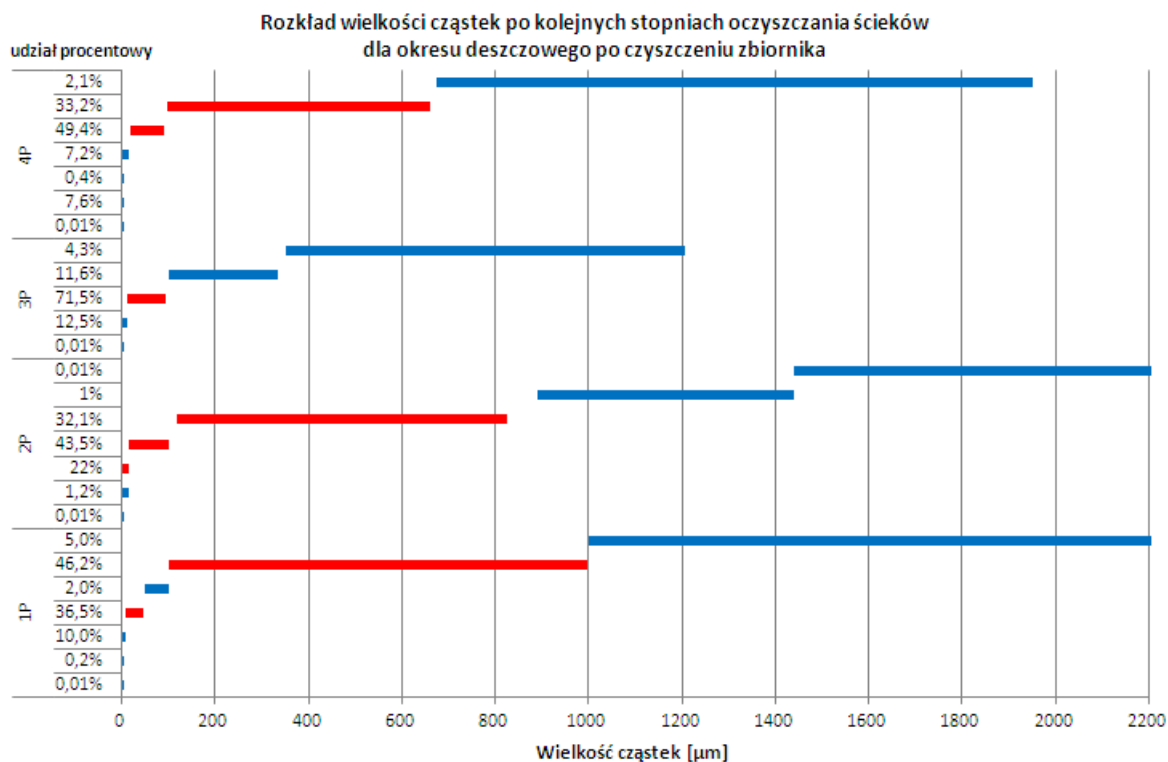
Z kolei w dopływie do zbiornika retencyjnego (rys. 5.35) **po czyszczeniu zbiornika** w okresie bezdeszczowym zmniejszyła się ilość cząstek o wielkości 77-750 μm , a zwiększyła się ilość cząstek o wielkości 1040-2273 μm . W punkcie 2P zauważono wzrost udziału procentowego cząstek o średnicy 4,51-59,5 μm , 115-693 μm oraz 916-1950 μm . W dopływie do filtra SS HF (3P) nastąpił niewielki spadek udziału cząstek o wielkości 7,5-77,1 μm oraz niewielki wzrost udziału cząstek 408-1950 μm . W odpływie z filtra hydrofitowego znajdowały się cząstki o średnicy 77,2-451 μm , co wskazywało na wypłukiwanie tej frakcji z filtra, ponieważ w punkcie 3P ta frakcja cząstek występowała w tylko niewielkim udziale procentowym (0,01 w 3P i 10,9% w 4P). Cząstki zawiesiny o wielkości od 408 do 806 μm były tylko częściowo zatrzymane w filtrze SS HF, ale cząstki od 962 do 1950 μm (26,1%)

najprawdopodobniej były wmywane ostatniego stopnia oczyszczania, gdyż w punkcie 3P występowały w dużo mniejszym udziale (rys. 5.35).



Rys. 5.36. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego

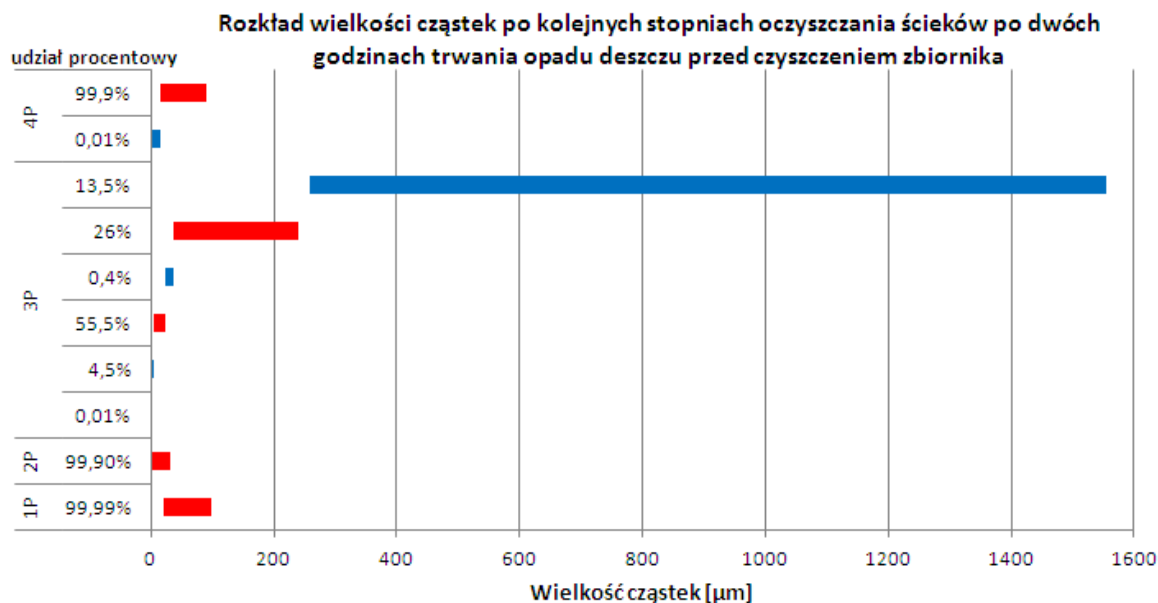
Dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego w dopływie do systemu (1P) występowały przede wszystkim cząstki stale o wielkości 45,5-464 μm (73,4%) oraz cząstki z przedziału 0,5-11,5 μm (26,5%). Cząstki te nie zostały zatrzymane w 2P, a wręcz były wmywane z „pierwszą falą” opadu z tego punktu i przepływały w kierunku zbiornika retencyjnego, gdzie następnie ulegały zatrzymaniu. Zatem w dopływie do filtra hydrofitowego (3P) przeważały cząstki o średnicy 19-101 μm (88,7%). Z kolei w odpływie z filtra (4P) przeważały cząstki o wielkości 68-240 μm (51,6%) oraz 259-776 μm (25,5%), co potwierdzało, że znaczna część cząstek stałych o średnicach z przedziału 68-240 μm, jak i 259-776 μm została wmywana z filtra SS HF (5.36).



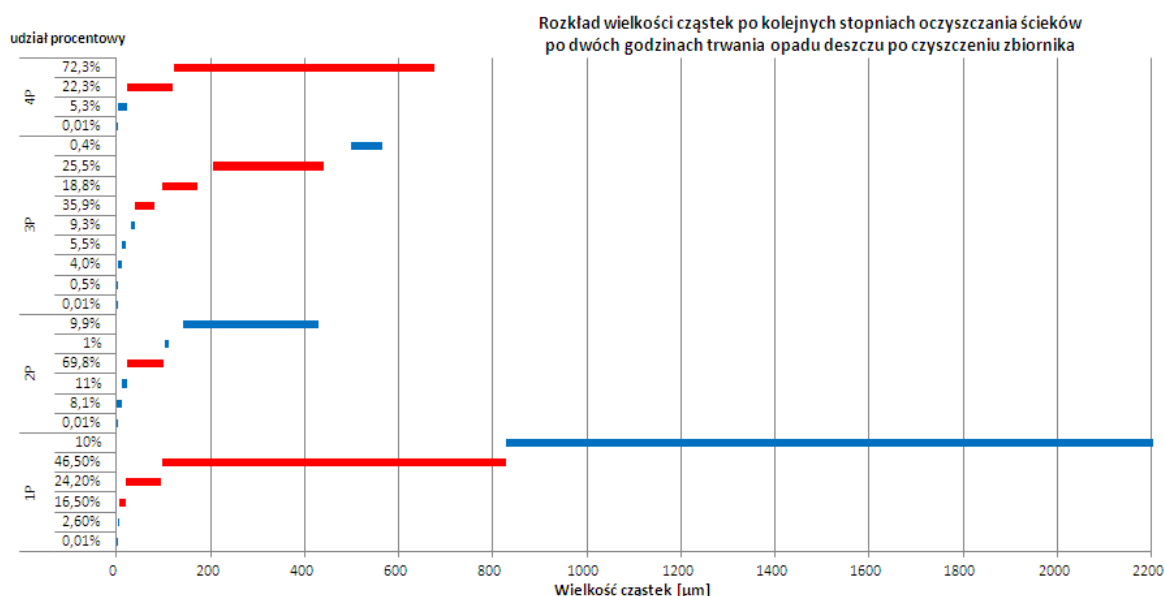
Rys. 5.37. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika retencyjnego

Natomiast dla **okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika retencyjnego** (rys. 5.37) w dopływie do zbiornika retencyjnego przeważały cząstki zawiesiny o wielkości od 99,5 do 998,5 μm (46,2%) oraz od 7,9 do 47 μm (35,5%). Zostały one zatrzymane tylko w niewielkim stopniu w pierwszym stopniu (S1). W dopływie do filtra hydrofitowego (3P) przeważały już cząstki o wielkości od 13,5 do 94,5 μm (71,5%), co świadczyło o tym, że większe cząstki zostały zatrzymane w drugim stopniu oczyszczania (S2). W odpływie z filtra SS HF zauważono, że również cząstki o średnicy 20-92 μm stanowiły znaczny udział 49,4%.

Inaczej charakteryzował się rozkład wielkości cząstek zawiesiny **po dwóch godzinach trwania opadu deszczu przed czyszczeniem zbiornika** (rys. 5.38). W dopływie do zbiornika zauważono, że dominowały cząstki o wielkości od 20 do 99,3 μm (99,99% udziału). Cząstki o średnicy 30-99,3 μm były zatrzymywane w pierwszym stopniu oczyszczania (S1) i w punkcie 2P przeważały cząstki o wielkości od 0,4 do 30,4 μm. Znaczna część cząstek o średnicy 5,8-23,5 μm (55,5% udziału) trafiała do dopływu do filtra hydrofitowego. Natomiast cząstki o wielkości 37,5-240 μm i 259-1554 μm były wymywane ze zbiornika retencyjnego (najprawdopodobniej w wyniku resuspensji), aż do dopływu do filtra (3P). Z kolei w punkcie 4P dominowały cząstki zawiesiny drobne, o wielkości 16,5-90 μm (99,9%).



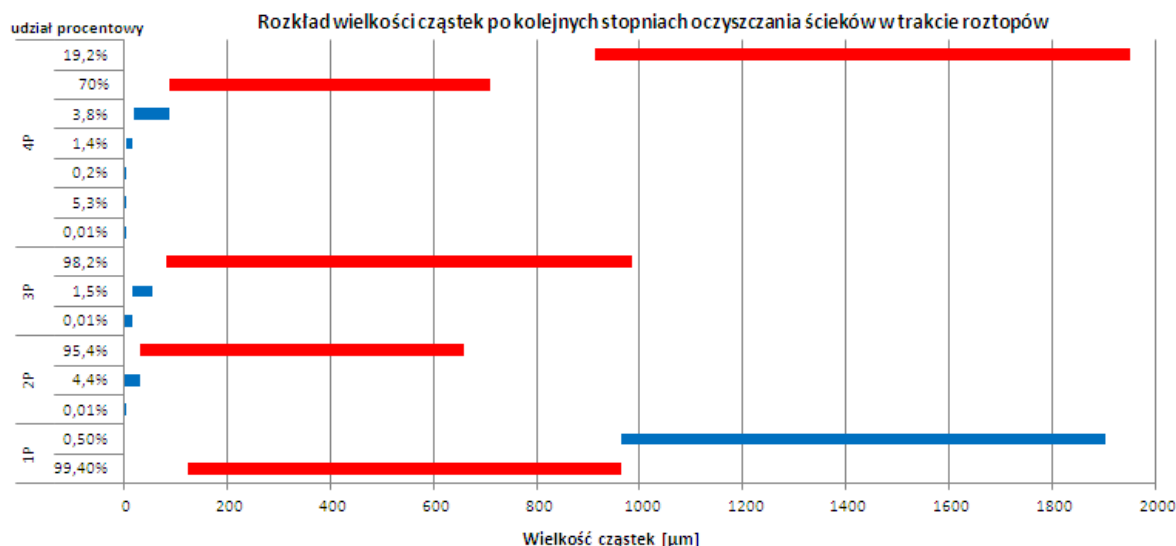
Rys. 5.38. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków po dwóch godzinach trwania opadu deszczu przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego



Rys. 5.39. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków po dwóch godzinach trwania opadu deszczu po czyszczeniu zbiornika retencyjnego

Z kolei rozkład wielkości cząstek zawiesiny **po dwóch godzinach trwania opadu deszczu, po czyszczeniu zbiornika retencyjnego** był inny niż rozkład wielkości cząstek zawiesiny przed czyszczeniem zbiornika. W dopływie do zbiornika retencyjnego przeważały cząstki o wielkości od 96 do 827 μm, od 18,5 do 95 μm oraz od 6,4 do 18,4 μm (rys. 5.39). Część z tych cząstek była zatrzymywana w pierwszym stopniu (S1), gdyż w 2P wykazano, że przeważały cząstki o średnicy 22,6-101 μm (69,8% udziału). Następnie cząstki te przepływały wraz ze ściekami opadowymi w

kierunku dopływu do filtra SS HF (3P), i jednocześnie „zabierając” ze sobą cząstki o wielkości 102-173 μm oraz 206-440 μm ze zbiornika retencyjnego. W odpływie z filtra hydrofitowego zauważono znaczną przewagę cząstek o średnicy 121,5-675 μm (72,3%), co świadczy, że filtr ten może być źródłem grubych zawiesin.



Rys. 5.40. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków w trakcie roztopów

Podczas **roztopów** w dopływie do zbiornika retencyjnego przeważały cząstki zawiesiny grubych, o wielkości od 125 do 964 μm (99,4%) (rys. 5.40). W punkcie 2P zauważono, że przeważały cząstki zawiesiny o średnicy od 32 do 659 μm (95,4%), co świadczy o tym, że w trakcie dopływu do punktu 2P cząstki zawiesiny o wielkości od 32 do 124 μm mogły być „zabrane” z dna zbiornika (resuspensja). Następnie cząstki te wraz z cząstkami o wielkości od 660 do 986 μm (pochodzącymi z dna zbiornika) były „kierowane” do dopływu filtra hydrofitowego (3P), o czym świadczy przewaga cząstek o średnicy od 81 do 986 μm (98,1%). W odpływie z filtra SS HF (4P) zauważono przewagę cząstek o wielkości od 88 do 711 μm (770,0%), co świadczyło o tym, że część tych cząstek została zatrzymana w tym stopniu oczyszczania, ale z kolei cząstki o średnicy od 914 do 1950 μm (19,2%) były wymywane z tego filtra.

