

Teresa OzimekZakład Hydrobiologii
Instytutu Zoologii
Uniwersytetu Warszawskiego
ul. Nowy Świat 67
00-046 Warszawa**Makrofity jako filtry biologiczne
w procesie
oczyszczania ścieków****Macrophytes as biological filters
in sewage purification****1. Wstęp**

Wzrastające zanieczyszczenie wód i wysokie koszty technicznego oczyszczania ścieków spowodowały poszukiwanie tańszych i łatwiejszych metod. Przydatne w tym zakresie okazały się wyniki badań ekologicznych i ekofizjologicznych nad roślinami wodnymi i bagiennymi. Pierwsze propozycje praktycznego wykorzystania makrofitów w procesie oczyszczania ścieków pojawiły się już w latach sześćdziesiątych (S e i d e l 1966) i mimo początkowego sceptycyzmu, a nawet dość ostrej krytyki tej metody (V o l l e n w e i d e r 1968, N a u m a n n 1970), zapoczątkowały cały nurt badań trwający do dziś. W problematykę tę włączyli się nie tylko poszczególni badacze, lecz także całe zespoły badawcze, jak np. National Space Technology Laboratories NASA czy Division of Wastewater Technology, Texas State University. Doprowadziło to do szczegółowego opracowania systemów roślinnych, np. z *Eichhornia crassipes* (W o l v e r t o n i M c D o n a l d 1976), bądź z różnymi gatunkami *Lemnaceae* (C u l l e y i E p p s 1973), służących do oczyszczania ścieków zarówno komunalnych, jak i przemysłowych. Systemy te, co podkreślają zgodnie wszyscy autorzy, są znacznie tańsze niż konwencjonalne metody oczyszczania ścieków. Wkład finansowy potrzebny jest głównie na ich założenie, natomiast funkcjonowanie opiera się w dużym stopniu na wykorzystaniu energii słonecznej, co w dobie powtarzających się kryzysów energetycznych nie jest bez znaczenia. Zbiorowiska roślinne mogą służyć zarówno do oczyszczania surowych ścieków (S u t t o n i O r n e s 1975, W o l v e r t o n i in. 1975a), jak i do oczyszczania wód pościekowych (W o l v e r t o n i in. 1975b, O z i m e k i K l e k o t 1979). Systemy roślinne można stosować do wspomagania pracy oczyszczalni ścieków lub też do obsługi np. małych wsi, osiedli, farm, niewielkich zakładów produkcyjnych, które nie posiadają oczyszczalni ścieków i nie są w stanie ich wybudować ze względu na wysokie koszty. Do oczyszczania ścieków można wykorzystać zarówno istniejące już naturalne zbiorowiska roślinne, jak też założyć jedno- czy wielogatunkowe plantacje makrofitów.

Celem niniejszego artykułu jest przedstawienie możliwości wykorzystania gatunków należących do trzech typów ekologicznych: roślin wynurzonych (helofitów), pływających (pleustonowych) i zanurzonych (elodeidów), różniących się cyklami życiowymi, tempem pobierania i poziomem akumulacji substancji mineralnych, jak również źródłem z którego je czerpią.

2. Założenia metody filtrów roślinnych

Założenia metody wykorzystania roślinności do oczyszczania ścieków są dość proste i opierają się głównie na zdolności makrofitów do pobierania i akumulowania dużej ilości pierwiastków, znacznie przekraczającej ich zapotrzebowanie do rozwoju i wzrostu (określane w literaturze jako „luxury consumption”). Metoda systemów roślinnych polega na przepuszczaniu ścieków przez stawy, laguny, rowy lub kanały porośnięte makrofitami. Parametry techniczne, jak rodzaj odbiornika, jego wielkość, kształt, głębokość, typ dna, tempo przepływu ścieków czy wspomaganie przez dodatkowe odstojniki bez roślinności, okresowe lub stałe napowietrzanie, powinny być określane dla każdej sytuacji, gdyż zależą one m. in. od ilości, stężenia, składu chemicznego ścieków oraz od terenu możliwego do wykorzystania. Od tego również uzależniony powinien być dobór gatunków makrofitów. W zależności od zastosowanych roślin i planów ich dalszego wykorzystania mogą być one usuwane ze środowiska jednorazowo, wielokrotnie w ciągu sezonu lub w ogóle pozostawione. Rośliny mogą być wykorzystane jako pasza, do produkcji gazu biologicznego, nawozów, jako materiał w budownictwie itp.

