

Oczyszczalnie hydrofitowe w świetle przepisów UE

*Hanna Obarska-Pempkowiak
Katedra Technologii Wody i Ścieków
Politechnika Gdańska*

1. Wstęp

Woda jest najcenniejszym bogactwem naturalnym decydującym o zdrowiu środowiska przyrodniczego i życiu ludzi. Ochrona wód wymaga stosowania, więc najbardziej efektywnych technologii oczyszczania ścieków. Zgodnie z przesłaniem Agendy 21 należy dążyć do stosowania niedrogich technologii, które są jak najmniej szkodliwe dla środowiska. Powinny być one również elastyczne, aby istniała możliwość ich dostosowania do lokalnych warunków.

Braki w zakresie oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych obserwuje się przede wszystkim w rejonach o rozproszonej zabudowie. Są to tereny, na których znajdują się małe, znacznie od siebie oddalone miejscowości i osiedla, a także rekreacyjne ośrodki wypoczynkowe. Tereny te zwykle nie posiadają bądź, mają niepełną sieć kanalizacyjną. Są to obszary o strukturze rolniczej.

Problemem ostatnich lat stało się zanieczyszczanie ściekami wód z terenów wiejskich. W roku 2002 średnio tylko 14% ludności z terenów wiejskich korzystało z oczyszczalni ścieków, podczas gdy w miastach udział ten wynosił aż 83,2%. Udział ludności wiejskiej korzystającej z kanalizacji w latach 1995÷2002 wzrósł niemal dwukrotnie z 5,9 do 12,3%. Liczby te wskazują, że pozostała ludność oczyszcza ścieki w przydomowych i lokalnych oczyszczalniach ścieków. Często stosowano osadniki gnilne oraz drenaże rozsączające, nie zapewniające efektywnego usuwania zanieczyszczeń. Są to rozwiązania, które nie mogą być

akceptowane w dłuższym okresie czasu, ponieważ zapewniają odprowadzanie jedynie mechaniczne oczyszczonych ścieków wprost do odbiorników.

Obszary wiejskie w Polsce charakteryzują się często niewielkimi zasobami wód powierzchniowych, których zdolność do przyjęcia ładunku zanieczyszczeń jest na ogół mała.

W świetle tych problemów rozważa się możliwość wykorzystywania obiektów hydrofitowych (głównie oczyszczalni trzcinowych bądź wiklinowych). Do zalet powodujących chętnie wprowadzanie systemów hydrofitowych należy łatwa i prosta obsługa, odporność na nierównomierny dopływ ścieków oraz konkurencyjny koszt w porównaniu z urządzeniami konwencjonalnymi. Naturalny wygląd umożliwia ich łatwe wkomponowanie w istniejący krajobraz. Oczyszczalnie hydrofitowe w przeciwieństwie do konwencjonalnych systemów biologicznych nie wytwarzają wtórnych osadów ściekowych. Posiadają zdolność usuwania substancji organicznej i związków biogenych (azotu i fosforu) oraz zanieczyszczeń specyficznych np. metali ciężkich a także niektórych mikrozanieczyszczeń organicznych.

2. Charakterystyka hydrofitowej metody oczyszczania wód i ścieków

Oczyszczalnie hydrofitowe znane w literaturze anglojęzycznej jako „constructed wetland” są obiektami, 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 (zwanymi hydrofitami), egzystujących w odpowiednio zaprojektowanych obiektach, tzn. filtrach gruntowych lub stawach. Na skutek specyficznych warunków umożliwiających rozwój hydrofitów następuje intensyfikacja procesów utleniania i redukcji, które wspomagane przez procesy sorpcji, sedymentacji i asymilacji umożliwiają usuwanie znacznej części zanieczyszczeń ze ścieków (Obarska-Pempkowiak 2002).

Dobrze rozwinięty system kłaczy i korzeni makrofitów rozprzestrzeniający się we wszystkich kierunkach w podłożu wpływa korzystnie na równomierne przesączenie się ścieków. Obumierające korzenie i kłacza ulegają rozkładowi pozostawiając cylindryczne przestrzenie i kanaliki, zwiększając i stabilizując przewodność hydrauliczną złoża. W tworzącym się systemie rozwija się organiczne środowisko o bardzo dużej powierzchni, która zasiedlana jest przez mikroorganizmy biorące aktywny udział w oczyszczaniu ścieków. Makrofity wykazują cały szereg przystosowań biochemicznych, fizjologicznych i strukturalnych pozwalających na pełnienie funkcji życiowych w warunkach niedotle-

nienia. Jedną ze nich jest wytwarzanie pustych kanałów przewietrzających w łądogach w wyniku lizy komórek (np. u trzciny), lub przestworów międzykomórkowych wypełnionych aerenchymą (czyli miękkim powietrzem), stanowiących zbiornik powietrza ułatwiający oddychanie zanurzonym częścią niektórych roślin (np. u oczeretu) (Birkedal i in., 1993). Gatunki odporne na stałe lub okresowe zalewanie mają dobrze rozwiniętą aerenchymę, która może zajmować do 60% objętości łądy i kłączy.

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

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

W systemach hydrofitowych o niskich obciążeniach hydraulicznych, ewapotranspiracja może być wyższa niż dopływ ścieków i opad atmosferyczny, nawet w rejonach o klimacie umiarkowanym w latach suchych i średnich. Taka sytuacja miała miejsce w stawie trzcinowym w Wieżycy w woj. pomorskim. Przeprowadzone przez Toczyłowską i in. (2001) obliczenia bilansu wodnego wykazały, że staw trzcinowy przy bujnie rozwiniętej roślinności wodnej i przy aktualnych małych obciążeniach hydraulicznych (średnio 355mm/rok, czyli 1 mm/d) pracuje jako system ewaporacyjny, bez odpływu do wód powierzchniowych i jako system akumulacyjny dla zanieczyszczeń. Można więc uznać, że nastąpiła równowaga, w której przychody wody z dopływu ścieków i opadów atmosferycznych są pokrywane stratą wody na ewapotranspirację, przy aktualnej szacie roślinnej.

Wg 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 wyższa i wynosiła 25,8 mg/g s.m. Znaczna akumulacja azotu w obiekcie w Sarbsku była spowodowana prawdopodobnie wyższymi stężeniami zanieczyszczeń w ściekach przepływających przez obiekt. Udział bezpośredni roślin w ogólnym bilansie usuwania azotu jest w obiektach

z podpowierzchniowym przepływem ścieków raczej mały. Na podstawie przeprowadzonego bilansu ładunku azotu w oczyszczalni w Wiklinie wykazano, że akumulacja azotu w biomase trzciny wynosiła 7% i nie była znaczącym procesem w usuwaniu tego pierwiastka (Gajewska i Obarska-Pempkowiak, 2001).

Wg Tannera (2000) obecność hydrofitów szczególnie wydatnie wpływa na usuwanie związków azotu. Mają one wpływ przede wszystkim na przebieg reakcji nitryfikacji i denitryfikacji powodując transformację azotu amonowego do azotu gazowego. Powyższy proces jest możliwy wskutek sekwencyjnego rozkładu zakumulowanej naturalnej substancji organicznej.

