

Magdalena Gajewska
Hanna Obarska-Pempkowiak
Ewa Wojciechowska

Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków

Projekt okładki i stron tytułowych **Joanna Sobieraj**

Ilustracja główna na okładce dostarczona przez **Ecol-Unicon Sp. z o.o.**

Zdjęcie na dole okładki **Shutterstock/Tatjana Strelkova**

Redaktor inicjujący **Agnieszka Grabarczyk**

Redaktor **Irena Zienkiewicz**

Książka oparta na monografii naukowej Hanny Obarskiej
pt.: Oczyszczalnie hydrofitowe,
wydanej przez Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej w 2002 roku.

**Publikacja powstała z udziałem finansowym
Fundacji Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska Politechniki Gdańskiej
im. prof. Karola Pomianowskiego**



Copyright © by Wydawnictwo Naukowe PWN SA
Warszawa 2010

ISBN 978-83-01-16420-1

Wydawnictwo Naukowe PWN SA
02-676 Warszawa, ul. Postępu 18
tel. 22 69 54 321
faks 22 69 54 288
e-mail: pwn@pwn.com.pl
www.pwn.pl

[Kup książkę](#)

Spis treści

Przedmowa	IX
1. Charakterystyka metody hydrofitowej	1
1.1. Hydrofitowa metoda oczyszczania wód i ścieków	1
1.2. Funkcje roślin w usuwaniu zanieczyszczeń	3
1.3. Dopływ i zużycie tlenu	19
Literatura	25
2. Procesy biochemiczne w systemach hydrofitowych	29
2.1. Przemiany związków węgla	29
2.2. Przemiany związków azotu	35
2.3. Mechanizmy zatrzymywania związków fosforu	41
2.4. Mechanizmy zatrzymywania metali ciężkich	42
Literatura	46
3. Rodzaje systemów hydrofitowych i stosowane konfiguracje	49
Literatura	55
4. Systemy hydrofitowe stosowane w II stopniu oczyszczania ścieków	57
4.1. Obiekty VSB	57
4.1.1. Na świecie	57
4.1.2. W Polsce	69
4.2. Obiekty FWS	91
Literatura	103
5. Systemy hydrofitowe stosowane w III stopniu oczyszczania ścieków	110
5.1. Obiekty VSB	110
5.2. Obiekty FWS	115
Literatura	127
6. Systemy hybrydowe	130
Literatura	146

7. Porównanie jakości substancji organicznej w odpływach z konwencjonalnych i hydrofitowych oczyszczalni ścieków	148
7.1. Jakość oczyszczonych ścieków	150
7.2. Stężenie wyodrębnionych kwasów humusowych	150
7.3. Widma w świetle widzialnym (VIS) i nadfiolecie (UV)	151
7.4. Widma w podczerwieni (IR)	154
7.5. Skład pierwiastkowy badanych kwasów humusowych	155
Literatura	156
8. Oczyszczanie wód opadowych	158
8.1. Ścieki opadowe	158
8.2. Zastosowanie systemów hydrofitowych do oczyszczania wód opadowych	160
8.3. Przykłady systemów hydrofitowych do oczyszczania wód opadowych w Polsce	161
Literatura	170
9. Zastosowanie do oczyszczania ścieków przemysłowych	172
9.1. Wody kopalniane	172
9.2. Usuwanie metali ze ścieków	174
9.3. Ścieki z przemysłu spożywczego	177
9.4. Substancje ropopochodne	179
9.5. Ścieki z papierni	182
Literatura	185
10. Oczyszczanie odcieków ze składowisk odpadów	190
10.1. Skład i jakość odcieków	190
10.2. Wykorzystanie metody hydrofitowej do oczyszczania odcieków	194
10.2.1. Konstrukcja i eksploatacja	196
10.2.2. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń	203
Literatura	207
11. Zastosowanie systemów hydrofitowych do stabilizacji i odwadniania osadów ściekowych	212
11.1. Dotychczasowe doświadczenia	212
11.2. Podstawy teoretyczne	215
11.3. Budowa złóż hydrofitowych do odwadniania osadów ściekowych	217
11.4. Obciążenie obiektów	222
11.5. Efektywność odwadniania osadów	228
11.6. Zmiany chemiczne retencjonowanych osadów	235
Literatura	238
12. Zasady projektowania	240
12.1. Wstępne oczyszczanie wód i ścieków	240
12.2. Wybór sposobu rozprowadzania ścieków	241
12.3. Iloraz długości i szerokości systemu	243
12.4. Wybór systemu i usytuowanie jego elementów w terenie	243
12.5. Konstrukcje wlotów i wylotów	244
12.5.1. Systemy z powierzchniowym przepływem ścieków	245
12.5.2. Wloty i wyloty systemów typu HF–CW	249
12.5.3. Wloty i wyloty systemów typu VF–CW	252
12.6. Grunty i materiały do budowy systemów hydrofitowych	253
12.6.1. Rodzaje gruntów i ich właściwości fizyczne	254
12.6.2. Podłoże i grunty do budowy systemów hydrofitowych	259
12.6.3. Dobór uziarnienia złóż	261

12.7. Podstawy teoretyczne i obliczenia efektywności usuwania zanieczyszczeń	264
12.7.1. Obliczenia termiczne	266
12.7.2. Usuwanie substancji organicznej wyrażonej w BZT	274
12.7.3. Usuwanie zawiesiny ogólnej	282
12.7.4. Usuwanie azotu	283
12.7.5. Usuwanie związków fosforu	294
12.7.6. Złoża o przepływie pionowym (VF–CW)	296
12.7.7. Obiekty przydomowe	298
12.8. Sadzenie i rozmnażanie roślin	300
Literatura	303

Przedmowa

Woda jest istotnym elementem środowiska przyrodniczego. Woda jest źródłem życia. Dzięki niej funkcjonuje środowisko. Jest piękna, ale może być groźnym żywiołem. Przez wielu z nas jakość środowiska jest rozumiana jako jakość otaczającej wody.

Woda słodka stanowi nie więcej niż 2,6% całkowitych zasobów wodnych. Większość z niej jest zatrzymywana w lodowcach i pokrywach lodowych. Zaledwie 0,14% całkowitych zasobów stanowi woda powierzchniowa: w jeziorach i rzekach oraz zawarta w glebie i atmosferze. Z globalnego bilansu przepływu wody wynika, że 80% wody trafia bezpośrednio do oceanów i mórz, a tylko 20% na kontynenty. Ilość wody „nowej”, która jest dostępna w ciągu roku, wynosi 40 tys. km³. Jednak część wody wsiąka i jest niedostępna. Pod względem technicznym tylko ¼ tej wartości (10 tys. km³) może być wydobyta. Obecnie wykorzystujemy połowę tej ilości. Ogólnie ilość wody dostępnej jest wystarczająca, ale regionalnie występują duże różnice. Woda w przyrodzie krąży. Na lądzie styka się z różnymi powierzchniami. Jest też użytkowana przez człowieka. W wyniku tych działań ulega zanieczyszczeniu. Stosowany dotychczas centralny system sanitarny funkcjonujący według filozofii *end of pipe*, (czyli u końca rury) nie jest bez wad, ponieważ jest on nastawiony na znaczne zużycie wody. Powstające w gospodarstwach domowych ścieki poddaje się oczyszczaniu w miejskich oczyszczalniach ścieków. Zwykle oczyszczone ścieki odprowadza się do wód powierzchniowych, często w miejscach odległych od źródeł poboru wody pitnej.

