

Teresa Ozimek

Zakład Hydrobiologii

Uniwersytetu Warszawskiego

ul. Banacha 2

02-097 Warszawa

e-mail: t.m.ozimek@uw.edu.pl

**Wykorzystanie roślin do oczyszczania
odcieków z wysypisk odpadów****Using of plants in treatment
of landfill leachate****1. Wstęp**

Poza gospodarką ściekową, gospodarka stałymi odpadami jest jednym z największych zagrożeń dla stanu czystości wód. Produkcja stałych odpadów rośnie na świecie i tak w 1970 roku na jedną osobę przypadało od 200 do 500 g odpadów /dzień, w 2000 roku wartości te były już prawie pięciokrotnie wyższe, od 1000 do 2000 g/dzień. Składowanie stałych odpadów na wysypiskach jest popularną praktyką zarówno w rozwiniętych, jak i rozwijających się krajach (L o b e r 1996).

W Polsce wytwarza się 12,2 mln ton odpadów komunalnych rocznie i są one w 95% gromadzone na składowiskach, których liczbę szacuje się na ponad 1000, nie wliczając tu tzw. „dzikich”, nie ewidencjonowanych wysypisk. Składowiska te nierzadko przyjmują częściowo odpady przemysłowe. Prognoza ilości odpadów w latach 2010–2018 zawarta w Krajowym Planie Gospodarki Odpadami (2007) zakłada wzrost ilości odpadów w Polsce do prawie 13 mln ton w 2018 roku.

Na składowiskach odpadów powstają wody odciekowe głównie w wyniku przesączania się przez nie opadów atmosferycznych wymywających organiczne i mineralne związki, zarówno w postaci partykularnej, jak i rozpuszczonej. Ilość odcieków jest uwarunkowana przede wszystkim wielkością opadów atmosferycznych. W klimacie umiarkowanym największe ilości odcieków powstają na wiosnę i jesienią. Odcieki z wysypisk odpadów są klasyfikowane jako ścieki (Dz.U. nr 62 poz. 627, 2001), z czego wynika obowiązek ich ujmowania oraz oczyszczania przed zrzutem do wód, gruntu lub sieci kanalizacyjnej (Dz.U. nr 168 poz. 1763, 2004). W porównaniu ze ściekami komunalnymi odcieki ze składowisk są znacznie trudniejsze do oczyszczania. Do ich oczyszczania wykorzystuje się kombinacje metod fizycznych, chemicznych i biologicznych. Zastosowanie tylko jednej z nich zazwyczaj nie daje zadowalających efektów oczyszczania. Oczyszczalnie odcieków wykorzystujące wysokoefektywne technologie charakteryzują się znacz-

nymi kosztami budowy i eksploatacji. Odprowadzanie odcieków do konwencjonalnych oczyszczalni ścieków jest przeważnie trudne i kosztowne, a często wręcz niemożliwe z uwagi na wysokie stężenia zanieczyszczeń powodujących zaburzenie procesów oczyszczania biologicznego (Kowalik i in. 2007). Najlepszym rozwiązaniem jest wykorzystanie i oczyszczanie wód odciekowych w pobliżu składowiska, co pozwala na oszczędności kosztów transportu, które stanowią niebagatelną pozycję w utylizacji odcieków.

Interesującą alternatywę dla konwencjonalnych metod oczyszczania odcieków mogą stanowić metody z wykorzystaniem roślin, takie jak plantacje „energetyczne” drzew lub oczyszczalnie hydrofitowe. Na ich budowę można wykorzystać tereny wokół składowiska, które zazwyczaj nie są atrakcyjne dla innych typów zabudowy.

Celem artykułu jest przegląd stosowanych na świecie metod oczyszczania i utylizacji odcieków z wysypisk z udziałem roślin, ze szczególnym zwróceniem uwagi na kryteria doboru odpowiednich gatunków.

2. Charakterystyka odcieków z wysypisk

Ilość odcieków i stężenia w nich różnych substancji są bardzo zmienne w czasie, ulegają one zmianom krótkookresowym, na przykład w ciągu doby (przy ulewnych deszczach, gwałtownym topnieniu śniegu przekraczają wielokrotnie wielkości przeciętne), jak i w dłuższych przedziałach czasowych. Ilość i jakość odcieków zależy od wieku składowiska, techniki składowania, rodzaju i stopnia rozdrobnienia odpadów. Jak podają McBean i Rovers (1999), w ciągu pierwszych lat funkcjonowania wysypiska w odciekach wzrasta ChZT i stężenie azotu amonowego; zaczynają się one obniżać dopiero po 10 i więcej latach funkcjonowania składowiska. Nowe wysypiska mają odcieki o wyższych koncentracjach niż stare, nie przyjmujące nowych odpadów. Odcieki różnią się istotnie od ścieków komunalnych stężeniem różnych komponentów i proporcjami pomiędzy nimi. Odcieki z wysypisk odpadów komunalnych zawierają wysokie stężenia substancji organicznych (wyrażone w BZT₅ i ChZT), azotu, a szczególnie azotu amonowego, żelaza ogólnego, chlorków i zawiesiny ogólnej, a ich wartości maksymalne znacznie przekraczają wartości notowane w ściekach komunalnych (tab. I). Pomimo że odcieki stanowią zaledwie 0,4% ilości oczyszczanych ścieków, to ładunek zawarty w nich zanieczyszczeń organicznych równy jest 2% ładunku zawartego we wszystkich ściekach komunalnych. W odciekach często są obecne metale ciężkie, ksenobiotyki jak: pestycydy, chlorowane bifenyle, fenole i inne w stężeniach toksycznych dla organizmów żywych, w tym dla roślin (Christensen i in. 2001).