Wegetacja makrofitów w naszej strefie klimatycznej trwa od 6 do 7 miesięcy, ale oczywiście cykle fenologiczne różnych gatunków makrofitów różnią się między sobą. Najdłuższy okres wegetacji ma w naszej strefie klimatycznej pałka i trzcina, nieco krótszy manna mielec i tatarak. Długość okresu wegetacyjnego może być modyfikowana przez czynniki klimatyczne i nie musi przebiegać identycznie każdego roku. Makrofity mogą więc spełniać rolę pułapki lub źródła dopływających z zewnątrz substancji. Funkcje te mogą zmieniać się w czasie jednego roku lub w okresach wieloletnich. Rolę pułapki spełniają rośliny głównie wiosną i wczesnym latem, natomiast stają się źródłem – po zakończeniu sezonu wegetacyjnego. Potwierdzają ten efekt badania prowadzone przez Obarską-Pempkowiak (1991, 1992) w stawie trzcinowym w Fromborku oraz przez Sadecką (2001) w obiektach hydrofitowych w Wawrowie, Gralewie, Małszynie i Rokitnie w województwie gorzowskim, eksploatowanych w latach 1990÷2001. Między innymi wykazano okresowy wzrost stężenia związków fosforu w ściekach oczyszczonych przewyższający ich stężenie na dopływie do tych obiektów.

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

Według Ozimek i Renmana (1996) dla szeregu metali ciężkich stwierdza się prostą zależność między ich udziałem w środowisku a stężeniem w 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.

Szybkość i ilość pobieranych metali ciężkich przez makrofity jest uzależniona 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 podlega szybkiej adsorpcji na mineralnej i organicznej frakcji osadów dennych oraz cząstkach detrytusów zawieszonych w wodzie. Według Sadlera (1998) metale ciężkie pod-

legają ponadto wytrącaniu wskutek procesów redoksowych i tworzenia nierozpuszczalnych związków chemicznych, na przykład węglanów i siarczków.

Zawartość metali ciężkich w roślinach wodnych może przekraczać wielokrotnie ich zawartość w otaczającym środowisku wodnym. Szeroki zakres zmienności zawartości metali ciężkich w makrofitach jest spowodowany biologią i ekologią poszczególnych gatunków. Im niżej są zorganizowane rośliny, tym mają słabiej rozwinięte bariery fizjologiczne i czerpanie metali odbywa się biernie (Piskornik, 1994).

Rośliny systemów hydrofitowych pełnią również funkcje pośrednie polegające m.in. na stabilizowaniu powierzchni złóż i ich zabezpieczeniu przed erozyjnym działaniem wiatru. Systemy hydrofitowe stanowią doskonałe siedlisko dla fauny (zwłaszcza ptaków).

Obumarłe rośliny w warunkach zimowych pełnią również rolę doskonałej izolacji termicznej chroniąc materiał filtracyjny przed przemarzaniem.

2. Doświadczenia z eksploatacji obiektów hydrofitowych

Dotychczas systemy hydrofitowe były wykorzystywane:

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

W przypadku stosowania roślinności wodnej (makrofitowej) oczyszczalnie mogą być budowane jako systemy z powierzchniowym przepływem wody lub systemy z podpowierzchniowym przepływem wody, zasilane ściekami w sposób ciągły. W literaturze anglojęzycznej pierwsze z nich znane są jako systemy „free water surface – FWS” lub „surface flow – SF”, podczas gdy drugie określane są jako „vegetated submerged beds – VSB” lub „subsurface flow systems – SSF”. Natomiast systemy wykorzystujące roślinność wodolubną mogą być też budowane w postaci filtrów gruntowych, zasilanych ściekami okresowo.

Obiekty VSB mogą być budowane w postaci złóż:

- z przepływem poziomym (w literaturze anglojęzycznej tzw. „horizontal flow constructed wetland – HF-CW”),
- lub z przepływem pionowym (w literaturze anglojęzycznej tzw. „vertical flow constructed wetland – VF-CW”).

Obiekty stanowiące złoża z poziomym lub pionowym przepływem ścieków są predysponowane do stosowania w naszych warunkach klimatycznych.

Badania prowadzone w obiektach hydrofitowych w Europie i Stanach Zjednoczonych wykazały, że w złożach z poziomym przepływem ścieków następuje flokulacja, osadzanie i filtracja zawiesin i cząstek koloidalnych, powodując zmniejszanie się i zatykanie porów. Według wielu badaczy bardziej intensywna kolmatacja i zmniejszenie przewodności hydraulicznej występowała na początku: od 1/4 do 1/3 długości złoża. Równocześnie przewodność hydrauliczna w pozostałej części złoża ulegała obniżeniu w znacznie mniejszym stopniu i była bardziej jednorodna (Obarska-Pempkowiak 2002).

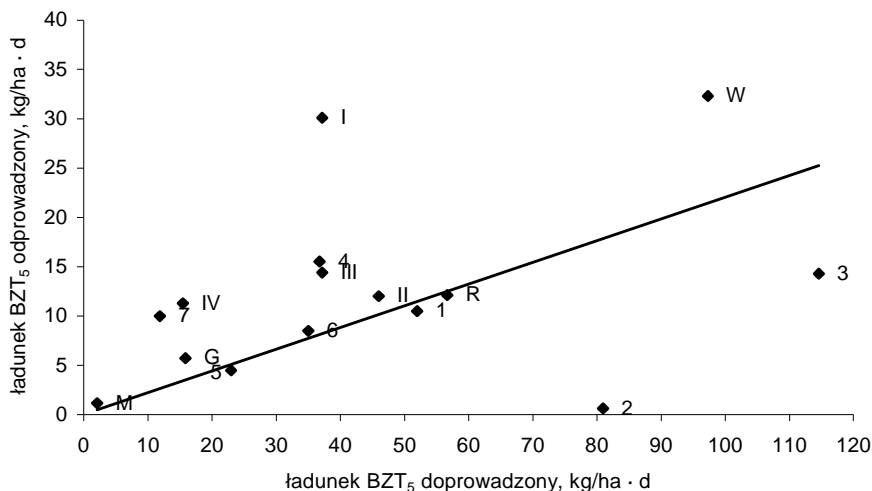
3.1. Usuwanie zanieczyszczeń ze źródeł punktowych

W latach dziewięćdziesiątych w Polsce powstało kilkadziesiąt obiektów hydrofitowych w postaci złóż z HF-CW wykorzystywanych w drugim stopniu oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych. Systemy te różniły się wielkością, od 5 M (mieszkańców) – budowane jako systemy zagrodowe do 2000 M – dla osiedli wiejskich. Niestety większość z nich nie była monitorowana w sposób wystarczający i dlatego trudno było określić ich efektywność. Wiele z powstałych obiektów było zaprojektowana na „wycucie” i niezgodnie z zasadami projektowania. Tylko nieliczne z nich były zaprojektowane zgodnie z zasadami stosowanymi w Wielkiej Brytanii i Danii.