Zużycie wody w Polsce szacuje się na ok. 44% objętości rocznego odpływu w roku suchym. Oznacza to, że woda dostępna jest częściej wykorzystywana, a więc bardziej narażona na zanieczyszczenie.

Strefa klimatyczna, w której położony jest nasz kraj, należy do rejonów ubogich w opady atmosferyczne. Średnia roczna suma opadów wynosi na świecie 1000 mm, natomiast w Polsce 550–700 mm. Dyspozycyjne zasoby wody w Polsce szacuje się średnio na 1600 m³/(M · a)*, czyli trzykrotnie mniej w porównaniu ze średnią europejską i niemal pięciokrotnie mniej niż średnia światowa.

Rozwijanie różnych powiązanych ze sobą w sposób naturalny metod retencjonowania opadów jest podstawowym warunkiem zaspokojenia rosnących potrzeb na wodę

* /M – na mieszkańca; a – rok (*annus*).

zdatną do wykorzystania. Zasoby wody nie są nieograniczone, a jedynym źródłem ich odnawiania są opady atmosferyczne.

Konferencja Sztokholmska w 1992 roku podkreśliła konieczność decentralizacji miejskich sieci kanalizacyjnych i realizacji mniejszych lokalnych sieci łącznie z małymi lokalnymi oczyszczalniami ścieków. Oddziaływanie na środowisko lokalnych obiektów jest słabsze. Zainteresowanie tanimi, a zarazem wydajnymi metodami oczyszczania ścieków wzrosło na początku lat dziewięćdziesiątych wraz z rozwojem zastosowań inżynierii ekologicznej. Jednym z rozwiązań inżynierii ekologicznej jest wykorzystanie ekosystemów bagiennych do oczyszczania ścieków. Stosowano je do utylizacji nieczystości w starożytnych Chinach, Indiach i Egipcie. Współczesne systemy są konstruowane w taki sposób, aby symulować i intensyfikować procesy zachodzące w ekosystemie bagiennym.

Ostatnio proponowane rozwiązania dla terenów niezurbanizowanych mają na celu zamykanie obiegu wody i substancji odżywczych, co oznacza, że są przyjazne dla środowiska i spełniają postulaty *Agendy 21*.

Systemy hydrofitowe minimalizują konieczną, techniczną ingerencję w naturalne warunki przyrodnicze, są więc klasycznym przykładem stosowania inżynierii ekologicznej. Skuteczne usuwanie zanieczyszczeń w obiektach hydrofitowych wymaga znajomości biologii, hydrauliki i chemii w celu prawidłowego zaprojektowania, wykonania i eksploatacji tych obiektów.

W książce na podstawie 20 lat doświadczeń ze stosowaniem metody hydrofitowej opisano przykłady zastosowań w Polsce z monitoringiem eksploatowanych systemów stosowanych do oczyszczania ścieków bytowych, wód opadowych i przemysłowych oraz odcieków ze składowisk odpadów komunalnych. Podano w niej również zasady i dotychczasowe doświadczenia związane z wykorzystaniem metody hydrofitowej do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych.

Autorki mają nadzieję, że Czytelnicy, zaznajamiając się z treścią książki, znajdą w niej nie tylko podstawy teoretyczne, lecz także aplikacje metody oraz wskazówki pomocne do ich projektowania, budowy i eksploatacji, a przede wszystkim stwierdzą, że wiedza ekologiczna jest przydatna w gospodarce komunalnej.

Książka jest przeznaczona dla studentów wydziałów inżynierii lub ochrony środowiska w politechnikach, uniwersytetach i wyższych szkołach zawodowych. Chciałybyśmy, by zdobyta wiedza pozwoliła lepiej zrozumieć funkcjonowanie oczyszczalni hydrofitowych i ich niebagatelne znaczenie w przywracaniu lepszej jakości otaczającego nas środowiska.

Hanna Obarska-Pempkowiak

Charakterystyka metody hydrofitowej

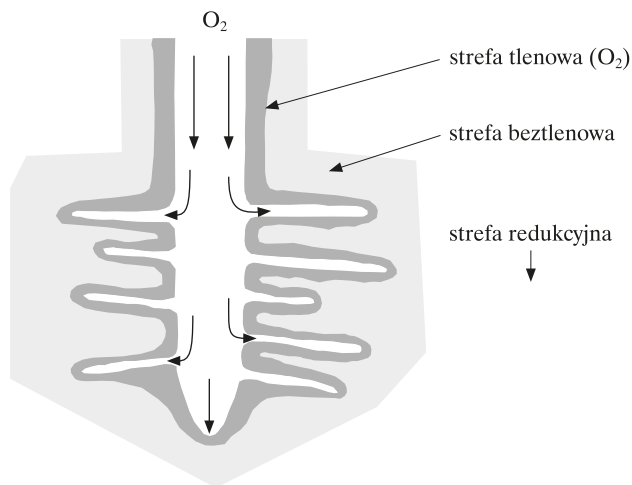
1.1. Hydrofitowa metoda oczyszczania wód i ścieków

Oczyszczalnie hydrofitowe są wzorowane na wprowadzanych w Europie Zachodniej i Ameryce Północnej systemach określanych jako „constructed wetland”, których praca symuluje warunki hydrauliczne oraz siedliskowe naturalnych ekosystemów bagiennych. „Wetland” oznacza obszar, w którym przez znaczną część roku poziom wody utrzymuje się nieco powyżej terenu, wywołując stan nasycenia gleby wodą oraz powodując rozwój charakterystycznych gatunków roślin. Hydrofitowa metoda oczyszczania ścieków jest procesem biologicznym zachodzącym z udziałem mikroorganizmów heterotroficznych oraz roślin wodnych i wodolubnych (hydrofitów), egzystujących w odpowiednio zaprojektowanych obiektach – filtrach gruntowych lub stawach. Na skutek specyficznych warunków umożliwiających rozwój hydrofitów następuje intensyfikacja procesów utleniania i redukcji, które – wspomagane przez procesy sorpcji, sedimentacji i asymilacji – umożliwiają usuwanie znacznej części zanieczyszczeń ze ścieków.