Podsumowując należy zauważyć, iż w zależności od warunków atmosferycznych udział zawiesiny mineralnej w zawiśnie ogólnej zmieniał się znacząco od ponad 70% podczas opadów do zaledwie 10% podczas pogody bezdeszczowej. Według [Łydka \(1985\)](#) oraz [Maneckiego i Muszyńskiego \(2008\)](#) wielkość ziaren piasku przyjmuje wartości od 0,0625 do 2 mm. Zatem, szczególnie w części mechanicznej (S1 i S2) w analizowanym systemie znaczna część grubych cząstek zawiesiny może być pochodzenia mineralnego.

Skład oraz udział procentowy i objętościowy poszczególnych cząstek zawiesiny zmieniał się zarówno w zależności od warunków atmosferycznych, jak i po kolejnych stopniach oczyszczania. Rozkład tych zmian nie prezentuje istotnych korelacji (wszystkie wartości bezwzględne korelacji r zmieniały się od $|0,1|$ do $|0,2|$), stąd nie jest możliwe ustalenie od jakich czynników zależą.

Jak podaje [Sansalone i Cristina \(2004\)](#), cząstki zawiesin, a zwłaszcza organicznych mogą ulegać zarówno agregacji, jak i rozpadaniu się podczas procesów oczyszczania. Zjawiska te mogą, jak się wydaje, zachodzić naprzemiennie w warunkach analizowanego systemu hydrofitowego, co znacznie utrudnia interpretację otrzymanych wyników. Dodatkowo jak podaje [Albuquerque i in. \(2009\)](#) w złożach hydrofitowych z podpowierzchniowym poziomym przepływem ścieków podczas dużych zmian obciążenia hydraulicznego, np. wywołanego opadem następuje wypłukanie nadmiaru błony biologicznej oraz mikroorganizmów, co może powodować wzrost stężenia zawiesiny organicznej oraz udziału procentowego grubych cząstek zawiesiny. Zjawisko takie najprawdopodobniej zachodziło w analizowanym złożu i było przyczyną obserwowanego wzrostu udziału zawiesiny organicznej (rys. 5.31 i 5.33) oraz wzrostu udziału procentowego cząstek zawiesiny grubych (powyżej 500 μm) (rys. 5.36 i 5.37) w odpływie (4P) dla okresu deszczowego.

Natomiast najbardziej prawdopodobną przyczyną bardzo niskiej całkowitej skuteczności usuwania, zarówno materii organicznej, jak i zawiesin, w złożu hydrofitowym z podpowierzchniowym przepływem była jego kolmatacja. Cechą charakterystyczną systemów hydrofitowych jest to, iż w zależności od ilości doprowadzanej materii organicznej oraz szybkości procesów biochemicznych zachodzących w złożu następuje usuwanie bądź deponowanie materii organicznej ([Kadlec i Wallace, 2009](#)). Materia organiczna w postaci zawiesiny znajdująca się w ściekach jest uznawana przez wielu Autorów za jedną z ważniejszych przyczyn kolmatacji. Ulega ona reakcjom biodegradacji znacznie wolniej niż rozpuszczone związki organiczne. Jak twierdzą [Cooper \(1998\)](#), [Winter i Goetz \(2003\)](#), [Garcia i in. \(2005\)](#) oraz [Knowles i in. \(2011\)](#), powolna biodegradacja materii organicznej zawartej w zawieszynie jest przyczyną jej akumulacji w materiale filtracyjnym złoża hydrofitowych, co może prowadzić do zatykania się złoża (kolmatacji).

Problemy związane z kolmatacją złoża opisali, m.in. [Knowles i in. \(2011\)](#) za [Kunst i Flasche \(1995\)](#) oraz [Platzer i Mauch \(1997\)](#). Jak podają [Kunst i Flasche \(1995\)](#), skuteczność usuwania zanieczyszczeń w skolmatowanym złożu ulega znacznemu obniżeniu w odniesieniu do początkowych wartości i może wynosić zaledwie 35% dla ChZT. Cechą charakterystyczną skolmatowanego złoża jest również brak albo niewielkie usuwanie zawiesiny organicznej oraz zmiana przepływu z podpowierzchniowego na powierzchniowy ([Kadlec i Wallace, 2009](#)). Takie zjawisko często było obserwowane dla obiektów hydrofitowych budowanych w Polsce w latach 90-tych, kiedy to nie przywiązywano uwagi do znajomości i przestrzegania zasad hydrauliki oraz stosowania materiałów filtracyjnych o odpowiednich właściwościach dobranych do zmiennych obciążeń hydraulicznych, w jakich pracują tego typu obiekty ([Sawicki, 2009](#); [Obarska-Pempkowiak, 1996](#); [Obarska-Pempkowiak i](#)

in., 2002; Wojciechowska i in. 2010; Gajewska i Obarska-Pempkowiak, 2011; KołECKA i in., 2015). Potwierdzeniem kolmatacji złoża i zmiany sposobu przepływu w złożu była instalacja pirometrów, wiosną 2012 roku. W celu pobierania próbek ze złoża hydrofitowego wkopano trzy piezometry, do głębokości ok. 50 cm, w różnych odstępach od dopływu do złoża wzdłuż kierunku przepływu ścieków. Okazało się, że ścieki nie przepływały poziomo przez złożo ani nie zbierały się w piezometrze, co może potwierdzać kolmatację złoża.

W warunkach zmiany przepływu z podpowierzchniowego na powierzchniowy, co również obserwowano w analizowanym obiekcie hydrofitowym, również nie zachodziło usuwanie drobnych cząstek zawiesiny. Jak wskazuje Garbarczyk (2002) z zawiesiną w zależności od jej wielkości, zatem wymiarów cząstek stałych, związanych jest odpowiednio dla cząstek większych od 250 μm od 11 do 40% zawiesiny ogólnej, ok. 30% ChZT i do 25% BZT₅. Natomiast dla cząstek stałych o wymiarach mniejszych od 50-250 μm zaledwie 6% zawiesiny ogólnej oraz 9% BZT₅ (ChZT nie jest wg tego Autora powiązane z tą frakcją) oraz poniżej 50 μm skojarzonych jest od 10 do 20% zawiesiny ogólnej oraz odpowiednio ChZT do 12% i BZT₅ do 14%.

Pozostaje jeszcze jeden istotny element – mikroorganizmy zasiedlające system, które mają wpływ na skuteczność usuwania materii organicznej w złożu hydrofitowym oraz mogą wskazywać na problemy i zakłócenia w pracy tego stopnia oczyszczania (podrozdział 5.7).

5.7. Ocena mikroorganizmów w systemie hydrofitowym

W dopływie do systemu hydrofitowego – punkt poboru 1P wykazano jedynie obecność różnych bakterii wolno pływających, tzw. wolnych bakterii, które swobodnie unosiły się pomiędzy cząstkami zawiesiny. Bakterie wolno pływające to mikroskopijne organizmy o wielkości od 1 do 2 μm żyjące w wodach potoku Swelina zasilanych ściekami opadowymi. Nagromadzenie tych bakterii było jednak bardzo małe w porównaniu do liczebności występowania tego typu bakterii, np. w osadzie czynnym (Bazeli 2001; Klimiuk i Łebkowska, 2005). Natomiast było typowe dla wód małych cieków i nie odbiegało znacząco od jakości jaka wymagana jest Rozporządzeniem z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu wód (Dz. U. 2011 r. poz. 1545). Bakterie te były pożywką dla jednokomórkowców pochodzenia zwierzęcego, takich jak: orzęski i wiciowce żyjących w zbiorniku retencyjnym (Eikelboom i von Buijsen, 1999; BKUGW, GFW, 2004). W punkcie pomiarowym 2P nie występowały już bakterie wolne, wykazano natomiast występowanie *Arcella spp.* należących do korzenionózek, których rozmiary mogą zmieniać się od 50 do 270 μm (Eikelboom i von Buijsen, 1999; BKUGW, GFW, 2004). *Arcella spp.* bytowała pośród cząstek zawieszinowych. Jej występowanie może wskazywać na potencjalny przebieg procesu denitryfikacji oraz możliwość biologicznego usuwania fosforu. Zauważono również występowanie protistów z rodzaju *Paramecium* (pantofelki) należących do protistów zwierzęcych typu orzęski, których wymiary wynoszą od 70 do

300 μm . Występowanie tych mikroorganizmów swobodnie pływających może potwierdzać niskie stężenie tlenu w tym punkcie. Z kolei zauważone telotrochy – orzeski osiadłe o wymiarach od 40 do 80 μm swobodnie pływające (pełzające) wskazują na niestabilne warunki i wysoką koncentrację osadu, w tym przypadku zawiesin, co wiąże się z małą przestrzenią życiową dla tych mikroorganizmów. Występowanie orzęsek może wskazywać na niedostatek tlenu oraz gwałtowne zmiany przepływu – turbulencję (BKUGW, GFW, 2004).

W dopływie do filtru hydrofitowego – SS HF (3P) występowała relatywnie największa różnorodności mikroorganizmów. Występowały tu ponownie różne bakterie wolno pływające (o średnicach 1-2 μm), ale ich liczba nie wskazywała na wysokie obciążenie osadu (Klimiuk i Łebkowska, 2005). Z kolei występujące licznie, w pobranych próbkach, bakterie nitkowate o wymiarach od 50 do 1000 μm żyjące w zawieszynie osadu mogły wskazywać na problem związany z pęcznieniem osadu i utworzeniem się skupisk osadu pływającego. Można to tłumaczyć okresowy wzrostem stężenia zawiesiny ogólnej w tym punkcie pomiarowym, a szczególnie dla okresu badań przed czyszczeniem zbiornika. Z kolei *Uronema spp.* (algi zielone o wielkości 25-50 μm), które występowały w osadniku są organizmami wskazującymi na początkowy etap – „rozruch” procesów oczyszczania. Ich występowanie było szczególnie duże w okresie po czyszczeniu zbiornika retencyjnego. Występowanie *Frontonia spp.* – orzęsek o wielkości 80-150 μm wskazywało na niskie stężenie tlenu rozpuszczonego. Natomiast występowanie *Colurella spp.* (60-100 μm) z rodziny wrotek, żyjących pośród zawiesiny, może wskazywać na niewielką ilość materii organicznej stanowiącej substancje pokarmowe, gdyż w systemach z osadem czynnym jest to wskaźnik niskiego obciążenia osadu (Bazeli, 2001; Eikelboom i von Buijsen, 1999). Występowanie bakterii Typu 021N należących do bakterii nitkowatych, o długości od 100 do 1000 μm i szerokości od 1 do 2,2 μm wskazywało na możliwość zagniwania wód oraz na skokowe obciążenie ściekami wód potoku Swelina. W tym punkcie występowała również Słonecznica (Heliozoa – o wymiarach od 40 do 100 μm), która należy do promienionózek i jest drapieżnikiem żerującym na pierwotniakach (np. pantofelki) oraz większe od siebie organizmach, np. wrotki (*Colurella spp.*) (Bazeli, 2001; BKUGW, GFW, 2004; Eikelboom i von Buijsen, 1999).

W odpływie z systemu hydrofitowego, czyli po filtrze z podpowierzchniowym poziomym przepływem (SS HF) zaobserwowano występowanie jedynie bakterii wolno pływających.

Według Vymazala (2005) na wspólnotę drobnoustrojów w systemach hydrofitowych składają się mikroorganizmy pochodzenia autochtonicznego (rodzimego) i allochtonicznego (czyli obcego). Autochtoniczne drobnoustroje wykazują cechy adaptacyjne do warunków, w których systemy te zasilane są ściankami. W tych warunkach mikroorganizmy te prowadzą swój metabolizm i rozwijają się oraz aktywnie uczestniczą w procesach oczyszczania. Natomiast drobnoustroje allochtoniczne (w tym drobnoustroje patogenne doprowadzane ze ściekami) zwykle nie potrafią przetrwać i nie mają znaczenia funkcjonalnego dla oczyszczania ścieków w systemach hydrofitowych. Wielu Autorów

wykazuje, że środowisko systemów hydrofitowych jest o wiele bardziej różnorodne niż środowisko wodne czy glebowe (Kadlec i Wallace, 2009; Vymazal, 2005; Weber, 2016). Dodatkowo systemy hydrofitowe z powierzchniowym przepływem są bardziej złożone w porównaniu do systemów z podpowierzchniowym przepływem, ponieważ oprócz gleby (od gleb mineralnych do organicznych), także woda wolna, osady i epifityczne biofilmy (mikroby związane z różnymi powierzchniami, takimi jak: łodygi roślin, liście, kamienie i itp.) są środowiskiem bytowania dla różnorodnych mikroorganizmów, które mogą być zaangażowane w procesy oczyszczania (Kang i in., 1998; Shackle i in., 2000; Sundberg i in., 2007; Tao i in., 2007). Te spostrzeżenia zostały częściowo potwierdzone w przeprowadzonych badaniach, gdyż wykazano największą różnorodność występowania mikroorganizmów w punkcie poboru 3P, czyli na końcu zbiornika retencyjnego (rys. 3.4). Jak wykazano w rozdziale 2.4 istnieją istotne różnice pomiędzy funkcjonowaniem (czyli skutecznością usuwania zanieczyszczeń) pomiędzy stawem a systemem hydrofitowym z powierzchniowym przepływem (typu FWS) (Kadlec i Wallace, 2009; EPA, 2000; Masi, 2009; Wojciechowska i in., 2015). Zbiornik, stanowiący drugi stopień oczyszczania w systemie hydrofitowym zlokalizowanym na potoku Swelina, z pewnością nie może być przykładem systemu hydrofitowego z powierzchniowym przepływem (typu FWS). Jest to po prostu klasyczny zbiornik retencyjny bez dodatkowych funkcji ekosystemu, zatem nie zapewnia tak dużej bioróżnorodności jak system typu FWS (Wojciechowska i in., 2015). Dodatkowo zbiornik ten został oczyszczony z osadów, co spowodowało również usunięcie zasiedlających go mikroorganizmów i mogło spowodować zubożenie pod względem liczby i ilości mikroorganizmów w nim bytujących. Jak podaje Truu i in. (2009) materiał stosowany do wypełnienia systemów z podpowierzchniowym przepływem jest jednym z czynników determinujących liczbę i rodzaj mikroorganizmów oraz ich biomasę i procesy, jakie zachodzą w tym materiale. W złożach o przepływie podpowierzchniowym występuje ogólna tendencja zmniejszenia się biomasy drobnoustrojów i ich aktywności (oddychanie) wzdłuż profilu pionowego, czyli wraz z głębokością złoża oraz wraz z odległością od dopływu ścieków, czyli w kierunku wylotu. Jest to związane z wyczerpywaniem się substancji pokarmowych (Nguyen, 2000; Nurk i in., 2005). Jak wskazują cytowani Autorzy procesy usuwania zanieczyszczeń z udziałem mikroorganizmów w systemach hydrofitowych są zależne od wielu czynników. Do podstawowych należy zaliczyć: warunki hydrauliczne, właściwości ścieków, w tym dostępności składników odżywczych (materii organicznej i związków biogennych), rodzaj podłoża lub/i materiału filtracyjnego, rodzaj roślinności i innych czynników środowiskowych.

Biochemiczne procesy usuwania są zależne od dostępności substratów i składników odżywczych w systemach hydrofitowych. Różne mikroorganizmy wymagają różnych warunków, w tym, np. różnych frakcji węgla – węgiel organiczny należy zapewnić mikroorganizmom heterotroficznym, a nieorganiczny dla mikroorganizmów autotroficznych (Nguyen, 2000; Nurk i in., 2005; Weber, 2016).