Uzyskane wyniki monitoringu analizowanych obiektów przyzagrodowych (z okolic Ciechanowa, Lublina i Ostrołęki) i lokalnych (w woj. gorzowskim) wykazała, że systemy hydrofitowe typu HF-CW stanowiące drugi stopień oczyszczenia ścieków zapewniały skuteczne usuwanie substancji organicznej wyrażonej w BZT₅ i ChZT_{Cr} oraz zawiesiny ogólnej. Efektywność usuwania BZT₅ wynosiła od 45,6 do 99,1%, średnio 76,4% w zakresie obciążeń od 15 do 115 kg/ha-d (rysunek 1).

Usuwanie substancji organicznej wyrażonej w BZT₅ z 1 m² złoża analizowanych obiektach typu HF-CW podano w tabeli 1.

Natomiast skuteczność usuwania azotu ogólnego w tych obiektach była niższa i wynosiła od 22,4 do 84,2%, średnio 44,5% w zakresie obciążeń od 2,5 do 37,0 kg/ha-d (rysunek 2).



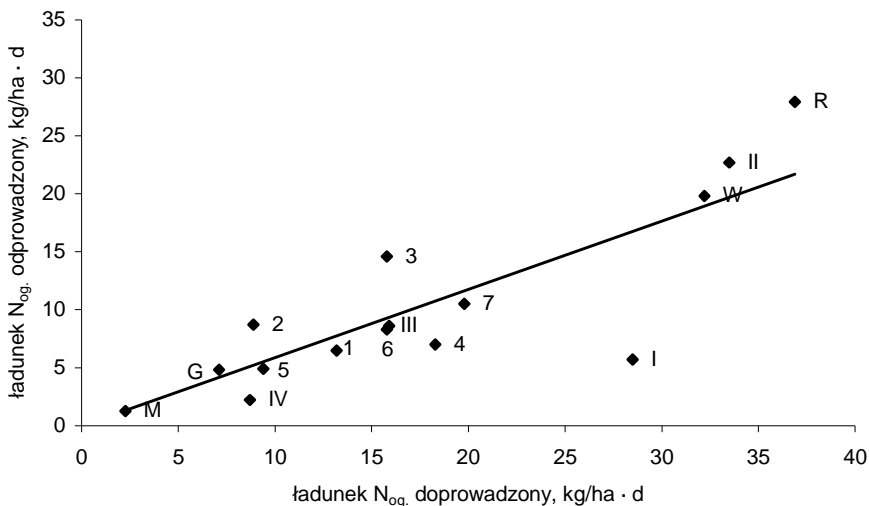
Rys. 1. Ładunek BZT₅ doprowadzony i odprowadzony w systemach HF-CW (Obarska-Pempkowiak i in. 2004). Obiekty przyzagrodowe: I÷IV obiekty zlokalizowane k. Ciechanowa, 1÷4 obiekty z okolic Lublina zaś 5÷7 z okolic Ostrołęki. Obiekty lokalne: G, W, M, R z okolic Gorzowa Wielkopolskiego

Fig. 1. Inflowing and outflowing loads of BOD₅ in HF-CW (Obarska-Pempkowiak et. al 2004). Individual plants: I÷IV located near Ciechanów, 1÷4 located near Lublin, 5÷7 located near Ostrołęka. Local plants: G, W, M, R located near Gorzów Wielkopolski

Tabela 1. Usuwanie substancji organicznej wyrażonej w BZT₅ z m² w analizowanych obiektach HF-CW

Table 1. The removal of organic matter expressed in BOD₅ from 1 m² in analysed HF-CWs

Obiekty lokalne	Obiekty przyzagrodowe		
k. Gorzowa Wielkopolskiego	k. Ciechanowa	k. Lublina	k. Ostrołęki
BZT ₅ g/m ² d			
G – 6,5	I – 0,7	1 – 4,2	5 – 1,9
W – 1,0	II – 3,4	2 – 8,2	6 – 2,7
M – 0,1	III – 2,3	3 – 10,8	7 – 0,2
R – 4,5	IV – 0,4	4 – 2,1	



Rys. 2. Ładunek N_{og} doprowadzony i odprowadzony w analizowanych systemach HF-CW (Obarska-Pempkowiak i in. 2004)

Fig. 2. Inflowing and outflowing loads of N_{tot} in analysed HF-CWs (Obarska-Pempkowiak et.al 2004)

Usuwanie azotu ogólnego z 1 m^2 analizowanych obiektów podano w tabeli 2.

Tabela 2. Usuwanie azotu ogólnego z 1 m^2 złoża w analizowanych obiektach HF-CW
Table 2. The removal of N_{tot} from 1 m^2 in analysed HF-CWs

Obiekty lokalne	Obiekty przyzagrodowe		
k. Gorzowa Wielkopolskiego	k. Ciechanowa	k. Lublina	k. Ostrołęki
$N_{og} \text{ g/m}^2\text{d}$			
G – 0,2	I – 2,2	1 – 0,6	5 – 0,8
W – 1,2	II – 1,1	2 – 0,2	6 – 0,4
M – 0,1	III – 0,7	3 – 0,1	7 – 0,9
R – 0,9	IV – 0,6	4 – 1,1	

Wiele z analizowanych obiektów nie pracowało prawidłowo. Główną przyczyną była niewłaściwa eksploatacja osadników gnilnych, brak odpowiednich trójników umożliwiających przepływ ścieków bez tłuszczów i zawiesin do filtrów hydrofitowych. Dopływ tych zanieczyszczeń był przyczyną zmniejsze-

nia przewodności hydraulicznej tych obiektów. Powodowało to niekiedy zmianę ich charakteru z obiektów z podpowierzchniowym na obiekty z powierzchniowym przepływem ścieków, gdzie obowiązują odmienne zasady projektowania i eksploatacji. Powierzchnia jednostkowa w obiektach lokalnych wynosiła odpowiednio: w Wawrowie 2,7 m²/M, w Gralewie 3,0 m²/M, w Małyszynie 4,0 m²/M i w Rokitnie 6,1 m²/M.

W złożach o pionowym przepływie ścieków (VF-CW) również może występować stopniowe zakolmatowanie powierzchni złoża. Kolmatacja może być spowodowana nieodpowiednim składem granulometrycznym wierzchniej warstwy złoża, lub jego nieodpowiednią eksploatacją, zwłaszcza przy zbyt dużych obciążeniach hydraulicznych, prowadzących do występowania warunków beztlenowych (Brix i Johansen 2003, Sadecka 2003).