Przy doborze gatunków należy kierować się dwoma podstawowymi kryteriami: ich wymaganiami ekologicznymi oraz funkcją, jaką mają spełniać w procesie oczyszczania ścieków. Poszukiwać należy zatem takich gatunków, u których naturalnie powstały i utrwały się adaptacje do warunków panujących w bardzo żyznych lub — co jeszcze korzystniejsze — zanieczyszczonych środowiskach. Zwiększa to prawdopodobieństwo, że takie rośliny będą mogły funkcjonować w środowisku poddanym wpływowi ścieków bez istotnego ograniczenia ich rozwoju i produkcji. Makrofity powinny bezpośrednio i pośrednio pozytywnie oddziaływać na środowisko z punktu widzenia oczyszczania wód, tzn. gromadzić w dużych ilościach i na jak najdłuższy czas makro- i mikroelementy, zatrzymywać zawiesiny, wzbogacać w tlen wodę i osady, tworzyć środowisko dla innych auto- i heterotrofów (osiadłych glonów, bakterii, zwierząt), które często jeśli nie decydują, to przynajmniej w dużym stopniu wspomagają oczyszczanie ścieków.

Rośliny typowane jako filtry biologiczne powinny charakteryzować się cechami pożądanymi z punktu widzenia ich optymalnego wykorzystania zarówno w procesie oczyszczania ścieków, jak i ich dalszej utylizacji. Do takich cech należą: (a) intensywny i najlepiej realizujący się w długich przedziałach czasowych wzrost (jak wiadomo, rośliny w okresie wzrostu najintensywniej pobierają substancje mineralne); (b) wysoka produkcja dająca w efekcie wysoką biomasę na jednostkę powierzchni; (c) szybkie tempo pobierania i wysoka akumulacja różnych pierwiastków; (d) łatwość usuwania roślin ze środowiska; (e) niska zawartość wody, wysoka natomiast zawartość białek (jeśli mają być wykorzystane jako pasza); (f) nieposiadanie zbyt wielu naturalnych szkodników (czasami koszty zwalczania szkodników są tak wysokie, że w końcowym

rachunku ekonomicznym filtry roślinne byłyby droższe niż konwencjonalne metody).

3. Wykorzystanie helofitów

Helofity są to byliny zakorzenione w dnie i wznoszące się pędami wegetatywnymi i generatywnymi ponad wodę. Wiele gatunków spełnia większość kryteriów wymienionych wyżej dla roślin mogących służyć jako filtry biologiczne. Szereg gatunków preferuje silnie eutroficzne wody, a część z nich w sposób naturalny wkracza w zanieczyszczone środowiska (O z i m e k i K l e k o t 1979, P o d b i e l k o w s k i i T o m a s z e w i c z 1979). Osiągają wysoką biomasę, w której bardzo duży udział mają części podziemne (tab. I).

Tab. I. Biomasa i udział w niej części podziemnych 5 gatunków helofitów
Biomass and share of underground parts of 5 species of helophytes

Gatunek Species	Całkowita maksymalna sucha masa* Total maximum dry weight* kg · m ⁻²	Udział (%) części podziemnych w całkowitej biomacie** % of underground parts in total biomass**
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	5,7	46–90
<i>Glyceria maxima</i>	6,2	30–67
<i>Typha angustifolia</i>	5,2	32–59
<i>T. latifolia</i>	4,5	43–50
<i>Acorus calamus</i>	3,0	30–60

