

Uniwersytet Łódzki  
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska  
Studium Doktoranckie Ekologii i Ochrony Środowiska

**AGATA DROBNIEWSKA**



**OPTIMALIZACJA WYKORZYSTANIA OSADU ŚCIEKOWEGO  
DO PRODUKCJI BIOENERGII NA PODSTAWIE WIELKOSKALOWYCH  
EKSPERYMENTÓW TERENOWYCH ORAZ  
MODELU MATEMATYCZNEGO**

**PRACA DOKTORSKA**

wykonana w  
**Katedrze Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego**  
oraz  
w **Międzynarodowym Instytucie Polskiej Akademii Nauk**  
**Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii**  
pod auspicjami UNESCO

pod kierunkiem  
**Prof. dr. hab. Macieja Zalewskiego**

Praca dofinansowana przez Urząd Miasta Łodzi oraz  
Projekt Komisji Europejskiej SWITCH (6 FP EU, GOCE 018530)

**Łódź 2008**

**Niniejszą pracę dedykuję  
Najbliższym**

## Spis Treści

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| <b>1</b> | <b>Wstęp .....</b>  | <b>5</b>  |
| 1.1      | Wprowadzenie .....  | 5         |
| 1.2      | Zmiana podejścia do zarządzania wodą w mieście: konieczność czy wielowymiarowe korzyści .....   | 5         |
| 1.3      | Restytucja cyklu krążenia biopierwiastków w obszarach zurbanizowanych przez produkcję bioenergii: działania w obszarze ograniczonego użytkowania Grupowej Oczyszczalni Ścieków Sp. z o.o. w Łodzi ..... | 7         |
| 1.4      | Hipoteza badawcza i cele pracy .....  | 10        |
| <b>2</b> | <b>Teren badań .....</b>  | <b>11</b> |
| 2.1      | Lokalizacja .....   | 11        |
| 2.2      | Rzeźba terenu .....   | 13        |
| 2.3      | Budowa geologiczna .....  | 13        |
| 2.4      | Klimat .....  | 14        |
| 2.5      | Wody .....  | 15        |
| 2.6      | Obszar ograniczonego użytkowania Grupowej Oczyszczalni Ścieków Sp. z o.o. – Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej .....  | 16        |
| 2.6.1    | Gleba – frakcje granulometryczne .....  | 20        |
| 2.6.2    | Charakterystyka wód gruntowych .....  | 21        |
| <b>3</b> | <b>Materiały i metody .....</b>   | <b>24</b> |
| 3.1      | Wyznaczenie meteorologicznego okresu wegetacyjnego .....  | 24        |
| 3.2      | Badania terenowe .....  | 24        |
| 3.2.1    | Czas i częstotliwość poboru próbek oraz wykonywanych oznaczeń .....   | 24        |
| 3.3      | Badania laboratoryjne .....   | 26        |
| 3.3.1    | Próbki gleby, osadu ściekowego i kompostu .....   | 26        |
| 3.3.2    | Materiał roślinny .....   | 28        |
| 3.4      | Badania eksperymentalne .....   | 29        |
| 3.5      | Koncepcyjny model matematyczny optymalizacji funkcjonowania plantacji wierzby energetycznej z wykorzystaniem osadu ściekowego .....   | 34        |
| 3.5.1    | Moduł „Produkcja biomasy” .....   | 34        |
| 3.5.1.1  | Opis komponentów modułu „Produkcja biomasy” .....   | 37        |
| 3.5.2    | Moduł „Utylizacja osadów ściekowych” .....  | 47        |
| 3.5.2.1  | Wyznaczanie dawek osadu ściekowego .....  | 47        |
| 3.5.2.2  | Efektywność remediacji gleby i osadu ściekowego .....   | 49        |
| 3.5.3    | Moduł „Ekonomia” .....  | 52        |
| <b>4</b> | <b>Wyniki .....</b>   | <b>54</b> |
| 4.1      | Charakterystyka meteorologiczna okresu wegetacyjnego .....  | 54        |
| 4.2      | Analiza fizykochemiczna osadu oraz kompostu z uwzględnieniem podstaw prawnych .....   | 56        |
| 4.3      | Analiza parametrów fizycznych, chemicznych i biologicznych środowiska glebowego w obszarze ograniczonego użytkowania GOŚ .....  | 66        |
| 4.3.1    | Zawartość materii organicznej .....   | 66        |
| 4.3.2    | Odczyn podłoża .....  | 68        |
| 4.3.3    | Zawartość pierwiastków biogennych .....   | 69        |
| 4.3.4    | Zawartość metali .....  | 71        |
| 4.3.5    | Wilgotność aktualna .....   | 75        |
| 4.3.6    | Aktywność oddychania gleby .....  | 77        |
| 4.4      | Analiza materiału roślinnego .....  | 80        |

|          |  |            |
|----------|--|------------|
| 4.4.1    | Dynamika przyrostów wierzby .....  | 80         |
| 4.4.2    | Morfologia pędów wierzby .....   | 83         |
| 4.4.3    | Przeżywalność nasadzeń wierzbowych .....   | 85         |
| 4.4.4    | Szacowana biomasa wierzby .....  | 86         |
| 4.4.4.1  | Wpływ poziomu wód gruntowych na plon wierzby .....   | 92         |
| 4.5      | Efektywność fitoremediacji z wykorzystaniem wierzby .....  | 94         |
| 4.5.1    | Efektywność poboru pierwiastków biogennych .....   | 94         |
| 4.5.2    | Efektywność poboru metali .....  | 98         |
| 4.6      | Badania eksperymentalne .....  | 103        |
| 4.6.1    | Analiza parametrów fizycznych i chemicznych podłoża .....  | 103        |
| 4.6.2    | Różnice w toksyczności zastosowanych nawozów i podłoży .....   | 105        |
| 4.6.3    | Analiza aktywności oddychania gleby .....  | 108        |
| 4.6.4    | Analiza biomasy wierzby .....  | 109        |
| 4.6.5    | Zawartość pierwiastków biogennych oraz metali w tkankach wierzby .....   | 110        |
| 4.7      | Koncepcyjny model matematyczny .....   | 111        |
| <b>5</b> | <b>Dyskusja .....</b>  | <b>123</b> |
| 5.1      | Restytucja cyklu krążenia biopierwiastków w obszarach zurbanizowanych przez produkcję bioenergii .....   | 123        |
| 5.1.1    | Stosowanie osadów ściekowych i kompostu jako nawozu z uwzględnieniem podstaw prawnych .....  | 125        |
| 5.1.2    | Wykorzystanie wierzby do celów energetycznych .....  | 129        |
| 5.1.3    | Wykorzystanie wierzb do zabiegów fitoremediacyjnych .....  | 136        |
| 5.2      | Ocena ryzyka zanieczyszczeń środowiska poprzez stosowanie testów toksyczności – elementem w systemie regulacji prawnych dotyczących stosowania osadów ściekowych i kompostów ..... | 151        |
| <b>6</b> | <b>Wnioski .....</b>   | <b>156</b> |
| <b>7</b> | <b>Podziękowania .....</b>   | <b>157</b> |
| <b>8</b> | <b>Literatura .....</b>  | <b>159</b> |
| <b>9</b> | <b>Załączniki .....</b>  | <b>169</b> |
| 9.1      | Metodyki analiz fizykochemicznych .....  | 169        |
| 9.2      | Testy oceny toksyczności .....   | 171        |
| 9.3      | Wyniki analiz fizyko-chemicznych próbek glebowych i roślinnych .....   | 175        |

# 1 Wstęp

## 1.1 Wprowadzenie

Żyjemy w czasach, kiedy wzrost i aspiracje ludzi są głównym motorem sprawczym eksploatacji większości ekosystemów na Ziemi. Ogromny postęp gospodarczy, zarówno w krajach rozwiniętych jak i rozwijających się, owocuje zatem nie tylko wzrostem poziomu życia społeczeństwa, ale także zwiększoną presją antropogeniczną na środowisko naturalne, a co za tym idzie – jego globalną degradacją. Według Meybecka (2003) obszary nienaruszone przez człowieka stanowią mniej niż 17% kontynentalnej powierzchni. Hobbs i inni (2006) twierdzą, że skala działania ludzkości jest obecnie większa od działań Natury. Z tego też powodu obecna era nazywana jest przez wielu naukowców Antropocenem (Crutzen 2002; Meybeck 2002; Meybeck i Vörösmarty 2005; Zalewski 2007). Rozwój cywilizacji zależy od wielu elementów, jednak czynnikiem, który może go ograniczyć w XXI wieku jest dostęp do zasobów wodnych. Według Raportu Organizacji Narodów Zjednoczonych (Raport ONZ 2006) zatytułowanego „Więcej niż niedobór: władza, ubóstwo i globalny kryzys wodny” w krajach rozwijających się zanieczyszczona woda jest większym zagrożeniem dla bezpieczeństwa społecznego niż konflikty zbrojne. Oficjalne dane ONZ podają, że 40% ludności świata zamieszkuje obecnie obszary, na których występują średnie i wysokie niedobory wody, a z powodu jej braku lub złej jakości umiera każdego dnia 6 000 dzieci. Szacuje się, że w roku 2025 około dwie trzecie ludności świata, czyli 5,5 miliarda ludzi, zamieszkiwać będzie tereny obciążone tym samym problemem.

## 1.2 Zmiana podejścia do zarządzania wodą w mieście: konieczność czy wielowymiarowe korzyści

Tereny miejskie, ze względu na siłę negatywnego wpływu wywieranego na zasoby wodne, wymagają szczególnej uwagi (Zalewski i Wagner 2007, 2008; Wagner i in. 2007a, 2007b). Stanowią one zaledwie 2% powierzchni kontynentalnej Ziemi (Tezer 2008), jednak skupiają większość populacji ludzkiej (Antrop 2004). Dane statystyczne wskazują, że już ponad 54% populacji z 6,5 miliarda ludzi na świecie żyje na obszarach zurbanizowanych (Marshall 2005). Zarządzanie zasobami wody w miastach musi sprostać tym wyzwaniom, co wymaga wdrażania systemowych i innowacyjnych rozwiązań. Efektywna, z punktu widzenia ekosystemów miejskich, gospodarka wodna wymaga rozpoznania wpływu czynnika ludzkiego na cykl hydrologiczny i na środowisko,

warunków socjoekonomicznych systemu, a także czynników klimatycznych, topograficznych i hydrologicznych (Marsalek i in. 2006). Takie rozpoznanie jest konieczne w celu zapewnienia zrównoważonego rozwoju społeczno – gospodarczego miast i państw. W Polsce wiąże się to z długookresowymi celami polityki ekologicznej państwa. Podstawowe jej elementy to pełna integracja polityki ekologicznej z polityką przestrzenną, regionalną, konsumencką oraz polityką poszczególnych sektorów gospodarczych. Ponadto Polska, jako państwo członkowskie Unii Europejskiej, zobowiązana jest do wdrożenia dyrektyw i osiągnięcia ich celów w określonych ramach czasowych.

Podstawową dyrektywą wyznaczającą cele gospodarki wodnej krajów Unii Europejskiej jest *Ramowa Dyrektywa Wodna (2000/60/EC)*. Kolejną, równie istotną, jest *Dyrektywa dotycząca odnawialnych źródeł energii elektrycznej (2001/77/EC)*. Narzędziem pomocnym w wypełnianiu zobowiązań wynikających ze wspomnianych dyrektyw, a jednocześnie pozwalającym na powiększenie w naturalny sposób potencjału ekologicznego środowiska, może być wykorzystanie rozwiązań proponowanych przez koncepcję ekohydrologii (Zalewski i in. 1997). Oparta jest ona na założeniu, że podstawą zrównoważonego rozwoju jest zintegrowanie zarządzania zasobami wody w skali dorzecza oraz podejście interdyscyplinarne uwzględniające w zarządzaniu procesy geologiczne, geomorfologiczne i biologiczne. Ekohydrologia zajmuje się analizą procesów hydrologicznych oraz dynamiką biocenoz w szerokim zakresie skali czasowo przestrzennej w celu doprowadzenia do kompensacji niekorzystnych zjawisk. Jednocześnie postuluje wykorzystanie właściwości ekosystemów, jako narzędzia komplementarnego dla rozwiązań inżyniersko – technicznych oraz stwarza dostęp do tzw. „*low-cost high technologies*” („*zaawansowanych technologii niskobudżetowych*”) poprzez wykorzystanie wzajemnych zależności pomiędzy procesami hydrologicznymi i biologicznymi („*Dual regulation*”) (Zalewski 1997, 2000). Jednym z elementów wykorzystywanych przez ekohydrologię są biotechnologie ekosystemowe, w tym fitotechnologia i jej główny dział fitoremediacja (Zalewski 2002). Technologię „fitoremediacji” definiujemy jako użycie roślin do usunięcia zanieczyszczeń lub uczynienia ich mniej toksycznymi dla środowiska (Kucharski i in. 1998; Meagher 2000; Wójcik 2000; Pulford i Watson 2003; Kucharski i in. 2004; Bibin i in. 2007; Gawroński i Ruzik 2007). Ponadto wykorzystanie roślin jako narzędzia w procesie fitoremediacji może służyć jednoczesnemu wypełnianiu zobowiązań wynikających z konieczności produkcji energii elektrycznej ze źródeł alternatywnych.

Prognozy wykonane przez Międzynarodową Agencję Energii wskazują, że zużycie energii w roku 2020 w porównaniu do roku 1970 będzie trzykrotnie większe (Gradziuk

2003). Niestety w większości państw na świecie jej źródłem są nadal: węgiel, ropa, gaz. Do roku 2010 Polska powinna wytwarzać energię odnawialną na poziomie 12% w bilansie paliwowo-energetycznym (2001/77/EC). Ponadto, jako państwo członkowskie Unii Europejskiej, na podstawie podpisanego w Kioto protokołu dotyczącego ochrony klimatu, Polska jest zobowiązana do zmniejszenia, o co najmniej 5% emisji gazów cieplarnianych do 2012 roku w porównaniu z rokiem 1990 (Dz. U. Nr 203. poz. 1684). Zakładana produkcja energii elektrycznej ze źródła, jakim jest biomasa podawana przez Unię Europejską w „Białej Księdze – Energia dla przyszłości odnawialne źródła energii”, powinna w 2010 roku stanowić 8% ogółu energii ze źródeł odnawialnych. Przy takiej zmianie struktury wytwarzania energii przewidywana redukcja CO<sub>2</sub> w 2010 roku wyniosłaby 255 mln ton/rok (Gradziuk i Grzybek 2003). Gatunkiem rośliny, który wywołał duże zainteresowanie w kontekście energetycznego wykorzystywania wyprodukowanej biomasy, a jednocześnie według wielu źródeł literatury może być rośliną, która uznawana jest za narzędzie fitoremediacji, jest wierzba energetyczna (*Salix viminalis*) (Watson i in. 1999; Elowson 1999; Börjesson 1999; Labrecque i Teodorescu 2001, 2003; Vervaeke i in. 2003; Berndes i in. 2004; Meers i in. 2007).