Tabela I. Porównanie zakresu odczynu i stężenia wybranych elementów chemicznych (mg/dm³) w ściekach komunalnych i odciekach z wysypisk

Table I. Comparison of pH and concentration of selected elements range (mg/dm³) in municipal wastewater and landfill leachate

Parametr Parameter	Ścieki komunalne* Municipal wastewaters*		Odcieki z wysypisk** Landfill leachate**	
	Zakres Range	Max/Min	Zakres Range	Max/Min
pH	6,6–8,5	1,3	4,5–9,3	2,1
BZT ₅	150–500	3,3	2–57 000	28 500
BOD ₅				
ChZT	250–1000	4	140–152 000	10 857
COD				
N organiczny Organic N	15–60	4	14–2500	178,5
N amonowy Ammonium N	10–50	5	0,01–2200	220 000
N azotanowy Nitrate N	0–0,5		0,001–10,5	10 500
P ogólny Total P	3,9–9,2	2,3	0,04–23	575
P fosforanowy Phosphate P	5–20	4	0,1–4,8	48
Potas Potassium	19–62	3,3	50–3700	74
Sód Sodium	43–127	3	70–7700	110
Żelazo Iron	0,02–0,95	47,5	0,09–5500	61 111

*Wg (acc. to) Brix (1994), Cooper & Green (1995), Obarska-Pempkowiak & Ozimek (2000), Vymazal (2001), Kadlec & Wallace (2008).

**Wg (acc. to) Troung & Stone (1996), Kadlec (1999, 2003), Christensen *et al.* (2001), Citres *et al.* (2006), Nivala *et al.* (2007), Verma (2008).

3. Kryteria doboru roślin

Do oczyszczania ścieków komunalnych polecane są rośliny charakteryzujące się intensywnym wzrostem, wysoką produkcją, szybkim tempem pobierania i wysokim poziomem akumulacji różnych pierwiastków, radzące sobie z deficytami tlenowymi w podłożu, łatwe do wprowadzania i usuwania ze środowiska, i o możliwie jak najszerszym spektrum wykorzystania ich biomasy przez człowieka (Ozimek 1991).

Ze względu na dużą zmienność ilości i składu, odcieki stwarzają bardzo trudne warunki środowiskowe dla roślin, znacznie trudniejsze niż przy uprawach roślin zasilanych ściekami komunalnymi. Te niekorzystne warunki dla wzrostu roślin to wahania ilości wody (okresowe nadmiary lub jej niedobory), wysoki ładunek związków organicznych i związane z tym deficyty tlenowe, wysoka zawartość azotu amonowego, niekorzystny stosunek azotu do fosforu, często wysokie zasolenie, a ponadto ksenobiotyki i metale ciężkie występujące zwykle w toksycznych ilościach. Zatem rośliny stosowane do oczyszczania odcieków z wysypisk powinien charakteryzować bardzo szeroki zakres tolerancji na zmienność różnych czynników oraz szerokie spektrum mechanizmów obronnych na toksyczne związki, podobnie jak te stosowane do fitoremediacji. Fitoremediacja jest jednym ze sposobów biologicznego oczyszczania środowiska z toksycznych substancji przy udziale roślin; może zachodzić poprzez oddziaływanie roślin na toksyczne związki, m.in. na drodze absorpcji, rizofiltracji, ekstrakcji, translokacji, hiperakumulacji, fitodegradacji (McCutcheon i Schnoor 2003). Rośliny żyjące w ekstremalnych warunkach, w silnie zanieczyszczonych środowiskach stworzonych przez człowieka, jako organizmy prowadzące osiadły tryb życia, wykształciły mechanizmy obronne, umożliwiające im przetrwanie. Należą do nich mechanizmy unikania, czyli zapobiegania wnikięciu toksycznych związków do wnętrza roślin, oraz mechanizmy tolerancji, czyli detoksykacji substancji już po wnikięciu do wnętrza komórki (Ernst 1998).

Do mechanizmów unikania należy wydzielanie z komórek korzeni substancji na zewnątrz do ryzosfery, np. związków chelatujących jony metali, co czyni je niedostępnymi dla roślin (Clemens i in. 2002), enzymów do degradacji ksenobiotyków, których aktywność objawia się w asocjacji ze ścianami komórkowymi, lub enzymów wydzielanych do środowiska zewnętrznego, takich jak np. oksydoreduktazy i esterazy charakteryzujące się znikomą specyficznością substratową, co pozwala na transformację rozmaitych organicznych ksenobiotyków (Jansen i in. 2004).

Mechanizmy tolerancji zaczynają działać w momencie znalezienia się substancji toksycznej we wnętrzu komórki (Kopcewicz i Lewak 2002). Przekraczając określony poziom w komórce, toksyczne związki indukują syntezę i aktywację systemów enzymatycznych zdolnych do ich metabolizowania (Ernst 1998). Dzięki temu mogą one zostać usunięte, ulec modyfikacji lub może zostać ograniczona ich biodostępność, co zapobiega uszkodzeniom komórki (Walker i in. 2002). Oprócz mechanizmów kontrolujących ilość substancji niebezpiecznych, komórka roślinna dysponuje mechanizmami naprawczymi. Przykładem może być aktywizowanie białek stresowych czy systemów reperacji DNA (Kopcewicz i Lewak 2002).