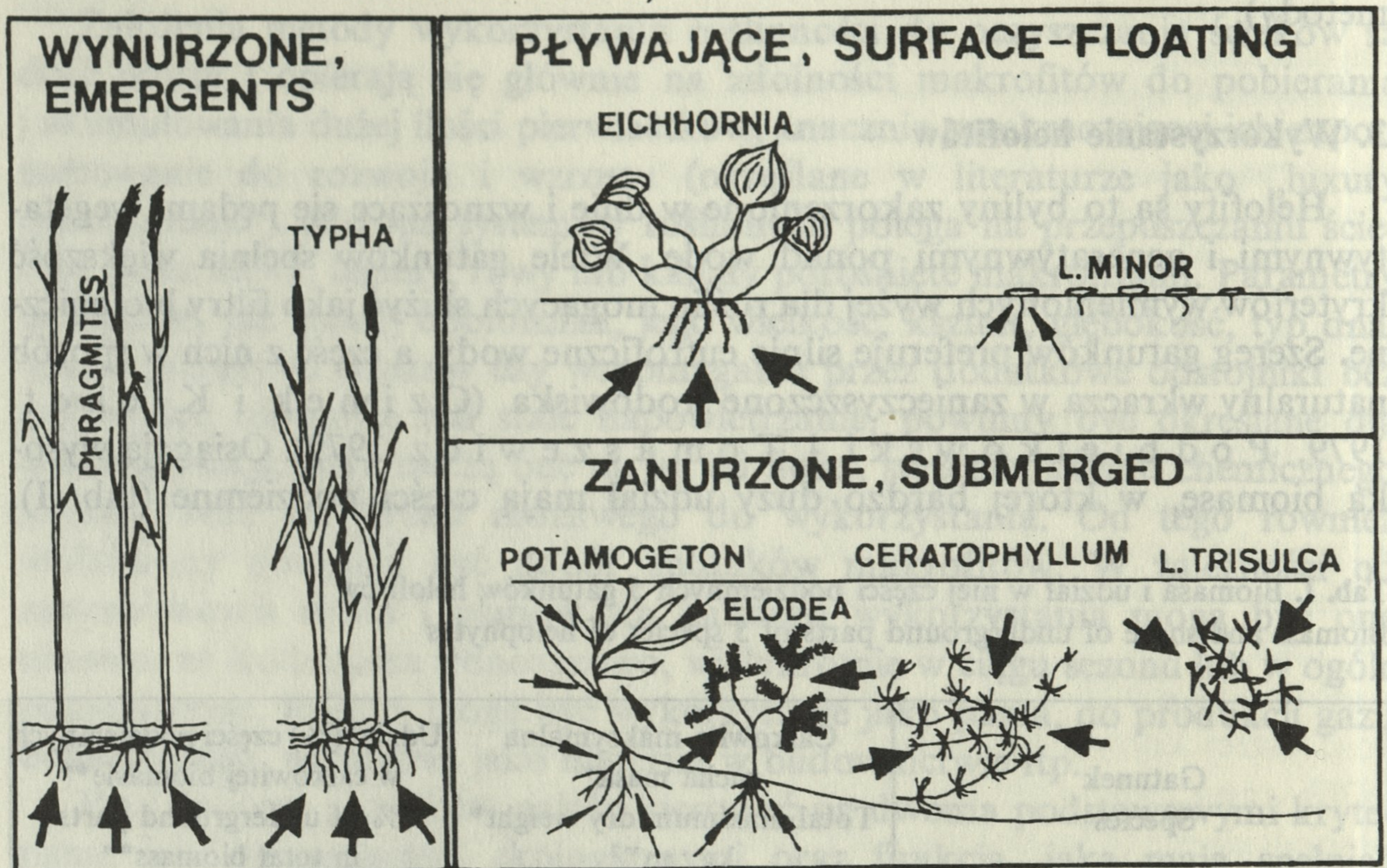
* Wg (acc. to): S e i d e l (1966), B e r n a t o w i c z i (and) W o l n y (1974), O z i m e k i (and) K l e k o t (1979).

** Wg (acc. to): W e t z e l (1975).

Substancje mineralne czerpią z osadów (rys. 1). Zawartość w tkankach makro- i mikroelementów zależy od ich zasobności w środowisku. Obrazują to przykładowe dane przedstawione w tabeli II. Wysoka biomasa w połączeniu z dużą koncentracją pierwiastków w roślinach z żyznych środowisk daje znaczną kumulację na jednostkę powierzchni. Pędy nadziemne funkcjonują aktywnie ok. 5 miesięcy w roku (w strefie umiarkowanej), natomiast części podziemne przez cały rok, choć mają w zimie obniżony i biochemicznie zmieniony metabolizm (S t e i n m a n n i B r ä n d l e 1984). Niektóre z nich charakteryzują się wysoką zawartością białek (np. *Glyceria maxima*), dzięki czemu stanowią dobrą paszę; inne, dzięki wysokiej zawartości włókien, mogą służyć do wyplatania mat, koszyków itp., a prawie wszystkie stanowią dobry materiał do kompostowania.

Zastosowanie helofitów jako filtrów biologicznych zainicjowała S e i d e l (1966, 1971). Doprowadziło to do technicznego opracowania, opatentowania

MAKROFITY, MACROPHYTES



Rys. 1. Schemat pobierania substancji mineralnych przez różne typy ekologiczne makrofitów
Scheme of uptake of mineral substances by different ecological groups of macrophytes

i wdrożenia na skalę półtechniczną tej metody, np. w Urach w Niemczech. Zastosowano dwa gatunki: *Phragmites australis* i *Schoenoplectus lacustris*. Surowe ścieki miejskie po stosunkowo krótkim (24–48 godz.) pasażu przez plantacje trzciny, a następnie oczeretu, traciły prawie całkowicie zawiesiny oraz przykry zapach; istotnie zmieniał się też chemizm wody, prawie całkowicie znikł azot amonowy, obniżały się BZT₅ i koncentracja azotu organicznego do poziomu notowanego w wodach nie zanieczyszczonych (tab. III). Ponadto obniżały się miano coli i zawartość fenolu w wodzie. System ten działał skutecznie zarówno w okresie wegetacyjnym, jak i zimą (tab. III). Podobny system zastosowano z powodzeniem w Holandii (Z i m m e r m a n 1973, J o n g 1975), wykorzystując długie rowy obsadzone *Phragmites australis* i *Schoenoplectus lacustris*. Jak obliczono, był on sześciokrotnie tańszy od konwencjonalnych metod a dawał podobne, a w niektórych przypadkach nawet lepsze efekty. Rośliny usuwano ze środowiska (zmniejszając w ten sposób pulę pierwiastków biofilnych), a następnie wykorzystywano do wyplatania mat, koszyków itp.