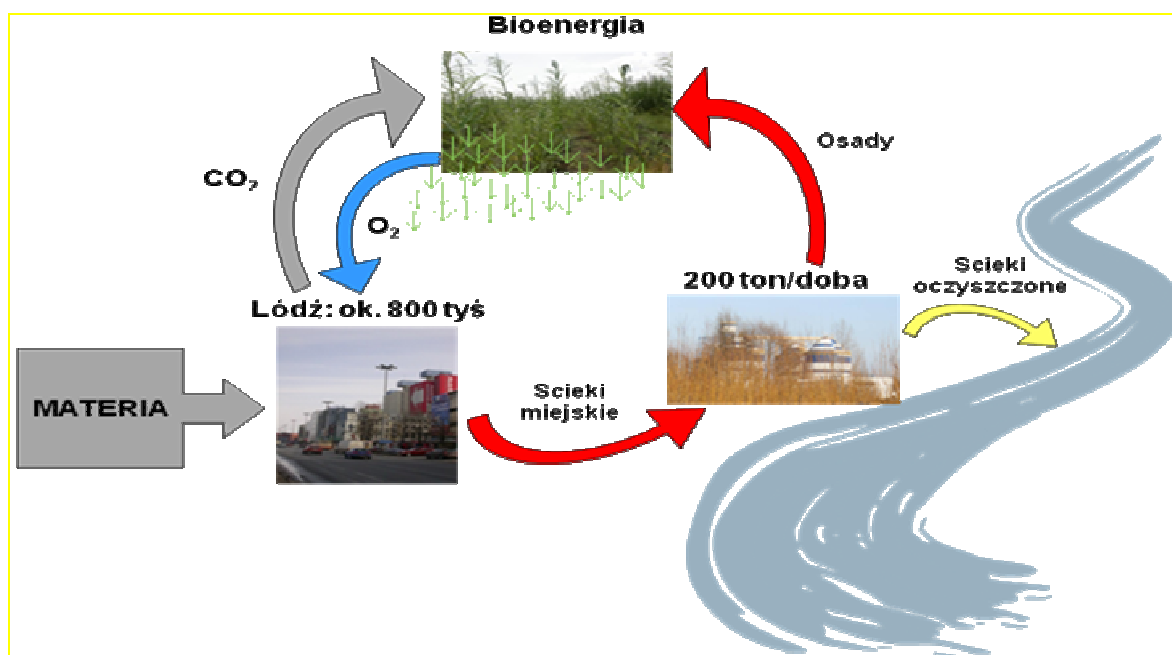
### **1.3 Restytucja cyklu krążenia biopierwiastków w obszarach zurbanizowanych przez produkcję bioenergii: działania w obszarze ograniczonego użytkowania Grupowej Oczyszczalni Ścieków Sp. z o.o. w Łodzi**

Istotnym wskaźnikiem zrównoważonego użytkowania i ochrony zasobów przyrody jest stosunek kosztów do efektywności wyrażający socjologiczne, ekonomiczne i ekologiczne aspekty podejmowanych działań. Oczyszczalnie ścieków, w tym także Grupowa Oczyszczalnia Ścieków Sp. z o.o. w Łodzi (zwana dalej GOŚ) zrzucająca oczyszczone ścieki do rzeki Ner, spełniają istotną rolę w zachowaniu odpowiedniej jakości wód powierzchniowych. Jednakże pomimo wprowadzania najnowszych technologii, które pozwalają usunąć zanieczyszczenia (w tym pierwiastki biogenne) w stopniu wymaganym przez aktualnie obowiązujące przepisy, nieustannie pojawiają się trudności z osiągnięciem dobrego stanu ekologicznego rzek, w tym rzeki Ner. Ponadto, istotnym problemem wymagającym rozwiązania, a pojawiającym się w każdej oczyszczalni ścieków, jest utylizacja osadów ściekowych powstających podczas procesu oczyszczania ścieków.

Oczyszczalnia ścieków w Łodzi rocznie wytwarza około 72 000 ton osadu ściekowego (ok. 200 t/24 h). Odwodniony osad ściekowy składowany jest na „lagunach osadowych” zlokalizowanych w pobliżu GOŚ. Powstaje zatem pytanie o ekonomiczne i ekologiczne

koszty utylizacji osadów. Osiągnięcie harmonii pomiędzy technologiami inżynieryjnymi i przyjaznymi środowisku wymaga alternatywnych, innowacyjnych metod oraz nowej strategii i akceptacji społeczeństwa. Kalibracja takich metod i ich dostosowanie do istniejących uregulowań prawnych wymaga wielkoskalowych badań eksperymentalnych oraz transferu nauki poprzez, np. pomoc w tworzeniu systemów wspierania decyzji. Narzędziem takim może być skalibrowany model matematyczny, oparty na wynikach długoterminowych badań. Próbą stworzenia takiego narzędzia było wykonanie w ramach niniejszej pracy koncepcyjnego modelu matematycznego optymalizacji funkcjonowania plantacji wierzby energetycznej z wykorzystaniem osadu ściekowego jako nawozu. Takie wykorzystanie osadu jest możliwe, gdyż zawiera on na dużą ilość pierwiastków biogennych (np. N, P, K) oraz wodę, wpływając tym samym na poprawę warunków glebowych. Działanie powyższe pozwoliłoby w przyszłości na przywracanie do obiegu zakumulowanych w osadach biogenów – składników pokarmowych dla roślin i domknięcie cykli biogeochemicznych, a tym samym zminimalizowanie ich odpływu do wód (Zalewski i Wagner 2007). A zatem model matematyczny byłby próbą rozwiązania problemów oczyszczalni z utylizacją osadów ściekowych z jednoczesnym wskazaniem aspektów środowiskowych.

Składnikami osadów poza wspomnianymi pierwiastkami biogennymi są także metale i inne zanieczyszczenia (Düring i Gäth 2002; Labrecque i Teodorescu 2001, 2003; Hillman i in. 2003; Dolgen i in. 2004; Cheng i in. 2007; Marsalek i in. 2007). W związku z powyższym ich stosowanie wymaga uregulowań prawnych. Podstawą prawną stosowania osadów ściekowych w Polsce jako nawozu jest *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27.08.2002r. (Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140), w sprawie komunalnych osadów ściekowych*. Realizowany przez Urząd Miasta Łodzi projekt zagospodarowania obszaru ograniczonego użytkowania GOŚ w Łodzi jest przykładem racjonalnego zarządzania i kształtowania krajobrazu, w myśl którego, optymalnym wykorzystaniem gruntów rolnych niskich klas oraz nieużytków, może być uprawa wierzby energetycznej. Działanie takie jest próbą rozwiązania problemu z utylizacją osadów ściekowych (Zalewski i Wagner 2008; Wagner i in. 2007b). Ponadto, użycie wierzby jako narzędzia fitoremediacji może umożliwić redukcję zanieczyszczeń takich, jak metale, i obniżyć toksyczność podłoża (Meers i in. 2007). Stwarza ono również możliwość pozyskania energii z wyprodukowanej biomasy, a tym samym przyczynia się do implementacji *Dyrektywy dotyczącej odnawialnych źródeł energii elektrycznej (2001/77/EC)* (Rysunek 1).



**Rysunek 1.** Restytucja cyklu krążenia biopierwiastków przez produkcję bioenergii w mieście.

## 1.4 Hipoteza badawcza i cele pracy

Zrozumienie interakcji “woda – gleba – rośliny” w krajobrazie jest podstawą tego, aby zastosowane rozwiązania służące poprawie jakości środowiska, w którym żyjemy, a tym samym jakości życia ludzi, były trwałe i osiągnięte niskim kosztem. Badania prezentowane w niniejszej pracy prowadzone były w obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ. Status terenu badań stworzył możliwości wdrażania i testowania nowych metod działania, które mają na celu przyczynić się do zwiększenia potencjału ekologicznego obszaru miejskiego, a jednocześnie być elementem jego zrównoważonego rozwoju. Wypracowywanie powyższych metod było głównym założeniem niniejszej pracy doktorskiej.

### **Hipoteza:**

**Osady ściekowe zawierające metale ciężkie mogą być wykorzystane do nawożenia plantacji bioenergetycznych na ziemiach gorszej jakości przyczyniając się do wzrostu produkcji biomasy bez zwiększenia zagrożenia dla środowiska.**

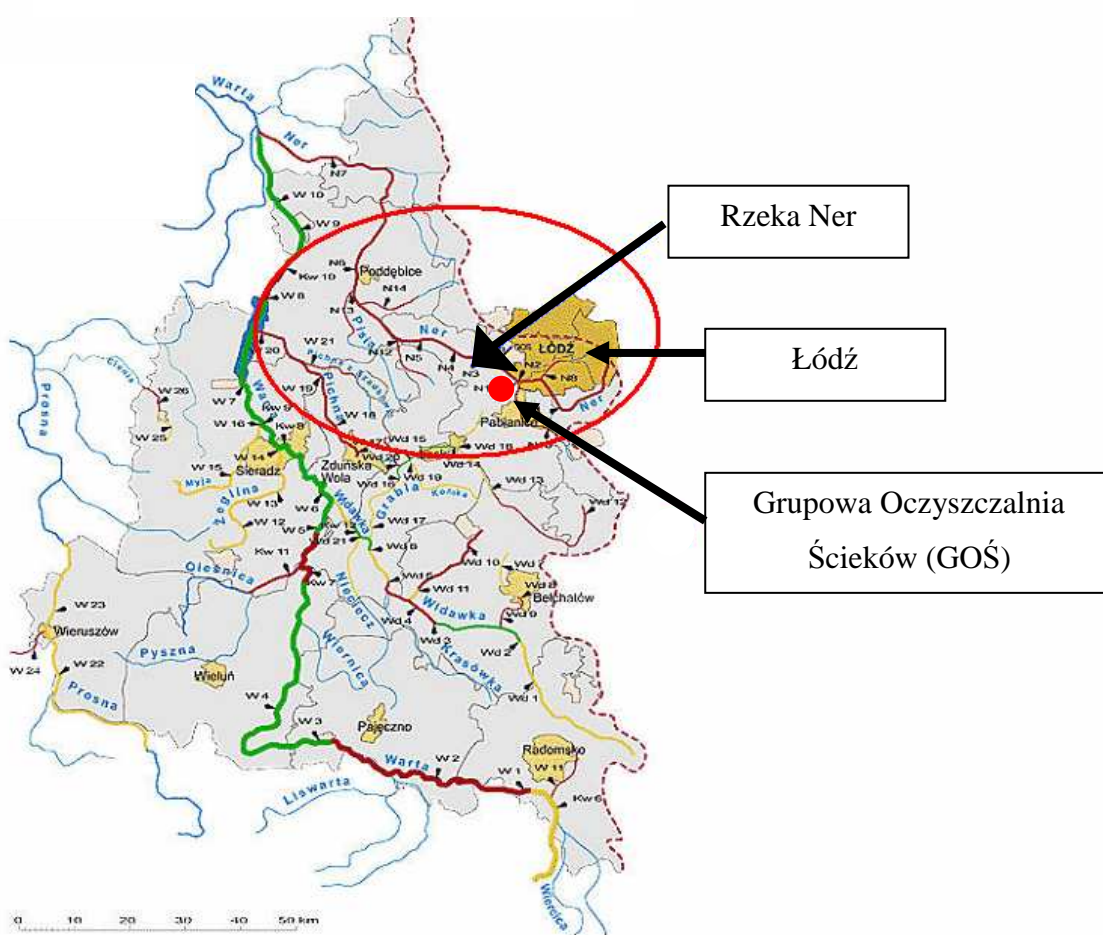
W celu weryfikacji hipotezy wyznaczono następujące zadania badawcze:

1. Określenie stężeń wybranych związków biogenicznych i metali ciężkich: w stosowanych dawkach nawozów organicznych, glebie, wodach gruntowych i tkankach wierzby;
2. Oszacowanie przyrostu biomasy różnych odmian wierzby z obszaru ograniczonego użytkowania GOŚ pod kątem znaczenia dla potrzeb energetycznych miasta;
3. Sprawdzenie możliwości zwiększenia plonu wierzby przez zastosowanie osadu i kompostu;
4. Ocena przydatności stosowania testów toksyczności w procesie określania dawki osadu oraz kompostu;
5. Opracowanie na podstawie wyników badań własnych oraz dostępnej literatury koncepcyjnego modelu matematycznego optymalizacji funkcjonowania plantacji wierzby energetycznej z wykorzystaniem osadu ściekowego.

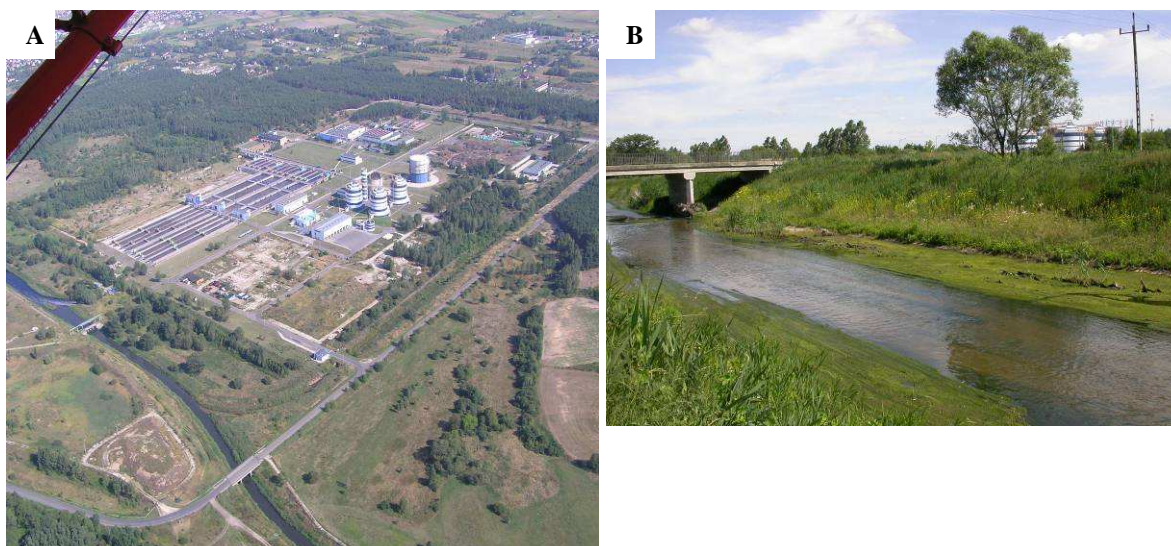
## 2 Teren badań

### 2.1 Lokalizacja

Badania w ramach pracy doktorskiej realizowane były na dwóch poligonach badawczych. Pierwsze miejsce prowadzenia badań stanowił obszar ograniczonego użytkowania wokół Grupowej Oczyszczalni Ścieków Sp. z o.o. Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej w dolinie rzeki Ner (Chudzik 2004) (Rysunek 2, Fot. 1).



**Rysunek 2.** Lokalizacja obszaru ograniczonego użytkowania wokół Grupowej Oczyszczalni Ścieków Sp. z o.o. Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej w dolinie rzeki Ner (źródło: Raport o stanie środowiska w województwie łódzkim w roku 2005. WIOŚ 2006).