4. Rośliny stosowane do oczyszczania odcieków z wysypisk

4.1. Plantacje drzew

Odcieki z wysypisk utylizuje się poprzez ich wykorzystanie do nawadniania i nawożenia plantacji drzew. Do tego celu polecane są mniej toksyczne odcieki ze starszych wysypisk, nie przyjmujące już nowych odpadów (Hasselgren 1994). Do oczyszczania odcieków (podobnie jak innych ścieków) drzewa wykorzystuje się głównie w krajach leżących w strefie umiarkowanych klimatów i są to zwykle gatunki z rodziny Salicaceae – z rodzajów *Populus* i *Salix*. Są to szybko rosnące, stosowane w intensywnej gospodarce leśnej drzewa, których biomasę można odbierać w krótkich odcinkach czasowych, co 2–5 lat, tzw. drzewa krótkiej rotacji biomasy (SRC – *short rotation copicce*). Do oczyszczania odcieków najczęściej stosuje się *Salix viminalis* – tzw. „wierzbę energetyczną” (Duggan 2005), *Salix* spp. (Maurice i in. 1999, Aronsson i Perttu 2001). W Polsce testowana też jest *Salix amygdalina* (Agopsowicz i Białowiec 2003). Z rodzaju *Populus* wykorzystywane są różne mieszańce (Stephens i in. 2000). Duże zainteresowanie budzi *Populus trichocarpa*, wysokoproduktywny północnoamerykański gatunek (Heilman i Stettler 1985), tworzący różne odmiany, którego genom został zsekwencjonowany w 2006 roku, co stworzyło szansę na pozyskanie na drodze inżynierii genetycznej nowych odmian o jeszcze większej produkcji i odporności na zanieczyszczenia. Oczyszczanie odcieków za pomocą drzew jest najczęściej zintegrowane z pozyskiwaniem odnawialnej energii (biomasę roślin przetwarzana się w energię cieplną lub elektryczną).

Przydatność do oczyszczania odcieków przez wymienione drzewa związana jest z ich wieloma cechami, takimi jak: stosunkowo długi czas życia, długi okres aktywnego wzrostu, szybkie tempo wzrostu, wysoka roczna produkcja biomasy, wysoki poziom transpiracji, odporność na okresowe zalewanie lub przesuszenie, szeroka gama mechanizmów obronnych na toksyczne związki (metale ciężkie, ksenobiotyki) samych roślin jak i we współdziałaniu z różnymi mikroorganizmami, szerokie możliwości wykorzystania ich biomasy. Ponadto duże zróżnicowanie genetyczne, poliklonalność, daje możliwości selekcji klonów – najlepszych z punktu widzenia ich zastosowania do oczyszczania odcieków z wysypisk.

Wierzby (*Salix* spp.) są roślinami wieloletnimi i mogą być wykorzystywane do produkcji masy przez 25–30 lat (Riddell-Black i in. 1996). Są łatwe do nasadzeń, cechują się niewielkimi wymaganiami glebowymi, bardzo szybko przyrastają – około 2–3 m na rok (Stephens i in. 2000, Aronsson i Perttu 2001). Mogą też rosnąć w dużym zagęszczeniu. Za najbardziej ekonomiczne z punktu widzenia wykorzysta-

nia terenu i produkcji biomasy uważa się zagęszczenie od 12 000 do 25 000 drzew na hektar (Elowson 1999, Bullard i in. 2002). Średnia roczna produkcja biomasy wierzby (dane dla Europy i Ameryki Północnej) wynosi od 2,2 do 13,5 t suchej masy na hektar (Mitchell 1995). W warunkach klimatycznych Polski z 1 hektara plantacji można uzyskać 3,0–4,0 ton suchej masy drzewnej w ciągu roku. Wierzby charakteryzują się bardzo wysoką ewapotranspiracją: od 16,4 do 27,4 l/m²/dobę (Kučerová i in. 2001). Tak wysoka ewapotranspiracja powoduje, że zanieczyszczenia nie migrują do wód podziemnych (Ettala 1987). Biomasa wierzby może być wykorzystana jako źródło energii. Po raz pierwszy do celów energetycznych wierzbę użyto w Szwecji w 1970 roku jako odpowiedź na kryzys paliwowy związany ze zmniejszeniem dostaw ropy. Do oczyszczania odcieków wierzby zaczęto stosować pod koniec lat osiemdziesiątych XX wieku. Na podstawie wyników uzyskanych na eksperymentalnych plantacjach Adegbidl i in. (2001) wykazali, że trzyletni cykl wycinania wierzby jest korzystniejszy przy pozyskiwaniu materiału energetycznego, natomiast do oczyszczania odcieków polecany jest raczej coroczny cykl. Dodatkowym atutem stosowania plantacji wierzby jest możliwość ograniczenia emisji CO₂ o około 7 t/ha/rok (Börjesson 1999). W Polsce na niewielką skalę stosuje się *Salix viminalis* (Kowalik i in. 2007) i *Salix amygdaloida* (Agopsowicz i Białowiec 2003). Wierzby posiadają wiele odmian łatwo krzyżujących się, istnieje zatem duży potencjał genetyczny do wyselekcjonowania odmiany najbardziej przydatnej z punktu widzenia oczyszczania odcieków i produkcji biomasy.