Innym, równie przydatnym gatunkiem okazała się *Glyceria maxima*, użyta do oczyszczania wody pościekowej (O z i m e k i K l e k o t 1979). Powtórzone badania nad tym gatunkiem przez L i e n a r d a (1987) we Francji, J. Kveta i D. D. Culleya (dane nie publ.) w Czechosłowacji oraz K. Thompsona

Tab. II. Zakres zawartości azotu, fosforu i potasu w wybranych gatunkach należących do trzech typów ekologicznych makrofitów

Range of concentration of nitrogen, phosphorus and potassium in selected species of three ecological types of macrophytes

Według (acc. to): Seidel (1966), Boyd (1968, 1970), Bernatowicz (1969), Riemeri (and) Toth (1969), Adams i in. (et al.) (1973), Culley i (and) Epps (1973), Ozimek (1978), Dykyjová (1979)

Typ ekologiczny i gatunek Ecological type and species	N	P	K
	% suchej masy % of dry weight		
Makrofity wynurzone Emergent macrophytes			
<i>Glyceria maxima</i>	0,4–4,6	0,1–0,8	0,3–3,2
<i>Acorus calamus</i>	1,3–3,7	0,1–0,9	0,7–5,5
<i>Typha angustifolia</i>	0,8–22,9	0,1–0,5	0,7–3,6
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	0,6–2,6	0,1–0,5	0,5–3,7
Makrofity pływające Floating macrophytes			
<i>Lemna</i> sp.	1,5–7,2	0,6–2,8	0,4–5,6
Makrofity zanurzone Submerged macrophytes			
<i>Ceratophyllum demersum</i>	1,8–4,5	0,1–0,8	1,5–5,0
<i>Elodea canadensis</i>	1,8–7,7	0,1–1,4	1,3–6,6
<i>Myriophyllum spicatum</i>	1,4–4,1	0,1–0,7	0,9–2,7

Tab. III. Oczyszczanie ścieków komunalnych przez *Schoenoplectus lacustris* (wg Seidel 1966)
Purification of municipal sewage by *Schoenoplectus lacustris* (acc. to Seidel 1966)

Miesiąc Month	Czas przepływu ścieków Time of sewage flowing h	Miejsce Place	BZT ₅ BOD ₅	PO ₄	NH ₄	N org.
			mg · l ⁻¹			
Grudzień December	36	Dopływ – Inflow	255,0	10,4	13,0	19,6
		Odływ – Outflow	5,8	7,4	0,9	0,9
Marzec March	36	Dopływ – Inflow	22,2	5,8	5,0	5,0
		Odływ – Outflow	4,1	5,1	0,0	2,8
Maj May	24	Dopływ – Inflow	28,4	6,2	6,1	4,5
		Odływ – Outflow	9,5	3,2	0,0	1,1
Październik October	48	Dopływ – Inflow	133,0	11,5	12,9	10,3
		Odływ – Outflow	3,6	8,9	0,0	0,0

(w przygotowaniu do druku) w Nowej Zelandii wykazały, że *G. maxima* jest gatunkiem skuteczniejszym niż dwa wyżej wymienione, szczególnie jeśli chodzi o redukcję różnych form azotu. Tsiprijan i Kravets (1987)

wzbogacają listę gatunków użytecznych jako filtry biologiczne o *Acorus calamus* oraz przedstawiciele rodzajów *Sparganium* i *Carex*. Stosowali oni stawy obsadzone m. in. tymi gatunkami i po sześciu dniach od wpuszczenia ścieków uzyskiwali redukcję BZT₅ o 99,5%, zaś azotu amonowego o 92,8%.

Mimo tak spektakularnych wyników wątpliwości budzi fakt, że wiele jezior z dobrze rozwiniętą strefą helofitów ulega jednak szybkiej eutrofizacji i zanieczyszczeniu pod wpływem dopływających do nich ścieków. Przykłady można znaleźć na Pojezierzu Mazurskim, gdzie wiele jezior z roślinnością wynurzona, zajmującą do 10% ich powierzchni (Mikołajskie, Jagodne, Tałty – Ryńskie, Niegocin – Gliwicz i in. 1980), ulega szybkiej dewastacji pod wpływem zanieczyszczeń. Po bliższym przeanalizowaniu tych sytuacji okazuje się jednak, że często ścieki doprowadzane są do jezior już poza strefą roślinną, a jeśli nawet uchodzą do litoralu w pobliżu brzegu, to na ogół strefa helofitów została tam wcześniej zniszczona przez obetonowanie, budowę przystani itp., np. w jeziorach Niegocin, Ryńskim czy Mikołajskim (Pieczyńska i in. 1989).