Należy zatem zauważyć, że warunki pracy złoża SS HF w analizowanym systemie hydrofitowym nie sprzyjały rozwojowi bioróżnorodnych mikroorganizmów. Do najbardziej niekorzystnych warunków należy zaliczyć: (i) niskie stężenie tlenu (nawet dla pory bezdeszczowej), (ii) niekorzystny skład ścieków (wskaźnik ChZT/BZT₅ zawsze powyżej 4 a często powyżej 6- rozdział 5.6), który wskazuje na brak składników odżywczych, (iii) bardzo zmienne warunki hydrauliczne, które mogą powodować zarówno trudności w zasiedlaniu poszczególnych stopni oczyszczania, jak i wymywanie organizmów z systemu.

5.8. Spostrzeżenia i zalecenia do projektowania i eksploatacji systemów hydrofitowych do oczyszczania ścieków opadowych

Spostrzeżenia

Wieloletni okres badań prowadzonych w obiekcie pracującym w pełnej skali zaowocował licznymi spostrzeżeniami, które dotyczą zarówno eksploatacji, jak i niemożności przewidzenia pewnych zdarzeń, które mogą mieć wpływ i nieprzewidywalne konsekwencje na prace obiektu.

Jako pierwsze należy przypomnieć, że analizowany **system hydrofitowy nie jest zabezpieczony przed dopływem substancji ropopochodnych**, pomimo, iż w jego bezpośredniej zlewni przebiega główna arteria łącząca Gdańsk i Gdynię oraz linia klejowa (rys. 3.4). Zanieczyszczenia ropopochodne mogą pochodzić również ze „splukiwania” parkingów znajdujących się przy osiedlach mieszkaniowych wybudowanych bardzo blisko potoku Swelina. Wielokrotnie obserwowane zjawisko przedostawania się tych zanieczyszczeń do systemu, jak i bezpośrednio do Zatoki Gdańskiej, co opisano w rozdziale 5.4 (rys. 5.27). Substancje ropopochodne są niebezpieczne dla środowiska oraz bardzo niekorzystnie wpływają na prace systemów hydrofitowych, gdyż mogą przyczyniać się do kolmatacji złoża ([Borchardt i Sperling, 1997](#); [Kadlec i Wallace, 2009](#); [Obarska-Pemokowik i in., 2010](#)).

Już na początku badań **zaobserwowano nieprawidłową pracę piaskownika**, która wynikała z niepoprawnego zainstalowania go prostopadle w stosunku do dopływu do zbiornika retencyjnego (rys. 4.8 i 5.41). Piasek, który powinien być zatrzymywany w tym urządzeniu był z niego swobodnie wynoszony (rys. 5.41), sedimentował już poza urządzeniem lub był dalej z nurtem transportowany do zbiornika retencyjnego. Wielokrotna obserwacja, podczas poboru próbek, wykazała brak jakiegokolwiek poprawy nawet przy dość regularnym czyszczeniu tego urządzenia przez ZDiZ Sopot (Zakład Dróg i Zieleni Sopot), który jest konserwatorem i opiekunem obiektu.



Rys. 5.41. Odpływ z piaskownika do zbiornika retencyjnego w okresie bezdeszczowym po czyszczeniu zbiornika retencyjnego (fot. Marzena Stosik)

Brak odpowiedniego zarządzania urządzeniami pracującymi szeregowo. W wielu przypadkach urządzenia na potokach, takie jak zbiorniki, pracują jak naczynia połączone, zatem nieprawidłowa praca zbiornika znajdującego się powyżej może mieć negatywny wpływ na pracę obiektu poniżej. W przypadku systemu hydrofitowego na potoku Swelina powyżej znajduje się zbiornik przy ul. Mazowieckiej (rys. 5.42). Zbiornik ten nie był systematycznie odmulany, co mogło również powodować niekontrolowane wynoszenie cząstek zawiesiny i przenoszenie ich do systemu poniżej.



Rys. 5.42. Zbiornik przy ulicy Mazowieckiej w Spocie (fot. Marzena Stosik)

Latem 2014 roku podczas pomiarów na obiekcie odnotowano dopływ, który bądź wywołał resuspensję lub co bardziej prawdopodobne, z uwagi na niską prędkość przepływu, „wniósł” ogromną ilość zawiesiny do zbiornika w systemie hydrofitowym (rys. 5.43). Warto zauważyć, że była to pogoda bezdeszczowa i bezchmurna. Trudno jest ustalić przyczynę i źródło tego zdarzenia. Mogło to być uwolnienie zawiesiny ze zbiornika powyżej, lub co bardziej prawdopodobne niekontrolowany, ale celowy zrzut ścieków do kanalizacji deszczowej, np. na terenie parku rozrywki „Kolibki” czy przyległym do kanału potoku campingu. Takie zdarzenia mogły mieć miejsce częściej w przeszłości i z pewnością nie pozostały bez wpływu na pracę złoża hydrofitowego (SS HF), które otrzymywało ogromne ilości zawiesiny ogólnej, która mogła przyczynić się do kolmatacji tego złoża SS HF.



Rys. 5.43. Niezidentyfikowany dopływ zawiesiny do zbiornika w systemie hydrofitowym na potoku Swelina (fot. Magdalena Gajewska)

To zdarzenie dodatkowo unaocznilo najbardziej uprzywilejowanych przepływ przez zbiornik i małą przydatność palisady z bali drewnianych, której zadaniem było kierowanie napływających wód tak, aby zmienić kierunek przepływu i wydłużyć czas ich zatrzymania w zbiorniku, co powinno poprawić proces sedymentacji (rys. 5.44).



Rys. 5.44. Dopływające wody potoku wraz z zawiesiną ominą kierownicę – palisadę wybierając najkrótszą drogę (fot. M. Gajewska)

Zalecenia do projektowania i eksploatacji

Przeprowadzone studium literatury z zakresu jakości ścieków opadowych, ich wpływu na środowisko przyrodnicze i metod oczyszczania ścieków opadowych, oraz doświadczenia wynikające z prowadzonych badań i analizy otrzymanych wyników skłaniają do sformułowania wstępnych zaleceń do zagospodarowania tego rodzaju ścieków powstających na terenie zlewni zurbanizowanej.

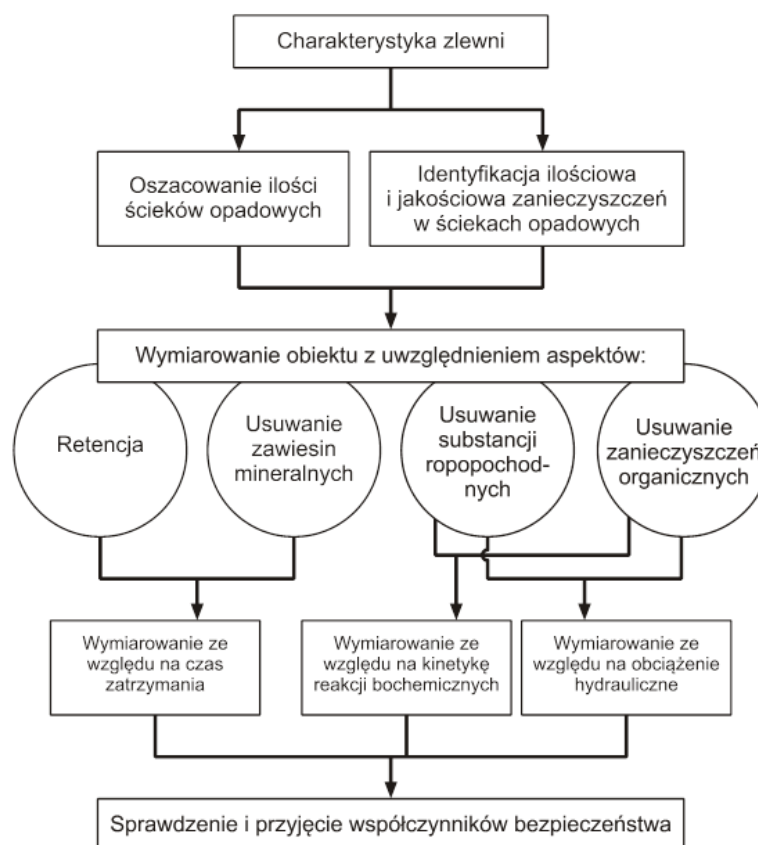
Na podstawie przeglądu literatury (rozdziały 2.1 do 2.5) należy przyjąć różny sposób zagospodarowania ścieków opadowych w zależności od miejsca ich powstawania, co w istotny sposób wpływa na ich jakość. Najlepiej byłoby nie łączyć poszczególnych źródeł ścieków opadowych tylko zagospodarowywać je w miejscu ich powstawania (Suligowski, 2008; Zawilski i Sakson, 2013; Wojciechowska i in., 2015).

Właściwe zagospodarowanie dla posesji jednorodzinnych oraz dachów domów wielorodzinnych należy zacząć od zatrzymania (retencji) ścieków opadowych w granicach posesji, czyli najlepiej w ogrodach deszczowych lub systemach hydrofitowych (Masi i in., 2009; Wojciechowska i in., 2015). Jak przekonuje Skwarzyńska i in. (2014) oraz Józwiakowski i in. (2016) ścieki opadowe zbierane z dachów domów nie odbiegają znacznie jakością od jakości wody wodociągowej i mogą być z powodzeniem wykorzystywane w gospodarstwie domowym do podlewania zieleni czy do spłukiwania toalet. Takie rozwiązanie są już zaznane w literaturze nawet w skali domów wielorodzinnych czy budynków użyteczności publicznej i są promowane zgodnie ze strategią zrównoważonego gospodarowania ściekami opadowymi (Wojciechowska i in., 2015 oraz Mosi, 2009; Wojciechowska i in., 2017). Jednak z różnych przyczyn nie jest możliwe zagospodarowanie całej objętości spływu deszczu efektywnego i zawsze pozostanie pewna objętość ścieków, która spłynie do kanalizacji deszczowej i niestety zasili najbliższy ciek. Zatem należy zadbać, aby dopływ ścieków opadowych ze zlewni zurbanizowanej nie obniżył kasy czystości wód

odbiornika. W tym celu należy zastosować urządzenia i systemy podczyszczania, aby zapewnić odpowiednią jakość ścieków opadowych przed odprowadzaniem ich do odbiornika. Procedura projektowania systemów i urządzeń do oczyszczania powinna być wielostopniowa i składać się z następujących etapów:

1. rozpoznanie i charakterystyka zlewni,
2. obliczenia ilości ścieków opadowych,
3. identyfikacji zanieczyszczeń, które muszą być usunięte ze ścieków w celu spełnienia wymogów ochrony środowiska wodnego,
4. wyznaczenie wymaganej skuteczności usuwania zanieczyszczeń oraz identyfikacja niezbędnych procesów i stopni oczyszczania,
5. wymiarowanie obiektu ze względu przede wszystkim ładunek hydrauliczny oraz ładunek zanieczyszczeń (zmodyfikowano na podstawie [Obarska-Pempkowiak i in., 2012](#)).

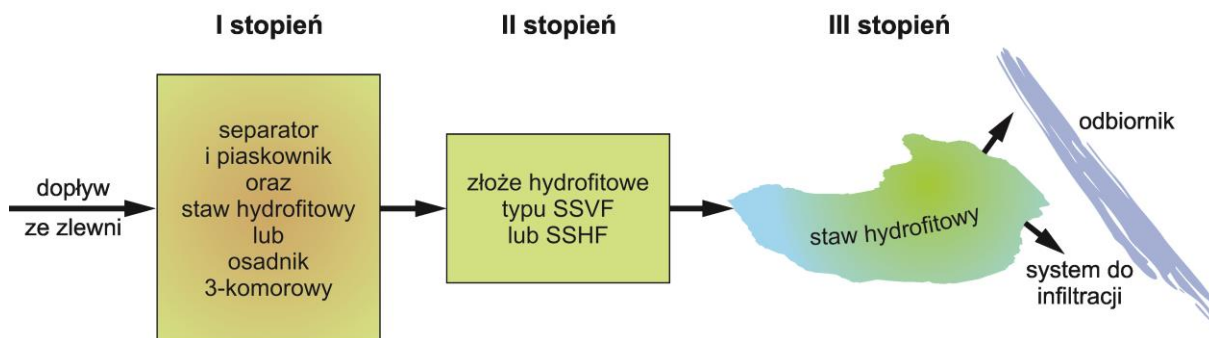
Uproszczoną procedurę postępowania podczas projektowania obiektu hydrofitowego do oczyszczania ścieków opadowych pochodzących ze zlewni zurbanizowanej przedstawiono graficznie na rys. 5.45.



Rys. 5.45. Schemat procedury postępowania podczas wymiarowania obiektów do oczyszczania ścieków opadowych powstających na terenie zlewni zurbanizowanej (opracowano na podstawie [Obarska-Pempkowiak i in., 2012](#))

Na podstawie doświadczeń oraz wyników badań własnych należy podkreślić istotność i znaczenie dwóch pierwszych etapów zaproponowanej procedury. Właściwe rozpoznanie zlewni oraz ilości i jakości ścieków opadowych jest kluczowe dla poprawnego zaprojektowania właściwych i dedykowanych odpowiednim zanieczyszczeniom stopni ich oczyszczania (Ingversten i in., 2004). Jak wskazuje Zawilski i Sakson (2013) oraz Sakson i in. (2014) zanieczyszczania ścieków opadowych powinny być podstawą doboru sposobu ich zagospodarowania. Analiza literatury (rozdziały od 2.1 do 2.5) wskazuje, że kluczowym wskaźnikiem zanieczyszczeń jest zawiesina ogólna (Maharjan i in., 2016) co również potwierdzono w badaniach własnych. Jak wykazał Zawilski i Sakson (2013) podczas około jednej trzeciej opadów atmosferycznych powstają ścieki deszczowe, w których ilość cząstek zawiesiny przekracza dopuszczalną wartość 100 mg/dm^3 . Obecnie graniczna wartości wynosi 50 mg/dm^3 zatem więcej niż 1/3 wód opadowych nie spełnia tych wymagań, co potwierdziły otrzymane wyniki badań własnych.

Wynika stąd konieczność skutecznego usuwania cząstek zawiesiny z tych ścieków, co obecnie nie jest powszechnie stosowane. Dodatkowo konieczne jest monitorowanie składu ścieków deszczowych odprowadzanych ze zlewni zurbanizowanych, ponieważ podwyższone stężenie zawiesiny ogólnej wywiera negatywny wpływ na środowisko wodne. Szczególnie zagrożone są niewielkie cieki na terenach zurbanizowanych, których strumień objętości wody nie gwarantuje odpowiedniego rozcieńczenia ścieków deszczowych. Na podstawie analizy wyników otrzymanych przez innych Autorów, niestety nie potwierdzonych w badaniach własnych, można przyjąć (rozdział 2.4), że w przypadku oczyszczania ścieków deszczowych obiekty hydrofitowe o przepływie podpowierzchniowym (poziowym lub pionowym) zapewniają większą skuteczność usuwania zanieczyszczeń w porównaniu do urządzeń technicznych, takich jak: separatory czy osadniki i dodatkowo zapewniają różnorodne funkcje ekosystemu oraz dodatkowe korzyści (Liquete i in., 2016; Masi i in., 2016). Wadą złożeń hydrofitowych jest ich niewielka pojemność retencyjna. Z tego względu należy projektować obiekty kilkustopniowe, np. w postaci stawu lub laguny hydrofitowej poprzedzającej złoża hydrofitowe o przepływie podpowierzchniowym. Jeśli występuje nie wystarczająca dostępność powierzchni, to w części mechanicznej można zastosować osadnik 3-komorowy, poprzedzony piaskownikiem i separatorem, które można umieścić pod powierzchnią terenu (Meyer i in., 2013; Masi i in., 2016). Obecnie chętniej wykorzystywane są złoża z pionowym przepływem, które projektowane są tak, aby zapewnić jak największą pojemność retencyjną (Meyer i in., 2013; Wojciechowska i in., 2015; Masi i in., 2017). Inne rozwiązanie to zastosowanie złoża hydrofitowego poprzedzonego zbiornikiem retencyjnym, dokładnie takie jaki zastosowano w obiekcie na Sewlinie. W każdym przypadku, o ile oczyszczane ścieki deszczowe pochodzą ze zlewni miejskich lub dróg, na dopływie do oczyszczalni hydrofitowej niezbędne jest zainstalowanie separatora olejów i piaskownika, co wykazano w tej pracy. Propozycję niezbędnych stopni i urządzeń do oczyszczania ścieków opadowych z zastosowaniem złożeń hydrofitowych przedstawiono na rys. 5.46.