Początkowo trudności związane z dosłownym tłumaczeniem terminu „wetland” na język polski spowodowały wprowadzenie oraz jednocześnie stosowanie takich terminów, jak oczyszczalnie hydrobotaniczne, gruntowo-roślinne, wodno-roślinne, makrofitowe, trzcinowe, bagienne, korzeniowe i in. Rozbieżność nazewnictwa spowodowała konieczność wyboru jednej z dotychczas stosowanych nazw lub przyjęcie nowej. Ze względu na podstawową rolę hydrofitów w tym procesie, zdecydowano się na przyjęcie nazwy systemu (lub oczyszczalni) hydrofitowe.

Najchętniej stosowanymi roślinami do zasiedlenia tego typu obiektów są: trzcina (*Phragmites australis*) i wiklina (*Salix viminalis*); ta pierwsza jest używana ze względu na rozbudowany system kłączy i korzeni. Dopływając do części podziemnych przez rozwiniętą w łodygach i liściach trzciny porowatą tkankę gazową (aerenchymę) tlen z powietrza atmosferycznego tworzy wokół kłączy i korzeni lokalne mikrostrefy tlenowe (z O_2), otoczone mikrostrefami niedotlenionymi (bez O_2 , w obecności NO_3^-), po których pojawiają się mikrostrefy redukcyjne (bez O_2 i NO_3^-). W rezultacie powstają warunki umożliwiające rozwój mikroorganizmów heterotroficznych, które biorą udział w przemianach biochemicznych doprowadzanych zanieczyszczeń (rys. 1.1). Trzcina wykazuje również dużą tolerancję na mrozy i upały.

Wiklina jest rośliną wodolubną używaną ze względu na szybki przyrost biomasy, który wiąże się z intensywnym poborem związków biogenych. Roślinność wodolubna nie wspomaga transportu tlenu do podłoża, ale jest przystosowana do wzrostu



Rys. 1.1. Uproszczony schemat warunków utleniająco-redukujących wokół kłączy makrofitów wodnych (np. trzciny)

w środowisku ekosystemów bagiennych. Wykorzystując właściwości tych roślin, należy przez odpowiednią konstrukcję obiektu lub rozwiązanie doprowadzenia ścieków stworzyć warunki dyfuzyjnego dopływu tlenu, by umożliwić pracę systemu według podanej wcześniej zasady.

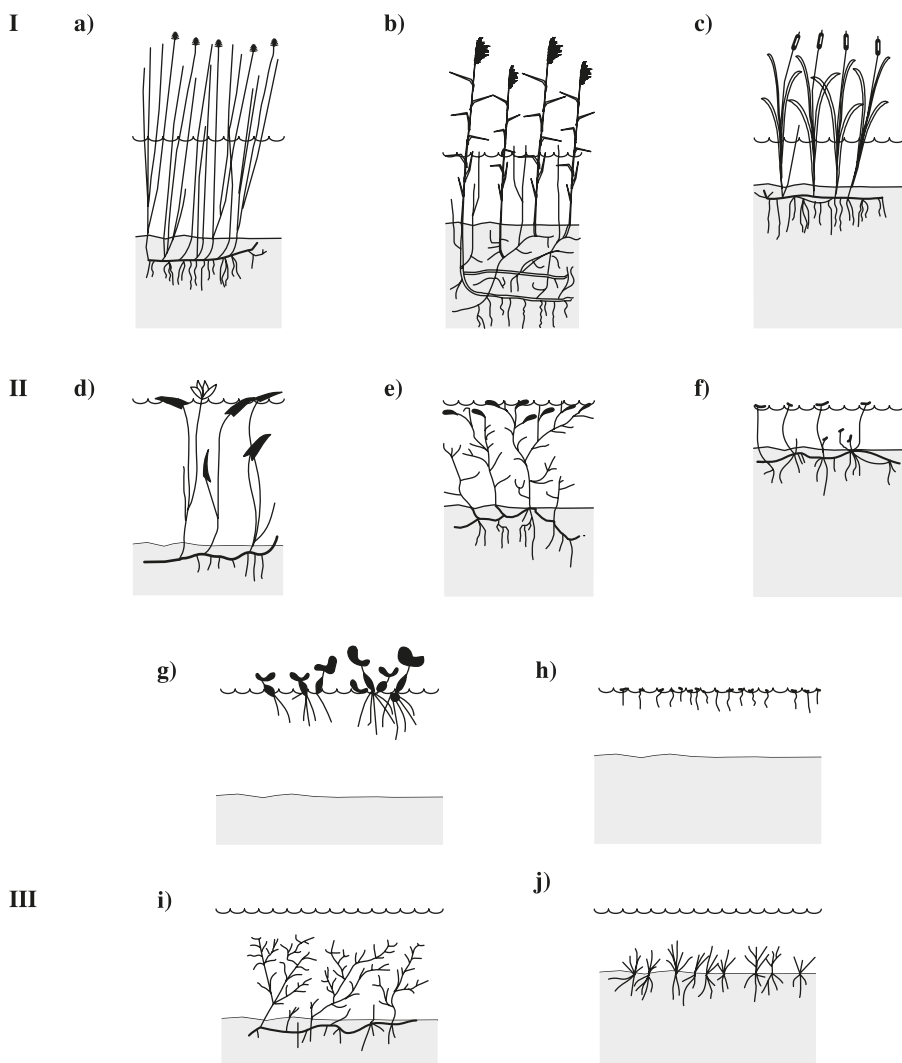
Do zalet systemów hydrofitowych należą: łatwa i prosta obsługa, odporność na nierównomierny dopływ ścieków oraz konkurencyjny koszt w porównaniu z urządzeniami konwencjonalnymi. Naturalny wygląd umożliwia łatwe wkomponowanie obiektów w istniejący krajobraz. Systemy hydrofitowe, w przeciwieństwie do tradycyjnych urządzeń biologicznych, nie wytwarzają wtórnych osadów ściekowych oraz umożliwiają jednocześnie usuwanie związków biogenych: azotu i fosforu a także zanieczyszczeń specyficznych, np. metali ciężkich. Z wad należy wymienić: potrzebę większego terenu, trudności związane z adaptacją roślin w mineralnym podłożu i połączony z tym długi okres (dochodzący do 3 lat) umożliwiający pełny rozwój ryzosfery. Systemy hydrofitowe są stosowane przede wszystkim na terenach wiejskich oraz obszarach zurbanizowanych o małej gęstości zabudowań wtedy, gdy nie można stosować innych konwencjonalnych rozwiązań, np. ze względu na konieczność efektywnego usuwania specyficznych zanieczyszczeń.