4. Wykorzystanie roślin pleustonowych

Rośliny pleustonowe są to makrofity unoszące się na powierzchni wody. Mogą istotnie wpływać na chemizm wód, gdyż substancje mineralne czerpią z nich bezpośrednio (rys. 1).

Za najbardziej efektywną roślinę wśród tej grupy uważany jest hiacynt wodny, *Eichhornia crassipes*. System techniczny z zastosowaniem tego gatunku opracowano w latach siedemdziesiątych w NASA w USA (Wolverton i in. 1975a, 1975b, Wolverton i McDonald 1975). System ten sprawdzony został w wielu krajach i obecnie istnieje bogata literatura na temat tego gatunku jako bardzo wydajnego filtra biologicznego (np. McDonald i Wolverton 1980, DeBusk i in. 1983, DeBusk i Reddy 1987, Thomas i Phelps 1987, Reddy i in. 1989, 1990 i wiele innych). Hiacynt wodny jest polecany z kilku powodów. Charakteryzuje się on szybkim przyrostem masy, mogącym dochodzić do 300 kg suchej masy na hektar na dzień. Posiada dobrze rozwinięty system korzeniowy, który z dużą wydajnością pobiera substancje mineralne bezpośrednio z wody. Przez wielu botaników jest uważany za najbardziej produktywną roślinę naczyniową na świecie. W optymalnych warunkach może pobrać z wody ponad 40 kg azotu i 17 kg fosforu w ciągu dnia (tab. IV). Jednohektarowa plantacja hiacyntu wodnego może zredukować azot i fosfor ze ścieków pochodzących od 2000 osób. Jest skuteczny nie tylko w oczyszczaniu ścieków komunalnych, ale i przemysłowych. Usuwa wydajnie z wody nawet śladowe ilości metali ciężkich. Jest to tańsza metoda niż konwencjonalne metody stosowane do usuwania pierwiastków śladowych, takie jak chemiczne wytrącanie, ultrafiltrowanie, wymiana jonowa, adsorpcja na aktywnym węglu itp. Hiacynt wodny z powodzeniem jest stosowany jako pasza, a skażony metalami ciężkimi wykorzystuje się do produkcji gazu biologicznego.

Tab. IV. Akumulacja pierwiastków przez *Eichhornia crassipes* rosnącą w optymalnych warunkach (wg Wolvertona i McDonald 1975)
 Accumulation of different elements by *Eichhornia crassipes* growing under optimal conditions (acc. to Wolverton and McDonald 1975)

Pierwiastek Element	Akumulacja kg · ha ⁻¹ · dzień ⁻¹ Accumulation kg · ha ⁻¹ · day ⁻¹
N	23–44
P	8–17
K	22–44
Ca	11–22
Mg	2–4
Na	18–34

Ograniczone zastosowanie systemów z *Eichhornia crassipes* spowodowane jest wymaganiami termicznymi tego gatunku, występującego w strefach tropikalnej i subtropikalnej. Niektórzy autorzy sugerują wykorzystanie go również w strefie umiarkowanej, z zastosowaniem zimą szklarni do uprawy. Warto jednak pamiętać, że każda introdukcja egzotycznego gatunku stwarza niebezpieczeństwo niekontrolowanej ekspansji i wypierania rodzimych gatunków, a także zawleczenia patogenów. Doświadczono tego w USA, gdzie początkowo hiacynt wodny został sprowadzony jako ozdoba basenów w ogródkach, a w krótkim czasie stał się plagą wielu wód.

W strefie umiarkowanej najpospolitszymi roślinami pleustonowymi, preferującymi silnie eutroficzne wody i nie unikającymi wód zanieczyszczonych, są gatunki z rodziny *Lemnaceae* (Landolt 1957, Hilman 1961). Zastosowanie ich jako filtrów w procesie oczyszczania ścieków, bez użycia szklarni, jest ograniczone tylko do sezonu wegetacyjnego, czyli do ok. 6 miesięcy. Stosowanie szklarni znacznie zwiększa koszty takich systemów. Natomiast w cieplejszym klimacie mogą być stosowane w sposób ciągły. Ich aktywny wzrost i tempo namnażania masy zależą od temperatury: w strefie tropikalnej podwojenie ich biomasy następuje w ciągu 3 dni, w chłodniejszym klimacie trwa to od 5 do 7 dni. Efektywnie pobierają z wody substancje mineralne (Culley i Epps 1973, Sutton i Ornes 1975, 1977, Ozimek 1983). Charakteryzują się wysoką zawartością azotu i fosforu (tab. II). Są dość łatwe do usunięcia ze środowiska przy zastosowaniu stosunkowo prostych urządzeń. Mogą być z powodzeniem wykorzystywane jako pasza, mają bowiem wysoką zawartość białek dochodzącą do 47%, znacznie przekraczającą zawartość w tak popularnych paszach jak soja czy trawa alfa-alfa (Culley i Epps 1973).