Rys. 5.46. Schemat stopni i urządzeń do oczyszczania ścieków opadowych z zastosowaniem złóż hydrofitowych

Według wytycznych brytyjskich, system oczyszczający spływy z autostrad powinien składać się z następujących elementów: separator olejów, stawu hydrofitowego lub zbiornika sedymentacyjnego wraz z urządzeniami regulacyjno-kontrolnymi, złoża hydrofitowego wraz z urządzeniami regulacyjno-kontrolnymi, końcowego zbiornika sedymentacyjnego (osadnik), urządzenia kontrolnego i wylotu do odbiornika (Shutes i in. 1999). Staw hydrofitowy powinien mieć powierzchnię równą 2-3% powierzchni zlewni i pojemność retencyjną powyżej 100 m³/ha zlewni. Podkreśla się konieczność wstępnego oczyszczania spływów deszczowych, przede wszystkim ze względu na usuwanie drobnych cząstek zawiesiny oraz, aby zapobiec kolmatacji złóż hydrofitowych a także zapewnić usuwanie związków ropopochodnych. Obiekt na potoku Swelina został zaprojektowany wg podobnych wytycznych, jednak nie prawidłowa eksploatacja doprowadziła do kolmatacji złoża SS HF i drastycznego obniżenia skuteczności usuwania zanieczyszczeń.

W przypadkach, gdy dostępność terenu jest duża (np. na terenach rolniczych lub podmiejskich), zaleca się projektowanie systemów zdolnych do przejścia spływów „powodziowych”, w przeciwnym razie system hydrofitowy powinien być wymiarowany tylko na przejście pierwszej fali spływu, natomiast nadmierny przepływ powinien być kierowany do odbiornika za pośrednictwem przelewu, z pominięciem systemu hydrofitowego. Czas zatrzymania dla systemu o przepływie podpowierzchniowym wynosić powinien minimum 30 minut dla przyjętego deszczu obliczeniowego (na ogół deszcz roczny). Wydłużenie czasu zatrzymania przekłada się na lepszą efektywność usuwania zanieczyszczeń – optymalny czas zatrzymania to kilka – kilkanaście godzin, maksymalnie 24 godziny. Obciążenie hydrauliczne nie powinno przekraczać 1 m³/m² d. Prędkość w strefie wlotowej powinna wynosić od 0,3 do 0,5 m/s. Prędkości większe niż 0,7 m/s mogą spowodować uszkodzenie roślin (Shutes i in., 1999). Zalecane jest projektowanie końcowego zbiornika sedymentacyjnego (osadnika), o pojemności przynajmniej 50 m³, w celu doczyszczania odpływu i lepszego usuwania drobnych zawiesin. Jak wynika z analizy przeprowadzonych badań własnych ten ostatni etap, którego nie zaprojektowano, mógłby znacznie poprawić jakość wód odprowadzanych z systemu hydrofitowego na potoku Swelina. Oczyszczane ścieki mogą być odprowadzane do odbiornika, albo jeśli nie jest to

możliwe lub wymagają tego warunki lokalne, po stawie hydrofitowym można zastosować urządzenia infiltracyjne (rys. 5.55).

Ostatnim etapem procedury projektowania jest sprawdzenie i przyjęcie współczynników bezpieczeństwa (rys. 5.46). W tym przypadku zalecane jest, aby stosować maksymalne stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z obiektu wynoszące 25 mg/dm^3 . Jest to kryterium jakości stosowane w innych krajach (Zawilski i Sakson, 2013) i z pewnością będzie ono również spełniało wymagania zarówno wg Rozporządzenia z dnia 18 listopada 2014 r. (Dz. U. 2014 r. poz. 1800) oraz Rozporządzenia z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2016 r. poz. 1187).

Warto też uwzględnić następujące zalecenia podawane przez Robertson i in. (2006) obowiązujące w Kanadzie: (i) odprowadzanie oczyszczonych ścieków do odbiornika nie może zwiększyć stężenia zawiesiny ogólnej w tym odbiorniku o więcej niż 25 mg/dm^3 w czasie 24 h (przy zalecanym poborze próbek co 1 h) oraz o 5 mg/dm^3 w czasie od 24 h do 30 d (przy zalecanym poborze próbek co 1 d), (ii) w przypadku, gdy naturalne stężenie zawiesiny w wodzie odbiornika wynosi $25\text{-}250 \text{ mg/dm}^3$, wprowadzanie zawiesiny nie może zwiększyć ich stężenia o więcej niż 25 mg/dm^3 w dowolnym czasie; jeśli zaś naturalne stężenie zawiesiny w wodzie odbiornika przekracza 250 mg/dm^3 , wówczas zwiększenie stężenia zawiesiny nie może wynosić więcej niż 10% ich naturalnego stężenia.

6. WNIOSKI

Zrealizowany zakres badań oraz analiza otrzymanych wyników umożliwiła sformułowanie następujących wniosków:

1. Stężenia charakterystycznych zanieczyszczeń w wodach potoku Swelina zasilanych ściekami opadowymi różniły się istotnie dla analizowanych okresów badań w zależności od warunków atmosferycznych.
2. Najwyższe stężenia materii organicznej i zawiesiny ogólnej w dopływie do systemu hydrofitowego występowały w okresie roztopów i były prawie trzykrotnie wyższe w porównaniu do wartości stężeń w okresie bezdeszczowym i dwukrotnie wyższe w porównaniu do stężeń w okresie deszczowym.
3. Udział procentowy zawiesiny mineralnej i organicznej w zawieszynie ogólnej zmieniał się w dopływie do systemu w zależności od warunków atmosferycznych w sposób następujący: dla pogody bezdeszczowej – zawiesina mineralna stanowiła średnio ok. 10%, dla opadów średnio ok. 60%, a dla okresu roztopów średnio ok 50% zawiesiny ogólnej.
4. W wodach potoku Swelina zasilanych ściekami opadowymi wielkość cząstek stałych odpowiadała frakcji zawiesinowej (powyżej 1,2 μm), które stanowiły niezależnie od warunków atmosferycznych, aż 99,9%. Natomiast zmieniała się ich wielkość oraz udział procentowy i objętościowy w sposób następujący:
 - dla pogody bezdeszczowej przeważały drobne cząstki zawiesin, o średnicach zastępczych od 6,8 do 35 μm oraz grubych od 77,5 do 420 μm stanowiące odpowiednio 40,0% i 50,0% oraz 6,2% i 8,1% udziału objętościowego,
 - dla pogody deszczowej udział cząstek drobnych i grubych był zbliżony i wynosił odpowiednio 36,5% (6% objętościowo) dla cząstek drobnych od 7,8 do 47 μm i 46,2% (5,8% objętościowo) dla cząstek grubych od 99,5 do 998,5 μm ,
 - podczas roztopów dominowały cząstki o wymiarach od 125 do 964 μm i stanowiły 99,4% (16,1% objętościowo).
5. Analiza izotopowa wykazała mieszaną (auto- i allochtoniczny) charakter materii organicznej doprowadzanej do systemu hydrofitowego.
6. Skuteczność usuwania charakterystycznych wskaźników zanieczyszczeń dla całego systemu była bardzo niska i zależała również od warunków atmosferycznych. Dla wskaźnika ChZT wynosiła odpowiednio: 17,5% dla pogody bezdeszczowej, 10% dla pogody deszczowej i 4,5% po 2h trwania opadu. I podobnie dla wskaźnika BZT5: dla pogody bezdeszczowej 26,0%, dla pogody deszczowej 37,0% i po dwóch godzinach trwania opadu 21%. Natomiast dla roztopów odpowiednio dla wskaźnika: ChZT 41,7% i dla BZT5 21%. Skuteczność usuwania zawiesiny

- ogólnej była najniższa dla pogody bezdeszczowej -13,5%, a najwyższa dla pogody deszczowej - 40,7%.
7. Analiza skuteczności usuwania charakterystycznych wskaźników zanieczyszczeń po kolejnych stopniach oczyszczania wskazuje na zależność tych procesów od:
 - efektywności usuwania w części mechanicznej – dla zawiesiny ogólnej,
 - od warunków atmosferycznych dla złoża hydrofitowego (SS HF), w warunkach stabilnego obciążania hydraulicznego obiektu, nawet przy znacznie wyższych stężeniach doprowadzanych zanieczyszczeń dla okresu roztopów obserwowano wyższą skuteczność usuwania.
 8. Wykazano korzystny wpływ systemu hydrofitowego na odczyn i stężenie chlorków podczas opadów.
 9. Analiza przemian charakterystycznych wskaźników zanieczyszczeń oraz wskaźników warunkujących te procesy w systemie hydrofitowym wykazała brak zależności skuteczności usuwania od temperatury, bardzo wysoki wskaźniki ChZT/BZT5 (powyżej 4,5 dla wszystkich stopni oczyszczania), bardzo małą różnorodność mikroorganizmów zasiedlających system, brak istotnych korelacji dla usuwania zawiesiny ogólnej w zależności od wielkości cząstek zawiesiny.
 10. Uzyskane wyniki wskazują, że badany system był niepoprawnie zaprojektowany, następnie niewłaściwie eksploatowany co doprowadziło do kolmatacji złoża SS HF i w konsekwencji do niezadowalającej efektywności usuwania charakterystycznych wskaźników zanieczyszczeń.
 11. Zawiesina ogólna obecna w wodach potoku Swelina zasilanych ściekami opadowymi stanowi potencjalne zagrożenie dla jakości wód w Zatoce Gdańskiej.

LITERATURA

1. Adyel T.M., Oldham C.E., Hipsey M.R. (2016): Stormwater nutrient attenuation in a constructed wetland with alternating surface and subsurface flow pathways: Event to annual dynamics. *Water Research*, 107: 66-82.
2. Albuquerque A., Arendacz M., Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H., Randerson P., Kowalik P. (2009): Removal of organic matter and nitrogen in an horizontal subsurface flow (HS SF) constructed wetland under transient loads. *Water Science and Technology*, 60(7): 1677-1682.
3. Andral M.C., Roger S., Montrejaud-Vignoles M., Herremans L. (1999): Particle size distribution and hydrodynamic characteristics of solid matter carried by runoff from motorways. *Water Environ. Res.* 71(4): 398-407.
4. Arendacz M., Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H. (2008): Oczyszczanie wód opadowych w obiektach hydrofitowych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, Nr 9.
5. Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z. (1996): *Hydrologia Ogólna*, Warszawa, 117 s.
6. Bąk Ł., Górski J., Górka K., Szląg B. (2012): Zawartość zawiesin i wybranych metali ciężkich w wybranych falach ścieków deszczowych w zlewni miejskiej. *Ochrona Środowiska*, 2(34): 49-52.
7. Barbalace K. (2008): Periodic Table of Elements. *Chemistry & Environmental Dictionary*, <http://EnvironmentalChemistry.com/yogi/periodic>. Data ostatniego dostępu: 26.03.2015 r.
8. Bartkowska I. (2000): Analiza porównawcza jakości spływów deszczowych z terenu miasta Białegostoku. Materiały sympozjum pt. Podczyszczanie wód opadowych. Wymagania formalnoprawne i możliwości techniczne. Gdańsk.
9. Bavor H.J., Davies C.M., Sakadevan K. (2001): Stormwater treatment: do constructed wetlands yield improved pollutant management performance over a detention pond system? *Wat. Sci. Tech.*, 44: 565-570.
10. Bawarski Krajowy Urząd Gospodarki Wodnej (BKUGW), Gdańska Fundacja Wody (GFW). *Mikroskopowa analiza i ocena biologiczna procesów oczyszczania ścieków*. Gdańsk 2004, ISBN 83-915569-5-6.
11. Bazeli M. (2001): *Mikroorganizmy osadu czynnego*. Klucz. Gdańsk, ISBN 83-915569-0-5.
12. Błaszczyk W. (1971): *Wodociągi i kanalizacja*. Poradnik. Warszawa, Arkady.
13. Bojakowska I., Lech D., Jaroszyńska J. (2012): Wskaźniki zasolenia w wodach potoku Służewieckiego i jeziora Wilanowskiego w Warszawie. *Górnictwo i Geologia*, 7(2)
14. Boogaard F.C. (2015): Stormwater characteristic and new testing method for certain sustainable urban drainage system in the Netherlands: Copyright © 2015 by F.C. Boogaard, 148 p., ISBN: 978-94-6259-745-7, <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.909.8977&rep=rep1&type=pdf>
15. Borchardt D., Sperling F. (1997): Urban stormwater discharges ecological effects on receiving waters and consequences for technical measures. *Wat. Sci. Tech.*, 36(8-9): 173-179.
16. Boryczka J. (2015): *Zmiany klimatu Ziemi*. Wydawnictwo Akademickie DIALOG, 163 s., ISBN: 83-86483-78-4.
17. Boryczka J., Stopa-Boryczka M., Baranowski D., Grabowska K., Błazek E., Skrzypczuk J. (2002): Xvi. Prognozy zmian klimatu Polski, Atlas współzależności parametrów meteorologicznych i geograficznych w Polsce, Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego, 211 s., ISBN 83-235-0060-6.
18. Brix H. (1998): Denmark. Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R., (Ed.) In: *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Bachuys Publishers, Leiden, 123-152.
19. Brombach H., Fuchs S. (2002): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisationen, Abschlussbericht Langfassung, ATV-DVWK.