W Kanadzie na niewielką skalę wykorzystywany jest klon czerwony (*Acer rubrum*) (Shrive i in. 1994).

4.2. Oczyszczalnie hydrofitowe

Oczyszczalnie hydrofitowe zaczęto stosować na szerszą skalę w latach osiemdziesiątych dwudziestego wieku, głównie do oczyszczania ścieków gospodarczych i komunalnych. W miarę testowania i rozwoju tej metody wciąż poszerzało się spektrum jej wykorzystania, np. do oczyszczania nietypowych ścieków (wód po-burzowych, wód kopalnianych, ścieków rolniczych) różniących się znacznie od ścieków komunalnych składem i stężeniem różnych komponentów, a w ostatnich dwóch dekadach dwudziestego wieku również do oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów. Do oczyszczania odcieków stosuje się oczyszczalnie hydrofitowe z podpowierzchniowym – poziomym lub pionowym – przepływem ścieków przez poletka zasiedlone roślinami (Trautmann i in. 1989, Birbeck i in. 1990), jak i z powierzchniowym przepływem (stawy, laguny, rowy serpentynowe) (Mackie i Murphy 1992, Martin i in. 1993, Martin i Moshiri 1994). Oczyszczalnie hydrofitowe do oczyszczania odcieków w skali pilotażowej lub technicznej stosowane

są w wielu krajach świata, zarówno tych leżących w strefie umiarkowanych klimatów, np. w Norwegii (Mæhlum 1995, Mæhlum i in. 2002), Anglii (Robinson i in. 1999), Słowenii (Urbanc-Berčič 1994), USA (Johnson i in. 1998, Martin i in. 1999, Snow i in. 2008), jak i w strefach klimatów tropikalnych i subtropikalnych, np. w Australii (Troung i Hart 2001), Tajlandii (Kinsley i in. 2007). W Polsce ciągle wykorzystywane są one na niewielką skalę (Kowalik i in. 2007). W oczyszczalniach hydrofitowych głównie wykorzystuje się rośliny zielne, znacznie rzadziej drzewa – przede wszystkim wierzby.

Do oczyszczania odcieków, podobnie jak do oczyszczania innych ścieków, w oczyszczalniach hydrofitowych wykorzystywane są trawy, a wśród nich najczęściej trzcina pospolita (*Phragmites australis*). Spełnia ona większość kryteriów jakim powinny odpowiadać rośliny stosowane do tego celu (Robinson 1993). Jest rośliną o szerokim zasięgu geograficznym i bardzo szerokiej amplitudzie ekologicznej. Charakteryzuje się szybkim tempem wzrostu, wysoką biomasą, wysokim poziomem transpiracji, co powoduje, że często (szczególnie przy wysokich temperaturach) z oczyszczalni hydrofitowej nie ma odpływu, zanieczyszczenia w całości pozostają w podłożu poletek. Ponadto trzcina ma rozwinięte mechanizmy odporności na szereg toksycznych związków, np. pestycydy, polichlorowane bifenyle (Chu i in. 2006), metale ciężkie (Peverly i in. 1995). Trzcina jest trawą o wielkim potencjale genetycznym, tworzącą wiele klonów, co daje możliwość wyboru najbardziej przydatnego do oczyszczania odcieków.

W krajach leżących w strefie umiarkowanych klimatów do oczyszczania odcieków na niewielką skalę stosowana jest mozga trzcinowa – *Phalaris arundinacea*. Ma ona węższy zasięg występowania niż trzcina, pochodzi z półkuli północnej i tam znajdują się jej centra genetyczne. Jest rośliną wieloletnią, raz wysiana może być wykorzystywana przez 10–12 lat. Ma długi sezon wegetacyjny. Nawet przy wielokrotnym koszeniu dobrze odrasta, a przyrosty na dobę mogą wynosić nawet 8 cm (Vymazal i Kröpfelova 2005). Głęboki system korzeniowy umożliwia przetrwanie długotrwałych okresów suszy. Mozga trzcinowa dobrze też znosi zalewanie nawet przez 35–40 dni oraz niskie temperatury. Należy do nitrofilnych traw dobrze znoszących wysokie dawki azotu (Bernard i Lauve 1995). Wytrzymuje zasolenie w granicach 3–6 μmola oraz wahania odczynu w granicach pH 4–7,5 (Nixon i Bullard 1997). Mozga trzcinowa jest szeroko stosowana w oczyszczalniach hydrofitowych w Czechach (Vymazal i Kröpfelova 2005). Jest rośliną wykorzystywaną do celów energetycznych w Danii (Brix – informacja ustna). Jej zastosowanie do oczyszczania odcieków było z powodzeniem testowane w USA (Cureton i in. 1991).

W ciepłych strefach klimatycznych Azji do oczyszczania ścieków stosuje się naturalnie występujące tam trawy, takie jak: miskant olbrzymi – *Miscanthus x giganteus*, wetiweria pachnąca – *Vetiveria zizanioides*, trzcina laskowa – *Arundo donax*.