Cooper (1998) wskazuje, że złoża VF-CW przyczyniają się do skutecznego usuwania bakterii, chociaż nie są predestynowane do usuwania zawiesiny ogólnej ze ścieków, gdyż mogą ulegać kolmatacji. Wg Platzera i Maucha (1996) efektywny przepływ powietrza, tzw. „przewietrzanie złoża” jest możliwe tylko wtedy, gdy górne warstwy złoża posiadają dobre właściwości hydrauliczne oraz powierzchnia złoża ulega dobremu zdrenowaniu pomiędzy kolejnymi dawkami ścieków doprowadzanymi do złoża. W prowadzonych badaniach wykazano, że szybszej kolmatacji ulegają złoża przy niskim obciążeniu hydraulicznym i wysokim ładunku substancji organicznej. Wykazano, że maksymalny dopuszczalny ładunek substancji organicznej, jaki może być podawany na złożo w warunkach klimatycznych charakterystycznych dla środkowej Europy wynosi 25 g ChZT/m²-d.

Średnie stężenia charakterystycznych zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych w złożach hydrofitowych typu VF-CW w Niemczech i w Austrii podano w tabeli 3.

Tabela 3. Średnie stężenia charakterystycznych zanieczyszczeń w ściekach oczyszczanych w złożach hydrofitowych typu VF-CW w Niemczech, wg Börner'a i in. (1998), oraz Austrii wg Haberl'a i in. (1998), w mg/dm³

Table 3. Average concentrations of characteristic contaminants in effluent after VF-CWs located in Germany, Börner et al. (1998), and Austria Haberl et al. (1998), in mg/l

Parametr	Złoże typu VF-CW w Niemczech	Złoże typu VF-CW w Austrii
ChZT	68,2	37,0
N-NH ₄ ⁺	9,5	7,5
N-NO ₃ ⁻	65,2	35,0
N _{og}	67,1	–
P _{og}	3,2	–

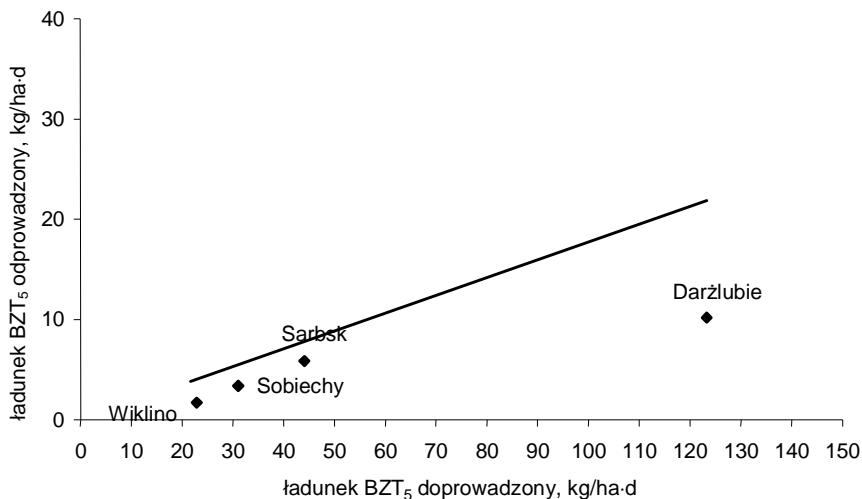
Dotychczas w Polsce nie stosowano w drugim stopniu oczyszczania jednostopniowych złóż hydrofitowych z pionowym przepływem ścieków, zwanych w literaturze angielskiej jako *vertical flow constructed wetlands* (VF-CW). Przeprowadzone tylko pilotowe badania, które zostały opisane przez Sorokę (2001) i Mierzejewskiego (1999). Średnia zdolność do usuwania substancji organicznej wyrażonej w BZT₅ i N_{og} w badaniach Soroki (2001) wynosiła odpowiednio 97,4% i 41,6% podczas gdy u Mierzejewskiego (1999) dla ścieków w drugim stopniu oczyszczania wynosiła 89,1% i 76,1%, zaś w III stopniu oczyszczania wynosiła 93,8% i 79,1%.

Porównując uzyskane rezultaty z wynikami otrzymanymi przez Brixę i in. (2003) dla kompaktowego złoża VF-CW wykazano, że komercyjny obiekt VF-CW może umożliwić usuwanie azotu ogólnego nawet ze skutecznością 99,9%.

Prowadzono badania efektywności usuwania zanieczyszczeń również w hybrydowych systemach hydrofitowych (HSH) złożonych ze złóż z poziomym i pionowym przepływem ścieków, tzw. obiektach hybrydowych. W Polsce stosowano wyłącznie konfiguracje zaproponowane przez Johansena i Brixę (1996) ze złożem poziomym ustawionym na początku biologicznego oczyszczania.

Analizie poddano cztery obiekty wybudowane na początku lat dziewięćdziesiątych zlokalizowane w Darżlubiu, Sarbsku i Wiklinie w woj. pomorskim, jak również w miejscowości Sobiechy w woj. podlaskim. Ścieki po mechanicznym oczyszczeniu były przepompowywane do części biologicznej, którą stanowiły złoża hydrofitowe. W obiektach w Sarbsku i Sobiechach część oczyszczonych ścieków po złożu z pionowym przepływem była zawracana na początek układu do złoża z poziomym przepływem. W Wiklinie i Darżlubiu zastosowano po złożu pionowym dodatkowe złoża. Obiekty zasiedlono trzciną pospolitą.

W porównaniu z obiektami jednostopniowymi wydajność ich usuwania była wyższa i wynosiła odpowiednio dla BZT₅ od 59,2% do 92,3%, średnio 86,7% w zakresie obciążeń od 21 kg/ha-d do 123 kg/ha-d (rysunek 3).



Rys. 3. Ładunek BZT₅ doprowadzony i odprowadzony w systemach hybrydowych (Obarska-Pempkowiak i in. 2004).

Fig. 3. Inflowing and outflowing loads of BOD₅ in hybrid wetland systems (Obarska-Pempkowiak et al. 2004).

Usuwanie substancji organicznej z 1 m² złoża z analizowanych Hybrydowych Systemów Hydrofitowych (HSH), wyrażoną w BZT₅ podano w tabeli 4.

Tabela 4. Usuwanie substancji organicznej z 1 m² złoża wyrażonej w BZT₅ w analizowanych hydrofitowych systemach hybrydowych (HSH)

Table 4. The removal of organic matter expressed in BOD₅ from 1 m² in analysed hybrid wetland systems

Konfiguracja obiektów HSH	
HF/VF/HF	HF/VF + rec.
BZT₅ g/m²d	
Wiklino – 2,7	Sarbsk – 3,9
Darżlubie – 3,3	Sobiechy – 5,6

Obiekty hybrydowe charakteryzowały się wyższą i bardziej stabilną zdolnością do usuwania azotu w porównaniu z obiektami jednostopniowymi wynoszącą od 4,2 do 14,6 kg/ha-d. Średni ładunek usuwanego azotu wynosił 7,8 kg/ha-d. Bardzo podobne wyniki usuwania azotu uzyskano w duńskich oczyszczalniach hydrofitowych (3,0–7,0 kg/ha-d) (Brix i Schierup, 1989). Obiekt w Darżlubiu pomimo bardzo wysokiej skuteczności usuwania zanieczyszczeń

nie zapewniał zadowalających efektów usuwania azotu. Było to spowodowane dopływem gnojowicy z niektórych gospodarstw w okresie wegetacyjnym (Obarska-Pempkowiak i Gajewska, 2003).