Dotychczas systemy hydrofitowe wykorzystywano w postaci:

- oczyszczalni hydrofitowych do usuwania zanieczyszczeń znajdujących się w wodach i ściekach, czyli do usuwania zanieczyszczeń ze źródeł punktowych;
- buforowych stref roślinnych do usuwania zanieczyszczeń ze źródeł obszarowych;
- specjalnie konstruowanych systemów do odwadniania i częściowego unieszkodliwiania osadów ściekowych.

1.2. Funkcje roślin w usuwaniu zanieczyszczeń

Hydrofity w warunkach naturalnych zasiedlają strefy przybrzeżne zbiorników wodnych, bagna i podmokłe łąki. Wśród nich najbardziej popularne są makrofity zakorzenione w dnie i wznoszące się pędami wegetatywnymi i generatywnymi ponad zwierciadło wody (rys. 1.2). Należą do nich takie gatunki, jak trzcina pospolita (*Phragmites*



Rys. 1.2. Typy ekologiczne makrofity wodnych, wg Ozimek i Renmana (1996): I – makrofity wynurzone: a) *Schoenoplectus lacustris*, b) *Phragmites australis*, c) *Typha latifolia*; II – makrofity pływające: d) *Nymphaea alba*, e) *Potamogeton gramineus*, f) *Hydrocotyle vulgaris*, g) *Eichhornia crassipes*, h) *Lemna minor*; III – makrofity zanurzone: i) *Potamogeton crispus*, j) *Littorella uniflora*

australis), pałka szerokolistna (*Typha latifolia*), sit (*Juncus* sp.), oczeret jeziorny (*Scheuchzeria palustris*), jeżogłówka (*Sparganium angustifolium*) czy manna mielec (*Glyceria aquatica*).

Dobrze rozwinięty system kłączy i korzeni makrofitów, rozprzestrzeniający się we wszystkich kierunkach w podłożu, wpływa korzystnie na równomierne przesączenie się ścieków. Obumierające korzenie i kłącza ulegają rozkładowi, pozostawiając cylindryczne przestrzenie i kanaliki, zwiększając i stabilizując przewodność hydrauliczną złoża. System ten stwarza również organiczne środowisko o bardzo dużej powierzchni, która jest zasiedlana przez mikroorganizmy biorące aktywny udział w oczyszczaniu ścieków. Makrofity wykazują wiele przystosowań biochemicznych, fizjologicznych i strukturalnych, pozwalających pełnić funkcje życiowe w warunkach niedotlenienia. Jedną ze strategii jest wytwarzanie pustych kanałów przewietrzających, które powstają w łodygach w wyniku lizy komórek (np. u trzciny) lub są wypełnione aerenchymą, czyli mięszyskiem powietrznym. Dzięki dużym przestworom międzykomórkowym stanowi on zbiornik powietrza ułatwiający oddychanie zanurzonym częściom roślin. Gatunki odporne na stałe lub okresowe zalewanie mają dobrze rozwiniętą aerenchymę, zajmującą do 60% objętości łodyg i kłączy. Odpowiednie zaopatrzenie korzeni w tlen zależy od długości drogi transportu tlenu z części naziemnych do części podziemnych, poziomu oddychania korzeni oraz wielkości wolnych przestrzeni w aerenchymie (Biddlestone i in., 1991; Birkedal i in., 1993; Kalisz i Sałbut, 1993).

Rozbudowany system kłączy i korzeni części podziemnych makrofitów wodnych (przede wszystkim trzciny) zapewnia ich intensywny wzrost. Produkcja biomasy części nadziemnych trzciny zależy od warunków i wynosi 10–30 t s.m./ha (Graneli, 1984; Ozimek i Renman, 1996). Natomiast produkcja biomasy wikliny (*Salix viminalis*) średnio wynosi od 12 do 20 t s.m./ha. Duży przyrost biomasy jest połączony z intensywną transpiracją wody z systemu do atmosfery oraz akumulacją azotu i fosforu w tkankach roślin.

Rośliny systemów hydrofitowych pełnią też funkcje pośrednie, polegające m.in. na stabilizowaniu powierzchni złóż i ich zabezpieczeniu przed erozyjnym działaniem wiatru. Systemy hydrofitowe są doskonałym siedliskiem dla fauny (zwłaszcza ptaków). Obumarłe rośliny w warunkach zimowych odgrywają rolę doskonałej izolacji termicznej, chroniąc materiał filtracyjny przez przemarzaniem. System kłączy i korzeni hydrofitów stwarza doskonałe warunki rozwoju mikroorganizmów heterotroficznych, które rozkładają biochemicznie materię organiczną w ekosystemach bagiennych, a także może powodować modyfikację parametrów fizycznych, chemicznych i biologicznych środowiska.

Biernacka i Ozimek (2001) analizowały zmiany właściwości klonu trzciny rosnącego nad Zatoką Pucką po czterech latach od jej przesadzenia do osadów wtórnych odwadnianych na poletkach w grupowej oczyszczalni ścieków w Swarzewie. Systematyczne nawadnianie poletek osadami spowodowało uruchomienie przez trzinę systemu obrony przed brakiem tlenu w podłożu. Przystosowanie trzciny polegało na zwiększeniu ilości tlenu wytwarzanej przez pojedyncze źdźbła oraz ich masy na 1 m².

Zwiększona produkcja tlenu, a zatem i zwiększony transport do części podziemnych (kłączy i korzeni) na stanowiskach nawadnianych osadami ściekowymi był możliwy dzięki zwiększeniu aparatu asymilacyjnego. Wyraziło się to dużym udziałem liści w biomase pędów i ich dużą powierzchnią. Zwiększenie powierzchni liści w porównaniu z roślinami ze stanowisk kontrolnych umożliwiło także intensyfikację procesu transpiracji.

Na wzrost i kondycję trzciny miała wpływ częstość wprowadzania nowych warstw osadów ściekowych. Największą biomasę uzyskano w poletku nawadnianym regularnie co dwa tygodnie. Potwierdza to zalecenia Hofmanna (1991) co do konieczności zachowania przerw między dodawaniem kolejnych porcji osadów ściekowych. Zwiększony rozwój powierzchni liści spowodował bardziej skuteczne odwadnianie osadów w porównaniu z poletkami kontrolnymi (bez roślin).