Od kilku lat testuje się ich przydatność w krajach leżących w strefie umiarkowanych klimatów nie tylko do oczyszczania odcieków z wysypisk, ale również wykorzystania ich biomasy jako materiału energetycznego. Te trzy gatunki zostały przed pół wiekiem sprowadzone jako rośliny ornamentowe do ogrodów Europy i Ameryki Północnej.

Miscanthus x giganteus jest okazałą trawą pochodzącą z Azji Południowo-Wschodniej. Jest naturalnym mieszańcem, powstałym ze skrzyżowania miskanta chińskiego (*Miscanthus siniensis*) z miskantem cukrowym (*M. sacchariflorus*). W Europie uprawiany jest od ok. 50 lat, początkowo jako roślina ozdobna, a od 15 lat na plantacjach energetycznych w Wielkiej Brytanii. Od 1990 roku prowadzone są tam szeroko zakrojone modelowe badania nad wzrostem i produkcją biomasy miskanta w różnych warunkach temperatury, nasłonecznienia, dostępności wody i w różnych warunkach glebowych (Bullard i in. 1995, Nixon i in. 2001). Stwierdzono, że miskant olbrzymi ma szeroki zakres tolerancji względem gleb i pH (Nixon i in. 2001). Ponadto charakteryzuje się szybkim tempem wzrostu, wysokim plonem z jednostki powierzchni, odpornością na niskie temperatury (Bullard i in. 1997, Nixon 2001). Roczne plony w warunkach klimatycznych Anglii wynoszą od 12 do 16 t/ha (Nixon i Bullard 1997). W Polsce wydajność kilkuletniej plantacji dochodzi do 20 t suchej masy/ha. Okres eksploatacji plantacji miskanta wynosi od 15 do 25 lat i ma wpływ na obniżenie emisji CO₂ (Bullard i Metcalfe 2001).

Arundo donax naturalnie występuje w Indiach, Chinach i Japonii. Może dorastać do 10 m wysokości, a jej roczna produkcja osiągać 25 t/ha. W zależności od klimatu może być koszona 1–3 razy w ciągu sezonu, a jej biomasa może być wykorzystywana do produkcji biopaliw. W Polsce trzcina laskowa hodowana jest jako roślina ozdobna, a ostatnio zakładane są pierwsze plantacje energetyczne. Do oczyszczania odcieków z wysypisk *Arundo donax* stosowany jest w Chinach (Wang i in. 1994).

Prowadzone są również badania nad wykorzystaniem *Vetiveria zizanioides* (Truong i Hart 2001), trawy szeroko rozpowszechnionej w południowej i południowo-wschodniej Azji. Do tej pory roślina ta stosowana była do oczyszczania zanieczyszczonych wód z metali ciężkich (Xia i Shu 2001, Xia i in. 2002) i organicznych związków, np. benzo(a)pirenu (Li i in. 2006).

Poza trawami w USA testowane były inne rośliny zielne, jak: oczeret – *Schoenoplectus lacustris* (Citres i in. 2006), pałki – *Typha latifolia* i *T. angustifolia* (Kinsley i in. 2007, Nivala i in. 2007) oraz rośliny pływające, np. rzęsa drobna – *Lemna minor* (Mackenzie i in. 2003), hiacynt wodny – *Eichhornia crassipes* (Snow i in. 2008). Jednak do tej pory nie znalazły one zastosowania praktycznego na techniczną skalę.

5. Podsumowanie

Jak wynika z szerokiego przeglądu literatury, do oczyszczania odcieków stosuje się plantacje drzew, jak również typowe oczyszczalnie hydrofitowe. Mimo że skład odcieków odbiega znacznie od składu ścieków komunalnych, to do ich oczyszczania wykorzystuje się często te same gatunki drzew i roślin zielnych. Plantacje drzew, głównie wierzb (*Salix*), stosuje się w krajach leżących w strefie umiarkowanych klimatów i są to zwykle działania zintegrowane z pozyskiwaniem energii.

Oczyszczalnie hydrofitowe stosuje się w różnych strefach klimatycznych, a w nich najczęściej wykorzystywane są różne gatunki traw, gdyż spełniają większość kryteriów jakim powinny odpowiadać rośliny, by można było zastosować je do oczyszczania odcieków. Wśród traw najszerze zastosowanie, na wszystkich kontynentach w różnych strefach klimatycznych, ma trzcina pospolita. W krajach strefy umiarkowanych klimatów poza rodzimymi gatunkami traw, jak *Phragmites australis* i *Phalaris arundinacea*, wykorzystywane są również egzotyczne gatunki, jak *Miscanthus x giganteus* i *Arundo donax*. Trawy te od dawna egzystują w Europie i Ameryce, w tym również w Polsce, jako rośliny ozdobne. Ich zaletą, poza najważniejszym – dużym potencjałem oczyszczania odcieków – jest łatwość pozyskania materiału do nasadzeń i możliwość wykorzystania biomasy do celów energetycznych. Niebezpieczeństwem związanym z ich wprowadzaniem może okazać się nadmierne rozprzestrzenienie i wypieranie rodzimych gatunków o podobnych wymaganiach siedliskowych. Wprawdzie wymieniane gatunki zostały wprowadzone pół wieku temu i na razie nie ma doniesień o ich inwazyjności, ale takiego niebezpieczeństwa nie można wykluczyć.