**Fot. 1.** Obszar Grupowej Oczyszczalni Ścieków Sp. z o.o. Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej (A) (zdjęcie lotnicze wykonane przez Urząd Miasta Łodzi). Rzeka Ner powyżej GOŚ (B) (Fot.: Beata Sumorok).

Rzeka Ner jest prawostronnym dopływem Warty. Na całej swojej długości płynie przez dwa województwa: łódzkie i wielkopolskie. Swoje źródła ma na wysokości 208 m n.p.m. w pobliżu Wiśniowej Góry na południowy wschód od Łodzi. Uchodzi do Warty na 444,4 km jej biegu. Długość Neru to 125,9 km, natomiast całkowita powierzchnia jej dorzecza to 1866,5 km<sup>2</sup> (Burchard i in. 1996; WIOŚ 2006).

Drugim miejscem doświadczeń była powierzchnia eksperymentalna założona w Stacji Terenowej Uniwersytetu Łódzkiego (Fot. 2).



**Fot. 2.** Widok na Stację Terenową Uniwersytetu Łódzkiego w Tręście ze wskazaniem powierzchni eksperymentalnej (Fot.: Iwona Wagner).

## 2.2 Rzeźba terenu

Region łódzki, zgodnie z podziałem Kondrackiego (2000), znajduje się w prowincji Niziu Środkowoeuropejskiego blisko jego południowej granicy z Wyżynami Polskimi. Rzeźba terenu, na którym leży Łódź, wytworzona została w wyniku działalności lądolodu, wód lodowcowych oraz procesów działających w środowisku peryglacjalnym i klimatu umiarkowanego. Obszar Łodzi i okolic pokryty jest utworami plejstocénskimi. W wyniku działalności lądolodu wytworzyły się najważniejsze elementy rzeźby: stoliwo kemowe, wysoczyzna morenowa, kemy, moreny czołowe, sandry, zagłębienia bezodpływowe. W zbliżonym do współczesnego klimacie interglacjału emskiego w najniższych fragmentach terenu zaczęły się formować doliny rzeczne. W czasie zlodowacenia Wisły okolice Łodzi poddane były działaniu spływających po zamrożonej powierzchni wód opadowych, które wytworzyły doliny denudacyjne wcinające się we wcześniej wykształcone formy. Doliny denudacyjne uchodziły do dolin rzecznych i dostarczały tam znacznych ilości osadów. W wyniku działania procesów eolicznych duże ilości piasków transportowane były do dolin, gdzie przeciążone rzeki płynęły rozgałęzionymi korytami, wytwarzając rozległe dna. Ocieplenie i powrót klimatu umiarkowanego spowodował erozję wód w głąb dna i w konsekwencji rozcięcie dna pozostawiając ich fragmenty w postaci teras nadzalewowych, czego przykładem jest Dolina Neru. Obecnie rzeki płyną pojedynczymi meandrującymi korytami po dużo węższych, zalewanych dnach dolinnych (Goździk i Wieczorkowska 2002).

W wyniku działania wszystkich procesów geomorfologicznych najbardziej urozmaicony jest teren w części północno-wschodniej Łodzi, charakteryzujący się spadkami przekraczającymi nawet  $10^{\circ}$ . Pozostała część powierzchni Łodzi, poza pasami dolin, jest słabo nachylona. W Łodzi, podobnie jak w innych obszarach silnie zurbanizowanych, obserwuje się wyraźne przekształcenia rzeźby terenu spowodowane działalnością gospodarczą człowieka. Do elementów poddanych szczególnie silnej antropopresji należą dna dolin, w tym także Dolina Neru (Goździk i Wieczorkowska 2002).

## 2.3 Budowa geologiczna

Miasto Łódź położone jest na granicy dwóch głównych jednostek tektonicznych Polski: antyklinorium środkowopolskiego i synklinorium szczecińsko-łódzko-miechowskiego, które powstały na przełomie mezozoiku i kenozoiku. Skałami macierzystymi gleb obszaru miasta Łodzi są głównie utwory polodowcowe (fluwioglacjalne i zwałowe) oraz w mniejszym zakresie aluwialne, deluwialne, eoliczne

i utwory organogeniczne. Wśród tych osadów dominują utwory piaszczyste. Gleby wytworzone z tych utworów w regionach glebowo-rolniczych (Aleksandrowskim, Nowosolskim, Rzgowskim i Pabianickim) stanowią od 55 do 76%. Znaczny procent powierzchni użytków rolnych zajmują gleby wytworzone z glin. Gleby obszaru miasta Łodzi w większości należą do typu brunatnego, rdzawego i płowego. Są one zaliczane do niższych klas bonitacyjnych ze względu na silne zakwaszenie oraz niewystarczającą ilość fosforu, potasu i magnezu. Ponadto, znaczna część gleb z powodu piaszczystego składu granulometrycznego jest okresowo za sucha (Ziomek i in. 2002).

Analiza przekroju hydrologicznego doliny rzeki Ner pokazuje, iż na głębokości 0,6 m zalega piasek drobny, humusowy i brunatny. Niżej na głębokości 2,0 m występuje piasek drobny, zagliniony, szary, a od głębokości 2,4 do 6,0 m znajduje się glina pylasta przechodząca w pył piaszczysty. W przekroju hydrologicznym dominują utwory przepuszczalne. Na obszarze całej zlewni przeważają gleby lekkie o niskiej klasie bonitacyjnej. Przede wszystkim są to gleby bielcowe piasków luźnych i gliniastych oraz glin zwałowych. Zdecydowanie rzadziej występują rędziny i czarne ziemie (Burchard i in. 1996).

## 2.4 Klimat

Charakterystyka klimatu badanego terenu oparta jest na cechach klimatu dla Polski Środkowej i charakteryzuje się średnią roczną temperaturą kraju oraz średnią wielkością opadów (Koter i in. 2000).

Średnia wieloletnia (1931 – 1998) roczna temperatura powietrza w Łodzi według Kłysik i in. (2002) wynosiła 7,9°C. Najcieplejszym miesiącem był zazwyczaj lipiec, a najchłodniejszym styczeń. Charakterystyczną cechą klimatu Polski Środkowej jest duża zmienność warunków termicznych okresu zimowego i występowanie po wyjątkowo ciepłych zimach ostrych fal chłodu w marcu, kwietniu lub w maju, przyczyniając się do dużych strat w rolnictwie. Podawane przez Kłysik (1993) absolutne maksima temperatury w Polsce Środkowej mogą przekraczać 36°C, a absolutne minima są niższe od - 28 °C.

Jedną z bardziej charakterystycznych cech klimatu Łodzi jest występowanie tzw. „miejskiej wyspy ciepła” (Kłysik i in. 2002). Wieloletnie obserwacje pozwalają stwierdzić, że w okresie zimowym ilość ciepła dostarczanego do atmosfery w wyniku działalności człowieka jest większa niż ilość ciepła słonecznego docierającego do powierzchni czynnej. W lecie czynnik ciepła sztucznego odgrywa mniejszą rolę klimatotwórczą. Spowodowane jest to przede wszystkim zwiększonym pochłanianiem promieniowania słonecznego przez

powierzchnie sztuczne (dachy, asfalty, chodniki), magazynowaniem ciepła przez mury budowli w ciągu dnia i powolne jego wypromieniowywanie w okresie nocy.

Opady atmosferyczne mają w Łodzi przebieg roczny charakterystyczny dla klimatu kontynentalnego. W latach 1951–1998 średnio najwyższe sumy opadów przypadały w lipcu z wartością 86,4 mm, natomiast najmniejsze notowano w lutym – 27,9 mm. Najwięcej dni z opadami atmosferycznymi notuje się zimą (listopad-luty), najmniej późnym latem i wczesną jesienią (sierpień-październik) (Kłysik i in. 2002).

W skali całego roku na stacjach meteorologicznych w Łodzi przeważają wiatry z kierunku zachodniego (szczególnie W i SW) i wschodniego (E i SE). Średnie roczne zachmurzenie nieba w Łodzi przyjmuje wielkość 8 stopni (w 11 – stopniowej skali). W przebiegu rocznym największe średnie zachmurzenie przypada na listopad i grudzień, natomiast najmniejsze na sierpień i wrzesień (Kłysik i in. 2002).

## 2.5 Wody

Łódź leży w strefie wododziałowej Wisły i Odry. W kierunku południowym tereny aglomeracji odwadniane są przez Miazgę, która wraz z Wolbórką kieruje wody do Pilicy. Na północ płynie Moszczenica z Czarnawką i Sokołowską, które to strugi wraz z Bzurą oddają wodę Wiśle. Natomiast południowo – zachodnia część miasta i strefy podmiejskie drenowana jest przez Ner, co stanowi 75% obszaru Łodzi. Warto podkreślić, że własne zasoby wodne obszaru podłódzkiego należą do najniższych w kraju kształtując się na poziomie 190 m<sup>3</sup>/rok/osobę, zaś wskaźnik ich wykorzystania przekroczył 70% i jest najwyższy w kraju (Jokiel i Maksymiuk 2002).

Bardzo istotna w Łodzi jest kwestia gospodarki wodą i ściekami. Gwałtowny wzrost liczby ludności, od 800 osób w 1820 roku do 852 tys. w 1990 roku oraz rozwój przestrzenny Łodzi, wywołały ogromne problemy sanitarne. Miasto, które posiadało pałace, fabryki, sieć komunikacyjną i telefoniczną, do 1925 roku nie posiadało kanalizacji. Powstające ścieki były więc odprowadzane rynsztokami bezpośrednio do łódzkich strumieni lub wsiąkały w grunt. Budowa kanalizacji miejskiej w Łodzi rozpoczęła się w maju 1925 roku, do której to wykorzystano projekt Lindleya opracowany już w 1909 roku. Do września 1939 roku oddano 105,5 km sieci kanalizacyjnej, z której korzystała niespełna 1/3 mieszkańców Łodzi, głównie z centrum miasta. W latach 1952–1968 przybywało w Łodzi rocznie około 15 km sieci kanalizacyjnej. Odbiornikiem ścieków był od początku Ner (Bezkowski 2007). Budowę pierwszej oczyszczalni ścieków miejskich rozpoczęto na Lublinku w 1928 roku. Do początku lat 90 oczyszczalnia przyjmowała ścieki jedynie od

Łodzi, dysponując tylko piaskownikami i sitami Geigera. Część ścieków przedostawała się jednak nadal bezpośrednio do rzeki z uwagi na ogólnospławną kanalizację w centrum miasta. W 1995 roku oczyszczalnia na Lublinku została zamknięta. Rozpoczęła wtedy funkcjonowanie Grupowa Oczyszczalnia Ścieków Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej, która obecnie oczyszcza ponad 50% wszystkich ścieków województwa łódzkiego (Bezkowski 2007).

### **Jakość wód Neru**

Zgodnie z danymi Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Łodzi za lata 2004 – 2007 na podstawie *Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 (Dz. U. Nr 32/1732/poz. 284)*, rzeka Ner na stanowisku badawczym – Smulsko (101,5 km rzeki), zlokalizowanym powyżej GOŚ została zakwalifikowana do klas: IV i V, podobnie jak na stanowisku – Józefów (97,2 km) – zlokalizowanym poniżej GOŚ (WIOŚ 2004 – 2006; informacja ustna o stanie wód Neru w 2007 roku od inspektora WIOŚ w Łodzi). Decydującymi o tym parametrami były przede wszystkim: wskaźniki tlenowe oraz stężenia substancji biogenicznych.

### **2.6 Obszar ograniczonego użytkowania Grupowej Oczyszczalni Ścieków Sp. z o.o. – Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej**

Zgodnie z *Rozporządzeniem Wojewody Łódzkiego z dn. 22 sierpnia 2003 roku (Dziennik Urzędowy Województwa Łódzkiego Nr 244, poz. 2215)*, wokół GOŚ został utworzony obszar ograniczonego użytkowania o powierzchni ok. 200 ha, obejmujący obszary leśne oraz grunty rolne i nieużytki. Fragment w/w obszaru (około 65 ha) wyróżniony został, jako teren do realizacji zadania pt. „...wykonanie zagospodarowania obszaru ograniczonego użytkowania wierzbą energetyczną...” i zakwalifikowano go, jako obszar z uprawą roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz.

Główną ideą było, aby nasadzenia wierzbowe zostały wkomponowane w istniejące kompleksy nasadzeń leśnych, nasadzeń brzozowych, zakrzewień wierzbowych, na których odbywa się spontaniczna sukcesja roślinności nadrzecznej (Zagospodarowanie obszaru ograniczonego użytkowania dla Grupowej Oczyszczalni Ścieków Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej wierzbą energetyczną z zachowaniem bioróżnorodności 2005) (Fot. 3).

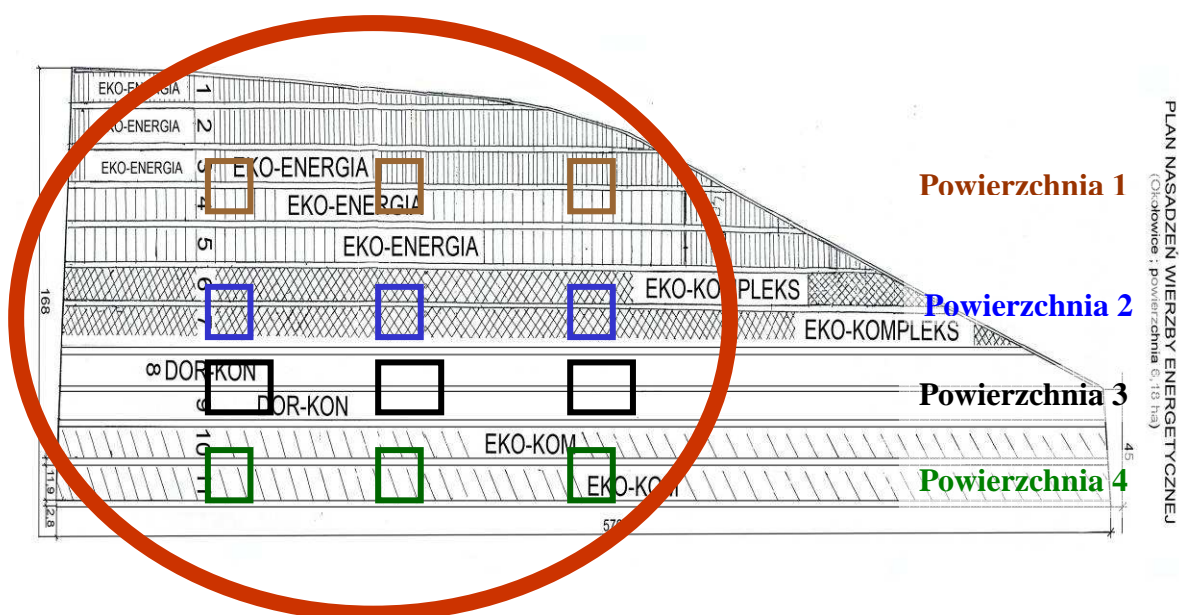


**Fot. 3.** Nasadzenia wierzbowe wkomponowane w naturalne zbiorowiska roślinne w obszarze ograniczonego użytkowania GOŚ (Fot.: Michał Kaza).