Akumulacja pierwiastków biogennych

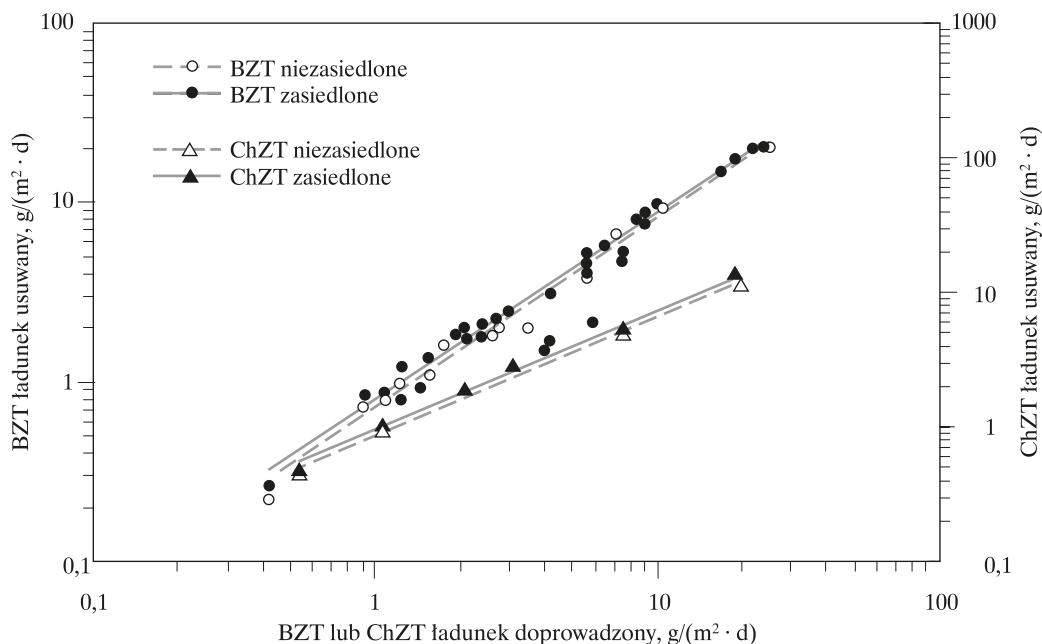
Akumulacja pierwiastków w biomase roślin ma duże znaczenie w systemach z powierzchniowym przepływem ścieków, budowanych w postaci odpowiednio skonstruowanych stawów lub rowów zapewniających serpentynowy przepływ wody. Systemy te są wykorzystywane przede wszystkim do oczyszczania ścieków w krajach o ciepłym klimacie lub na obszarach o klimacie umiarkowanym w sezonie letnim.

Tanner (2000) przeprowadził porównanie skuteczności usuwania substancji organicznej i azotu w systemach z podpowierzchniowym przepływem ścieków, obejmujących systemy gruntowe bez hydrofitów oraz systemy gruntowe zasiedlone hydrofitami. Z jego pracy wynika, że wpływ obecności roślin na usuwanie ładunku substancji organicznej nie jest istotny (rys. 1.3), natomiast uwidacznia się w odniesieniu do azotu ogólnego (rys. 1.4). Hydrofity wpływają przede wszystkim na przebieg reakcji nitryfikacji i denitryfikacji, powodując przekształcenie azotu amonowego do azotu gazowego. Proces ten jest możliwy wskutek sekwencyjnego rozkładu zakumulowanej naturalnej substancji organicznej.

Różnice między gatunkami makrofitów w pobieraniu makro- i mikroelementów mogą być znaczne. Spośród makrofitów wynurzonych najwięcej azotu kumuluje w swoich tkankach manna mielec (*Glyceria maxima*), natomiast fosforu i potasu – tatarak zwyczajny (*Acorus calamus*), a sodu – pałka szerokolistna (*Typha latifolia*). Najuboższe w azot są tkanki oczeretu jeziornego (*Schoenoplectus lacustris*), a w fosfor, potas i sód tkanki trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) (tab. 1.1). Różnice w kumulacji pierwiastków stwierdza się nie tylko w różnych gatunkach, lecz również w poszczególnych częściach roślin tego samego gatunku (Ozimek i Renman, 1996).

Według Ozimek i Renmana (1996) maksymalna zawartość pierwiastków biogennych, wyrażona w procentach suchej masy, w częściach nadziemnych trzciny wynosi od 4,4 N i 0,23 P, manny mielec zaś odpowiednio: 7,54 N i 1,22 P.

Jakie ilości pierwiastków biogennych mogą pobrać i zakumulować rośliny w swoich tkankach, zależy od gatunku rośliny, tempa wzrostu, od zakresu tolerancji ekologicznej wobec różnych związków, a także od ogólnej kondycji roślin. Istotne są również



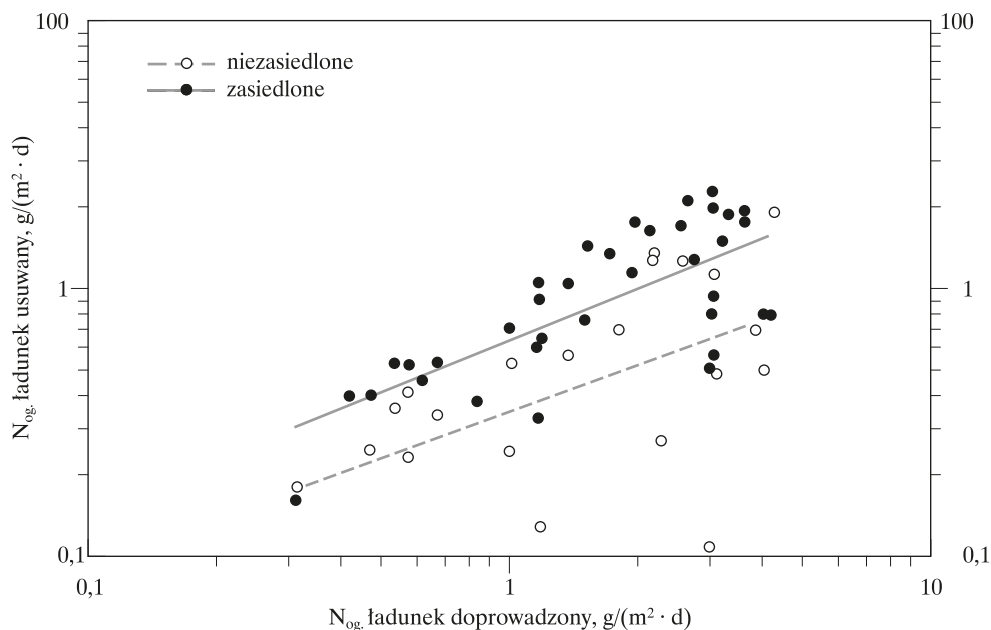
Rys. 1.3. Porównanie obciążeń ładunkiem substancji organicznej wyrażonej w BZT₅ i ChZT oraz wydajność jej usuwania z systemów gruntowych bez hydrofitów ($n = 16$) i zasiedlonych hydrofitami ($n = 30$), wg Tannera (2000)

czynniki abiotyczne, a więc temperatura, odczyn (pH), stężenie poszczególnych jonów, stosunki zawartości poszczególnych pierwiastków, oddziaływanie synergiczne i antagonistyczne różnych pierwiastków oraz czynniki biotyczne – obecność konkurentów, patogenów czy roślinożerców.