Usuwanie azotu ogólnego z 1 m² złoża w analizowanych obiektach HSM podano w tabeli 5.

Tabela 5. Usuwanie azotu ogólnego z 1 m² złoża w analizowanych obiektach HSH

Table 5. The removal of N_{tot} from 1m² in analysed hybrid wetland systems

Konfiguracja obiektów HSH	
HF/VF/HF	HF/VF + rec.
N _{og} g/m ² d	
Wiklino – 0,8	Sarbsk – 0,6
Darżlubie – 0,4	Sobiechy – 0,6

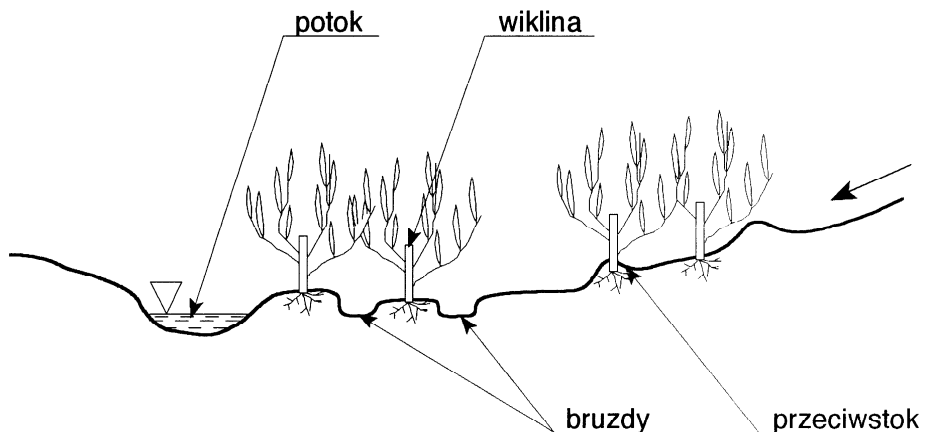
Najwyższą skuteczność usuwania azotu wykazano dla obiektu w Wiklinie.

3.2. Usuwanie zanieczyszczeń ze źródeł obszarowych

W celu oczyszczania wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej, co związane było z dążeniem do otwarcia plaż na gdańskim wybrzeżu, od początku lat dziewięćdziesiątych w rejonie Trójmiasta prowadzono prace nad oczyszczaniem wód najbardziej zanieczyszczonych potoków, m.in. Potoku Rynaszewskiego oraz Potoku Swelina.

Na terenie Miejskiego Ogrodu Zoologicznego w Oliwie usytuowanego wzdłuż koryta Potoku Rynaszewskiego ($Q_z \cong 70 \text{ dm}^3/\text{s}$), głównego dopływu Potoku Jelitkowskiego ($Q_z \cong 250 \text{ dm}^3/\text{s}$), wybudowano zespół obiektów hydrotechniczno-hydrofitowych, mających na celu obniżenie przede wszystkim dopływu ładunku azotu organicznego oraz eliminację bakterii coli typu fekalnego. Zastosowano tu dwa filtry piaskowe, filtr wegetacyjny, wylewisko o łącznej powierzchni 3100 m² oraz pięć buforowych stref wiklinowych o łącznej powierzchni 6650 m² (Obarska-Pempkowiak i Kowalik 1997).

Strefy wiklinowe złożono na obrzeżach stawów oraz wzdłuż koryta potoku. Są one wbudowane w naturalne koryto potoku ze względu na dostępność terenu oraz dla zminimalizowania kosztów. W celu zapewnienia lepszej retencji wód opadowych strefy są poprzecinane bruzdami i przeciwstokami (rysunek 4) równoległymi do nurtu.



Rys. 4. Schemat buforowej strefy wiklinowej

Fig. 4. A scheme of willow buffer zone

Zadaniem stref jest usuwanie zanieczyszczeń spływających z wybiegów i pomieszczeń dla zwierząt.

Przeprowadzona analiza zmian stężeń zanieczyszczeń wód Potoku Rynaszewskiego na dopływie i odpływie w ZOO wykazała, że średni ładunek zanieczyszczeń zatrzymywanych w wyniku funkcjonowania stawów oraz systemów hydrofitowych na terenie ZOO wyniósł: 45,8 kg/d Nog. (36,8 kg/d: Norg. i 9 kg/d: $N-NH_4^+$), 2,7 kg/d PO_4^{-3} i 31,5 kg/d $ChZT_{Mn}$ (przy założeniu, że średni przepływ wód potoku wynosił 70 dm^3/s), (Obarska-Pempkowiak, Kowalik 1997). Średnie stężenie badanych zanieczyszczeń w odpływie z ZOO odpowiadało wodzie I klasy czystości.

Na Potoku Swelina wykonano zbiornik sedymentacyjno-retencyjny o pojemności 500 m^3 (przy miąższości warstwy czynnej około 1 m) oraz wegetacyjny filtr piaskowy o pojemności 870 m^3 i miąższości warstwy czynnej 1 m (czas zatrzymania = 2 godziny dla przepływu obliczeniowego $Q_z = 30 dm^3/s$). Obiekty te zostały wykonane ze środków Urzędu Miasta Sopotu w trosce o czystość plaż, w celu usuwania z wód Potoku Swelina związków biogenych (przede wszystkim fosforanów) oraz zanieczyszczeń mikrobiologicznych pochodzenia fekalnego dopływających z wodami opadowymi (Obarska-Pempkowiak, Kowalik 1997).

W celu ochrony ujęcia wody pitnej został wybudowany system hydrofitowy doczyszczający ciek zwany Rowem spod Bielkowa bezpośrednio zasilający Jezioro Goszyńskie (zbiornik Straszyn). Eksploatacja systemu hydrofitowego w latach 1998÷1999 potwierdza jego uśredniające działanie w odniesieniu do składu chemicznego.

Analiza uzyskanych wyników wskazuje, że wybudowany obiekt powodował obniżenie stężeń w wodach cieką spod Bielkowa pomimo, że nie powodował zmian w obrębie klasy czystości. Szczególnie widoczne było obniżenie stężeń zawiesiny ogólnej oraz azotu i fosforu ogólnego. Wody infiltracyjne i na przelewie w sezonie wegetacyjnym charakteryzowały się niższym stężeniem azotu i fosforu. Natomiast stężenie substancji organicznej wyrażonej w BZT₅ i ChZT_{Mn} ulegało obniżeniu w mniejszym stopniu, i utrzymywało się na poziomie I lub II klasy czystości.

Wykazano m.in., że mineralizacja substancji organicznej pochodzenia antropogenicznego następowała przed dopływem do systemu hydrofitowego. Niższe stężenie zanieczyszczeń w sezonie wegetacyjnym w wodach odprowadzanych przelewem oraz infiltrujących potwierdzają skuteczny wpływ roślin wodnych na proces oczyszczania (Obarska-Pempkowiak i in. 2002).