Obsada wierzbą obszaru ograniczonego użytkowania wokół GOŚ wykonana była dwuetapowo. Etap pierwszy miał na celu wytypowanie na podstawie wyników uzyskanych z rocznych obserwacji (wielkość biomasy, ilość rozgałęzień, tempo przyrostu) dwóch, spośród czterech wykorzystanych odmian wierzy, które w drugim etapie by były wykorzystane do obsady pozostałych powierzchni.

#### **Powierzchnia doświadczalna - ETAP 1**

Pierwsze powierzchnie nasadzeniowe zostały założone w 2004 roku na powierzchni doświadczalnej (około 6,18 ha) (Rysunek 3).



**Rysunek 3.** Schemat rozmieszczenia powierzchni doświadczalnych na plantacji wierzby energetycznej z wyróżnionymi stanowiskami badawczymi zlokalizowanymi na powierzchniach: 1 – 4 (plan udostępniony przez Zakład Energetyki Ciepłej „Ustronna” w Łodzi zmieniony).

Na powierzchni doświadczalnej (Rysunek 3) posadzono wierzbę energetyczną pochodzącą od czterech dostawców (dane z Wydziału Komunalnego UMŁ):

- Powierzchnia 1 – sadzonka szwedzka – *Salix viminalis* (klon 1056), zwana dalej „odmianą 1”;
- Powierzchnia 2 – sadzonka szwedzka – Tordis (*Salix schwerini* × *S. viminalis*) × *S. viminalis*, zwana dalej „odmianą 2”;
- Powierzchnia 3 – różne odmiany *Salix viminalis* min. *gigantea* i ”piaskówka”, zwana dalej „odmianą 3”;
- Powierzchnia 4 – wierzba pochodząca z Danii – *Salix viminalis* (klony 192, 97, 99, 111, 116) przez kilka lat mająca powierzchnie mateczne w Polsce, zwana dalej „odmianą 4”;

W roku 2005 dokonano ponownego obsadzenia powierzchni 3, co wynikało z bardzo małej przeżywalności sadzonek posadzonych na tej powierzchni w roku 2004. Do obsady wykorzystano:

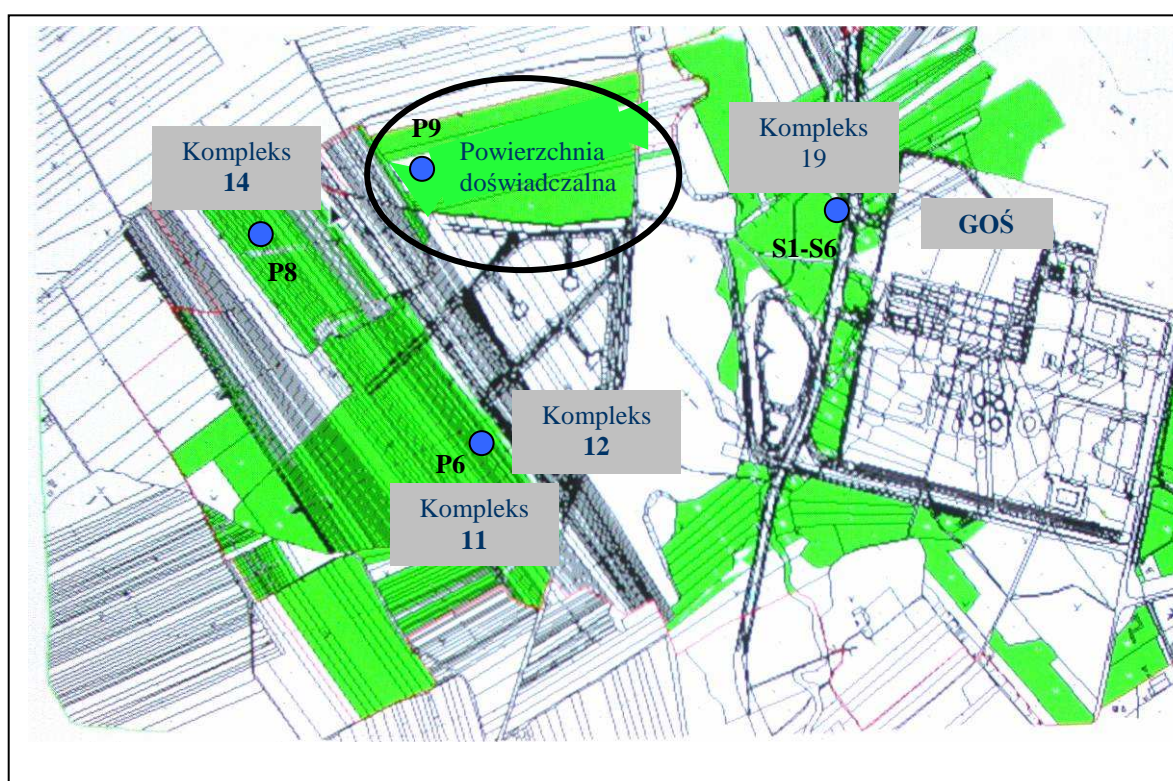
- Sadzonkę szwedzką – Torę (*Salix schwerinii* × *Salix viminalis*), zwaną dalej „odmianą 5”.

## ETAP 2

W roku 2005 wybranymi spośród czterech testowanych w roku 2004 odmian wierzby, obsadzono kolejne powierzchnie (Rysunek 4):

- Kompleks 11 (1,88 ha) i 14 (6,29 ha) – sadzonka szwedzka – Tordis (*Salix schwerini* × *S. viminalis*) × *S. viminalis*, czyli „odmiana 2” z powierzchni doświadczalnej;
- Kompleks 12 (1,81 ha) i 19 (3,72 ha) – wierzba pochodząca z Danii – *Salix viminalis* (klony 192, 97, 99, 111, 116) przez kilka lat mająca powierzchnie mateczne w Polsce, czyli „odmiana 4” z powierzchni doświadczalnej;

Poniżej przedstawiono schemat strefy ograniczonego użytkowania wokół GOŚ ze wskazanymi powierzchniami badawczymi (Rysunek 4).



**Rysunek 4.** Schemat strefy ograniczonego użytkowania GOŚ ze wskazanymi powierzchniami badawczymi (udostępniony przez Wydział Komunalny UMŁ - zmieniony). ● – lokalizacja piezometrów (P6, P8, P9 i S1 – S6).

### **2.6.1 Gleba – frakcje granulometryczne**

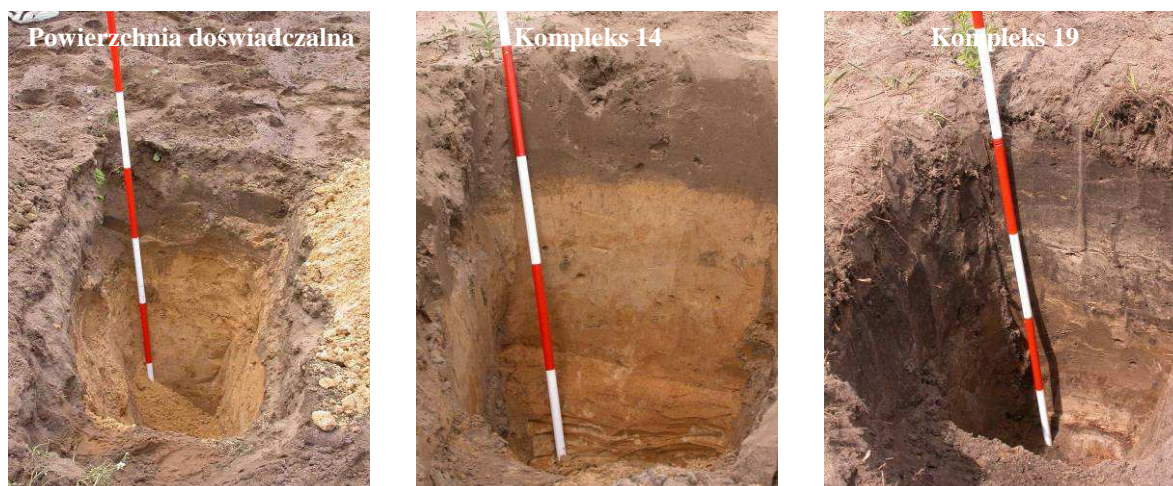
Analiza frakcji granulometrycznej przeprowadzona w ramach prac magisterskich Kolasy (2005) i Klonowskiego (2006) wykazała dominację frakcji piasku luźnego. W niektórych profilach glebowych (Fot. 4) obserwowano frakcje piasku luźnego wraz z utworami glebowymi, takimi jak: pył piaszczysty, części spławiane oraz frakcja szkieletowa. Taka charakterystyka świadczy o dobrym wysortowaniu materiału podczas procesów aluwialnych. Na podstawie analiz granulometrycznych (Tabela 1) glebę z poszczególnych powierzchni badawczych sklasyfikowano jako:

- gleba lekka o niskiej zawartości materii organicznej: powierzchnia doświadczalna,
- gleba glejowo opadowa: kompleks 11 oraz 12,
- gleba płowa: kompleks 14,
- mada: kompleks 19.

**Tabela 1.** Zestawienie wyników granulometrii dla poszczególnych stanowisk.

| Nr kompleksu | Nr próbek | pH H <sub>2</sub> O | pH KCl | Fracje [%]  |         |          |                   | Nazwa granulometryczna        |
|--------------|-----------|---------------------|--------|-------------|---------|----------|-------------------|-------------------------------|
|              |           |                     |        | szkieletowa | piaski  | pyły     | części spławialne |                               |
|              |           |                     |        | >1,0        | 1,0-0,1 | 0,1-0,02 | <0,02             |                               |
| 11 i 12*     | 1         | 5,9                 | 5,1    | 0,7         | 88      | 9        | 3                 | piasek luźny                  |
|              | 2         | 5,7                 | 4,8    | 1,0         | 92      | 6        | 2                 | piasek luźny                  |
|              | 3         | 5,4                 | 4,7    | 1,1         | 95      | 4        | 1                 | piasek luźny                  |
| 14           | 1         | 4,7                 | 3,9    | 2,4         | 60      | 33       | 7                 | piasek słabogliniasty pylasty |
|              | 2         | 4,7                 | 4,2    | 0,6         | 28      | 52       | 20                | pył zwykły                    |
|              | 3         | 5,3                 | 4,2    | 0,0         | 22      | 58       | 20                | pył zwykły                    |
| 19           | 1         | 6,7                 | 6,2    | 4,2         | 84      | 13       | 3                 | piasek luźny                  |
|              | 2         | 6,7                 | 6,3    | 2,5         | 94      | 6        | 0                 | piasek luźny                  |
|              | 3         | 6,8                 | 6,5    | 6,7         | 88      | 11       | 1                 | piasek luźny                  |
|              | 4         | 7,0                 | 6,7    | 3,5         | 90      | 8        | 2                 | piasek luźny                  |
|              | 5         | 7,0                 | 6,2    | 0,8         | 49      | 45       | 6                 | pył zwykły                    |

\*kompleksy 11 i 12 ze względu na sąsiednie położenie uznano, że posiadają zbliżone profile glebowe.

**Fot. 4.** Profile glebowe wybranych powierzchni badawczych (Fot.: Beata Sumorok).

### 2.6.2 Charakterystyka wód gruntowych

Zgodnie z definicją zawartą w słowniku hydrogeologicznym (Dowgiałło i in. 2002), monitoring wód podziemnych jest kontrolno-decyzyjnym systemem oceny antropogenicznych przemian wód podziemnych. Polega on na prowadzeniu w wybranych, charakterystycznych punktach powtarzalnych pomiarów i badań stanu zwierciadła wód podziemnych i jakości oraz interpretacji ich wyników w aspekcie ochrony środowiska wodnego. Przedmiotem monitoringu są wody podziemne, rozumiane, jako wody znajdujące się pod powierzchnią ziemi w strefie nasycenia i bezpośrednim kontakcie z podłożem i podglebiem.

Na terenie obszaru ograniczonego użytkowania wokół GOŚ wody gruntowe pobierane są z piezometrów, rozmieszczonych w rejonie składowiska odpadów GOŚ – „Laguny” (piezometry: P1 – P9), wokół wyeksploatowanego składowiska piasku i skratek (piezometry: S1 – S10) oraz wokół terenu podstawowego GOŚ (piezometry: P1 – P2/P17). Zaprezentowane w pracy dane z punktów kontrolno-pomiarowych zlokalizowanych najbliżej wyznaczonych stanowisk badawczych są wynikami pomiarów prowadzonych przez laboratorium w GOŚ. Pomiary poziomu wód gruntowych, oraz analizy fizyko-chemiczne prób wykonywane były cztery razy w roku.

W pracy ze względu na to, iż dane dotyczące poziomu wód gruntowych opisują właściwości terenu i jego czasową zmienność, umieszczono także dane pochodzące z okresu wcześniejszego (analizowano parametry z lat 2003 – 2007) tak, aby wyraźniej pokazać tło badań. Dane dotyczące poziomu wód gruntowych i ich parametrów fizyko-chemicznych panujące na:

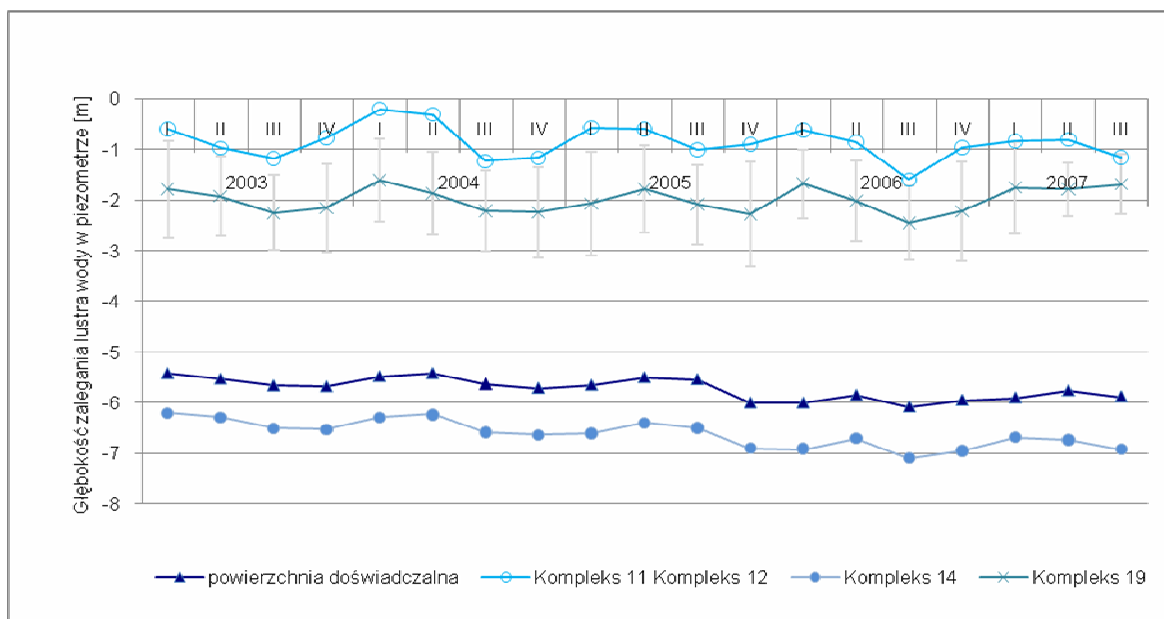
- powierzchni doświadczalnej pochodzą z piezometru P9
- kompleksie 11 i 12 z piezometru P6,
- kompleksie 14 z piezometru P8,
- kompleksie 19 z piezometrów S1 – S6;

Rozmieszczenie piezometrów pokazano na rysunku 4 (Rysunek 4).