Wytypowanie odpowiednich gatunków roślin do oczyszczania odcieków wymaga dogłębnej znajomości ich ekologii, fizjologii, biochemii, genetyki, zatem zastosowanie nowych gatunków powinno być poprzedzone badaniami uzupełniającymi luki w istniejącej wiedzy. Konieczna jest współpraca inżynierów projektantów z biologami.

Należy podkreślić, że ze względu na wielką zmienność składu i stężenia odcieków, przed wyborem metody ich oczyszczania konieczny jest etap monitorowania składu odcieków (nie można opierać się wyłącznie na danych literaturowych z innych składowisk), ułatwi to również dobór odpowiednich gatunków roślin.

Artykuł został przygotowany w ramach projektu „The new methods of emission reduction of selected pollutants and application of by-products from sewage treatment plants”: PL 00 85, finansowanego przez mechanizm norweski.

6. Piśmiennictwo

- Adegbidl H.G., Volk T.A., White E.H., Abrahamson L.P., Briggs R.D., Bickelhaupt D.H. 2001 – Biomass and nutrient removal by willow clones in experimental bioenergy plantations in New York state – *Biomass Bioenergy*, 20: 399–411.
- Agopsowicz M., Białowiec A. 2003 – Researches of ability landfill leachate evapotranspiration of young willow shoots – *Salix amygdalina* – Proc. 9th International Waste Management and Landfill Symposium in Sardinia, 6–10 October 2003.
- Aronsson P., Perttu K.L. 2001 – Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production – *For. Chron.* 77: 293–299.
- Bernard J.M., Lauve E. 1995 – A compare of growth and nutrient uptake in *Phalaris arundinacea* L. growing at wetlands and a constructed bed receiving landfill leachate – *Wetlands*, 15: 176–182.
- Birkbeck A.E., Reil D., Hunter R. 1990 – Application of natural and engineered wetlands for treatment of low-strength leachate (W: *Constructed wetlands for water pollution control*. Red. P.F. Cooper, B.C. Findlater) – Pergamon Press, Oxford, 411–418.
- Börjesson P. 1999 – Environmental effects of energy crop cultivation in Sweden – identification and quantification – *Biomass Bioenergy*, 16: 137–154.
- Brix H. 1994 – Constructed wetlands for municipal wastewater treatment in Europe (W: *Global wetlands: Old World and New*. Red. W.J. Mitsch) – Elsevier Science, Amsterdam, 325–333.
- Bullard M.J., Metcalfe P. 2001 – Estimating the energy requirements and CO₂ emissions from production of the perennial grasses *Miscanthus*, switchgrass and reed canary grass – ADAS report for the Department of Trade and Industry, UK.
- Bullard M.J., Heath M.C., Nixon P.M. 1995 – Shoot growth, radiation interception and dry matter partitioning in *Miscanthus sinensis* “Giganteus” grown at two densities in UK during the establishment phase – *Ann. Appl. Biol.* 126: 365–378.
- Bullard M.J., Nixon P.M., Heath M.C. 1997 – Quantifying the yield of *Miscanthus x giganteus* in the UK – *Aspects Appl. Biol.* 49: 207–214.
- Bullard M.J., Mustill S.J., McMillan S.D., Nixon P.M., Carver P., Britt C. 2002 – Yield improvements through modification of planting density and harvest frequency in short rotation coppice *Salix* spp. – *Biomass Bioenergy*, 22: 15–25.
- Christensen T.H., Kjeldsen P., Bjerg P.L., Jensen D.L., Christensen J.B., Baun A., Albrechtsen H.J., Heron G. 2001 – Biogeochemistry of landfill leachate plumes. Review – *Appl. Geochem.* 16: 659–718.
- Chu W.K., Wong M.H., Zhang J. 2006 – Accumulation, distribution and transformation of DDT and PCBs by *Phragmites australis* and *Oriza sativa* L.: II. Enzyme study – *Environ. Geochem. Health*, 28: 169–181.