20. Brown R., Keath N., Wong T. (2008): Transitioning to Water Sensitive Cities: Historical, Current and Future Transition States. 11th International Conference on Urban Drainage, Edingurgh, Scotland, UK. <http://web.sbe.hw.ac.uk>.
21. Bujny J., Maśliński M. (2016): Wody opadowe oraz roztopowe – uwagi do projektu nowego Prawa wodnego. *Wodociągi i Kanalizacja*, 7-8: 22-23.
22. Bulc T., Sajn Slak A. (2003): Performance of Constructed Wetland for Highway Runoff Treatment. *Water Science and Technology*, 48(2): 315-322.
23. Burszta-Adamiak E. (2008): Ryzyko zanieczyszczenia wód gruntowych w czasie eksploatacji systemów do infiltracji wód opadowych, *Forum Eksploatatora*, 3: 39-42.
24. Burszta-Adamiak E. (2011). Zagospodarowanie spływów opadowych za pomocą systemów bioretencji. *Rynek Instalacyjny* Nr 3.
25. Burszta-Adamiak E., Łomotowski J. (2006): Odprowadzanie wód opadowych na terenach o rozproszonej zabudowie. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, PAN, Oddział w Krakowie, 3(1): 141-153.
26. Button M., Nivala J., Weber K.P., Aubron T., Müller R. (2015): Microbial community 399 metabolic function in subsurface flow constructed wetlands of different designs. *400 Ecological Engineering*, 80: 162-171.
27. Carleton J.N., Grizzard T.J., Godrej A.N., Post H.E. (2001): Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands. *Water Research*, 35(6): 1552-1562.
28. Chang M., McBroom M.W., Beasley R.S. (2004): Roofing as a source of nonpoint water pollution. *Journal of Environmental Management*, 73: 307-315.
29. Chmielowski K. (2017): Sposoby oczyszczania wód opadowych i roztopowych *Przegląd komunalny*, 12:44-46.
30. Conrad R., Claus P., Casper P. (2009): Characterization of stable isotope fractionation during methane production in the sediment of a eutrophic lake, Lake Dagow, Germany. *Limnol. Oceanogr.*, 54(2): 457-471.
31. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters, EPA/625/R-99/010 September 2000 (<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL>).
32. Cooper P. (1998): A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems. In: *Materials from 6th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, Brazil, Chapter IV. Design of Wetland Systems*, 229-242.
33. Czarnecka M., Nidzgorska-Lencewicz J. (2012): Wieloletnia zmienność sezonowych opadów w Polsce. *Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 12(2) 38: 45-60.
34. Czerwiński A. (1998): *Energia jądrowa i promieniotwórczość*. Oficyna Edukacyjna Krzysztof Pazdro, Warszawa.
35. Czerwionka K., Mąkinia J. (2009): Charakterystyka i pochodzenie rozpuszczonego i koloidalnego azotu organicznego w odpływach z komunalnych oczyszczalni ścieków. W: *Nowe metody redukcji emisji zanieczyszczeń i wykorzystania produktów ubocznych oczyszczalni ścieków*. T.4. (Red. H. Obarska-Pempkowiak, L. Pawłowski). *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN. Komitet Inżynierii Środowiska PAN: Lublin*, 61:29-39.
36. Dąbrowski W. (2001): Parametry fizyczne zawiesin wód deszczowych jako podstawa do projektowania systemów podczyszczania. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 6: 221-224.
37. Dąbrowski W. (2004): Oddziaływanie sieci kanalizacyjnych na środowisko. *Politechnika Krakowska, Kraków*.
38. Dyrektywa 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 (z późniejszymi zmianami).
39. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego.
40. Dz. U. 2017 poz. 1566, Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne.

41. Dzienis L. (2008): Ochrona wód powierzchniowych przed spływami z kanalizacji deszczowej na przykładzie miasta Białegostoku. Materiały konferencyjne, Białystok.
42. Eichstaedt I. Księga pierwiastków (1973): Wiedza Powszechna, Warszawa.
43. Eikelboom D.H., von Buijsen H.J.J. (1999): Podręcznik mikroskopowego badania osadu czynnego. Szczecin, Wydawnictwo Seidel-Przywecki. ISBN 83-910801-1-0.
44. EPA (2003): United States Environmental Protection Agency. Protecting Water Quality from Urban Runoff. EPA 841-F-03-003 http://www.epa.gov/npdes/pubs/nps_urban-facts_final.pdf
45. EPB (2006): Stormwater Guidelines. Saskatchewan Environment, Environmental Protection Branch, <http://www.southsaskriverstewards.ca/chfinder/userfiles/Stormwaterguidelines.pdf>.
46. Eriksson E., Baun A., Scholes L., Ledin A., Ahlman S., Revitt M., Noutsopoulos C., Mikkelsen P.S. (2007): Selected stormwater priority pollutants – a European perspective, *Science of the Total Environment* 383: 41-51.
47. Eriksson E., Baun A., Mikkelsen P.S. and Ledin A. (2005a): Selection of stormwater priority pollutants, 10th International Conference on Urban Drainage, Copenhagen/Denmark, 21-26 August 2005.
48. Eriksson E., Baun A., Mikkelsen P.S. and Ledin A. (2005b): Chemical hazard identification and assessment tool for evaluation of stormwater priority pollutants. *Water science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 2005b, 51(2),47-55.
49. Fonder N., Headley T. (2009): Systematic Classification, Nomenclature and Reporting for Constructed Treatment Wetlands. In: J. Vymazal (Ed.): *Water and nutrient management in natural and constructed wetlands*. London: Springer, 191-221. ISBN 978-90-481-9585-8.
50. Fournel J., Millot Y., Grasmick A., Molle P. (2012): Treatment performances of vertical flow constructed wetland treating urban runoff: Design comparison. *Proceedings of 13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Perth, Australia, 25-29 November.
51. Fritz G., Fontes C. (1986): *The terrestrial environmental. Handbook of environmental isotope geochemistry*. Elsevier Science Vol 2, Amsterdam, New York, ISBN 0-444 42225-0.
52. Gajewska M., Wojciechowska E., Obarska-Pempkowiak H. (2014) Najnowsze doświadczenia i aplikacje metody hydrofitowej w gospodarce komunalnej, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 7: 264-268.
53. Gajewska M. (2013): Wpływ składu chemicznego ścieków i odcieków na specjację, konwersje i usuwanie azotu w oczyszczalniach hydrofitowych. Gdańsk, Wyd. Politechniki Gdańskiej.
54. Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H. (2011): Efficiency of pollutant removal by five multistage constructed wetlands in a temperate climate. *Environment Protection Engineering*, 37(3): 27-36.
55. Gajewska M., Stosik M., Wojciechowska E., Obarska-Pempkowiak H. (2013): Wpływ technologii oczyszczania ścieków na spektrum rozmiarów cząstek w odpływie. *Rocznik Ochrony Środowiska*, 15; 1191-1206.
56. Garbarczyk K. (1997): Zanieczyszczenia w spływach roztopowych odprowadzanych systemem kanalizacji deszczowej do wód powierzchniowych. IX Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna z cyklu: Problemy gospodarki wodno-ściekowej z terenów rolniczo-przemysłowych, Rajgród.
57. Garbarczyk K. (2002): Charakterystyka zawieszin występujących w ściekach deszczowych i skuteczność ich usuwania w procesie sedymentacji. Instal Nr 11.
58. Garbarczyk K. (2005): Wpływ składu ścieków deszczowych na zawartość zanieczyszczeń w osadach zatrzymywanych w ulicznych wpustach deszczowych. XII Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna z cyklu: Problemy gospodarki wodno-ściekowej z terenów rolniczo-przemysłowych. Białystok.
59. Garbarczyk K., Gwoździej-Mazur J. (2005): Analiza zanieczyszczeń ścieków opadowych ze zlewni zurbanizowanych. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, 32, Lublin.
60. Garcia J., Aguirre P., Barragan J., Mujeriego R., Matamoros V., Bayona J.M. (2005): Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 25: 405–418. ISSN 0925-8574.

61. Gasperi J., Zgheib S., Cladiere M., Rocher V., Moilleron, R., Chebbo G. (2012): Priority pollutants in urban stormwater: part 2 – case of combined sewers. *Water Research*, 46(20): 6693-6703.
62. Geiger W., Dreiseitl H. (1999): Nowe sposoby odprowadzania wód deszczowych. Poradnik, Wyd. Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO, Bydgoszcz.
63. German J., Svensson G. (2002): Metal content and particle size distribution of street sediments and street sweeping waste. *Water Sci. Technol.* 46(6-7): 191-198.
64. Göbel P., Dierkes C., Coldewey W.G. (2007): Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91(1-2): 26-42.
65. Górski K., Górski J. (2011): Skład wód opadowych i możliwości ich oczyszczenia. W: J. Łomotowski (red.): *Wody opadowe a zjawiska ekstremalne*. Józefosław: Wyd. Seidel Przywecki, 83-91.
66. Grebel J.E., Mohanty S.K., Torkelson A.A., Boehm A.B., Higgins C.P., Maxwell R.M., Nelson K.M., Sedlak D.L. (2013): Engineered Infiltration Systems for Urban Stormwater Reclamation, *Environm. Engin. Science*, 30(8): 437-454.
67. Gruca-Rokosz R. (2015): Dynamika węglowych gazów cieplarnianych w zbiornikach zaporowych: mechanizmy produkcji, emisja do atmosfery. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów.
68. http://www.helcom.fi/Documents/Baltic%20sea%20action%20plan/BSAP_Final.pdf,
69. Heidrich Z., Kalenik M., Podedworna J., Stańko G. (2008): Sanitacja wsi. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa.
70. HELCOM Baltic Sea Action Plan, HELCOM Ministerial Meeting Krakow, Poland, 15 November 2007, 101, (http://www.helcom.fi/Documents/Baltic%20sea%20action%20plan/BSAP_Final.pdf (dostęp 28.01.2017)).
71. Helman-Grubba M. (2008): *Wody opadowe: jakość, regulacja, podczyszczanie*. Ekol-Unicon Sp. z o.o.
72. Higgins J., Maclean M. (2002): The Use of a Very Large Constructed Sub-Surface Flow Wetland to Treat Glycol-Contaminated Stormwater from Aircraft De-Icing Operations. *Water Qual. Res. J. Canada*, 37 (4): 785-792.
73. Hoyer J., Dickhaut W., Kronawitter L., Weber B. (2011): *Water Sensitive Urban Design. Principles and Inspiration for Sustainable Stormwater Management in the City of the Future Manual*. Elaborated in the context of the research project SWITCH – Managing Water for the City of the Future. Hafen City Universität Hamburg.
74. Hsu C.B., Hsieh H.L., Yang L., Wu S.H., Chang J.S., Hsiao S.C., Su H.C., Yeh C.H., Ho Y.S. and Lin H.J. (2011): Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 37(10): 1533-1545.
75. http://klimat.czn.uj.edu.pl/enid/1__Zanieczyszczenia_powietrza/-_Skutki_1nv.html, 4.03.2005
76. Ingvertsen, S.T., Jensen, M.B. & Magid, J. (2011): A minimum data set of water quality parameters to assess and compare treatment efficiency of stormwater facilities. *Journal of Environmental Quality*, 40(5): 1488-1502.
77. *Jak działa Unia Europejska, seria: zrozumieć politykę Unii Europejskiej, Komisja Europejska Dyrekcja Generalna ds. Komunikacji Społecznej, Dział Informacji dla Obywateli, 1049 Bruksela, BELGIA, wyd. Urząd Publikacji Unii Europejskiej, Luksemburg, 2014.*
78. Januchta-Szostak A. (2012): Usługi ekosystemów wodnych w miastach. *Zrównoważony Rozwój – Zastosowania*, 3: 91-110.
79. Jartun M., Ottesen R.T., Steinnes E., Volden T. (2008): Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. *Science of the Total Environment*, 396(2-3): 147-163.
80. Jędrysek M.O., Hałas S., Pieńkos T. (2014): Carbon isotopic composition of early-diagenetic methane: variations with sediments depth. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska*, LXIX: 29-52.
81. Jezioro P., Bokwa A. (2005): Negatywne skutki zanieczyszczenia powietrza.

82. Joshi U.M., Balasubramanian R. (2010): Characteristic and environmental mobility of trace elements in urban runoff, *Chemosphere*, 80: 310-318.
83. Józwiakowski K., Listosz A., Gizińska-Górna M., Pytka A., Marzec M., Sosnowsk B., Chołody M., Dyczko A., (2016): Quality of rainwaters outflowing from roofs of garage buildings of park authority of Roztocze National Park. *Journal of Ecological Engineering*, 17(5): 208-215. DOI: 10.12911/22998993/65085
84. Józwiakowski K., Marzec M., Słowik T., Kowalczyk-Juško A., Gizińska M., Pytka A., Skwarzyńska A., Gajewska M., Steszuk A. Grabowski T., Szawara Z. (2014): The concept of construction of hybrid constructed wetland for wastewater treatment in Roztoczański National Park. *Barometr Regionalny*, 14(4): 91-102.
85. Kadlec R.H., Wallace S. (2009): *Treatment wetlands*. Second edition. CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton: London, New York, 1016 p.
86. Kang H., Freeman C., Lee D., Mitsch W.J. (1998): Enzyme activities in constructed wetlands: implication for water quality amelioration. *Hydrobiologia*, 368: 231-235.
87. Kayhanian, M., Suverkropp, C., Ruby, A. & Tsay, K. (2007): Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *Journal of Environmental Management*, 85(2): 279-295.
88. Kegley S., Hill B., Orme S., Choi A. (2014): PAN Pesticide Database, Pesticide Action Network. Available from: <http://www.pesticideinfo.org/> [accessed 10 February 2015].
89. Kendall C. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. In: C Kendall, M. McDonnell (1998): *Isotope tracers in Catchment Hydrology*, Elsevier, Amsterdam, 524-576.
90. Klimiuk E., Łebkowska M. (2005): *Biotechnologia w ochronie środowiska*. Wyd. Naukowe PWN: Warszawa. ISBN 83-01-14067-4.
91. Knowles P.R., Dotro G., Nivala J., García J. (2011): Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecol. Eng.*, 37(2): 99-112. ISSN 0925-8574.
92. KOBiZE (2012): Krajowy Bilans Emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i Tz za lata 2010-2011 w układzie klasyfikacji Snap Raport Syntetyczny – raport Krajowego Ośrodka Bilansowania i Zarządzania Emisjami, nr 28.
93. KołECKA K., Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H. (2015): Treatment Wetlands in Rural Areas of Poland for Baltic Sea Protection, *The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape*, Springer International Publishing Switzerland, Chapter 18: 259-273.
94. Kołodziejczyk U., Bohatkiewicz J. i in. (2009): *Ekologiczne zagadnienia odwodnienia pasa drogowego*. Praca wykonana na zlecenie Generalnej Dyrekcji Dróg Krajowych i Autostrad, 7-12.
95. Koszelnik P. (2009): Źródła i dystrybucja pierwiastków biogennych na przykładzie Zespołu Zbiorników Zaporowych Solina-Myczkowce. *Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej*, Rzeszów.
96. Kotowski A. (2011): *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów*. Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa.
97. Kowalik P. (2001): *Ochrona środowiska glebowego*. Wydawnictwo Naukowe PWN, 257 s.
98. Królikowska J. (2010): *Ocena przydatności hydroseparatorów do podczyszczania ścieków opadowych*, monografia nr 77, *Oficyna Wydawnicza Politechniki Krakowskiej*, Kraków.
99. Królikowska J. (2011): Urządzenia inżynierskie z ruchem wirowym stosowane na sieci kanalizacyjnej do zmniejszenia ładunku zawiesiny w ściekach deszczowych. *Inżynieria Ekologiczna*, 26: 156-170.
100. Królikowska J., Królikowski A. (2012): *Wody opadowe*. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Lublin, 22-24.
101. Królikowski A. (2008): Skład wód opadowych i jego wpływ na sposób ich podczyszczania. I Ogólnopolska Konferencja naukowo-techniczna INFRAEKO 2008. Rzeszów-Paczółtowiec.
102. Królikowski A., Garbarczyk K., Gwoździej-Mazur J., Butarewicz A. (2005): Osady powstające w obiektach systemu kanalizacji deszczowej, *Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska, PAN*, vol. 35.
103. Królikowski A., Garbarczyk K., Tuz P. (2003): Odprowadzanie i oczyszczanie ścieków opadowych z terenów zurbanizowanych. Uwarunkowania techniczne i prawne. I Kongres Inżynierii Środowiska. *Monografie Polskiej Akademii Nauk. Komitet Inżynierii Środowiska Lublin*.