#### **2.6.2.1 Poziom wód gruntowych**

Rozpatrując wartości średnie w okresie badawczym najwyższe poziomy wód notowano na kompleksach 11 i 12, natomiast najniższe na kompleksie 14. Jednocześnie na kompleksach 11 i 12 zaobserwowano największe fluktuacje sezonowe. Rozpatrując wyniki pomiarów poziomu wód gruntowych z piezometrów zlokalizowanych na terenie Lagun (P6/P8/P9) stwierdzono na poszczególnych stanowiskach badawczych duże podobieństwo dynamiki zmian w sezonie pod względem występowania stanów maksymalnych i minimalnych. Podobną sytuację stwierdzono w przypadku wyników pomiarów poziomu wód gruntowych z terenu składowiska piasku i skratek (S1 – S6).

Analizując dane opisujące poziom wód gruntowych na stanowiskach badawczych widać wyraźną różnicę pomiędzy kompleksami 11/12/19, a kompleksem 14 i powierzchnią eksperymentalną. Poziom wód gruntowych na kompleksach 11 i 12 osiągnął najwyższą wartość -0,72 m, zaś najniższą -1,00. Na kompleksie 19, poziom wód wahał się od -1,74 do -2,09 m. Poziom wód na powierzchni doświadczalnej (zakres od -5,56 do -5,97 m) i na kompleksie 14 (zakres -6,38 do -6,91) był zdecydowanie niższy (Rysunek 5).



Rysunek 5. Sezonowa dynamika poziomu wód gruntowych na powierzchniach badawczych.

### 2.6.2.2 Parametry fizyko-chemiczne wód gruntowych

Spośród 42 badanych przez laboratorium GOŚ parametrów opisujących właściwości fizyko-chemiczne próbek wody do analiz wybrano te, które najbardziej wpływają na trofię wód (odczyn, azot amonowy, azot azotanowy, azot azotynowy, fosforany), wskazując na zanieczyszczenie ogólne związkami mineralnymi (zawartość jonów rozpuszczonych w wodzie – przewodność elektrolityczna) oraz zawartość metali (magnez, mangan, potas, wapń, żelazo, kadm, chrom (3+, 6+), miedź, cynk, rtęć, ołów). Wyniki badań monitoringowych, brane pod uwagę w analizach porównawczych, porównano z wartościami granicznymi umieszczonymi w *Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dn. 11.02.2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji wód* (Dz. U. 32/1732/poz. 284).

Przeprowadzona analiza statystyczna wyników próbek wód gruntowych z terenu „Lagun” oraz pobieranych z punktów kontrolno-pomiarowych zlokalizowanych na powierzchni składowiska piasku i skratek nie wykazała wpływu zastosowania nawożenia osadem ściekowym lub kompostem, oraz funkcjonowania plantacji wierzby energetycznej na jakość wód gruntowych. Nie stwierdzono także znacznych różnic pomiędzy poszczególnymi stanowiskami w kolejnych latach. Z tego też powodu zrezygnowano ze szczegółowego przedstawienia tych wyników, a dane w postaci surowych wyników przedstawiono w załączniku (Załącznik 9.3, Tabela 18).

### **3 Materiały i metody**

#### **3.1 Wyznaczenie meteorologicznego okresu wegetacyjnego**

W celu zaprezentowania danych meteorologicznych każdy rok został podzielony na okres zimowy i letni (wegetacyjny) w oparciu o szczegółową analizę rozkładu temperatur w poszczególnych latach. Daty przejścia temperatury powietrza przez wartość progową 5°C, która na wiosnę wyznacza początek, a jesienią – koniec okresu wegetacyjnego, określono metodą Huculaka i Makowca (1977). Na podstawie jednorocznych szeregów średnich temperatur dobowych, ustala ona kryteria oznaczania tych terminów.

Za początek okresu wegetacyjnego przyjęto tę datę, która przypada na dzień, który stanowi w danym roku najwcześniejszy spośród dni o średniej dobowej temperaturze powietrza wyższej lub równej 5°C, dających początek takim skumulowanym szeregom odchyleń średniej temperatury dobowej od wartości progowej 5°C, które aż do końca pierwszego półroczia nie osiągają wartości ujemnych. Za koniec meteorologicznego okresu wegetacyjnego (MOW) przyjęto dzień bezpośrednio poprzedzający najwcześniejszy po rozpoczęciu MOW spośród dni o średniej temperaturze dobowej niższej niż 5°C, dających początek takim skumulowanym szeregom odchyleń średniej temperatury dobowej od wartości progowej 5°C, które aż do końca roku nie osiągają wartości dodatnich.

#### **3.2 Badania terenowe**

##### **3.2.1 Czas i częstotliwość poboru próbek oraz wykonywanych oznaczeń**

Badania w obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ prowadzono w latach 2004 – 2007. Część wyników z roku 2004 została przedstawiona w pracy magisterskiej Kolasy (2005), natomiast z roku 2005 w pracy magisterskiej Klonowskiego (2006). Pomiary przyrostu wierzby oraz jej krzewienia się wykonywane były w sezonach wegetacyjnych poszczególnych lat z częstotliwością raz na miesiąc. Obserwowano także jej przeżywalność. Materiał roślinny w celu późniejszego określenia suchej masy oraz zawartości w tkankach wybranych metali i pierwiastków biogennych, pozyskiwany był każdego roku w grudniu. Próbkę gleby przeznaczone do analiz wilgotności, zawartości materii organicznej, odczynu, metabolizmu gleby w roku 2004 pobrane zostały dwukrotnie, w latach kolejnych (2005 – 2007) pobierane były jedno- lub dwukrotnie w miesiącu. Daty poboru znajdują się w tabelach z wynikami. Próbkę gleby przeznaczone

do analiz zawartości wybranych metali i pierwiastków biogennych pobierane były każdego roku w kwietniu – przed okresem wegetacji.

### ***Próbki osadu ściekowego i kompostu***

Pobór próbek osadu ściekowego i kompostu wykorzystywanych na powierzchni doświadczalnej i kompleksach zlokalizowanych w obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ wykonywany był przez pracowników GOŚ i Łódzkiej Kompostowni, skąd pochodzą także wyniki analiz laboratoryjnych umieszczone w pracy (Wyniki, Rysunek 24, Rysunek 25; Zał. 9.3 Tabela 19).

### ***Próbki gleby***

Próbki gleby pobierano na stanowiskach wyznaczonych na powierzchniach badawczych z warstwy powierzchniowej (0 – 25 cm) przy pomocy metalowych cylinderków o znanej pojemności (100 cm<sup>3</sup>) oraz z wykorzystaniem łopaty. Gleba transportowana była w cylinderkach, w plastikowych pojemnikach i płóciennych woreczkach. Próbki do czasu przeprowadzenia analiz przechowywane były w temperaturze 4°C.

W pracy umieszczono także wyniki analiz opisujące jakość gleby w obszarze ograniczonego użytkowania dla GOŚ, które jednorazowo wykonane były w laboratorium GOŚ (Zał. 9.3, Tabela 20).

### ***Próbki roślin***

Na wyznaczonych stanowiskach badawczych zlokalizowanych na powierzchni doświadczalnej (12 stanowisk: po trzy stanowiska na kolejnych powierzchniach 1 – 4) oraz na kompleksach (12 stanowisk: po trzy stanowiska na każdym z kompleksów) dokonywano pomiarów długości przyrostów nasadzonej wierzby oraz zliczano ilość pędów. Na każdym stanowisku było 30 osobników wierzby. W sezonie wegetacyjnym liczono także sadzonki, które nie przyjęły się – w roku pierwszym, oraz te, które wyschły – w latach kolejnych. Pozyskane dane posłużyły do obliczenia przeżywalności wierzby. Po zakończonym okresie wegetacyjnym wycinano wszystkie osobniki w celu oszacowania suchej masy wierzby.

### **3.3 Badania laboratoryjne**

#### **3.3.1 Próbki gleby, osadu ściekowego i kompostu**

##### ***Materia organiczna***

Zawartość substancji organicznej szacowano metodą wagową według Ostrowskiej i in. (1991). Do oznaczenia zawartości materii w próbkach użyte zostały porcelanowe parowniczkę, do których odważano materiał badawczy w ilości zawierającej się w przedziale 1 – 3 g. Próbki suszono w temperaturze w 105°C. Następnie spalano je w piecu muflowym w temperaturze 550°C. Z różnicy masy próbki po wysuszeniu i po wyżarzeniu obliczano zawartość procentową substancji organicznej. Procedura opisana w załączniku (Załącznik 9.1).

##### ***Odczyn***

Pomiaru odczynu dokonywano w roztworze glebowym w wodzie destylowanej wg Myślińskiej (2001). Procedura opisana w załączniku (Załącznik 9.1).

##### ***Wybrane pierwiastki biogenne i metale ciężkie***

Oznaczenia zawartości metali: Pb, Cd, Hg, Ni, Zn, Cu, Cr oraz N, P, K, Mg, i Ca w próbkach określano z wykorzystaniem atomowej spektrometrii absorpcyjnej (AAS). Analizy wykonano na Wydziale Inżynierii Procesowej i Ochrony Środowiska Politechniki Łódzkiej.

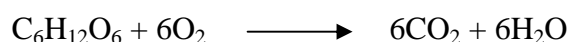
##### ***Wilgotność aktualna***

Analiza wilgotności aktualnej wyrażonej w procentach wagowych służy do charakterystyki aktualnych zasobów wody glebowej i zasobów wody biologicznie użytecznej. Dane uzyskano w wyniku standardowego sposobu pobierania próbek z wykorzystaniem metalowych cylinderków o objętości 100 cm<sup>3</sup> (Bednarek i in. 2004; Myślińska 2001). Procedura opisana w załączniku (Załącznik 9.1).

## ***Aktywność oddychania gleby – mikroorganizmów glebowych***

### ***Zasada pomiaru***

Pomiar aktywności oddychania gleby dokonywano z wykorzystaniem systemu pomiarowego OxiTop® – Control (WTW, Weilheim, Niemcy) (Veeken i in. 2003; Sumorok i in. 2006; Drobniewska i in. 2007b). Podstawą metody jest rejestracja zużycia tlenu przez organizmy aerobowe rozkładające substancję organiczną, przy równoczesnej absorpcji dwutlenku węgla w 1M NaOH (Równanie 1):



#### **Równanie 1**

Fakt, iż  $\text{CO}_2$  jest wiązany przez absorbent, a zatem nie występuje jako wolny gaz, powoduje, że zmiany ciśnienia w układzie pomiarowym związane są wyłącznie ze zużyciem tlenu. Zestaw OxiTop® – Control składa się z głowicy pomiarowej, kontrolera oraz naczynia pomiarowego z pokrywą zamykającą (Fot. 5).



**Fot. 5.** Zestaw naczyń wykorzystywanych do pomiaru aktywności mikrobiologicznej gleby.

### ***Przebieg pomiaru***

Do naczyń pomiarowych odważano po 200 g lub 100 g badanego materiału przesianego uprzednio przez sito glebowe w celu pozbycia się korzeni oraz organizmów zwierzęcych. Glebę inkubowano 12 h w temperaturze 20°C w szafie termostaticznej. Następnie w zawieszeniu pokrywki zamykającej naczynie umieszczono zlewkę z 50 ml 1M NaOH.

Po posmarowaniu pierścienia uszczelniającego cienką warstwą wazeliny nakładano na naczynia pokrywy i mocowano je za pomocą klamr. Następnie umieszczano w nich gumowe kołczany, po czym dokręcano głowice pomiarowe OxiTop® – Control. Zestaw umieszczano w szafie klimatycznej w temperaturze 20°C. Rejestrowanie wartości pomiarowych rozpoczynano za pomocą kontrolera Oxi Top® OC 110 i prowadzono ją 12 godzin, po czym odczytywano wartości za pomocą kontrolera. Za pomocą oprogramowania ACHAT OC Version 2.03. dane przenoszono do komputera. Dalszą analizę wyników wykonano w arkuszu kalkulacyjnym Excel. Podstawą do obliczenia zużycia tlenu było równanie (Równanie 2):

$$BA = [M_R(O_2)/(R \cdot T)] * [V_{fr.}/m_{Bt}] * [\Delta p]$$

**Równanie 2**

gdzie:

BA – oddychanie gleby [mg O<sub>2</sub> / kg s.m.]

M<sub>R</sub> – masa molowa tlenu = 32000 [mg/mol]

V<sub>fr</sub> – współczynnik objętości gazu, 0,78 (200 g), 0,84 (100 g)

R – stała gazowa = 83,14 l [hPa mol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>]

T – temperatura pomiarowa, 293 K

m<sub>Bt</sub> – masa suchej gleby w układzie pomiarowym [kg]

Δp – spadek ciśnienia w układzie pomiarowym [hPa]

### 3.3.2 Materiał roślinny

#### *Biomasa materiału roślinnego*

Zebrany materiał roślinny suszono w temperaturze pokojowej, rozdrabniano i następnie suszono w suszarce przez 48h w temperaturze 70°C, a następnie przez 1h w 105°C (Ostrowska i in. 1991; Kiedrzyńska i in. 2008). Kolejnym etapem było ważenie roślin i przekładanie do papierowych kopert do czasu dalszych analiz. Uzyskane wyniki pozwalały na przedstawienie danych w przeliczeniu na suchą masę (s.m.) i odpowiednią jednostkę powierzchni (hektar – ha).

#### *Wybrane pierwiastki biogenne i metale ciężkie*

Oznaczenia zawartości metali: Pb, Cd, Hg, Ni, Zn, Cu, Cr oraz N, P i K w próbkach określano z wykorzystaniem atomowej spektrometrii absorpcyjnej (AAS). Analizy wykonano na Wydziale Inżynierii Procesowej i Ochrony Środowiska Politechniki Łódzkiej.

### 3.4 Badania eksperymentalne

Miejszem doświadczeń była powierzchnia eksperymentalna w Stacji Terenowej Uniwersytetu Łódzkiego w Treście. Na powierzchni 20 m<sup>2</sup> posadzono w pięciu dwurzędach (5 wariantów) po 70 osobników *Salix viminalis*. Wierzbę nawożono: osadem dennym (zwanym dalej refułem) – W1, kompostem – W2, mieszaniną kompostu i osadu (50 ÷ 50) – W3, oraz osadem ściekowym – W4. Celem badań było wskazanie konieczności stosowania testów toksyczności w procesie określania dawki osadów oraz sprawdzenie możliwości zwiększenia plonu wierzby po zastosowaniu mieszaniny osadu i kompostu. Doświadczenie miało także uzupełnić badania i obserwacje prowadzone w obszarze ograniczonego użytkowania GOŚ. Atutem eksperymentu była zastosowana jedna odmiana wierzby, panujące takie same warunki klimatyczne, warunki hydrologiczne oraz takie same parametry podłoża.