3.3. Zastosowania metody hydrofitowej do unieszkodliwiania osadów ściekowych

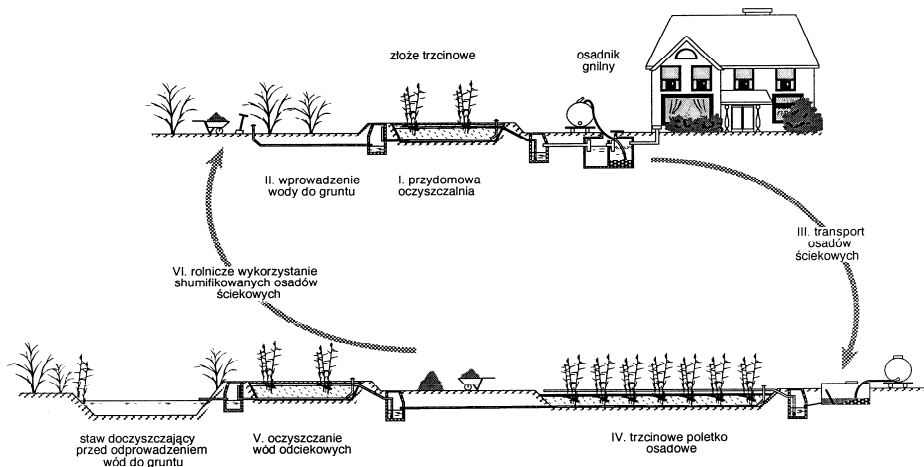
W ciągu ostatnich 25 lat jest rozwijana metoda wykorzystująca hydrofity przede wszystkim trzcinę do odwadniania osadów ściekowych w warunkach naturalnych. Lienard i in. (1990) podają, że pierwsze doświadczenia nad zastosowaniem trzcin do odwadniania osadów prowadzone były przez Seidel i Kickutha w Niemczech w Centrum Badań Nuklearnych w Karlsruhe w latach sześćdziesiątych (Bittmann i Seidel 1967; Kickuth 1969). Proces ten był później wykorzystywany w innych obiektach w Niemczech w latach siedemdziesiątych. Większe zainteresowanie stosowaniem trzcin obserwuje się dopiero w latach osiemdziesiątych. Metoda ta zyskała znaczną popularność dzięki licznym udanym wdrożeniom w Danii (Nielsen, 1990; 1993, 2002), we wschodnich stanach USA (Kim 1994; Kim i Cardenas 1990) i we Francji (Lienard i in., 1990). W latach 1988÷1996 w Danii wybudowano 27 obiektów, zaś w latach 1997÷2000 uruchomiono dalszych 56 obiektów. Szacuje się, że obecnie w Danii pracuje 105 złóż trzcinowych.

W Stanach Zjednoczonych obiekty te wykorzystuje się przede wszystkim do odwadniania osadów powstających na terenach wiejskich. Systemy te znane są w literaturze anglojęzycznej jako Sludge Drying Reed Beds (SDRB). Lokalne stacje SDRBs są również stosowane na terenach wiejskich we Francji i Belgii oraz Niemczech i Austrii. M.in. w gminie Wienhausen k. Hanoweru w Dolnej Saksonii jest realizowany bardzo udany model gospodarki wodno-ściekowej. Przyjęto tutaj zasadę, że ścieki pochodzące z indywidualnych gospodarstw są oczyszczone u źródła, czyli w pojedynczych przydomowych oczyszczalniach ścieków, zaś powstające podczas oczyszczania wstępne osady ściekowe są wywożone do lokalnego Centralnego Systemu Utylizacji (CSU), w którym zapewnia się ich zbiorcze przetwarzanie.

Uwzględniając postulaty z Rio de Janeiro z 1992 r. dotyczące dbałości o zachowanie naturalnej różnorodności biologicznej w przydomowych oczyszczalniach ścieków przyjęto technologię promującą złoża hydrofitowe zapewniające biologiczny stopień oczyszczania.

Ścieki przed doprowadzeniem do złóż są oczyszczane wstępnie w osadnikach gnilnych, skąd gromadzone osady są okresowo wywożone do CSU. W programie tym uczestniczy około 100 indywidualnych gospodarstw. W CSU osadów przyjęta technologia ich przetwarzania ma charakter zintensyfikowanych naturalnych procesów. Zdecydowano się tutaj na zastosowanie technologii złóż trzcinowych do odwadniania i stabilizacji osadów. Powstające podczas odwadniania wody odciekowe są doczyszczane w specjalnie zaprojektowanych obiektach hydrofitowych typu VF-CW, skąd po usunięciu zanieczyszczeń są odprowadzane do środowiska.

Natomiast osady ściekowe po przetworzeniu stanowią cenną substancję humusową, która jest wykorzystywana w lokalnych gospodarstwach jako nawóz. W ten sposób następuje zamknięcie obiegu w przyrodzie, co przedstawiono na rysunku 5. Przyjęta technologia oczyszczania ścieków i przeróbki osadów jest prosta i łatwa w eksploatacji, a więc uwzględnia interesy społeczne, ekonomiczne oraz środowiskowe, czyli zapewnia zrównoważony rozwój gminy.



Rys. 5. Idea koncepcji oczyszczania ścieków w obiektach przydomowych oraz CSU osadów ściekowych zastosowana w gminie Wianheusen k. Hannoveru

Fig. 5. The idea of conception of sewage treatment in household systems and Central Utilisation Systems of sewage sludge applied in Wianheusen municipality near Hannover

4. Prawne i techniczne aspekty odprowadzania ścieków z obszarów nieurbanizowanych

Zgodnie z Dyrektywą Rady Wspólnoty Europejskiej 91/271/EWG z 21 maja 1999 roku oraz Rozporządzeniem Ministra Środowiska (Dz. U. 116 poz.176) z 8 lipca 2004, oczyszczone ścieki wprowadzane do wód nie powinny uniemożliwiać ich prawidłowego funkcjonowania. Z drugiej strony wody odbiorników powinny spełniać wymagania jakościowe związane z ich użytkowaniem wynikającym z warunków korzystania z wód regionu.

Złagodzenie wymogów, co do jakości ścieków oczyszczanych odprowadzanych z małych obiektów poniżej 2000 RLM (Równoważnej Liczby Mieszkańców) Rozporządzeniem Ministra Środowiska w roku 2004 otwiera perspektywę dla ponownego rozwoju oczyszczania ścieków w obiektach hydrofitowych.

Zgodnie z tendencją obowiązująca w Europie zwrócono uwagę, że mniejszy ładunek zanieczyszczeń odprowadzany do środowiska z małych oczyszczalni mniej szkodzi środowisku.