104. Królikowski A., Garbarczyk K. (2001): Uwarunkowania techniczne i eksploatacyjne prawidłowego funkcjonowania systemu kanalizacji deszczowej. II Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna nt. Bezpieczeństwo, niezawodność, diagnostyka urządzeń i systemów gazowych, wodociągowych, kanalizacyjnych i grzewczych, Zakopane-Kościelisko, 129-141.
105. Królikowski A., Tuz P.K. (1999): Ocena stanu czystości wód małych rzek będących odbiornikami ścieków opadowych z terenu zurbanizowanego, IV kongres Kanalizatorów polskich – Polkan 99, Łódź, 269-281.
106. Krzemińska A., Adynkiewicz-Piragas M., Kazimierska R. (2006): Ocena warunków tlenowych dolnego odcinka rzeki Smortawy jako podstawa oceny samooczyszczania się wód w świetle wymogów ramowej dyrektywy wodnej, Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich Nr 4/3: 67-76. Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi.
107. Kundzewicz Z.W., Zalewski M., Kędziora A., Pierzgalski E. (2010): Zagrożenia związane z wodą. Nauka, 4: 87-96.
108. Kunst S., Flasche K. (1995): Untersuchung zur betriebssicherheit und reinigungleistung von kleinklaranlagen mit besonderer berucksichtigung der bewachsener Bodenfilter. Untersucchung im Auftrag der Niedersachsischen Umweltministeriums.
109. Langergraber G. (2004): The role of plant uptake on removal of organic matter and nutrient in subsurface flow constructed wetlands – a simulation study. Proceedings of 9th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control (IWA). Avignon, France, September, II: 491-501.
110. Langergraber G., Prandstetten C., Pressl A., Haberl R., Rohrhofer R. (2007): Removal efficiency of subsurface vertical flow constructed wetlands for different organic loads. Water Sci. Technol. 56(3): 75–84. ISSN 0273-1223.
111. Langeveld J.G., Liefiting H.J., Boogaard F.C. (2012): Uncertainties of stormwater characteristics and removal rates of stormwater treatment facilities: Implications for stormwater handling, Water Research, 46: 6868-6880.
112. Lau S.L., Stenstrom M.K. (2005): Metals and PAHs adsorbed to street particles. Water Res. 39(17): 4083-4092.
113. Lax S., Peterson E. (2009): Characterization of chloride transport in the unsaturated zone near salted road. Environmental Geology, 58(5): 1041-1049.
114. Liquete C., Udias, A., Conte G., Grizzetti B. and Masi F. (2016): Integrated valuation of nature-based solution for water pollution control. Highlighting hidden benefits. Ecosystem Services, 22: 392-401.
115. Liu A., Goonetilleke A. & Egodawatta P. (2012): Inadequacy of land use and impervious area fraction for determining urban stormwater quality. Water Resources Management, 26(8): 2259-2265.
116. Liu A., Egodawatta P., Guan Y., Goonetilleke A. (2013): Influence of rainfall and catchment characteristics on urban stormwater quality. Science of the Total Environment, 444: 255-262.
117. Lojen S., Ogrinc N., Dolenc T. (1999): Decomposition of sedimentary organic matter and methane formation in the recent sediment of Lake Bled (Slovenia). Chemical Geology, 159: 223-240.
118. Łydka K. (1985): Petrologia skał osadowych. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa, ISBN 83-220-0209-2.
119. Madrid Y., Zayas Z.P. (2007): Water sampling: traditional methods and new approaches in water sampling strategy. Trends in Analytical Chemistry, 26(4): 293-299.
120. Magnuszewski A. (2013): Procesy korytowe rzek nizinnych a bezpieczeństwo powodziowe. Warszawa: Uniwersytet Warszawski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych.
121. Maharjan B., Pachel K., Loigu E. (2016): Towards effective monitoring of urban stormwater for better design and management Estonian Journal of Earth Sciences, 65(3): 176-199; doi: 10.3176/earth.2016.12.
122. Makepeace D.K., Smith D.W. & Stanley S.J. (1995): Urban stormwater quality: summary of contaminant data. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 25(2), 93-139.
123. Manecki A., Muszyński M. (2008): Przewodnik do petrografii, Uczelniane Wydawnictwo Naukowo-Dydaktyczne AGH, Kraków, ISBN 978-83-7464-110-4.

124. Masi F. (2009): Update on constructed wetland applications in Italy. IWA, Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control Newsletter, 35: 24-35. Stormwater Guidelines EPB 322 April 2006 (<http://www.saskh20.ca/DWBinder/epb322.pdf>).
125. Masi F., Rizzo A., Bresciani R., Conte G., (2016): Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: Ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy; Ecol. Eng. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.043>
126. Masi F., Rizzo A.C.L., Bresciani R., Conte G. (2017): Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: Ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. Ecological Engineering 98: 427-438.
127. Matej-Lukowicz K., Wojciechowska E., Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M. (2016): Ochrona wód powierzchniowych przed dopływem zanieczyszczeń ze źródeł punktowych i obszarowych na przykładzie potoku Oliwskiego. Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, red. Zbysław Dymaczewski, Joanna Jeż-Walkowiak, Andrzej Urbaniak Poznań, Kudowa Zdrój: Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział Wielkopolski, 433-444.
128. Meyer D., Molle P., Esser D., Troesch S., Masi F., Dittmer U. (2013): Constructed Wetlands for Combined Sewer Overflow Treatment – Comparison of German, French and Italian Approaches Water ISSN 2073-4441.
129. Miksch K., Sikora J. (2010): Biotechnologia ścieków. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
130. Muller B., Gachter R. (2011): Increasing chloride concentrations in Lake Constance: characterization of sources and estimation of loads. Aquat. Sci. DOI 10.1007/s00027-011-0200-0.
131. Mungur A.S., Shutes R.B.E., Revitt D.M., House M.A. (1995): An assessment of metal removal from highway runoff by a natural wetland. Wat. Sci. Tech. 92(3): 169-175.
132. Nguyen LM. (2000): Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. Ecol Eng., 16:199-221.
133. Nolde E. (2007): Possibilities of rainwater utilisation in densely populated areas including precipitation runoffs from traffic surfaces. Desalination, 215: 1-11.
134. Nowakowska-Błaszczyk A. (2005): Odprowadzanie wód opadowych z terenów dużych obiektów handlowych. Rynek Instalacyjny, Nr 5-6.
135. Nüsslein B., Eckert W., Conrad R. (2003): Stable isotopy biogeochemistry of methane formatation in profundal sediments of Lake Kinneret (Israel). Limnol. Oceanogr., 48(4): 1439-1446.
136. Obarska-Pempkowiak H. (1996): Eliminacja zanieczyszczeń ze źródeł punktowych i obszarowych na przykładzie Potoku Rynaszewskiego w Gdańsku, Praca zbiorowa red. Sozański M. Zaopatrzenie w wodę miast i wsi, Poznań.
137. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E. (2010): Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
138. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., Ostojki A. (2012): Oczyszczalnia w ogrodzie. Poradnik jak zastosować innowacyjne rozwiązanie gospodarki ściekowej i osadowej z wykorzystaniem systemów hydrofitowych. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, 144 s.
139. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., Pempkowiak J. (2015): Treatment Wetlands for Environmental Pollution Control.: Springer International Publishing, 169 s. ISBN 978-3-319-13793-3.
140. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., Stosik M. (2012): Wytyczne do procedury wymiarowaniu systemów hydrofitowych do oczyszczania ścieków opadowych. Niepublikowany raport projektu PT 8. „Użytkowanie i ochrona środowiska w strategii zrównoważonego rozwoju”, PT 8.4 „Odprowadzenie i utylizacja ścieków opadowych z ciągów i placów komunalnych” zgodnie z Umową o dofinansowanie nr POIG.01.01.02-10-106/09-01 z dnia 30.12.2009 współfinansowanego ze środków Unii Europejskiej w ramach Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Operacyjnego Innowacyjna Gospodarka 2007-2013. Gdańsk.
141. Obarska-Pempkowiak H., KołECKA K. (2007): Doświadczenia związane z wykorzystaniem wikliny *Salix viminalis* w usuwaniu zanieczyszczeń z wód i ścieków. Rocznik Ochrona Środowiska, Nr 2.

142. Obarska-Pempkowiak H., Ozimek T., Haustein E (2002): The removal of biogenic compounds and suspended solids in a constructed wetland system. *Polish Journal of Environmental Studies*, 11(3): 261-266.
143. Ociepa E. (2011): Ocena zanieczyszczenia ścieków deszczowych trafiających do systemów kanalizacyjnych. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 14(4): 357-364.
144. Ogrinc N., Lojen S., Faganeli J. (2002): A mass balance of carbon stable isotopes in an organic-rich methane-producing lacustrine sediment (Lake Bled, Slovenia). *Global and Planetary Change*, 33: 57-72.
145. Osmulska-Mróż B. (1992): Prognozowanie i ochrona jakości wód powierzchniowych na terenach miejskich. Warszawa, Instytut Ochrony Środowiska.
146. Osmulska-Mróż B. (1997): Problemy ochrony środowiska wodnego w rejonach dróg. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 11: 65-83.
147. Pagilla K.R., Czerwionka K., Urguj-Demirtas M., Mąkinia J. (2008): Nitrogen Speciation In Wastewater Treatment Plant Influent and Effluent – the US and Polish Case Studies. *Water Sci. Technol.* 2008, 57(10): pp. 1511-1517. ISSN 0273-1223.
148. Paing J., Gilbert A., Gagnon V., Chazarenc F. (2015): Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: a survey based on 169 full scale systems. *Ecological Engineering*, 80: 46-52.
149. Pajdowski L. (1982): *Chemia ogólna*. PWN, Warszawa.
150. Paruch A.M., Roseth R. (2008a): Treatment of tunnel wash waters – removal of toxic metals. *J. Environ.Sci. – China*, 20: 964-969.
151. Paruch A.M., Roseth R. (2008b): Treatment of tunnel wash waters – experiments with organic sorbentmaterials. Part 1: removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and nonpolar oil. *J. Environ. Sci. – China*, 20: 1042-1045.
152. Paschke A. (2003): Consideration of the physicochemical properties of sample matrices – an important step in sampling and sample preparation. *Trends in Analytical Chemistry*, 22(2): 78-89.
153. Pitt R., Clark S., Field R. (1999): Groundwater contamination potential from stormwater infiltration practices. *Urban Water*, 1: 217-236.
154. Platzer C., Mauch K. (1997): Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and... solutions? *Water Sci. Technol.* 35(5): 175-181. ISSN 0273-1223.
155. PN-72-C-04559/02 Woda i ścieki. Badania zawartości zawiesin. Oznaczanie zawiesin ogólnych, mineralnych i lotnych metodą wagową.
156. PN-ISO 6060:2006 Jakość wody. Oznaczanie chemicznego zapotrzebowania tlenu.
157. PN-ISO 9297 Jakość wody. Oznaczanie chlorków. Metoda miareczkowania azotanem srebra w obecności chromianu jako wskaźnika (Metoda Mohra).
158. Polkowska Ż. (2008): Opady i osady atmosferyczne: problemy i wyzwania. *Zeszyty Naukowe Politechniki Gdańskiej*, Nr 58(609), Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk.
159. Pontier H., Williams J.B., May E. (2004): Progressive changes in water and sediment quality in a wetland system for control of highway runoff. *Sci. Tot. Env.*, 319: 215-224.
160. Prawo Budowlane (Dz. U. 1994 r. Nr 89 poz. 414 z późniejszymi zmianami).
161. Prawo Ochrony Środowiska (Dz. U. 2001 r. Nr 62 poz. 627 z późniejszymi zmianami).
162. Prawo Wodne (Dz. U. 2001 r. Nr 115 poz. 1229 z późniejszymi zmianami).
163. Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW 2000/60/WE).
164. Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej <http://www.wbios.us.edu.pl>
165. Reicher Z.J., Kohler E.A., Poole V.L, Turco R.F. (2005): Constructed Wetlands on Golf Courses Help Manage Runoff from the Course and Surrounding Areas. *Turfgrass and Environmental Research Online (TERO)* 4(2), January 15.

166. Revitt D.M., Shutes R.B.E., Jones R.H., Forshaw M., Winter B. (2004): The performances of vegetative treatment systems for highway runoff during dry and wet conditions. *The Science of the Total Environment*, 334-335: 262-270.
167. Robertson M.J., Scruton D.A., Gregory R.S., Clarke K.D. (2006): Effect of suspended sediment on freshwater fish and fish habitat. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2644.
168. Roczniak Statystyczny Gdyni 2016, Urząd Statystyczny w Gdańsku, ISSN 1643-7438, s. 402.
169. Roger S., Montrejaud-Vignoles M., Andral M.C., Herremans L., Fortune J.P. (1998): Mineral, physical and chemical analysis of the solid matter carried by motorway runoff water. *Water Res.* 32(4): 1119-1125.
170. Rousseau D.P.L., Lesage E., Story A., Vanrolleghem P.A., De Pauw N. (2008): Constructed wetlands for water reclamation. *Desalination*, 218(1-3): 181-189.
171. Rozporządzenie Ministra Budownictwa w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych (Dz. U. 2006 nr 136 poz. 964).
172. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, (Dz. U. 2016 r. poz. 1187).
173. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. 2006 r. Nr 137, poz. 984).
174. Rozporządzenie Ministra Środowiska dnia 16 grudnia 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. 2014 r. poz. 1800).
175. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. (Dz. U. 2011 r. Nr 257, poz. 1545).
176. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz. U. 2010 r. Nr 72, poz. 466, 2010.05.30).
177. Rozporządzenie Rady Ministrów w sprawie opłat za korzystanie ze środowiska (Dz. U. 2008 nr 196 poz. 1217).
178. Rule K.L., Comber S.D.W., Ross D., Thornton A., Makropoulos C.K., Rautiu R. (2006): Diffuse sources of heavy metals entering an urban wastewater catchment, *Chemosphere*, 63: 64-72.
179. Sadecka Z. (2010): Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, 221 s. ISBN 978-83-60956-16-8.
180. Saeed T., Sun G. (2012): A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112: 429-448.
181. Sakson G., Olejnik D. (2013): Metale ciężkie w ściekach opadowych odprowadzanych ze zlewni miejskiej jako kryterium możliwości ich zagospodarowania, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 3: 135-13.
182. Sakson G., Zawilski M., Badowska E., Brzezińska A., (2014): Zanieczyszczenie ścieków opadowych jako podstawa wyboru sposobu ich zagospodarowania, *Czasopismo inżynierii lądowej, środowiska i architektury*. *Journal of civil engineering, environment and architecture JCEEA*, t. XXXI, z. 61 (3/I/14): 53-264.
183. Sansalone J., Ying G. (2008): Partitioning and granulometric distribution of metal leachate from urban traffic dry deposition particulate matter subject to acidic rainfall and runoff retention, *Water Research* 42, 4146-4162.
184. Sansalone J.J., Buchberger S.G., (1997): Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. *J. Environ. Eng. ASCE* 123(2): 134-143.
185. Sansalone J.J., Cristina C.M. (2004): Prediction of gradation-based heavy metal mass using granulometric indices of snowmelt particles. *J. Environ. Eng. ASCE* 130(12): 1488-1497.