#### Czas poboru próbek

Doświadczenie eksperymentalne prowadzone było w jednym sezonie wegetacyjnym (2006 rok). Materiał roślinny pobierano w grudniu po zakończeniu sezonu wegetacyjnego. Wierzbę wycięto w całości w ramach ścinki sanitarnej po zakończeniu eksperymentu. Próbkę gleby przeznaczone do analiz fizyko-chemicznych, biochemicznych oraz testów oceny toksyczności pobierano dwukrotnie: w maju oraz w grudniu.

Materiał wykorzystany jako nawóz stanowił: osad ściekowy, kompost oraz osad denný pochodzący ze Zbiornika Sulejowskiego. Próbkę osadu ściekowego pobierano z GOŚ, próbki kompostu z Łódzkiej Kompostowni, natomiast refułem pobierany był w Bronisławowie przy pomocy specjalnie dostosowanej pompy strażackiej (Fot. 6).



Fot. 6. Pompa do poboru refulatu (Fot.: Adriana Trojanowska).

### Badania laboratoryjne

Próbki roślinne oraz próbki glebowe, a także stosowane nawozy organiczne poddane były wszystkim omówionym wcześniej analizom fizyko-chemicznym. Dodatkowym elementem było przeprowadzenie na próbkach wykorzystanego nawozu oraz próbkach gleby, testów oceny toksyczności. Testy wykonano dwukrotnie: na początku eksperymentu oraz na jego zakończenie.

### Testy oceny toksyczności

Bateria bioindykatorów składała się z mikrobiotestów z organizmami należącymi do trzech poziomów troficznych (Tabela 2).

Tabela 2. Charakterystyka zastosowanych testów oceny toksyczności.

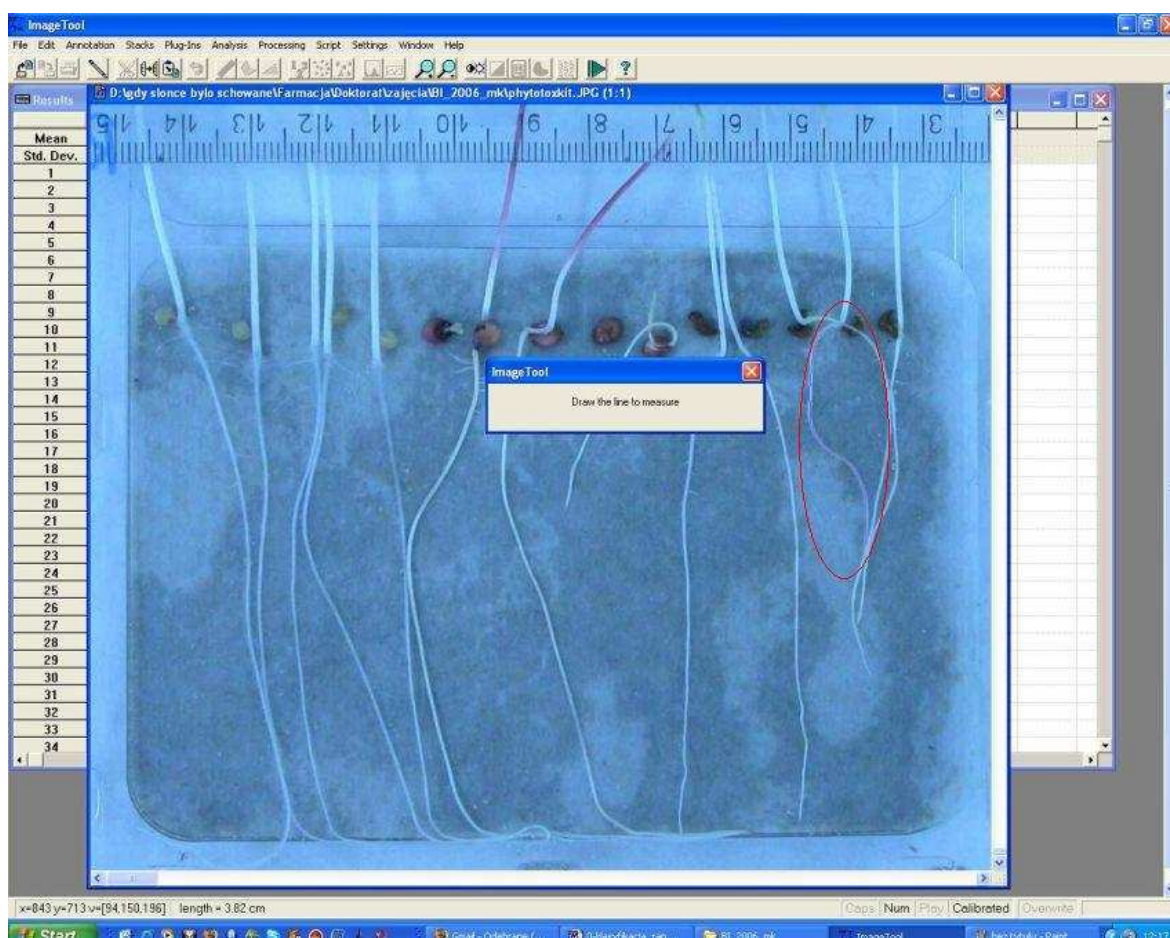
| Poziom troficzny | Organizm                        | Nazwa testu                              | Bibliografia                                      | Reakcja testowa              | Czas trwania | Typ testu          |
|------------------|---------------------------------|--|---|------------------------------|--------------|--------------------|
| Producenci       | Rośliny wyższe                  |  |   |                              |              |                    |
|                  | <i>Sorghum saccharatum</i>      | Phytotoxkit <sup>TM</sup>                | (Phytotoxkit <sup>TM</sup> , 2004)                | kiełkowanie i wczesny wzrost | 3 dni        | chroniczny         |
|                  | <i>Lepidium sativum</i>         |  |   |                              |              |                    |
|                  | <i>Sinapis alba</i>             |  |   |                              |              |                    |
| Konsumenci       | Skorupiaki                      |  |   |                              |              |                    |
|                  | <i>Heterocypris incongruens</i> | Ostracodtoxkit <sub>F<sup>TM</sup></sub> | (Ostracodtoxkit <sub>F<sup>TM</sup></sub> , 2001) | inhibicja wzrostu, śmierć    | 6 dni        | chroniczny i ostry |
| Reducenci        | Bakterie                        |  |   |                              |              |                    |
|                  | <i>Vibrio fischeri</i>          | Microtox <sup>®</sup> STP                | (Microtox Manual, 2003)                           | inhibicja luminescencji      | 20 min       | ostry              |

Próbki gleby, osadów ściekowych, kompostu i refulatu analizowano stosując 5 bioindykatorów (3 testy). Biotesty przeprowadzano zgodnie ze standardowymi procedurami. Wykonano testy skринingowe polegające na analizie próbek nierozcieńczonych. Celem testu skринingowego (przesiewowego) jest ustalenie, czy próbka jest toksyczna. Stosuje się go do badań dużej partii próbek środowiskowych o nieznanej, prawdopodobnie niskiej toksyczności. Bioindykatory wprowadza się do próbek nierozcieńczonych, ewentualnie uzupełnionych składnikami niezbędnymi do życia organizmów testowych, np. NaCl – w teście Microtox® zapewnia odpowiednie ciśnienie osmotyczne. Wynikiem testu jest procent reakcji testowej (PE). Jedynie w przypadku systemu Microtox®-SPT wykonywano testy podstawowe z rozcieńczeniami z uwagi na to, iż wszystkie próbki gleby i osadu obniżają luminescencję zawiesiny bakterii *Vibrio fischeri*. Wynikiem testu jest wartość EC<sub>50</sub>, czyli stężenie próbki powodujące obniżenie luminescencji o 50%. Następnie EC<sub>50</sub> jest przekształcane na jednostki toksyczności (TU<sub>50</sub>) ( $TU = 1/EC_{50} \cdot 100\%$ ).

#### Test toksyczności Phytotoxkit™

W teście Phytotoxkit™ użyto 3 rodzaje nasion, które zostały wyselekcjonowane pod względem szybkości kiełkowania i wzrostu korzeni. Są to: jednoliścienne sorgo (*Sorghum saccharatum*), dwuliścienne pieprzycę siewną (*Lepidium sativum*) oraz dwuliścienne gorczyca (*Sinapis alba*).

Test opiera się na pomiarze wzrostu młodych korzeni, po trzech dniach ekspozycji nasion na działanie badanej próbki względem kontroli. Kontrolą jest gleba, której skład opracowano dla potrzeb testu. Jej głównymi składnikami są piasek, kaolin i torf. W trakcie badań zastosowano jednocześnie drugi rodzaj gleby kontrolnej, którą był piasek rzeczny przepłukany, oczyszczony z resztek materii organicznej i wysuszony w temperaturze 105°C (Drobniewska i in. 2007b). Badania toksyczności z wykorzystaniem Phytotoxkit™ prowadzono zgodnie z procedurą umieszczoną w Phytotoxkit™ (2004), która jest jednocześnie metodą standardową zgodną z wymaganiami ISO 11269-1. W końcowym etapie prowadzenia testu dokonywano rejestracji obrazu płytki z kiełkującymi nasionami z wykorzystaniem aparatu cyfrowego. Analizę i pomiar długości metodą analizy obrazu wykonywano z wykorzystaniem programu Image Tools (Fot. 7).



**Fot. 7.** Komputerowa rejestracja pomiaru długości korzeni metodą analizy obrazu wykonywana z wykorzystaniem programu Image Tools.

Procedura prowadzenia testu została opisana w załączniku (Zał. 9.2).

#### Test toksyczności Ostracodtoxkit F<sup>TM</sup>

W 6-cio dniowym teście „pierwszego kontaktu” Ostracodtoxkit F<sup>TM</sup> użyto młode skorupiaki denne – *Heterocypris incongruens*. Test opiera się na określaniu śmiertelności i wzrostu skorupiaków po 6 dniach przebywania w badanym osadzie, w odniesieniu do rezultatów uzyskanych w kontakcie z nietoksycznym osadem kontrolnym. W rozdziale Wyniki 4.6.2 przedstawiono wyniki śmiertelności. Organizmy inkubowano w pożywce standardowej rekomendowanej przez Environment Protection Agency. Badane próbki przygotowano w stężeniu 200 g/dm<sup>3</sup>. W trakcie badań zastosowano jako glebę kontrolną piasek rzeczny przepłukany, oczyszczony z resztek materii organicznej i wysuszony w temperaturze 105°C (Drobniewska i in. 2007b). Badania toksyczności Ostracodtoxkit F<sup>TM</sup> prowadzono zgodnie z procedurą umieszczoną w Ostracodtoxkit F<sup>TM</sup> (Ostracodtoxkit F<sup>TM</sup> 2001), która jest metodą standardową zgodną z wymaganiami ISO 11269-1. Procedura prowadzenia testu została opisana w załączniku (Zał. 9.2).

*Test Microtox® - SPT (Solid Phase Test)*

Materiały do testu Microtox® (liofilizowane bakterie, naczynia testowe i odczynniki) zakupione były u producenta testu (SDI, Anglia). Badania prowadzono w Zakładzie Badania Środowiska Akademii Medycznej w Warszawie, który jako pierwszy w Polsce wprowadził system Microtox do analiz środowiskowych (Nałęcz-Jawecki i Sawicki 1996). Bakterie inkubowano z próbką w polistyrenowych probówkach (kuwetach SPT), zaś odczyt luminescencji wykonywano w szklanych, jednorazowych kuwetach w analizatorze Microtox M500, który jest podłączony do komputera. Oprogramowanie Microtox Omni steruje wykonaniem testu oraz umożliwia generowanie raportów. Reakcją testową jest obniżenie luminescencji zawiesiny bakterii. Procedurę przeprowadzenia testu, zgodną ze standardową procedurą SDI, opisano w załączniku (Zał. 9.2).

*Interpretacja wyników*

Zgodnie z założeniami metody klasyfikacji wód wg Persoone i in. (2003) próbki, dla których procent reakcji testowej  $PE < 20\%$  uznaje się za nietoksyczne (1 klasa zagrożenia). Takie same założenia przyjęto dla próbek osadów ściekowych, kompostu, refulatu oraz gleb, zgodnie z zasadą przedstawioną przez Mankiewicz-Boczek i in. (2008). Jedynie w przypadku systemu Microtox®-SPT za próbki nietoksyczne uznano te, dla których  $TU < 9$ .

### 3.5 Konceptyjny model matematyczny optymalizacji funkcjonowania plantacji wierzby energetycznej z wykorzystaniem osadu ściekowego

Opisywany w pracy konceptyjny model matematyczny optymalizacji funkcjonowania plantacji wierzby energetycznej z wykorzystaniem osadu ściekowego ma być narzędziem pomocnym w procesie podejmowania decyzji. Model przedstawia zależności będące wynikiem prac badawczych prowadzonych w obszarze ograniczonego użytkowania GOŚ oraz danych literaturowych. Model konceptyjny jest wynikiem prac pierwszego etapu konstruowania skalibrowanego modelu matematycznego, który w przyszłości ma służyć określaniu: wydajności produkcji biomasy i utylizacji osadów ściekowych, a także ekonomiki prowadzenia uprawy wierzby energetycznej.

Model zbudowany jest z trzech podstawowych modułów:

1. Moduł „Produkcja biomasy”,
2. Moduł „Utylizacja osadów ściekowych”,
3. Moduł „Ekonomika”.

Model matematyczny został wykonany w programie STELLA 9.00. Na podstawie danych wprowadzanych do programu oraz określonych zależności zostały stworzone równania oraz wykresy. Wykresy prezentujące nasilenie oddziaływania na osi rzędnych posiadają skalę 0 – 1 (co jest równoznaczne ze skalą 0 – 100%).

#### 3.5.1 Moduł „Produkcja biomasy”

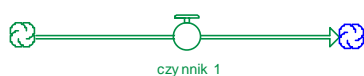
W module „Produkcja biomasy” uwzględniono: warunki klimatyczne (temperatura, opady), odczyn i wilgotność gleby, poziom wód gruntowych, tempo fotosyntezy, działalność „szkodników”, obecność roślin zielnych (zachwaszczenie), a także gęstość obsady oraz nawożenie (N, P, K).

Model został tak skonstruowany, aby użytkownik nanosząc wartości wybranych parametrów:

- ilość sadzonek na 1 ha,
- odczyn gleby,
- biomasę roślin zielnych [t s.m./ha] stwierdzoną w pierwszym i drugim roku uprawy,
- ilość sadzonek zaatakowanych przez szkodniki [%] i ilość potencjalnej zwierzyny obecnej na 1 ha plantacji,
- uwzględniając wysokość poziomu wody gruntowej oraz wprowadzając prognozy temperatury i ilości opadów

był w stanie oszacować wartość możliwej do uzyskania biomasy wierzby [t s.m.] po czterech latach funkcjonowania plantacji (Rysunek 6).