W systemach hydrofitowych o małych obciążeniach hydraulicznych ściekami, ewapotranspiracja może być większa niż dopływ ścieków i opady atmosferyczne, nawet w rejonach o klimacie umiarkowanym w latach suchych i średnich. Taka sytuacja miała miejsce w stawie trzcinowym w Wieżycy (woj. pomorskie). Przeprowadzone przez Toczyłowską i in. (2001) obliczenia bilansu wodnego wykazały, że staw trzcinowy o bujnie rozwiniętej roślinności wodnej i z bieżącym małym obciążeniem hydraulicznym (średnio 355 mm/a, czyli 1 mm/d) pracuje jako system ewaporacyjny, bez odpływu do wód powierzchniowych i jako system akumulacyjny zanieczyszczeń. Można więc uznać, że nastąpiła równowaga, w której przychody wody z dopływu ścieków i opadów atmosferycznych są pokrywane stratą wody na ewapotranspirację z obecną szatą roślinną.

Vymazal i in. (1999) podali, że zawartość azotu w trzcinie zasiedlającej jednostopniowe złoża HF–CW (p. s. 50) z podpowierzchniowym przepływem ścieków w czeskich oczyszczalniach hydrofitowych zmieniała się w łodygach z 9,0 do 20,8 mg/g s.m., w liściach z 15,0 do 43,0 mg/g s.m., a w częściach podziemnych z 16,0 do 46,0 mg/g s.m. Akumulacja azotu w łodygach trzciny rosnącej w naturalnych stanowiskach dochodziła nawet do 51,0 mg/g s.m. (Vymazal i in., 1999).

Według Gajewskiej i Obarskiej-Pempkowiak (2001) średnia akumulacja azotu w trzcinie w oczyszczalni hydrofitowej w Wiklinie wynosiła: 24,2 mg/g s.m., natomiast w Sarbsku była nieco większa: 25,8 mg/g s.m. Większa akumulacja azotu w obiekcie w Sarbsku była spowodowana prawdopodobnie większymi stężeniami zanieczyszczeń w ściekach przepływających przez obiekt. Udział bezpośredni roślin w ogólnym bilansie usuwania azotu jest raczej mały.



Rys. 1.4. Porównanie obciążeń ładunkiem azotu ogólnego oraz wydajności jego usuwania w systemach gruntowych bez hydrofitów ($n = 24$) i zasiedlonych hydrofitami ($n = 35$), wg Tannera (2000)

Na podstawie przeprowadzonego bilansu azotu w oczyszczalni w Wiklinie wykazano, że akumulacja azotu w biomase trziny wynosiła 7% i nie była znaczącym procesem w usuwaniu tego pierwiastka (Gajewska i Obarska-Pempkowiak, 2001).

Ilość pierwiastków biogennych, która akumuluje się na jednostkę powierzchni złoża, zależy od biomasy roślin i zawartości poszczególnych pierwiastków w ich tkankach. W tabeli 1.2 podano maksymalną suchą masę oraz maksymalną zawartość azotu, fosforu i potasu w częściach nadziemnych i podziemnych pięciu gatunków makrofitów wynurzonych.

Kumulacja pierwiastków na jednostkę powierzchni złoża w roślinach może różnić się w kolejnych latach zależnie od czynników klimatycznych oraz jakości dopływających ścieków. Niestety rośliny nie przetrzymują pierwiastków biogennych w swoich tkankach w sposób ciągły. Czas zatrzymania pobranych pierwiastków biogennych zależy od cyklu fenologicznego rośliny i modyfikujących go czynników abiotycznych i biotycznych. Makrofity mogą w niewielkich ilościach wydzielać przyżyciowo różne

związki. Główny ładunek pierwiastków jest oddawany przez rośliny do środowiska pod koniec i po zakończeniu cyklu fenologicznego. Wegetacja makrofitów w naszej strefie klimatycznej trwa 6–7 miesięcy, ale oczywiście gatunki makrofitów różnią się cyklem fenologicznym. Najdłuższy okres wegetacji ma w naszej strefie klimatycznej pałka i trzcina, nieco krótszy manna i tatarak. Okres wegetacyjny jest modyfikowany przez czynniki klimatyczne i nie musi trwać i przebiegać identycznie każdego roku. Makrofity mogą więc spełniać rolę pułapki lub źródła dopływającej z zewnątrz materii. Funkcje te zmieniają się w czasie jednego roku lub w okresach wieloletnich. Rolę pułapki odgrywają rośliny głównie wiosną i wczesnym latem, natomiast po zakończeniu sezonu wegetacyjnego stają się źródłem. Potwierdzają to badania prowadzone przez Obarską-Pempkowiak (1991, 1992) w stawie trzcinowym we Fromborku oraz przez Sadecką (2001) w obiektach hydrofitowych w Wawrowie, Gralewie, Małyszynie i Rokicie koło Gorzowa, eksploatowanych w latach 1990–2001. Między innymi wykazano okresowy wzrost stężenia związków fosforu w ściekach oczyszczonych, które przewyższało stężenie na dopływie do tych obiektów.

Tabela 1.1. Maksymalna zawartość pierwiastków biogennych w różnych częściach wegetatywnych makrofitów wynurzonych, wg Ozimek i Renmana (1996)

Gatunki	Części roślin	Maksymalna zawartość, % s.m.			
		N	P	K	Na
Trzcina pospolita	liście	3,50	0,15	1,22	0,04
	łodygi	0,90	0,08	1,16	0,06
	kłęcza	0,60	0,08	1,24	0,11
	korzenie	0,90	0,10	0,63	0,24
Pałka szerokolistna	liście	2,86	0,45	1,67	1,66
	łodygi	1,30	0,43	0,90	1,54
	kłęcza	1,13	0,38	1,23	1,79
	korzenie	1,34	0,34	0,98	2,12
Tatarak zwyczajny	liście	3,71	0,90	5,50	0,59
	łodygi	1,50	0,50	3,80	0,28
	kłęcza	0,70	0,46	1,22	0,65
	korzenie	0,90	0,42	2,30	0,80
Manna mielec	liście	4,60	0,80	3,20	0,04
	łodygi	2,94	0,42	3,10	0,07
	kłęcza	2,05	0,50	2,80	0,12
	korzenie	2,40	0,55	3,00	0,26
Ocieret jeziorny	liście	2,60	0,50	3,70	0,28
	łodygi	0,90	0,30	2,50	0,15
	kłęcza	1,57	0,30	–	0,45
	korzenie	1,20	0,42	–	0,52

Tabela 1.2. Maksymalna sucha masa i maksymalna zawartość azotu, fosforu i potasu w częściach nadziemnych (1) i podziemnych (2) pięciu gatunków makrofitów wynurzonych, wg Ozimek i Renmana (1996)