W systemach z zastosowaniem roślin pleustonowych jako filtrów biologicznych powinny być one dość często usuwane, gdyż pokrycie przez nie całego lustra wody doprowadza w krótkim czasie do deficytów tlenowych.

5. Wykorzystanie elodeidów

Elodeidy są to makrofity zanurzone, których pędy wegetatywne nie wystają ponad powierzchnię wody. W wodach silnie eutroficznych i słabo zanieczyszczonych najczęściej występują: rogatek *Ceratophyllum demersum*, moczarki *Elodea canadensis* i *E. densa*, rdestnica *Potamogeton pectinatus* oraz wywłócznik *Myriophyllum spicatum*. Prawie wszystkie są gatunkami kosmopolitycznymi, szeroko rozprzestrzonymi na świecie (Sculthorpe 1967). Mogą wykorzystywać dwa źródła substancji mineralnych: wodę i osady denne (Agami i Waisel 1986, Denny 1987). Cechami, predysponującymi je do wykorzystania jako filtry biologiczne, są szybkie tempo pobierania pierwiastków (Reddy i in. 1987, Ozimek i in. w druku) oraz wysoka akumulacja tych pierwiastków w tkankach, co w krótkim czasie może doprowadzić do wyczerpania ich w wodzie (Ozimek i in. 1990). Mimo że zawartość pierwiastków biofilnych jest u nich często wyższa niż w helofitach (tab. II), nie osiągają tak wysokiego poziomu akumulacji na jednostkę powierzchni ze względu na znacznie niższą produkcję biomasy. Za ograniczeniem wykorzystania ich do oczyszczania ścieków przemawia to, że ulegają szybko degradacji w wodach silnie zanieczyszczonych (Agami i in. 1976, Ozimek 1978). Do swego rozwoju wymagają (szczególnie młode pędy) wód dobrze natlenionych, o znacznej przezroczystości, źle znoszą (większość wymienionych wyżej gatunków) wysoką zawartość materii organicznej w osadach (Barco 1983), są trudne do usunięcia ze środowiska. Mogłyby być wykorzystane w ograniczonym zakresie do oczyszczania wód pościekowych lub wspomaganie systemów z makrofitami wynurzonymi. Jak wykazali Reddy i in. (1987) oraz Ozimek i in. (w druku), zarówno *Elodea densa*, *E. nuttallii* jak i *E. canadensis* nie tolerują zawartości azotu mineralnego przekraczającej $4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ i fosforu powyżej $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, a zwykle w surowych ściekach wartości te są znacznie większe.

9. Uwagi końcowe

Zebrane dane wskazują, że makrofity mogą być z powodzeniem wykorzystane w procesie oczyszczania ścieków. W strefie klimatu umiarkowanego najbardziej przydatne są helofity. Predysponują je do tego takie cechy jak (1) niezależność ich rozwoju od warunków świetlnych w wodzie (poza krótkim okresem wiosny, gdy zaczynają wzrost młode pędy); (2) przystosowanie do deficytów tlenowych w podłożu, które kompensują wydzielając do niego tlen przez system korzeni z dobrze rozwiniętą aerenchymą, a w warunkach zimowych, gdy ustaje produkcja pędów nadziemnych i transport z nich tlenu do

części podziemnych, przez zmianę metabolizmu; (3) wysoki poziom akumulacji, a więc możliwość usunięcia ze środowiska dużej ilości pierwiastków na stosunkowo niewielkich powierzchniach; (4) łatwość ich zbioru i szerokie możliwości dalszej utylizacji.

Ostatnio systemy z helofitami często potocznie określa się jako „oczyszczalnie korzeniowe”. Należy mocno podkreślić, że właśnie wysoki udział części podziemnych, funkcjonujących przez cały rok, jest najważniejszą cechą helofitów jako filtru biologicznego. W strefach subtropikalnych i tropikalnych — obok helofitów — szeroko wykorzystane mogą być również rośliny pleustonowe.