Zasadniczą wadą starego rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa (1991) była konieczność jednakowego oczyszczania ścieków dla wszystkich obiektów, niezależnie od ich wielkości. Powodowało to stosowanie identycznych, skomplikowanych technologii zarówno dla dużych, jak i małych oczyszczalni. Powodowało to wzrost kosztów inwestycji w małych obiektach, a także – w wielu przypadkach – niemożność uzyskania odpowiednich rezultatów. Małe oczyszczalnie, często zasilane ściekami tylko dowożonymi, bez odpowiednio wyszkolonej kadry, często nie spełniały wymogów pozwolenia wodnoprawnego w zakresie obowiązujących stężeń zanieczyszczeń (szczególnie w odniesieniu do związków azotu i fosforu).

Europejska Wytuczna 91/271/EWG dotycząca oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych nakłada obowiązek zrealizowania do 31.12.2005 kanalizacji na zamkniętych terenach z ilością mieszkańców ponad 2000 i podłączenia wszystkich mieszkańców do tej kanalizacji. W tym wypadku kanalizować się będzie najpierw większe i średnie miasta, a dopiero potem tereny o zabudowie rozproszonej. Projekty odprowadzania i oczyszczania ścieków na tych terenach a ich realizacja kosztują tak samo dużo lub więcej jak i dla większych miast, dla których potrzebne środki gromadzi się z wielkim wysiłkiem. Dlatego wydaje się, że obszary wiejskie nie zostaną skanalizowane.

Z tego powodu na tych terenach w dalszym ciągu będą stosowane „szamba” oraz osadniki gnilne. Oczyszczanie ścieków z zastosowaniem obiektów hydrofitowych umożliwi uzyskanie wystarczająco wysokiego stopienia oczyszczania przy stosunkowo nie dużych nakładach inwestycyjnych.

Szczególnie istotne jest oczyszczanie ścieków na terenach ustawowo chronionych stanowiących najbardziej wartościowe pod względem przyrodniczym obszary. W celu zminimalizowania negatywnego oddziaływania wpływu

odprowadzanego ładunku zanieczyszczeń na jakość wód powierzchniowych organy państwowe ustalają dla nich bardziej rygorystyczne wartości dopuszczalnych stężeń zwłaszcza w odniesieniu do pierwiastków eutroficznych (azotu i fosforu). W wielu przypadkach pojawia się konflikt pomiędzy możliwościami technologicznymi i technicznymi małych wiejskich oczyszczalni a stawianymi wymaganiami w odniesieniu do jakości odprowadzanych z nich ścieków. Problem komplikuje się dodatkowo wówczas, gdy na obszarach chronionych znaczną część wód powierzchniowych stanowią jeziora, a odprowadzane do nich cieki charakteryzują się małymi wartościami natężeń przepływu wody. W tej sytuacji problem mogą rozwiązać prawidłowo zaprojektowane i wykonane oraz eksploatowane oczyszczalnie hydrofitowe.

Literatura

1. **Börner T., Felde K., Kunst S., Wissing F., (Ed.) Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., & Haberl R.:** *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden 1998. pp.67÷76.
2. **Birkedal K., Brix H., Johansen H.:** *Wastewater treatment in constructed wetlands*. Designers manual. Politechnika Gdańska, Duńsko-Polskie Studium Podyplomowe Ochrony Środowiska 1993. s.299.
3. **Bittmann M. & Seidel K.:** *Entwaesserungund Aufbereitung von Chemieschlamm mit Hilfe von Pflanzen*. GWF, 108, 1967. pp.488÷491.
4. **Brix H., Schierup H.H.:** *Danish experience with sewage treatment in constructed wetlands*. W: Management of Domestic and Municipal Wastewaters (Ed) D.A. Hammer, Michigan: Lewis Publischers 1989, 39a: pp.565÷573.
5. **Brix H., Arias C.A., Johansen N-H., (Ed.) Vymazal J.:** *Experiments in a two-stage constructed wetland system: nirtification capacity and effects of recycling on nitrogen removal*. Wetland-nutrient, metal and mass cycling, Backhuys Publishers, Leiden 2003. pp.237÷258.
6. **Cooper P., de Maeseneer J.:** *Hybrid systems – What is the best way to arrange the vertical and horizontal flow stage?* IAWQ Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, December 1996. pp.8÷13.
7. **Cooper P.:** *A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems*. Proceedings of 6th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, chapter 4. Design of Wetland Systems, Brazil 1998. pp.229÷242.
8. **Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H.:** *Retention and removal of nitrogen compound in hybrid constructed wetlands*. W: (Materiały) VIIth International Symposium on Water Management and Hydraulic Engineering, Międzybrodzie Żywieckie 2001. pp.355÷363.
9. **Granéli W.:** *Reed Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel as an energy source in Sweden*. Biomass Vol. 4, 1984. pp.183÷208.
10. **Haberl R., Perfler R., Laber J., Grabher D., (Ed.) Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., & Haberl R.:** *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden 1989. pp.67÷76.

11. **Johansen N.H., Brix H.:** *Design criteria for a two-stage constructed wetland.* Proceedings of 5th International conference on wetland system for water pollution control, Universitaet fuer Bandenkultur Wien and International Association on Water Quality, Vienna 1996.
12. **Kabata-Pendias A., Pendias H.:** *Biogeochemia pierwiastków śladowych.* PWN Warszawa 1993. s.353.
13. **Kim B.J., Cardenas Jr.R.:** *Use of reed beds for dewatering sludge in the USA.* Proceedings of the conference, "Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control", Cambridge 1990. pp.563÷566.
14. **Kickuth R.:** *Höhere Wasserpflanzen und Gewässerreinigung.* Schriftenreihe Verreinigung Deutscher Gewässerschutz 1969. EV-VDG, 19. pp.3÷14.
15. **Kim B.:** *Field evaluations of reed bed sludge dewatering technology: summary of benefits and limitations based on 4 years experience at Fort Campbell, Kentucky.* Paper presented at the 67th annual Conference of the Water and Environment Federation, Chicago 1994.
16. **Lienard A., Esser D., Deguin A., Virloget F.:** *Sludge dewatering and drying in reed beds: an interesting solution? General investigation and first trials in France.* Proceedings of the conference, "Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control". Cambridge 1990. pp.257÷267.
17. **Mierzejewski M.:** *Efektywność usuwania zanieczyszczeń na złożach trzcinowych o przepływie pionowym.* Materiały z Międzynarodowego seminarium nt.: Oczyszczanie ścieków z wykorzystaniem roślin. Nowe doświadczenia i osiągnięcia. Fundacja Wspomagania Wsi. Cedzyna k/Kielc 1999. ss.105÷117.
18. **Nielsen S.M.:** *Sludge dewatering and mineralisation in reed bed systems.* Proceedings of the conference, "Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control". Cambridge 1990. pp.245÷256.
19. **Nielsen S.M.:** *Biological sludge drying in constructed wetlands.* "Constructed wetlands for water quality improvement" (Ed.) Moshihiri G.A., Lewis Publishers, Boca Raton, Florida 2003. pp.549÷558.
20. **Nielsen S.:** *Sludge drying reed beds.* 8th International Conference on Wetland systems for Water Pollution Control. Vol I, Arusha International Conference Centre (AICC), University of dear Salaam, 2002. pp.24÷39.
21. **Obarska-Pempkowiak H.:** *Seasonal variations in the efficiency of nutrient removal from domestic effluent in a quasi-natural field of reeds (Phragmites communis).* W: Ecological engineering for wastewater treatment (Eds. C.E. Etnier and B.Guterstam). Bökskögen, Sweden, Gothenburg 1991. pp.239÷247.
22. **Obarska-Pempkowiak H.:** *Oczyszczanie ścieków metodą hydrobotaniczną z wykorzystaniem filtrów gruntowych i stawów ściekowych.* Zeszyty Naukowe PG, Budownictwo Wodne nr 38, Gdańsk 1992. s.96.
23. **Obarska-Pempkowiak H., Kowalik P.:** *Ograniczenie dopływu zanieczyszczeń do Zatoki Gdańskiej w rejonie Trójmiasta.* Inżynieria Morska i Geotechnika 4. ss.235÷239.
24. **Obarska-Pempkowiak H., Klimkowska K.:** *Distribution of nutrients and heavy metals in a constructed wetland system.* Chemosphere, Vol. 39 nr 2, 1999. pp.303÷312.