Gatunek	Maksymalna sucha masa, kg/m ²		Maksymalna zawartość, g/m ²					
			N		P		K	
	1	2	1	2	1	2	1	2
<i>Phragmites australis</i>	3,0	3,5	6,6	2,8	0,3	0,3	3,6	3,1
<i>Typha latifolia</i>	2,1	2,4	4,4	2,9	0,8	1,0	2,7	5,3
<i>Acorus calamus</i>	1,4	1,6	3,6	1,3	1,0	0,6	6,6	2,9
<i>Glyceria maxima</i>	3,0	3,2	11,4	7,0	1,8	1,6	9,6	9,3
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	2,3	3,4	4,1	4,8	0,9	1,0	7,1	–

Akumulacja metali ciężkich

Trzcina ma również zdolności akumulacji metali ciężkich oraz wspomaga procesy ich sorpcji w podłożu ekosystemów hydrofitowych, co wykazano na przykładzie działania oczyszczalni (dla 150 M) w Przywidzu koło Gdańska (Obarska-Pempkowiak i Klimkowska, 1999; Obarska-Pempkowiak, 2000).

Ozimek i Renman (1996) stwierdzili prostą zależność między udziałem pewnych metali ciężkich w środowisku a zawartością w roślinach wodnych (makrofitach). Według Kabaty-Pendias i Pendiasa (1993) do metali pobieranych biernie zaliczamy ołów, kadm oraz molibden i nikiel. Metale te nie biorą udziału w metabolizmie roślin, nie są więc potrzebne do ich rozwoju. Mimo to ich zawartość w makrofitach bywa bardzo duża (Ojo i in., 1996).

Makrofity mają rozwinięty mechanizm aktywnego (selektywnego) pobierania niektórych metali ciężkich. Najczęściej metale pobierane aktywnie potrzebne są do rozwoju roślin – na przykład miedź i cynk. W przypadku aktywnego transportu stwierdza się również zależność między akumulacją w roślinie i ich zawartością w środowisku (Ozimek i Renmann, 1996).

Pobieranie metali ciężkich zależy też od postaci, w jakiej występują one w środowisku (od stopnia utlenienia oraz rodzaju związku chemicznego, w który są wbudowane) (Kabata-Pendias i Pendias, 1979). Kadm na przykład może być pobierany przez rośliny jako kation Cd^{2+} lub jon uwodniony, ale może być również wiązany w chelatach metaloorganicznych. Dotyczy to też miedzi i ołowiu (Ozimek, 1985; Ozimek, 1988; Ozimek i Renman, 1996).

Niektóre metale są pobierane synergistycznie – nasilają pobieranie, inne antagonizują: jeden metal hamuje pobieranie drugiego i wywołuje jego wytrącanie (Ozimek, 1988). Zwiększona ilość miedzi powoduje zmniejszenie zawartości żelaza i manganu. Silny antagonizm stwierdzono między miedzią a cynkiem, ponieważ obydwa

pierwiastki mogą zajmować te same pozycje w nośnikach organicznych i ulegać wzajemnemu podstawianiu (Tilstone i Macnair, 1996).

Ilość metali ciężkich pobieranych przez makrofity i szybkość tego procesu zależy od czynników środowiskowych, m.in. od zawartości zawiesiny mineralnej i organicznej w wodzie i osadach dennych. Większość metali ciężkich nie utrzymuje się długo w wodzie w postaci rozpuszczonej, gdyż ulega szybkiej adsorpcji na mineralnej i organicznej frakcji osadów dennych oraz cząstkach detrytusów zawieszonych w wodzie. Według Sadlera (1998) metale ciężkie ponadto wytrącają się wskutek procesów utleniania i redukcji oraz tworzenia nierozpuszczalnych związków chemicznych, na przykład węglanów i siarczków.

Pobieranie metali ciężkich przez makrofity jest uwarunkowane odczynem i temperaturą środowiska. Akumulacja metali ciężkich w roślinach wodnych jest na ogół większa w porównaniu z ich akumulacją w roślinach lądowych (Ozimek, 1988). Zawartość metali ciężkich w roślinach wodnych przekracza wielokrotnie ich zawartość w otaczającym środowisku wodnym. Powodem szerokiego zakresu zmienności zawartości metali ciężkich w makrofitach jest biologia i ekologia poszczególnych gatunków. Im niżej są zorganizowane rośliny, tym mają słabiej rozwinięte bariery fizjologiczne i czerpanie metali odbywa się biernie (Piskornik, 1994).

Zawartość metali ciężkich zależy również od cyklu fenologicznego. Gatunki wieloletnie wykazują zazwyczaj większą zawartość niż jednoroczne, mimo że rosną w tym samym środowisku (Ozimek, 1988).

Zawartość metali ciężkich w poszczególnych częściach makrofitów nieraz bardzo odbiega od przeciętnej zawartości mierzonej dla całej rośliny. Z jednej strony wynika to z cech roślin, a z drugiej – ze specyficznych funkcji fizjologicznych niektórych metali, co wywołuje ich gromadzenie w określonych częściach roślin. Rozmieszczenie metali w makrofitach zależy od ich pochodzenia oraz organu, za którego pośrednictwem są przenoszone ze środowiska. Według Griesa i Garbego (1989) większość metali ciężkich występuje w większych ilościach w korzeniach i kłączach makrofitów wynurzonych (trzcina pospolita) niż w częściach nadziemnych. Akumulacja metalu w określonym organie jest wypadkową jego pobierania i transportu poza organ. Przemieszczanie się metali ciężkich w roślinie zależy od procesów metabolicznych rośliny (zdolności wiązania w błonach komórkowych oraz wytrącania), a także od postaci i ruchliwości metalu. Ołów na przykład jest pobierany biernie i rośliny zatrzymują go przede wszystkim w tym organie, który posłużył do pobrania. Rośliny po pobraniu ołowiu wiążą go w błonach komórkowych ze związkami tłuszczowymi i białkowymi oraz wytrącają w formie orto- i pirofosforanów. Larsen i Schierup (1981) wykazali, że rośliny lądowe przenoszą tylko w 10% pobranego ołowiu do części nadziemnych. Podobnie mały procent kadmu jest transportowany do części nadziemnych. Część metali niezbędnych do rozwoju roślin pobrana przez korzenie jest przemieszczana do pędów. W ten sposób np. miedź jest transportowana do stożków wzrostu. Znany jest również odwrotny kierunek przemieszczania się metali. Wykazano, że może następować szybki transport kadmu pobranego przez liście – do części podziemnych.

Zmienność sezonowa zawartości metali ciężkich jest uwarunkowana cyklem życiowym roślin oraz zależy od charakteru pierwiastka. Zawartość w roślinach pierwiastków mniej ruchliwych geochemicznie, takich jak ołów, miedź i kadm, nie zmienia się w ciągu sezonu wegetacyjnego bądź wyraźnie wzrasta (Kabata-Pendias i Pendias, 1993).