Piśmiennictwo

- Adams F. S., Cole H., Massie L. B. 1973 — Element constitution of selected vascular plants from Pennsylvania: submerged and floating leaves species and rooted emergent species — Environ. Pollut. 5: 117—147.
- Agami M., Litav M., Waisel Y. 1976 — The effects of various components of water pollution on the behaviour of some aquatic macrophytes of the coastal rivers of Israel — Aquat. Bot. 2: 203—213.
- Agami M., Waisel Y. 1986 — The ecophysiology of roots of submerged vascular plants — Physiol. Veg. 24: 607—624.
- Barko J. W. 1983 — The growth of *Myriophyllum spicatum* L. in relation to selected characteristics of sediment and solution — Aquat. Bot. 15: 91—103.
- Bernatowicz S. 1969 — Macrophytes in the Lake Warniak and their chemical composition — Ekol. Pol. Ser. A, 17: 447—467.
- Bernatowicz S., Wolny P. 1974 — Botanika dla limnologów i rybaków — PWRiL, Warszawa.
- Boyd C. E. 1968 — Some aspects of aquatic plant ecology — Reservoir Fishery Resources Symposium, Athens, Georgia, 5—7 Apr. 1968.
- Boyd C. E. 1970 — Chemical analyses of some vascular aquatic plants — Arch. Hydrobiol. 67: 78—85.
- Culley D. D., Epps E. A. 1973 — Use of duckweed for waste treatment and animal feed — J. Water Pollut. Control Fed. 45: 337—347.
- DeBusk T. A., Reddy K. R. 1987 — BOD removal in floating aquatic macrophyte-based wastewater treatment systems — Water Sci. Tech. 19: 273—279.
- DeBusk T. A., Williams L. O., Ryther J. H. 1983 — Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater in a water hyacinth-based treatment system — J. Environ. Qual. 12: 257—262.
- Denny P. 1987 — Mineral cycling by wetland plants — a review — Arch. Hydrobiol. Beih. 27: 1—25.
- Dykjová D. 1979 — Selective uptake of mineral ions and their concentration factor in aquatic higher plants — Folia Geobot. Phytotaxon. 14: 287—325.
- Gliwicz Z. M., Kowalczewski A., Ozimek T., Pieczyńska E., Prejs A., Prejs K., Rybak J. I. 1980 — Ocena stopnia eutrofizacji Wielkich Jezior Mazurskich — IKŚ, Wyd. Akcydensowe, Warszawa.
- Hillman W. S. 1961 — The *Lemnaceae*, or duckweeds. A review of descriptive and experimental literature — Bot. Rev. 27: 221—287.
- Jong L., de 1975 — Bulrush and reed ponds: purification of sewage with the aid of ponds with bulrushes and reeds (W: The international conference on biological water quality. Improvement alternatives) — Philadelphia, Pennsylvania, 17—19 May 1975.

- L a n d o l t E. 1957 — Physiologische und ökologische Untersuchungen an Lemnaceen — Ber. Schweiz. Bot. Ges. 67: 271—410.
- L i e n a r d A. 1987 — Domestic wastewater treatment in tanks with emergent hydrophytes: the latest results of a recent plants in France — Water Sci. Tech. 19: 373—375.
- M c D o n a l d R. C., W o l v e r t o n B. C. 1980 — Comparative study of wastewater lagoon with and without water hyacinth — Econ. Bot. 34: 101—110.
- N a u m a n n W. 1970 — Die Möglichkeiten der Gewässerreinigung mit höheren Pflanzen nach den bischerigen Untersuchungsergebnissen und theoretischen Überlegungen — Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 55: 149—158.
- O z i m e k T. 1978 — Effect of municipal sewage on the submerged macrophytes of a lake littoral — Ekol. Pol. 26: 3—39.
- O z i m e k T. 1983 — The role of duckweeds in cycling of heavy metals in ponds supplied with post-sewage water — Proc. Int. Symp. Aquat. Macrophytes, Nijmegen, 18—23 IX 1983, 172—176.
- O z i m e k T., G u l a t i R. D., v a n D o n k L. 1990 — Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The Lake Zwemlust example — Hydrobiologia, 200/201: 399—407.
- O z i m e k T., G u l a t i R. D., v a n D o n k L. (w druku) — The role of *Elodea nuttallii* and *E. canadensis* in stripping of nitrogen from hypertrophic waters — Hydrobiologia.
- O z i m e k T., K l e k o t L. 1979 — *Glyceria maxima* (Hartm) Holmb. in ponds supplied with post-sewage water — Aquat. Bot. 7: 231—239.
- P i e c z y ń s k a E., O z i m e k T., R y b a k J. I. 1989 — Long-term changes in littoral habitats and communities in Lake Mikołajskie (Poland) — Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 73: 361—378.
- P o d b i e l k o w s k i Z., T o m a s z e w i c z H. 1979 — Zarys hydrobotaniki — PWN, Warszawa.
- R e d d y K. R., A g a m i M., T u c k e r J. C. 1989 — Influence of nitrogen supply rates on growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) plants — Aquat. Bot. 36: 33—43.
- R e d d y K. R., A g a m i M., T u c k e r J. C. 1990 — Influence of phosphorus on growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) plants — Aquat. Bot. 37: 355—365.
- R e d d y K. R., T u c k e r J. C., D e B u s k W. F. 1987 — The role of *Egeria* in removing nitrogen and phosphorus from nutrient enriched waters — J. Aquat. Plant Manage. 25: 14—19.
- R i e m e r D. N., T o t h S. J. 1969 — A survey of the chemical composition of aquatic plants in New Jersey — New Jersey Agric. Exp. Stat. Bull. 820: 14—14.
- S c u l t h o r p e C. D. 1967 — The biology of aquatic vascular plants — Edward Arnold Ltd., London.
- S e i d e l K. 1966 — Biologischer Seenschutz (W: Pflanzen als Wasserfilter) — Foederation Europaischer Gewässerschutz Symposium, 76: 357—369.
- S e i d e l K. 1971 — Macrophytes as functional elements in the environment of man — Hydrobiologia, 12: 121—130.
- S t e i m a n n F., B r ä n d l e R. 1984 — Carbohydrate and protein metabolism in the rhizomes of the bulrush (*Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla) in relation to natural development of the whole plant — Aquat. Bot. 19: 53—63.
- S u t t o n D. L., O r n e s W. H. 1975 — Phosphorus removal from static sewage effluent using duckweed — J. Environ. Qual. 4: 367—370.
- S u t t o n D. L., O r n e s W. H. 1977 — Growth of *Spirodela polyrhiza* in static sewage effluent — Aquat. Bot. 3: 231—237.
- T h o m a s P. R., P h e l p s H. O. 1987 — Aeration and water hyacinths in waste stabilization ponds — Water Sci. Tech. 19: 265—271.
- T s i p r i j a n V. I., K r a v e t s V. V. 1987 — Wastewater treatment in stabilization ponds with higher aquatic plants — Water Sci. Tech. 19: 287—288.
- V o l l e n w e i d e r R. 1968 — Die wissenschaftlichen Grundlagen der Seen-und Fließgewässer Eutrophierungsfaktoren — Bericht der OECD unter DAS (CSI) 68, 27: 12—16.