- Citres R.W., Middlebrooks E.J., Reed S.C. 2006 – Natural wastewater treatment systems – Taylor & Francis Group, Boca Raton, 289–294.
- Clemens S., Palmgreen M.G., Kramer U. 2002 – A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation – Trends Plant Sci. 7: 309–315.
- Cooper P.F., Green B. 1995 – Reed bed treatment systems for sewage treatment in the United Kingdom: The first 10 years experience – Water Sci. Technol. 32: 317–322.
- Cureton P.M., Groenevelt P.H., McBride R.A. 1991 – Landfill leachate recirculation: effects on vegetation vigor and clay surface cover infiltration – J. Environ. Qual. 20: 17–24.
- Duggan J. 2005 – The potential for landfill leachate treatment using willows in the UK – a critical review – Resour. Conserv. Recycl. 45: 97–113.
- Elowson S. 1999 – Willow as a vegetation filter for cleaning of polluted drainage water from agricultural land – Biomass Bioenergy, 16: 281–290.
- Ernst W.H.O. 1998 – Effects of heavy metals in plants at the cellular and organismic level (W: Exotoxicology. Ecological fundamentals, chemical exposure and biological effects. Red. G. Schuurmann, B. Market) – John Wiley & Sons, New York.
- Ettala M.O. 1987 – Influence of irrigation with leachate on biomass production and evapotranspiration on a sanitary landfill – Aquat. Fenn. 17: 69–86.
- Hasselgren K. 1994 – Landfill leachate treatment in energy forest plantations (W: Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges: a biological purification system. Red. P. Aronsson, K. Perttu) – Upssala, 215–218.
- Heilman P.E., Stettler R.F. 1985 – Genetic variation and productivity of *Populus trichocarpa* and its hybrids. Biomass production in a 4-year-old plantation – Can. J. For. Res. 15: 384–388.
- Jansen M.A.K., Hill L.M., Thorneley J.J. 2004 – A novel stress-acclimation response in *Spirodela punctata* (Lemnaceae): 2,4 6-trichlorophenol triggers an increase in the level of an extracellular peroxidase, capable of the oxidate dechlorination of this xenobiotic pollutant – Plant Cell Environ. 27: 603–613.
- Johnson K.D., Martin C.D., Moshiri G.A., McCrory W. 1998 – Performance of a constructed wetland leachate treatment system at the Chunchula landfill, Mobile County Alabama (W: Constructed wetlands for the treatment of landfill leachate. Red. G. Mulamootil, E. McBean, F.A. Rovers) – Lewis Publishers, Boca Raton, 57–70.
- Kadlec R.H. 1999 – Constructed wetlands for treating landfill leachates (W: Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates. Red. G. Mulamootil, E. McBean, F.A. Rovers) – Lewis Publishers, Boca Raton, 17–31.
- Kadlec R.H. 2003 – Integrated natural systems for landfill leachate treatment (W: Wetlands, nutrients, metals and mass cycling. Red. J. Vymazal) – Backhuys Publishers, Leiden, 1–33.
- Kadlec R.H., Wallace S.D. 2008 – Treatment wetlands. Second edition – CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton.

- Kinsley C.B., Crolla A.M., Kuyucak N., Zimmer M. I., Leafleche A. 2007 – Nitrogen dynamics in a constructed wetland system treating landfill leachate – *Water Sci. Technol.* 56: 151–158.
- Kopcewicz J., Lewak S. 2002 – *Fizjologia roślin* – PWN, Warszawa.
- Kowalik P., Obarska-Pempkowiak H., Wojciechowska E. 2007 – Innowacyjne rozwiązanie problemu wód odciekowych z wysypisk odpadów komunalnych – Politechnika Gdańska, Gdańsk.
- Kučerová J., Pokorný J., Radoux M., Nemcova M., Cadelli D., Dusek J. 2001 – Evapotranspiration of small-scale constructed wetlands planted with ligneous species (W: Transformations of nutrients in natural and constructed wetlands. Red. J. Vymazal) – Backhuys Publishers, Leiden, 413–427.
- Li H., Luo Y.M., Song J., Wu L.H., Christie P. 2006 – Degradation of benzo[a]pyrene in an experimentally contaminated paddy soil by vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) – *Environ. Geochem. Health*, 28: 183–188.
- Lober D.J. 1996 – Municipal solid waste policy and public participation in household – *Waste Manage. Res.* 14: 125–143.
- Mackenzie S.M., Waite S., Metcalfe D.J., Joyce C.B. 2003 – Landfill leachate ecotoxicity experiments using *Lemna minor* – *Water Air Soil Pollut.* 3: 171–179.
- Mackie D.H., Murphy D.A. 1992 – Using wetlands to control stormwater runoff from a municipal landfill: One facet of a comprehensive environmental strategy – Proc. 65th Annual Water Environment Federation Conference, 20–24 September 1992, New Orleans, 139–148.
- Martin C.D., Moshiri G.A. 1994 – Nutrient reduction in an in-series constructed wetland system treating landfill leachate – *Water Sci. Technol.* 29: 267–272.
- Martin C.D., Johnson K.D., Moshiri G.A. 1999 – Performance of constructed wetland leachate treatment system at the Chunchula landfill, Mobile County, Alabama – *Water Sci. Technol.* 40: 67–74.
- Martin C.D., Moshiri G.A., Miller C.C. 1993 – Mitigation of landfill leachate incorporating in-series constructed wetlands (W: Constructed wetlands for water quality improvement. Red. G.A. Moshiri) – Lewis Publishers, Boca Raton, 473–484.
- Maurice C., Ettala M., Lagerkvist A. 1999 – Effects of leachate irrigation on landfill vegetation and subsequent methane emissions – *Water Air Soil Pollut.* 113: 203–216.
- Mæhlum T. 1995 – Treatment of landfill leachate in one-site lagoons and constructed wetlands – *Water Sci. Technol.* 32: 129–135.
- Mæhlum T., Haarstad K., Kraft P.I. 2002 – Treatment wetlands for landfill leachates – studies from cold temperate climate – Proc. 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha, Tanzania, 16–19 September 2002.
- McBean E., Rovers F.A. 1999 – Landfill leachate characteristics as inputs for the design of wetland (W: Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates. Red. G. Mulamootil, E. McBean, F.A. Rovers) – Lewis Publishers, Boca Raton, 1–17.