25. **Obarska-Pempkowiak H.:** *Retention of selected heavy metals: Cd, Cu, Pb in a hybrid wetland system.* W: (Materiały) 7th International Conference on „Wetland Systems for Water Pollution Control”, Vol. 3, Florida 2000. pp.1285÷1294.
26. **Obarska-Pempkowiak H.:** *Oczyszczalnie hydrofitowe.* Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2002.
27. **Obarska-Pempkowiak H., Ozimek T., Haustein E.:** *The removal of biogenic compounds and suspended solids in a constructed wetland system.* Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 11, no 3, 2002. pp.261÷266.
28. **Obarska-Pempkowiak H., Kowalik P., Gajewska M., Tuszyńska A.:** *Oczyszczalnie hydrofitowe – doświadczenia i perspektywy rozwoju.* „Gospodarka wodno-ściekowa w regionach rolniczo-przemysłowych”. Zeszyty Naukowe Politechniki Białostockiej 16 tom II, Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, 2003. ss.192÷202.
29. **Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M.:** *Recent development in wastewater treatment in constructed wetlands in Poland.* Kluwer Academic Publishers B.V., 2003.
30. **Obarska-Pempkowiak H., Kowalik P., Gajewska M., Tuszyńska A.:** *Doświadczenia z eksploatacji oczyszczalni hydrofitowych.* Instal 5/2004. ss.50÷54.
31. **Ozimek T., Renman G.:** *Rola heliofitów w oczyszczalniach hydrobotanicznych.* W: (Materiały) II Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna, Akademia Rolnicza w Poznaniu, Poznań 1996, ss.109÷118.
32. **Ozimek T.:** *Rola makrofitów w krążeniu metali ciężkich w ekosystemach wodnych.* Wiadomości Ekologiczne Vol. 34, 1998. ss.31÷44.
33. **Piskornik L.:** *Fizjologia roślin. cz.1.* Akademia Rolnicza im. H. Kołłątaja, Kraków 1994.
34. **Platzer C., Mauch K.:** *Evaluations concerning soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and... solutions?* Proceedings of 5th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, Universitat fuer Bodenkultur Wien and International Association on Water Quality, Vienna 1996.
35. **Sadecka Z.:** *Sezonowa redukcja i ucieczka fosforu na oczyszczalniach hydrobotanicznych.* W: (Materiały) Bewachsene Bodenfilter Grenzübergreifender Informationstransfer. Internationales Begengnungszentrum. Umwelt Stiftung St. Marienthal – Ostritz 2001. p. 40.
36. **Sadecka Z.:** *Ocena efektywności pracy wybranych oczyszczalni hydrobotanicznych.* Ochrona Środowiska, 25 (1). ss.13÷16.
37. **Sadler P.:** *Wetlands for mine water treatment Workshop.* W: Constructed Wetlands – Biofiltration. University of Wales, Cardiff 1998.
38. **Soroko M.:** *Skuteczność usuwania substancji organicznej oraz związków biogenicznych w kilku oczyszczalniach hydrofitowych.* Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, t.1 z.1(1), 2001. ss.173÷186.
39. **Tanner C.C.:** *Plants as ecosystem engineers in subsurface – flow treatment wetlands.* W: (Materiały) 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vol. 2, Florida 2000. pp.805÷812.
40. **Toczyłowska I., Obarska-Pempkowiak H., Kowalik P.:** *Efektywność oczyszczania ścieków w hydrofitowych rowach serpentynowych na Pojezierzu Kaszubskim.* Postępy Nauk Rolniczych nr 477, 2001. ss.493÷500.

Streszczenie

Obszary wiejskie w Polsce często charakteryzują się rozproszoną zabudową i niewielkimi zasobami wód powierzchniowych. W świetle tych problemów rozważa się możliwość wykorzystania oczyszczalni hydrofitowych.

Dotychczasowe doświadczenia wykazały, że obiekty hydrofitowe mogą być wykorzystywane do usuwania zanieczyszczeń ze źródeł punktowych i obszarowych, a także do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych.

W pracy opisano dotychczasowe doświadczenia z eksploatacji tych obiektów. Wykazano, że złoża z pionowym przepływem ścieków (VF-CW) budowane w postaci złóż kompaktowych mogą być predystynowane jako oczyszczalnie przyzagrodowe zaś obiekty hybrydowe jako oczyszczalnie lokalne ze względu na wyższą i bardziej stabilną skuteczność usuwania zanieczyszczeń.

Europejska Wytyczna 91/271/EC nakłada obowiązek zrealizowania kanalizacji na zamkniętych terenach z ilością mieszkańców ponad 2000 i podłączenia wszystkich mieszkańców do tej kanalizacji do końca 2005 roku. Z tego powodu na terenach nieurbanizowanych, na których w Polsce mieszka ok. 14% ludności w dalszym ciągu będzie stosowane oczyszczanie w obiektach przydomowych i lokalnych. W tej sytuacji problem mogą rozwiązać obiekty hydrofitowe zwłaszcza na obszarach chronionych, na których odbiornikami ścieków są małe cieki i jeziora.

Constructed Wetland System – UE Requirements

Abstract

In the rural areas in Poland the houses are often dispersed and the surface waters resources are scarce. Thus using constructed wetland systems for treatment of domestic sewage is considered. Previous experiences indicated that constructed wetland systems can be applied for removal of pollutants from point and area sources as well as for dewatering and stabilization of sewage sludge.

In the article previous experiences with operation of these facilities are presented. It was proved that vertical flow constructed wetlands (VF-CW) designed as compact beds can serve as individual wastewater treatment plants while hybrid facilities can be applied as local plants due to higher and more constant effectiveness of pollutants removal.

According to European Guideline 91/271/EC sewerage systems ought to be designed at the areas with over 2000 pe and all inhabitants should be connected until the end of 2005. However at the non urbanized areas (were 14% of Polish people live) the household and local wastewater treatment plant will still be needed. The constructed wetland systems can solve this problem, especially at the protected areas, where sewage is discharged to small streams and lakes.