186. Sapek A. (2008): Chlorki w wodzie na obszarach wiejskich. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 8(1): 263-281.
187. Sawicka-Siarkiewicz H. (2003): Ograniczenie zanieczyszczeń w spływach powierzchniowych z dróg. Ocena technologii i zasady wyboru. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 209 s.
188. Sawicka-Siarkiewicz H. (2006a): Ograniczenie zanieczyszczeń w spływach wód opadowych w kontekście wymagań określonych w polskich uregulowaniach prawnych. Gdańsk, Biblioteka Ecol Unicon.
189. Sawicka-Siarkiewicz H. (2006b): Wpływ wód opadowych odprowadzanych z powierzchni szczelnych na wody powierzchniowe. *Przegląd Komunalny*, 4: 33-37.
190. Sawicki J. (2009): *Mechanika przepływów*. Politechnika Gdańska, 350 s. ISBN 978-83-7348-278-4.
191. Schidlowski M. (1995): Isotope fractionations in the terrestrial carbon cycle: a brief overview. *Advances in Space Research*, 15(3): 441-449.
192. Scholes L.N.L., Shutes R.B.E., Revitt D.M., Forshaw M., Purchase D. (1998): The treatment of metals in urban runoff by constructed wetlands. *Sci. Tot. Env.*, 214: 211-219.
193. Scholes L.N.L., Shutes R.B.E., Revitt D.M., Forshaw M., Purchase D. (1999): The removal of urban pollutants by constructed wetlands during wet weather. *Wat. Sci. Tech.*, 40(3): 333-340.
194. Scholz M., (2016) *Wetlands for Water Pollution Control*, second edition; Copyright 2016 Elsevier B.V ISBN: 978-0-444-63607-2:558.
195. Shackle V.J., Freeman C., Reynolds B. (2000): Carbon supply and the regulation of enzyme activity in constructed wetlands. *Soil Biol. Biochem.*, 32:1935-1940.
196. Sheoran A.S., Sheoran V. (2006): Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, 19: 105-116.
197. Shutes R.B.E., Revitt D.M., Lagerberg I.M., Barraud V.C.E. (1999): The design of vegetative constructed wetlands for the treatment of highway runoff. *The Science of the Total Environment*, 235: 189-197.
198. Shutes R.B.E., Revitt D.M., Scholes, L.N.L., Forshaw M., Winter B. (2001): An experimental constructed wetland system for treatment of highway runoff in UK. *Wat. Sci. Tech.*, 44(11-12): 571-578.
199. Skwarzyńska A., Józwiakowski K., Sosnowska B., Pytka A., Marzec M., Gizińska M., Szyszak-Bargłowicz J., Słowik T., Zajac G. (2014): Jakość wód opadowych i ocena możliwości ich wykorzystania w indywidualnych gospodarstwach domowych. *Technologia Wody*, Rok VI Zeszyt 6(38) listopad-grudzień 2014, ISSN 2080-1467.
200. Słyś D. (2008): *Retencja i infiltracja wód deszczowych*. Wyd. Politechnika Rzeszowska, Rzeszów.
201. Słyś D. (2013): *Zrównoważone systemy odwadniania miast*. Dolnośląskie Wyd. Edukacyjne, Wrocław.
202. Soczyńska U. (red.) (1997): *Hydrologia dynamiczna*. Warszawa, Wyd. Naukowe PWN.
203. Spinks A.T., Coombes O., Dunstan R.H., Kuczera G. (2003): Water quality treatment processes in domestic rainwater harvesting systems. Paper presented at 28th International Hydrology and Water Resources Symposium, 10-14 November 2003. The Institute of Engineers Wollongong, Australia, 8 s.
204. Stepnowski P., Synak E., Szafranek B., Kaczyński Z. (2010): Monitoring i analityka zanieczyszczeń w środowisku. Uniwersytet Gdański, Wydział Chemii, ISBN 978-83-7326-712-1: 283.
205. Suligowski Z. (2008): Alternatywa dla wód opadowych. *Wodociągi i Kanalizacja*, 4: 54-55.
206. Sundberg C., Stendahl J.S.K., Tonderski K., Lindgren P.E. (2007): Overland flow systems for treatment of landfill leachates – potential nitrification and structure of the ammonia-oxidising bacterial community during a growing season. *Soil Biol. Biochem.* 39:127-38.
207. Szymkiewicz R. (1990): *Hydrologia*. Gdańsk: Wyd. Politechniki Gdańskiej.
208. Tao W., Hall K.J., Duff S.J.B. (2007): Microbial biomass and heterotrophic production of surface flow mesocosm wetlands treating woodwaste leachate: responses to hydraulic and organic loading and relations with mass reduction. *Ecol. Eng.* 31:132-9.
209. Thorén A.K., Legrand C., Hermann J. (2003): Transport and transformation of de-icing urea from airport runways in a constructed wetland system. *Wat. Sci. Tech.*, 48: 283-290.

210. Thurston K.A. (1999): Lead and petroleum hydrocarbon changes in an urban wetland receiving stormwater runoff. *Ecological Engineering*, 12: 387-399.
211. Torres I.C., Inglett P.W., Brenner M., Kenney W.F., Reddy K.R. (2012): Stable isotope (d13C and d15N) values of sediment organic matter in subtropical lakes of different trophic status. *J. Paleolimnol.*, 47: 693-706.
212. Trowbridge P., Kahl J., Sassa D., Heath D., Walsh E.M. (2010): Relating Road Salt to Exceedances of the Water Quality Standard for Chloride in New Hampshire Streams. *Environm. Sci. Techno.* 44(13): 4903-4909.
213. Truu M., Juhanson J., Truu J., (2009): Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands, *Science of the Total Environment* 407: 3958-3971.
214. Uhl M., Dittmer U. (2005): Constructed wetlands for CSO treatment – An overview of practice and research in Germany. *Water Sci. Tech.*, 51: 23-30.
215. US EPA: Low Impact Development (LID), A literature review 2000. <http://water.epa.gov/polwaste/green/upload/lid.pdf> (dostęp: 20.03.2014 r.).
216. Ustawa o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (Dz. U. 2001 r. Nr 72 poz. 747 z późniejszymi zmianami).
217. Verlicchi P., Zambello E. (2014): How efficient are constructed wetlands in removing pharmaceuticals from untreated and treated urban wastewaters? A review. *Science of the Total Environment*, 470-471: 1281-1306.
218. Vymazal J. (1998): Czech Republic. In: Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R. (Ed.): *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Leiden: Backhuys Publishers.
219. Vymazal J. (2005): Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetland systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng.*, 25: 478-490, ISSN 0925-8574.
220. Vymazal J. (2007): Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.*, 380(1-3): 48-65.
221. Vymazal J. (2009): The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecol. Eng.*, 35(1): 1-17. ISSN 0925-8574.
222. Vymazal J. (2010): *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. *Water*, 2: 530-549, doi:10.3390/w2030530.
223. Vymazal J., Březinová T. (2015): The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. *Environment international*, 75: 11-20.
224. Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Haberl R., Perfler R., Laber J. (1998): Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R. (Eds.): *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Leiden: Backhuys Publishers, 17-66.
225. Vymazal J., Dusek J., Kvet J. (1999): Nutrient uptake and storage by plants in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a comparative study. In: Vymazal J. (Ed.): *Nutrient cycling and retention in natural and constructed wetlands*. Leiden: Backhuys Publishers: 87-100.
226. Vymazal J., Kröpfelová L. (2008): *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Dordrecht: Springer.
227. Wagner I., Januchta-Szostak A., Waack-Zajac A. (2014): Narzędzia planowania i zarządzania strategicznego wodą w przestrzeni miejskiej. *Zrównoważony Rozwój – Zastosowania*, 5: 17-30.
228. Wagner I., Krauze K., Zalewski M. (2013a): Błękitne aspekty zielonej infrastruktury. *Zrównoważony Rozwój – Zastosowania*, 4: 145-155.
229. Wagner I., Zalewski M. (2013b): Błękitno-zielona sieć. E-czytelnia abrys.pl, nr 2013-9-701. Zeszyt specjalny. (<http://e-czytelnia.abrys.pl/dodatek-specjalny/2013-9-701/zeszytspecjalny-8101/blekitno-zielona-siec-16598>).
230. Wałęga A., Radecki-Pawlik A., Kaczor G. (2013): *Naturalne sposoby zagospodarowania wód opadowych*. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie. Kraków.

231. Wallace S., Liner M. (2010): Design and performance of the wetland treatment system at the Buffalo Niagara International Airport, <http://naturallywallace.com/>.
232. Weber K. P., (2016): Microbial Community Assessment in Wetlands for Water Pollution Control: Past, Present, and Future Outlook *Water*, 8, 503; doi:10.3390/w8110503 www.mdpi.com/journal/water
233. Węglarczyk S. (2010): Statystyka w inżynierii środowiska. Politechnika Krakowska, ISBN 978-83-7242-539-3.
234. Weinerowska-Bords K. (2010): Wpływ uproszczeń na obliczanie spływu deszczowego w zlewni zurbanizowanej. Gdańsk, Wyd. Politechniki Gdańskiej.
235. Williams J.R. et al. (1998): Estimation of infiltration rate in vadose zone: Appl. Of selected mathematical models. EPA/600/R-97/128b, Vol. II.
236. Winter K.J., Goetz D. (2003): The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 48(5): 9-14.
237. Wojciechowska E. (2010): Oczyszczanie wód opadowych w systemach korzeniowych. *Wodociągi i Kanalizacja*, Nr 4.
238. Wojciechowska E., Gajewska M. (2013): Partitioning of heavy metals in sub-surface flow treatment wetlands receiving high-strength wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 68: 486-493.
239. Wojciechowska E., Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H. (2010): Treatment of landfill leachate by constructed wetlands: Three Case Studies. *Polish J. Environ. Stud.*, 19(3): 643-650, ISSN 1230-1485.
240. Wojciechowska E., Gajewska M., Żurawska N., Surówka M., Obarska-Pempkowiak H. (2015): Zrównoważone systemy gospodarowania wodą deszczową. Wydawnictwo PG, Gdańsk, 147 s.
241. Wojciechowska E., Waara S. (2011): Distribution and removal efficiency of heavy metals in two constructed wetlands treating landfill leachate. *Wat. Sci. Tech.*, 64: 1597-1606.
242. www.mapa-google.pl/
243. Yu F., Zong Y., Lloyd J.M., Huang G., Leng M.J., Kendrick C., Lamb A.L., Yim W.W.-S. (2010): Bulk organic $\delta^{13}\text{C}$ and C/N as indicators for sediment sources in the Pearl River delta and estuary, southern China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87: 618-630.
244. Zakrzewski S. (2000): Podstawy toksykologii środowiska. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 281 s., ISBN: 83-01-12417-2.
245. Zawilski M, Sakson G. (2013): Ocena emisji zawieszin odprowadzanych kanalizacją deszczową z terenów zurbanizowanych, *Ochrona Środowiska*, 35(2): 33-40.
246. Zawilski M. (1997): Prognozowanie wielkości odpływu i ładunków zanieczyszczeń ścieków opadowych odprowadzanych z terenów zurbanizowanych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Łódzkiej*, Nr 792, 168 s.
247. Zawilski M., Brzezińska A., Sakson G. (2008): Minimalizacja oddziaływania systemów kanalizacyjnych na środowisko, I Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna Infrastruktura komunalna a rozwój zrównoważony terenów zurbanizowanych INFRAEKO, 261-273.
248. Zgheib S., Moilleron R., Chebbo G. (2008): Screening of priority pollutants in urban stormwater: innovative methodology. *Water Pollution IX, WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 111: 235-244.
249. Zgheib S., Moilleron R., Chebbo G. (2012): Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers, *Water Research*, 46: 6683-6692.

SPIS RYSUNKÓW

- Rys. 2.1. Schemat migracji zanieczyszczeń z wodami opadowymi (Królikowska, 2010)
- Rys. 2.2. Przekrój przez złożę z podpowierzchniowym poziomym przepływem ścieków (SS HF), opracowano na podstawie Kadlec i Wallace (2009), EPA (2000) oraz Wojciechowska i in. (2015)
- Rys. 2.3. Przekrój przez złożę z podpowierzchniowym pionowym przepływem ścieków (SSVF), opracowano na podstawie Kadlec i Wallace (2009), EPA (2000) oraz Wojciechowska i in. (2015)
- Rys. 2.4. Przekrój podłużny przez system hydrofitowy FWS, opracowano na podstawie Masi (2009), EPA (2000); Kaldec i Wallace (2009); Wojciechowska i in. (2015)
- Rys. 2.5. Schemat łańcucha pokarmowego wg BKUGW, GFW (2004), Eikelboom i von Buijsen (1999)
- Rys. 2.6. a) Orzęska-Wirczyk (*Vorticella* sp.); b) Wrotek (*Keratella quadrata*) (Bazeli, 2001)
- Rys. 3.1. Lokalizacja obiektu badań na potoku Swelina (www.mapa-google.pl)
- Rys. 3.2. Procentowy udział sposobu zagospodarowania powierzchni zlewni potoku Swelina
- Rys. 3.3. Osiedle mieszkaniowe wybudowane przy potoku Swelina (fot. Marzena Stosik)
- Rys. 3.4. Zdjęcie satelitarne obiektu hydrofitowego na potoku Swelina; 1, 2, 3, 4 punkty poboru próbek, S1, S2, S3 – stopnie oczyszczania (<http://www.mapa-google.pl>)
- Rys. 3.5. Złożę hydrofitowe z podpowierzchniowym poziomym przepływem (SS HF) na potoku Swelina (fot. Marzena Stosik)
- Rys. 3.6. Trzcina Pospolita (*Phragmites australis*) (fot. Lars Hedenäs)
- Rys. 3.7. Krata: a) widok z góry, b) dopływ potoku Swelina do piaskownika przez kratę (fot. Marzena Stosik)
- Rys. 3.8. Piaskownik (fot. Marzena Stosik)
- Rys. 3.9. Zbiornik sedymentacyjno-retencyjny na potoku Swelina w trakcie przygotowania do usuwania osadów dennych (fot. Marzena Stosik)
- Rys. 3.10. Palisada (fot. Marzena Stosik)
- Rys. 3.11. a) przelew do złoża hydrofitowego i b) odpływ ze studni kontrolnej po złożu hydrofitowym (fot. Marzena Stosik)
- Rys. 3.12. Zakres wielkości cząstek zawiesiny dla różnego stopnia dyspersji
- Rys. 3.13. Granulometr laserowy firmy Malven Instruments Ltd 2000 (fot. Marzena Stosik)
- Rys. 3.14. Schemat działania granulometru laserowego opracowano na podstawie Williams i in. (1998)
- Rys. 4.1. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)
- Rys. 4.2. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 16)
- Rys. 4.3. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Rys. 4.4. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Rys. 4.5. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)

- Rys. 4.6. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Rys. 4.7. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego dla roztopów (n = 3)
- Rys. 4.8. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)
- Rys. 4.9. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 16)
- Rys. 4.10. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Rys. 4.11. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Rys. 4.12. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Rys. 4.13. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Rys. 4.14. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w drugim punkcie poboru próbek dla roztopów (n = 3)
- Rys. 4.15. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)
- Rys. 4.16. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 16)
- Rys. 4.17. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Rys. 4.18. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Rys. 4.19. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Rys. 4.20. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Rys. 4.21. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w trzecim punkcie poboru próbek dla roztopów (n = 3)
- Rys. 4.22. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)
- Rys. 4.23. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 16)
- Rys. 4.24. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Rys. 4.25. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Rys. 4.26. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Rys. 4.27. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z hydrofitowego dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Rys. 4.28. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego dla roztopów (n = 3)

- Rys. 5.1. Zmiany pH (wykres słupkowy) i stężenie tlenu rozpuszczonego (punkty) w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych (przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego)
- Rys. 5.2. Zmiany stężeń chlorków w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych (przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego)
- Rys. 5.3. Zmiany stężeń BZT5 (wykres słupkowy) i przewodności elektrolitycznej (wykres punktowy) w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych (przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego)
- Rys. 5.4. Zmiany ChZT w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych (przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego)
- Rys. 5.5. Procentowy udział zawiesiny organicznej i mineralnej w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych (przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego)
- Rys. 5.6. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.7. Procentowy udział objętościowy cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.8. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.9. Procentowy udział objętościowy wielkości cząstek zawiesiny w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.10. Procentowy udział stopni dyspersji materii w dopływie do systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.11. Zmiany pH (wykres słupkowy) i stężenie tlenu rozpuszczonego (wykres punktowy) po pierwszym (S1) i drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych (przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego)
- Rys. 5.12. Zmiany stężeń chlorków po pierwszym (S1) i drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych (przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego)
- Rys. 5.13. Zmiany BZT5 (wykres słupkowy) i przewodności (wykres punktowy) po pierwszym (S1) i drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych (przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego)
- Rys. 5.14. Zmiany stężeń ChZT po pierwszym (S1) i drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.15. Zawiesina mineralna i ogólna po pierwszym (S1) i drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego a) stężenia, b) udział procentowy
- Rys. 5.16. Rozkład wielkości cząstek stałych po pierwszym stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.17. Udział objętościowy cząstek zawiesiny po pierwszym stopniu oczyszczania (S1) w zależności od warunków atmosferycznych przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.18. Rozkład wielkości cząstek stałych po pierwszym stopniu oczyszczania (S1) w zależności od warunków atmosferycznych po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.19. Udział objętościowy cząstek zawiesiny po pierwszym stopniu oczyszczania (S1) w zależności od warunków atmosferycznych po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.20. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego

- Rys. 5.21. Udział objętościowy cząstek zawiesiny po drugim stopniu oczyszczania (S2) w zależności od warunków atmosferycznych przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.22. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po drugim (S2) stopniu oczyszczania w zależności od warunków atmosferycznych po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.23. Udział objętościowy cząstek zawiesiny po drugim stopniu oczyszczania (S2) w zależności od warunków atmosferycznych po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.24. Średnie stężenie zanieczyszczeń odprowadzanych z odpływu z systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.25. Stężenie zawiesiny ogólnej w odpływie z systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.26. Procentowy udział frakcji wielkości cząstek zawiesiny w odpływie z systemu hydrofitowego w zależności od warunków atmosferycznych przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.27. Plamy zanieczyszczeń ropopochodnych przy ujściu potoku Swelina do Zatoki Gdańskiej (fot. Marzena Stosik)
- Rys. 5.28. Skuteczność usuwania chlorków po kolejnych stopniach czyszczenia
- Rys. 5.29. Skuteczność usuwania charakterystycznych zanieczyszczeń po kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym przed i po czyszczeniu zbiornika
- Rys. 5.30. Jakość wód potoku zasilanych ściekami opadowymi w kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym z uwzględnieniem pór roku przed czyszczeniem zbiornika a) BZT5, b) ChZT, c) zawiesina ogólna
- Rys. 5.31. Procentowy udział zawiesiny organicznej i mineralnej po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków w systemie hydrofitowym z uwzględnieniem pór roku przed czyszczeniem zbiornika
- Rys. 5.32. Jakość wód potoku zasilanych ściekami opadowymi w kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym z uwzględnieniem pór roku po czyszczeniu zbiornika a) BZT5, b) ChZT, c) zawiesina ogólna
- Rys. 5.33. Procentowy udział zawiesiny organicznej i mineralnej po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków w systemie hydrofitowym z uwzględnieniem pór roku po czyszczeniu zbiornika
- Rys. 5.34. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.35. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.36. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.37. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.38. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków po dwóch godzinach trwania opadu deszczu przed czyszczeniem zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.39. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków po dwóch godzinach trwania opadu deszczu po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Rys. 5.40. Rozkład wielkości cząstek zawiesiny po kolejnych stopniach oczyszczania ścieków w trakcie roztopów
- Rys. 5.41. Odpływ z piaskownika do zbiornika retencyjnego w okresie bezdeszczowym po czyszczeniu zbiornika retencyjnego (fot. Marzena Stosik)
- Rys. 5.42. Zbiornik przy ulicy Mazowieckiej w Spocie (fot. Marzena Stosik)

- Rys. 5.43. Niezidentyfikowany dopływ zawiesiny do zbiornika w systemie hydrofitowym na potoku Swelina (fot. Magdalena Gajewska)
- Rys. 5.44. Dopływające wody potoku wraz z zawiesiną ominą kierownicę – palisadę wybierając najkrótszą drogę (fot. M. Gajewska)
- Rys. 5.45. Schemat procedury postępowania podczas wymiarowania obiektów do oczyszczania ścieków opadowych powstających na terenie zlewni zurbanizowanej (opracowano na podstawie Obarska-Pempkowiak i in., 2012)
- Rys. 5.46. Schemat stopni i urządzeń do oczyszczania ścieków opadowych z zastosowaniem złóż hydrofitowych

SPIS TABEL

- Tabela 2.1. Lista wybranych priorytetowych zanieczyszczenia wód opadowych wg Eriksson i in. (2007)
- Tabela 2.2. Zakresy stężenia podstawowych zanieczyszczeń w ściekach opadowych na podstawie badań krajowych (Bąk i in., 2012, Królikowski i Tuz, 1999; Ociepa, 2011; Polkowska 2008)
- Tabela 2.3. Zakres stężeń podstawowych zanieczyszczeń w ściekach opadowych na podstawie wyników badań zagranicznych
- Tabela 2.4. Zestawienie parametrów jakości wód opadowych i roztopowych w zależności od ich pochodzenia, wg Sawickiej-Siarkiewicz (2006)
- Tabela 2.5. Charakterystyka ścieków opadowych w zlewni zurbanizowanej (Garbarczyk, 2005), Garbarczyk i Gwoździej-Mazur (2005)
- Tabela 2.6. Charakterystyka ścieków opadowych z trzech zlewni z terenu miasta Białystok (Bartkowska, 2000; Królikowski i Tuz, 1999)
- Tabela 2.7. Średnie wartości stężeń zanieczyszczeń charakteryzujące spływy opadowe z różnych zlewni wg Sawickiej-Siarkiewicz (2006)
- Tabela 2.8. Średnie wartości stężeń zanieczyszczeń charakteryzujące spływy opadowe z różnych zlewni wg Garbarczyka i Gwoździej-Mazur (2006)
- Tabela 2.9. Zanieczyszczenie śniegu i wód roztopowych dla różnych zlewni wg Sawickiej-Siarkiewicz (2003)
- Tabela 2.10. Naturalne ilości najważniejszych izotopów w środowisku (Barbalace, 2008)
- Tabela 2.11. Charakterystyka wybranych parametrów wód opadowych, opracowano na podstawie: Makepeace i in. (1995), Göbel i in. (2007), Eriksson i in. (2005), Gasperi i in. (2012), Zgheib i in. (2008), Ingvertsen i in. (2011); Madrid i Zayas (2007), Paschke (2003), Kegley i in. (2014)
- Tabela 2.12. Roczne ładunki zanieczyszczeń w ściekach komunalnych i opadowych w Gg/rok, (Osmulska-Mróz, 1992)
- Tabela 2.13. Porównanie ładunków zanieczyszczeń i objętości ścieków komunalnych oraz udział ścieków opadowych w zanieczyszczeniach wód (Osmulska-Mróz, 1992)
- Tabela 2.14. Efektywność urządzeń do oczyszczania ścieków opadowych (%)
- Tabela 2.15. Zakres skuteczność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków opadowych w systemach hydrofitowych (Scholes i in., 1998, 1999; Pontier i in., 2004; Roseth i in., 2012; Revitt i in., 2004; Adyel i in., 2016)
- Tabela 3.1. Średnia miesięczna wartość opadu atmosferycznego dla stacji pomiarowej Gdynia, Rocznik Statystyczny Gdyni 2016, Urząd Statystyczny w Gdańsku, ISSN 1643-7438, s. 402.
- Tabela 4.1. Temperatura ścieków po kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym dla okresu bezdeszczowego, deszczowego oraz roztopów przed i po czyszczeniu zbiornika retencyjnego
- Tabela 4.2. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)
- Tabela 4.3. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 16)
- Tabela 4.4. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Tabela 4.5. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Tabela 4.6. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Tabela 4.7. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Tabela 4.8. Jakość ścieków w dopływie do systemu hydrofitowego dla roztopów po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 3)

- Tabela 4.9. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru (po zbiorniku) próbek dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)
- Tabela 4.10. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru (po zbiorniku) próbek dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 16)
- Tabela 4.11. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Tabela 4.12. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Tabela 4.13. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Tabela 4.14. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Tabela 4.15. Jakość ścieków w drugim punkcie poboru próbek dla roztopów po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 3)
- Tabela 4.16. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)
- Tabela 4.17. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 16)
- Tabela 4.18. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Tabela 4.19. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Tabela 4.20. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Tabela 4.21. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Tabela 4.22. Jakość ścieków w trzecim punkcie poboru próbek dla roztopów po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 3)
- Tabela 4.23. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu bezdeszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 4)
- Tabela 4.24. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu bezdeszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 16)
- Tabela 4.25. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Tabela 4.26. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Tabela 4.27. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu przed czyszczeniem zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 2)
- Tabela 4.28. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla okresu deszczowego po dwóch godzinach trwania opadu po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 10)
- Tabela 4.29. Jakość ścieków w odpływie z systemu hydrofitowego dla roztopów po czyszczeniu zbiornika sedymentacyjno-retencyjnego (n = 3)
- Tabela 5.1. Wskaźniki warunkujące procesy w kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym z uwzględnieniem pór roku przed czyszczeniem zbiornika
- Tabela 5.2. Wskaźniki warunkujące procesy w kolejnych stopniach oczyszczania w systemie hydrofitowym z uwzględnieniem pór roku po czyszczeniu zbiornika
- Tabela 5.3. Zależność ChZT i BZT5 dla ścieków opadowych w systemie hydrofitowym przed i po czyszczeniu zbiornika

ZMIENNOŚĆ CHARAKTERYSTYCZNYCH ZANIECZYSZCZEŃ W PROCESIE OCZYSZCZANIA WÓD POWIERZCHNIOWYCH ZASILANYCH ŚCIEKAMI OPADOWYMI W SYSTEMIE HYDROFITOWYM

STRESZCZENIE

W ostatnich latach problematyka gospodarowania wodami opadowymi staje się zagadnieniem coraz bardziej wielowymiarowym. W Polsce przeważają systemy kanalizacji rozdzielczej i większość sieci deszczowych odprowadza wody opadowe bezpośrednio do odbiornika, bez jakiegokolwiek oczyszczania, co stanowi poważne zagrożenie dla jakości tych wód. Jest to szczególnie niebezpieczne dla płynących przez miasta małych cieków, dla których gwałtowne zrzuty z systemów kanalizacji deszczowej przekraczają możliwości hydrauliczne, a wprowadzany ładunek zanieczyszczeń stanowi poważne źródło zanieczyszczenia.

Najbardziej niebezpiecznym w tym przypadku dla środowiska wodnego zanieczyszczeniem jest zawiesina ogólna. Jak wskazuje wielu Autorów to w zawieszynie kumuluje się od 20 do 90% wszystkich zanieczyszczeń, ponadto z frakcją zawiesin drobnych związane są metale ciężkie, które w ten sposób migrują w środowisku.

Celem pracy było określenie rozmieszczenia wybranych zanieczyszczeń, oraz zmiany skład zawiesiny i wielkość cząstek zawiesiny w wodach potoku zasilanych ściekami opadowymi podczas oczyszczania w systemie hydrofitowym, w różnych warunkach atmosferycznych.

Badania prowadzono w latach 2011-2014 w obiekcie pracującym w warunkach rzeczywistych w pełnej skali, składającym się z piaskownika (S1), zbiornika retencyjnego (stawu) (S2) oraz ze złoża hydrofitowego z poziomym przepływem ścieków (S3), który zasilany był wodami potoku Swelina, do którego odprowadzono ścieki opadowe.

Wykazano m.in., że najwyższe stężenie materii organicznej i zawiesiny ogólnej występowały w okresie roztopów i były prawie trzykrotnie wyższe w porównaniu do odpowiednich stężeń w okresie bezdeszczowym i dwukrotnie wyższe w porównaniu do stężeń w okresie deszczowym w dopływie do systemu hydrofitowego. Natomiast udział procentowy zawiesiny mineralnej i organicznej w zawieszynie ogólnej zmieniał się w dopływie do systemu w zależności od warunków atmosferycznych w sposób następujący: dla pogody bezdeszczowej - zawiesina mineralna stanowiła średnio ok. 10%, dla opadów średnio ok. 60%, a dla okresu roztopów średnio ok. 50% zawiesiny ogólnej. W wodach potoku Swelina zasilanych ściekami opadowymi wielkość cząstek stałych odpowiadała frakcji zawiesinowej (powyżej 1,2 μm), które stanowiły niezależnie od warunków atmosferycznych, aż 99,9%. Natomiast zmieniała się ich wielkość oraz udział procentowy i objętościowy. Skuteczność usuwania charakterystycznych wskaźników zanieczyszczeń dla całego systemu była bardzo niska i zależała również od warunków atmosferycznych. Dla wskaźnika ChZT wynosiła odpowiednio: 17,5% dla pogody bezdeszczowej, 10% dla pogody deszczowej i 4,5% po 2h trwania opadu. I podobnie dla wskaźnika BZT5: dla pogody bezdeszczowej 26,0%, dla pogody deszczowej 37,0% i po dwóch godzinach trwania opadu 21%. Natomiast dla roztopów odpowiednio dla wskaźnika: ChZT 41,7% i dla BZT5 21%. Skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej była najniższa dla pogody bezdeszczowej – 13,5%, a najwyższa dla pogody deszczowej – 40,7%. Uzyskane wyniki wskazują, że badany system był niepoprawnie zaprojektowany, następnie niewłaściwie eksploatowany co doprowadziło do kolmatacji złoża SS HF i w konsekwencji do niezadowalającej efektywności usuwania charakterystycznych wskaźników zanieczyszczeń.

FLUCTUATION OF CHARACTERISTIC POLLUTANTS IN THE TREATMENT PROCESS OF SURFACE WATER DISCHARGED BY STORM WATER IN TREATMENT WETLAND

ABSTRACT

In recent years the management of storm water has become an increasingly multidimensional issue. In Poland separate systems for storm water are in majority, thus stormwater networks discharge rainwater directly to the receiver without any purification, which is a serious threat to the quality of these waters. This is particularly dangerous for small streams and creeks flowing through cities, for which rapid discharge from rainwater sewage systems exceeds its hydraulic possibilities, and the introduced pollution load is a serious source of contamination.

In this case total suspended solid is the most dangerous pollutant for the aquatic environment. As it is indicated by many authors, 20-90% of all pollutants is associated with the suspension, moreover heavy metals are associated with the fine suspended solids, and in this way they migrate in the environment.

The objective of the work was to determine the distribution of selected pollutants, as well as the change in the composition of the suspension and the size of suspension particles in the waters of the stream discharged by stormwater events during treatment in treatment wetland system under various atmospheric conditions.

The research was carried out in years 2011-2014 in a facility working in real conditions at full scale, consisting of a sand trap (S1), a retention reservoir (pond) (S2) and a reed bed with a horizontal flow of sewage (S3), which was discharged by Swelina stream water, to which rainfall sewage was discharged.

It was shown, among other things, that the highest concentrations of organic matter and total suspended solids occurred in the period of melting and they were almost three times higher comparing to the corresponding concentrations in the rainless season and twice as high as in the rainy period in the inflow to the treatment wetland system. In contrast, the percentage of mineral and organic suspension in the total suspension solids varied in the inflow to the system depending on the atmospheric conditions in the following way: in rainless weather – the mineral suspension was on average approx. 10%, in case of rainfall – an average of approx. 60%, and in the melting period it was approximately 50% of the total suspension. In the waters of the Swelina stream discharged by stormwater events the size of the solid particles corresponded to the suspension fraction (above 1.2 μm), which constituted 99.9% regardless of atmospheric conditions. However, their size, as well as the percentage and the volume share changed. The effectiveness of removing characteristic pollution indicators for the entire system was very low and depended also on the atmospheric conditions. For the COD ratio they were respectively: 17.5% in rainless weather, 10% in rainy weather and 4.5% after 2 hours of rainfall. It was similar for BOD₅: 26.0% in rainless weather, 37.0% in rainy weather and 21% after two hours of rainfall. However, in case of melting, the indicator was respectively the following: COD 41.7% and for BZT₅ 21%. The effectiveness of removing the total suspended solids was the lowest in rainless weather – 13.5%, and the highest in rainy weather – 40.7%. The obtained results indicate that the analyzed system was designed incorrectly, then exploited improperly, which led to the clogging of the SS HF bed and, as a consequence, to unsatisfactory efficiency in removing characteristic indicators of pollutants.