- McCutcheon S.C., Schnoor J.L. 2003 – Phytoremediation. Transformation and control of contaminants – John Wiley & Sons, New Jersey.
- Mitchell C.P. 1995 – New cultural treatments and yield optimisation – *Biomass Bioenergy*, 9: 11–34.
- Nixon P.M.I. 2001 – Effects of landfill leachate on the biomass production of *Miscanthus* – *Aspects Appl. Biol.* 65: 123–130.
- Nixon P.M.I., Bullard M.J. 1997 – The effect of fertiliser, variety and harvesting timing on the yield of *Phalaris arundinacea* L. – *Aspects Appl. Biol.* 49: 237–240.
- Nixon P.M.I., Boocock H., Bullard M.J. 2001 – An evaluation of planting options for *Miscanthus* – *Aspects Appl. Biol.* 65: 123–130.
- Nivala J., Hoos M.B., Cross C., Wallace S., Parkin G. 2007 – Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland – *Sci. Total Environ.* 380: 19–27.
- Obarska-Pempkowiak H., Ozimek T. 2000 – Efficiency of wastewater treatment in a improved constructed wetland – *Pol. Arch. Hydrobiol.* 47: 247–256.
- Ozimek T. 1991 – Makrofity jako filtry biologiczne w procesie oczyszczania ścieków – *Wiad. Ekol.* 37: 272–281.
- Peverley J.H., Surface J.M., Wang T. 1995 – Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetland constructed for landfill leachate treatment – *Ecol. Engin.* 5: 21–35.
- Riddell-Black D., Alker G., Mainstone C.P., Smith S.R. 1996 – Economically viable buffer zones – the case for short rotation forest plantations (W: Buffer zones. Red. N. Haycock) – Harpenden, Heythrop, UK, 103–108.
- Robinson H.D. 1993 – The treatment of landfill leachates using reed bed systems – Proc. 4th International Landfill Symposium, Sardinia, 6–10 October 1993, 907–922.
- Robinson H.D., Harris G., Carville M., Barr M.J., Last S. 1999 – The use of an engineered reed bed system to treat leachate at monument hill landfill site, southern England (W: Constructed wetlands for treatment of landfill leachates. Red. G. Mulamootil, E.A. McBean, F. Rovers) – Lewis Publishers, Boca Raton, 71–97.
- Shrive S.C., McBride R.A., Gordon A.M. 1994 – Photosynthetic and growth responses of two broad-leaf tree species to irrigation with municipal landfill leachate – *J. Environ. Qual.* 23: 534–542.
- Snow A., Ghaly A.E., Cote R. 2008 – Treatment of stormwater runoff and landfill leachates using a surface flow constructed wetland – *Am. J. Environ. Sci.* 4: 164–172.
- Stephens W., Tyrell S.F., Tiberghien J.E. 2000 – Irrigating short rotation coppice with land leachate: constraints to productivity due to chloride – *Bioresour. Technol.* 75: 227–229.
- Trautmann N.M., Martin J.H., Porter K.S., Hawk K.C. 1989 – Use of artificial wetlands for treatment of municipal solid waste landfill leachate (W: Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial, and agricultural. Red. D.A. Hammer) – Lewis Publishers, Chelsea, 245–251.
- Truong P., Hart B. 2001 – Vetiver system for wastewater treatment – *Tech. Bull. No. 2001/2*, Bangkok.

- Troung P., Stone R. 1996 – Vetiver grass for landfill rehabilitation: erosion and leachate control – Report to DNR and Redland Shire Council, Queensland, Australia.
- Urbanc-Berčić O. 1994 – Investigation into the use of constructed reed beds for municipal waste dump leachate treatment – *Water Sci. Technol.* 29: 289–294.
- Verma M. 2008 – Water quality assessment of a constructed wetland treating landfill leachate and industrial park runoff – *Am. J. Environ. Sci.* 4: 11–120.
- Vymazal J. 2001 – Transformation of nutrients in natural and constructed wetlands – Backhuys Publishers, Leiden.
- Vymazal J., Kröpfelova L. 2005 – Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic – *Ecol. Engin.* 25: 606–621.
- Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., Peakall D.B. 2002 – Podstawy ekotoksykologii – PWN, Warszawa.
- Wang J., Cai X., Chen Y., Yang Y., Liang M., Zhang Y. 1994 – Analysis of the configuration and the treatment effect of constructed wetland wastewater treatment system for different wastewaters in South China – Proc. 4th Internat. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Guangzhou, 12–16 October 1994, 14–120.
- Xia H.P., Shu W.S. 2001 – Resistance to and uptake of heavy metals by *Vetiveria zizanioides* and *Paspalum notatum* from lead/zinc mine tailings – *Acta Ecol. Sin.* 21: 1121–1129.
- Xia H.P., Liu S.Z., Ao H.X. 2002 – Study on purification and uptake of vetiver grass to garbage leachate – Proc. 2th International Conference on *Vetiver*, Bangkok, 393–403.

7. Summary

Landfills produce leachates, typically formed from infiltrating waters and the products of solid-waste decomposition. Those contaminated leachate waters are a potential threat to surface and subsurface receiving waters. The highly variable nature of solid waste, differences in age and decomposition, and the diversity of chemical and biological reactions that take place in landfill result in a wide range of chemical quality of leachates (Table I). Treatment leachates in conventional wastewater treatment plant is a costly procedure, requiring storage at the landfill site as well as transportation charges. Many potential contaminants in leachates can not be treated by conventional processes. Trees plantation, short rotation coppice, with *Populus* and *Salix* can be utilised to treatment of leachate. Constructed wetland have been used successfully to treatment leachates. Subsurface and surface flow constructed wetlands treatment of landfill leachate have been successfully tested in many countries in cold-climate and warm-climate. Grasses – *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* and *Miscanthus x giganteus* are the most commonly used in constructed wetlands.