Wszystkie wymienione czynniki (opisane szczegółowo w następnych podrozdziałach) tworzą dwa elementy modelu nazwane: „czynnikiem 1” (zbiór czynników wpływających pozytywnie) i „czynnikiem 2” (zbiór czynników wpływających negatywnie), które opisane są równaniami przedstawionymi poniżej. Wpływ pośredni czynników biotycznych i abiotycznych na biomase wierzby poprzez pośrednictwo „czynnika 1” opisany jest w modelu w następujący sposób (Równanie 3):



Równanie 3

czynnik\_1 =

$$Biomasa * gestosc\_obsady\_a\_biomasa * przyzywalnosc\_a\_poziom\_wod\_gruntowych\_w\_ciagu\_4\_lat * przyzwalnosc\_a\_sila\_ssaca\_gleby * pH\_gleby\_a\_biomasa * wspolczynnik\_wilgotnosci * fotosynteza * wzrost\_biomasy\_a\_N\_przez\_4\_lata * wzrost\_biomasy\_a\_P\_przez\_4\_lata * wzrost\_biomasy\_a\_K\_przez\_4\_lata$$

Natomiast wpływ pośredni czynników biotycznych i abiotycznych na biomase wierzby poprzez pośrednictwo „czynnika 2” (Równanie 4):



Równanie 4

czynnik\_2 =

$$Biomasa * biomasa\_a\_zwierzyna * procentowa\_ilosc\_zaatakowanych\_sadzzonek\_przez\_szkodniki * utrata\_biomasy\_wierzby\_na\_skutek\_zachwaszczenia\_w\_ciagu\_4\_lat$$

„Czynnik 1” i „Czynnik 2” tworzą „Biomase”, która opisana jest równaniem funkcji czasu (Równanie 5). Przyjęto, że w chwili zakładania plantacji wartość „biomasy wyjściowej” to 0,5 tony (INIT Biomasa = 0,5).

Biomasa



Równanie 5

$$Biomasa(t) = Biomasa(t - dt) + (czynnik\_1 - czynnik\_2) * dt$$

$$INIT Biomasa = 0.5$$



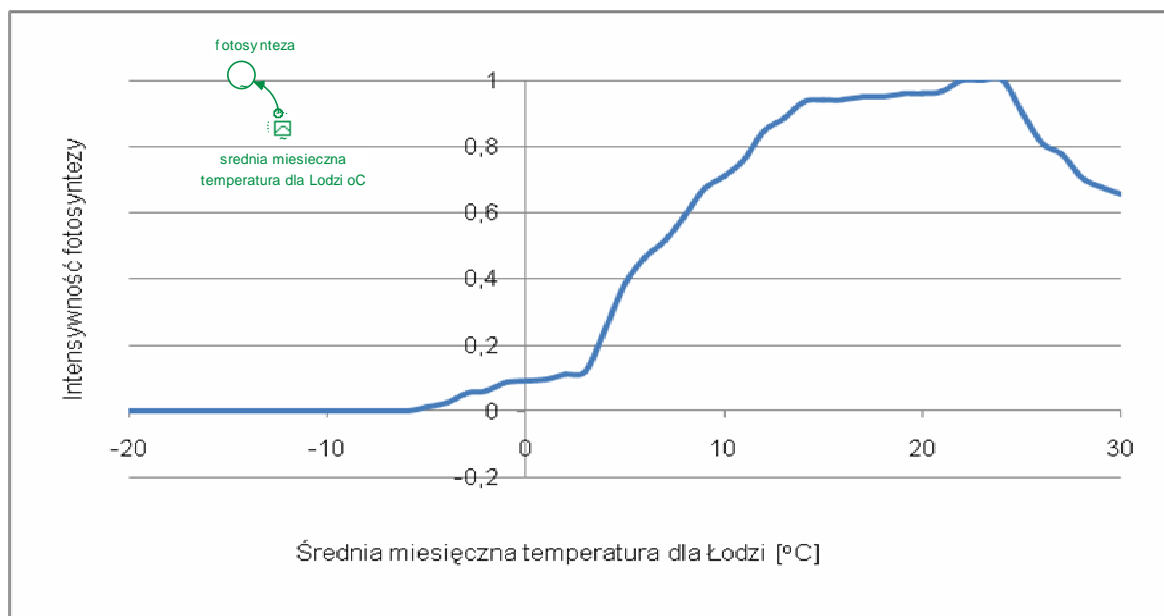
### 3.5.1.1 Opis komponentów modułu „Produkcja biomasy”

#### *Zbiór biomasy wierzby oraz wpływ temperatury i opadów na wielkość plonu*

W prezentowanym modelu koncepcyjnym wzięto pod uwagę cztery pełne lata przyrostu biomasy wierzby. Na podstawie licznych prac naukowych, popularno-naukowych oraz własnych doświadczeń przyjęto założenie, iż wierzbę nasadza się w kwietniu, natomiast jej zbiór odbywa się w grudniu. Pełny cykl przyrostu biomasy ustalono zatem na 44 miesiące (łącznie cztery sezony). W pierwszym sezonie nasadzenie odbywa się w kwietniu, następnie ścinka sanitarna mająca na celu rozkrzewienie się wierzby, natomiast po trzech kolejnych sezonach odbywa się końcowa, dla czteroletniego cyklu, ścinka biomasy.

Sezon wegetacyjny wierzby w warunkach klimatycznych Polski przypada na okres wiosenno – letni i trwa nawet do początku października (Figaj 1990). Doświadczenia fitotronowe prowadzone na dwóch ekotypach *Salix polaris* wykazały, iż optymalną temperaturą pęknięcia pąków i rozpoczęcia wzrostu pędów jest 15°C (Chałupka 1990). Rozpoczęcie procesów życiowych rośliny następuje wczesną wiosną, nawet podczas krótkotrwałych ociepleń. W tym czasie silne mrozy bez okrywy śnieżnej mogą powodować przemarzanie karp lub odrastających pędów. Krótkotrwałe przymrozki nieprzekraczające -10°C nie wywierają większego wpływu na wzrost i rozwój powszechnie występujących odmian wierzb. Obserwacje eksperymentalne dowiodły, że najbardziej aktywny wzrost pędów oraz powiększenie ich ciężaru przypada na przełom lipca i sierpnia (Dušek i Květ 2006). Może to wynikać z optymalnych warunków temperaturowych, wilgotnościowych i opadowych charakteryzujących te miesiące. Liczne doniesienia literaturowe wskazują, iż dobowy rozkład temperatur i ich przebieg w Polsce w całym okresie wegetacji roślin jest korzystny dla wzrostu i rozwoju wielu odmian wierzb szybkorosnących (Szczukowski i Budny 2003; Dubas 2003; Dubas i in. 2004; Kaszak 2006).

W przedstawianym koncepcyjnym modelu matematycznym przyjęto założenie, że optimum produkcji biomasy (intensywność fotosyntezy), która w modelu zależy od temperatury, przypada w zakresie temperatur: 22 – 27°C (Czerwiński 1977; Gorlach i Mazur 2002) (Rysunek 7).

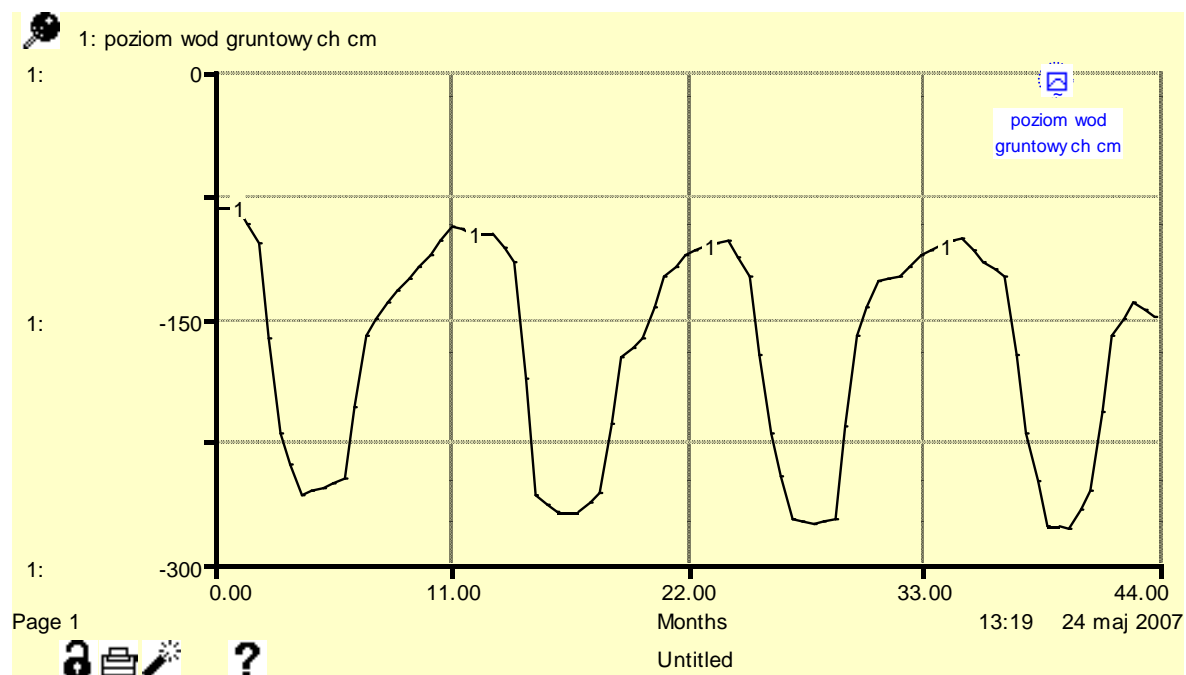


**Rysunek 7.** Wpływ temperatury na przebieg fotosyntezy.

Kolejnym ważnym czynnikiem meteorologicznym są opady. Dostateczna ich ilość jest szczególnie istotna w pierwszym roku funkcjonowania plantacji wierzby. Zbyt mała ilość opadów w maju i czerwcu może wpłynąć na obniżenie przeżywalności nasadzeń wierzbowych, ze względu na nierozwinięty jeszcze w pełni system korzeniowy młodych roślin (Dubas 2006). Dane meteorologiczne użyte w modelu to średnie miesięczne temperatury (dane wieloletnie) oraz średnie miesięczne sumy opadów (dane wieloletnie) charakterystyczne dla Łodzi i jej okolic (<http://www.tutiempo.net/en/>).

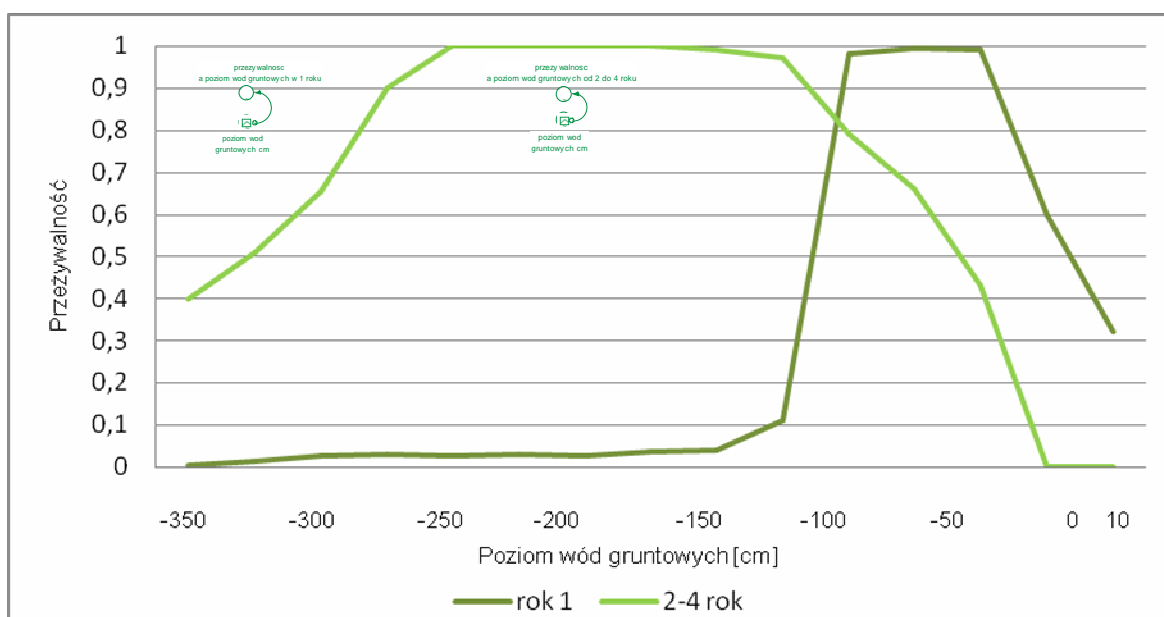
### Poziom wód gruntowych

W prezentowanym koncepcyjnym modelu matematycznym założono, że poziom wód gruntowych ulega sezonowym fluktuacjom. Wartości przyjęte w modelu są wartościami zbliżonymi do tych, które obserwuje się na obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ w Łodzi (Rysunek 8).



**Rysunek 8.** Sezonowe zmiany poziomu wód gruntowych zbliżone do wartości notowanych na obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ.

Na podstawie dostępnej literatury w prezentowanym modelu przyjęto, że optymalnym poziomem wód gruntowych na terenach przeznaczonych pod uprawę wierzby energetycznej są wartości zawierające się w przedziale:  $-100 \div -250$  cm dla gleb piaszczystych (Szczukowski i in. 2002; Dubas 2006; Kaszak 2006). Jednakże należy zaznaczyć, iż w pierwszym roku funkcjonowania plantacji poziom wód nie powinien być niższy niż  $-50 \div -80$  cm (Rysunek 9).



**Rysunek 9.** Wpływ poziomu wód gruntowych na przeżywalność sadzonek wierzby z rozgraniczeniem roku pierwszego i trzech pozostałych lat funkcjonowania plantacji.