- Wetzel R. G. 1975 — Limnology — W. B. Saunders Company, Philadelphia.
- Wolverton B. C., Barlow R. M., McDonald R. C. 1975a — Application of vascular aquatic plants for pollution removal, energy and food production in a biological system — NASA Technical Memorandum TM-X-72726: 1–13.
- Wolverton B. C., McDonald R. C. 1975 — Water hyacinth for upgrading sewage lagoons to meet advanced wastewater treatment standards. Part I — NASA Technical Memorandum TM-X-72729: 1–22.
- Wolverton B. C., McDonald R. C. 1976 — Water hyacinths (*Eichhornia crassipes*) for removing chemical and photographic pollutants from laboratory wastewaters — NASA Technical Memorandum TM-X-72731: 1–9.
- Wolverton B. C., McDonald R. C., Gordon J. 1975b — Bio-conversion of water hyacinths into methane gas. Part I — NASA Technical Memorandum TM-X-72725: 1–11.
- Zimmerman W. 1973 — Verminderung der Eutrophierung von Oberflächengewässern durch Anpflanzung der Flechtbinse *Scirpus lacustris* — Naturwissenschaften, 3: 159–159.

Summary

The plant method of sewage purification is simple to carry out. Wastewater effluent is led to shallow ponds, lagoons or ditches planted with aquatic macrophytes. The resultant crop can be harvested regularly, each time leaving some plants to regrow a new crop, so that the water purification becomes a continual process. Alternatively, the plants may be allowed to grow for an entire season and then harvested. This method is versatile and can be scaled for village, farm or small municipality. It can be used to treat raw sewage or post-sewage water. An aquatic plant wastewater-treatment system can be inexpensive to build and maintain and, if it is situated so that gravity delivers the wastewater, has virtually no energy costs other than planting and harvesting the macrophytes. The harvested plants can be used as feed for cattle, or to provide raw material for making processed animal feed, soil additives, methane gas and other products.

In this paper is analysed the possibilities of using three types of macrophytes (emergent, floating and submerged) in sewage purification. Many of emergent plants are adopted for growing on wastewaters, for example *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris*, *Glyceria maxima*. They quickly grow attained a high biomass (Table I) and absorb and incorporate a large amounts of different elements into their own structure (Table II). The emergent plant method has developed and patented in the Max Planck Institute. The untreated sewage first passes through a bed of *Phragmites australis* and then to bed with *Schoenoplectus lacustris*. As the water percolates across this living filter, the plants absorb organic materials and inorganic nutrients (Table III). In the presence of bulrush bacteria and other pathogens in the sewage are significantly reduced. The plants can transported oxygen down through and outward the roots to the soil to supply the massive needs of a microorganisms. The plants increase the efficiency of the breakdown of organic material.

The floating plant method has developed in the USA. The most efficiently plant is *Eichhornia crassipes*. Water hyacinth has recovered a large amounts of different elements (Table IV). The limitation of using this plant is climate because it is tropical and subtropical species. In temperate zone many species of *Lemnaceae* show promise for use in recovering nutrients from wastewater.

Submerged macrophytes can extract nutrients from wastewater as well as floating and emergent ones, but these plants grow well only in oxygenated water with good transparency and therefore can not be used to treat sewage where microbial decomposition can create anoxic conditions. Instead, they are best used after organic waste have been decomposed to soluble inorganic materials.