Woźny (1995) wykazał, że może następować wydzielanie ołowiu (pierwiastek mało ruchliwy) i tylko w niewielkim stopniu przemieszczanie w roślinie. Sugeruje to, że prawdopodobnie jeśli ilość tego metalu jest nadmierna, zostają uruchomione specyficzne procesy metaboliczne, które umożliwiają jego migrację w tkankach roślin. Biochemiczny system uruchamiania ołowiu w tkankach korzeniowych jest naturalną ochroną roślin przed nadmierną jego akumulacją, co wykazano dla roślin lądowych (Ozimek, 1988).

Powrót metali ciężkich do środowiska może odbywać się w drodze wymywania z liści żywych roślin przez deszcz. Według Kufel i Kufel (1985) oraz Kufel i Ozimek (1994) natężenie procesu wymywania ołowiu z żywych liści trzciny pospolitej oceniono jako znaczne, natomiast wymywanie kadmu – jako znikome.

Powrót metali ciężkich do środowiska następuje przede wszystkim wskutek rozkładu obumarłych makrofitów. Część metali dość szybko jest usuwana z tkanek makrofitów, zawartość innych nie zmienia się istotnie (np. miedzi), wreszcie zawartość niektórych metali zwiększa się w powstającym detrytusie. Wzrost zawartości metali ciężkich w rozdrobnionych tkankach roślin wodnych spowodowany jest z jednej strony silnym związaniem tych pierwiastków z tkankami roślin, a z drugiej wynika z adsorpcji metali ciężkich na detrytusie powstającym z roślin. Sedymentujący detrytus wzbogaca osady dennie w metale ciężkie.

Tkanki makrofitów odznaczają się pewną tolerancją na zwiększoną zawartość metali ciężkich w otaczającym środowisku. Wysoki poziom zanieczyszczenia środowiska metalami powoduje, że rośliny ulegają zmianom, które przede wszystkim ujemnie wpływają na przebieg procesu fotosyntezy. Duża akumulacja metali ciężkich w tkankach powoduje ich uszkodzenie i zaburzenie procesów fizjologicznych roślin. Z tego powodu zastosowanie roślin do detoksykacji środowisk skażonych metalami jest ograniczone. Znaczna biokumulacja metali ciężkich w roślinach uniemożliwia ich dalsze wykorzystanie, np. jako paszy dla bydła lub do produkcji nawozów. Rośliny skażone mogą być stosowane wyłącznie w procesach przemysłowych, np. jako surowiec do produkcji biogazu (Kowalik, 1997).

Wojciechowska i Obarska-Pempkowiak (1998) badały rozmieszczenie wybranych metali ciężkich w ekosystemie oczyszczalni hydrofitowej o przepływie powierzchniowym w Bielkowie (woj. pomorskie). Analizowany obiekt umieszczono na cieku będącym dopływem do Jeziora Goszyńskiego (na którym znajduje się ujęcie wody pitnej dla Gdańska) w celu oczyszczania spływów powierzchniowych z pól uprawnych. System hydrofitowy w Bielkowie po wybudowaniu został zasiedlony trzema gatunkami makrofitów wynurzonych: *Phragmites australis* (trzcina pospolita), *Glyceria maxima* (manna mielec) i *Typha latifolia* (pałka szerokolistna).

Trzykrotnie w ciągu sezonu wegetacyjnego: na początku (maj), w środku (lipiec) oraz pod koniec (październik) oznaczano zawartość metali ciężkich w materiale roślinnym (Cd, Pb, Zn, Cu, Fe, Mn) oraz w osadach dennych (Cd, Cu, Pb i Zn). Dodatkowo oznaczano również produkcję biomasy. Materiał roślinny: łodygi, liście oraz części podziemne (korzenie) zbierano na terenie całego obiektu. W 2000 roku makrofity zasiedlały 30% powierzchni zbiornika, zaś w roku 2001 – 70%. Makrofity wynurzone były obecne przede wszystkim w pobliżu brzegów zbiornika, na groblach (głównie trzcina) oraz w rejonie dopływu i odpływu ze zbiornika. Oprócz gatunków zasadzonych na terenie obiektu obserwowano spontaniczne pojawianie się pojedynczych pędów innych gatunków roślin, głównie traw.

W celu uzyskania dużej dokładności badań, oznaczono też zawartości metali w próbkach materiału wzorcowego. W drugiej kolumnie tabeli 1.3 zestawiono wartości wzorcowe kadmu, ołowiu, cynku, miedzi, żelaza i manganu. W trzeciej kolumnie podano wartości uzyskane z pomiarów. Wartości względnego odchylenia standardowego (kolumna piąta) wskazują, iż nie było problemu z uzyskaniem wystarczającej dokładności pomiarów.

Tabela 1.3. Zawartość metali ciężkich, $\mu\text{g/g}$ s.m., w materiałach wzorcowych typu: CI-1 CAGH oraz dokładność wykonywanych oznaczeń, wg Wojciechowskiej i Obarskiej-Pempkowiak (2008)

Pierwiastek	Wartość wzorcowa	Wartość oznaczona	Odzysk, %	Względne odchylenie standardowe, %
Cd	$0,23 \pm 0,04$	$0,19 \pm 0,03$	82	16
Cu	$3,30 \pm 0,25$	$3,50 \pm 0,42$	106	12
Pb	1,62	$1,80 \pm 0,22$	111	12
Zn	$38,5 \pm 1,9$	$37,6 \pm 2,4$	102	6
Mn	$57,6 \pm 2,1$	$55,1 \pm 4,6$	96	8
Fe	$58,4 \pm 3,9$	$57,1 \pm 3,2$	98	6

Sezonowe zmiany produkcji biomasy w częściach nadziemnych (łodygach, liściach) oraz korzeniach trzech gatunków makrofitów wynurzonych zasiedlających obiekt hydrofitowy w Bielkowie przedstawiono w tabeli 1.4.

W przypadku manny mielec oraz pałki szerokolistnej biomasa części nadziemnych była większa w pobliżu odpływu z systemu niż na dopływie. Fakt ten wskazuje na większą żyzność osadów dennych w tym rejonie zbiornika. Dodatkowo przemawia za tym większa zawartość azotu w osadach na odpływie (wyniki dotyczące zawartości azotu w osadach podają Obarska-Pempkowiak i Ozimek, 2003).

W tabeli 1.5 zestawiono zawartości czterech metali ciężkich (Cd, Cu, Pb oraz Zn) w osadach dennych; były większe w rejonie odpływu ze zbiornika niż w pobliżu dopływu. Wynikało to z warunków hydraulicznych panujących w obiekcie i występowania sedimentacji oraz akumulacji zawiesin organicznych w rejonie odpływu ze zbiornika.