Matematyczny opis zależności wpływu poziomu wód gruntowych na przeżywalność sadzonek wierzby z rozgraniczeniem roku pierwszego (p1) (Równanie 6) i trzech pozostałych lat funkcjonowania plantacji (p2) (Równanie 7) opisują poniższe równania.

p1

**Równanie 6**

$$p1 = IF(time \leq 7) \text{ then } przeżywalnosc\_a\_poziom\_wod\_gruntowych\_w\_1\_roku \text{ ELSE } 1$$

p2

**Równanie 7**

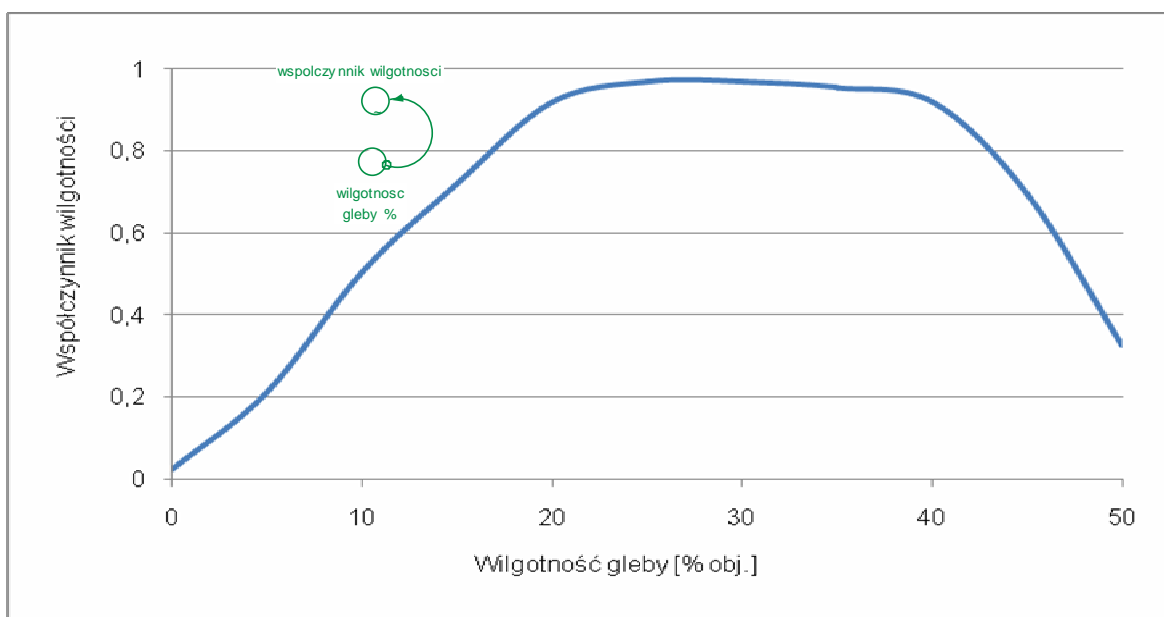
$$p1 = IF(time > 7) \text{ then } przeżywalnosc\_a\_poziom\_wod\_gruntowych\_od\_2\_do\_4\_roku \text{ ELSE } 1$$

### Wilgotność gleby

Zawartość wody w glebie wyrażoną w procentach suchej masy w chwili, gdy rośliny zaczynają więdnąć, nazywamy wilgotnością trwałego wędnięcia (WTW). WTW zależy przede wszystkim od rodzaju gleby, natomiast w mniejszym stopniu od gatunku rośliny (Bednarek i in. 2004). W prezentowanym modelu przyjęto założenie, że bezpośrednio na wilgotność gleby [% obj.] wpływa temperatura i ilość opadów. Oddziaływanie tych dwóch czynników na wilgotność gleby opisuje poniższe równanie (Równanie 8) oraz Rysunek 10.

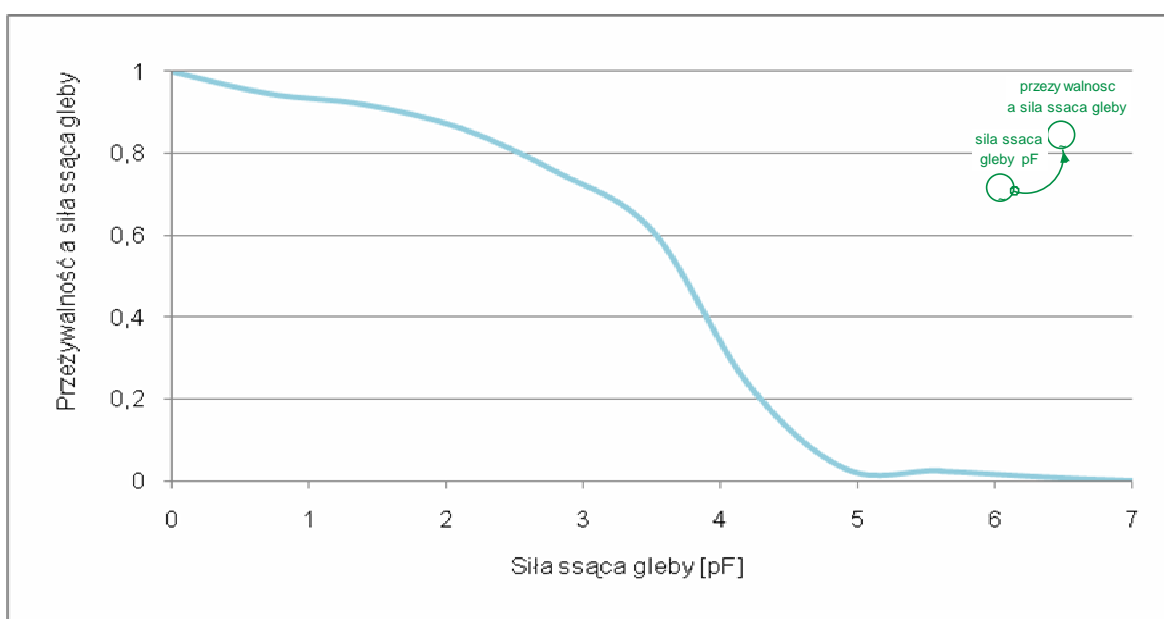
wilgotność  
gleby %**Równanie 8**

$$wilgotnosc\_gleby\_ \% = wilgotnosc\_a\_temperatura + wilgotnosc\_a\_opady$$



**Rysunek 10.** Wpływ temperatury i ilości opadów (w postaci „współczynnika wilgotności”) na wilgotność gleby.

W prezentowanym modelu na podstawie dostępnej literatury (Czerwiński 1977; Kowalik 1999; Kowalik 2001; Gorlach i Mazur 2002; Bednarek i in. 2004; Korabiewski 2006) przyjęto założenie, że wilgotność jest także jednym z czynników bezpośrednio wpływających na siłę ssącą gleby (pF), a tym samym, w sposób pośredni, na przeżywalność roślin (Rysunek 11).



**Rysunek 11.** Wpływ siły ssącej gleby na przeżywalność sadzonek wierzby.

### Odczyn gleby

Odczyn gleby wpływa na wzrost i rozwój roślin, modyfikując ich odżywianie mineralne. Odpowiednią wartością pH dla wierzby sadzonej na glebach mineralnych i organicznych jest odczyn pomiędzy pH 5,5 a 6,5. Spektrum dla niektórych odmian może być szersze i kształtować się na poziomie 5,5 a 7,5. Z literatury wynika, że odczyn powyżej pH 7,5 jest przez wierzbę źle tolerowany (Szczukowski i in. 2002; Dubas i in. 2004; Kaszak 2006). W prezentowanym modelu za optymalny odczyn przyjęto zakres 5,5 – 6,5.

### Gęstość obsady

Czynnikiem, od którego uzależniony jest plon suchej masy wierzby *Salix viminalis*, jest także gęstość nasadzeń wierzby. Z badań prowadzonych przez Twórkowskiego i in. (2005) wynika, że wzrost gęstości nasadzeń z 20 do 40 tys. roślin/ha/rok powoduje istotny wzrost plonu suchej masy, natomiast kolejne zwiększenie gęstości obsady powoduje co prawda dalszy wzrost produktywności, jednak już nie tak istotny. W prezentowanym modelu koncepcyjnym przyjęto za optymalną ilość sadzonek 35 – 43 tys./ha.

### Składniki pokarmowe wierzby (N, P, K)

W warunkach praktycznego rolnictwa czynnikiem decydującym o plonie, a jednocześnie występującym w najmniejszej ilości (*prawo minimum Lebiega*), są składniki pokarmowe (Gorlach i Mazur 2002). Zmienność czasową zapotrzebowania wierzby w składniki pokarmowe przedstawiają poniższe równania (Równanie 9 – 12).



wzrost  
N w 1 roku

#### Równanie 9

$$wzrost\_N/P/K\_w\_1\_roku = IF(time \leq 7) \text{ then } biomasa\_a\_N/P/K\_w\_1\_roku \text{ ELSE } 1$$



wzrost  
N w 2 roku

#### Równanie 10

$$wzrost\_N/P/K\_w\_2\_roku = IF(time \geq 13) \text{ and } (time \leq 19) \text{ then } biomasa\_a\_N/P/K\_w\_2\_roku \text{ ELSE } 1$$



wzrost  
N w 3 roku

#### Równanie 11

$$wzrost\_N/P/K\_w\_3\_roku = IF(time \geq 25) \text{ and } (time \leq 31) \text{ then } biomasa\_a\_N/P/K\_w\_3\_roku \text{ ELSE } 1$$

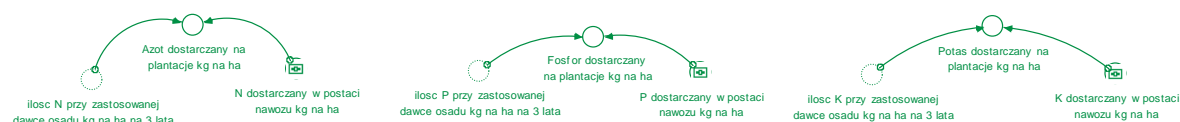


wzrost  
N w 4 roku

#### Równanie 12


$$wzrost\_N/P/K\_w\_4\_roku = IF(time \geq 37) \text{ and } (time \leq 42) \text{ then } biomasa\_a\_N/P/K\_w\_4\_roku \text{ ELSE } 1$$

Na podstawie powyższych równań określono ilość pierwiastków biogennych potrzebnych wierzbie do wzrostu w ciągu czterech lat. W prezentowanym modelu matematycznym uwzględniono dawki pierwiastków biogennych (N, P, K) dostarczanych wraz z osadem ściekowym oraz w wyniku jednoskładnikowego nawożenia mineralnego (Rysunek 12).




**Rysunek 12.** Schemat ilustrujący potencjalne źródła pierwiastków biogennych dostarczanych wierzbie.

W prezentowanym modelu ilość pierwiastków biogennych dostarczanych wraz z zastosowaną dawką osadu opisują poniższe równania (Równanie 13 – 15).

  
 ilość N przy zastosowanej dawce osadu kg na ha na 3 lata


**Równanie 13**

$$\text{ilosc\_N\_przy\_zastosowanej\_dawce\_osadu\_kg\_na\_ha\_na\_3\_lata} = \text{Trzyletnia\_dawka\_suchej\_masy\_osadu\_na\_ha} * \text{N\_mg\_na\_kg\_osadu} / 1000$$

  
 ilość P przy zastosowanej dawce osadu kg na ha na 3 lata

**Równanie 14**

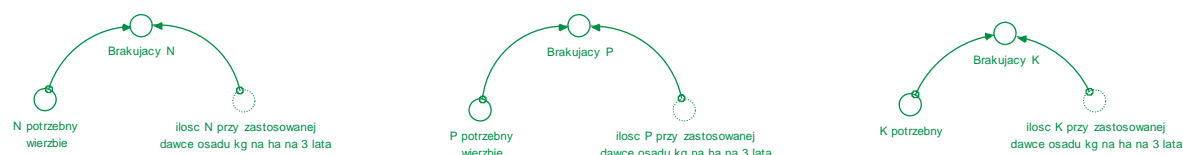
$$\text{ilosc\_P\_przy\_zastosowanej\_dawce\_osadu\_kg\_na\_ha\_na\_3\_lata} = \text{Trzyletnia\_dawka\_suchej\_masy\_osadu\_na\_ha} * \text{P\_mg\_na\_kg\_osadu} / 1000$$

  
 ilość K przy zastosowanej dawce osadu kg na ha na 3 lata

**Równanie 15**

$$\text{ilosc\_K\_przy\_zastosowanej\_dawce\_osadu\_kg\_na\_ha\_na\_3\_lata} = \text{Trzyletnia\_dawka\_suchej\_masy\_osadu\_na\_ha} * \text{K\_mg\_na\_kg\_osadu} / 1000$$

Ilość nawozu mineralnego (wartość opisana w modelu jako: „Brakujący N”, „Brakujący P”, „Brakujący K”) jest wyliczana na podstawie różnicy pomiędzy zapotrzebowaniem roślin na azot, fosfor i potas w poszczególnych latach wzrostu wierzby według Szczukowskiego i Budnego (2003) (odpowiednio: 320, 270, 370 kg/ha), a ilością dostarczaną z osadem (Rysunek 13).



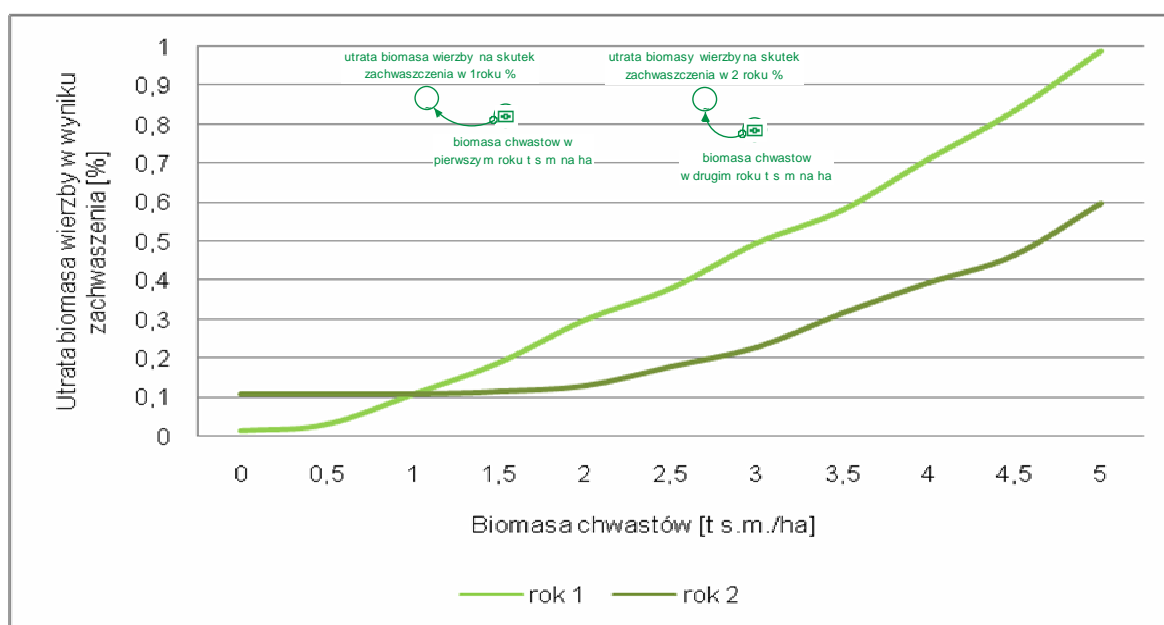
**Rysunek 13.** Ilość nawozu mineralnego dostarczanego wierzbie wyliczana na podstawie różnicy pomiędzy zapotrzebowaniem roślin na azot, fosfor i potas, a ilością dostarczaną z osadem.

Użytkownik modelu znając wartość „Brakującego N”, „Brakującego P” oraz „Brakującego K” może samodzielnie dostosowywać odpowiednią ilość pierwiastków biogenicznych dostarczanych w postaci nawozu mineralnego [kg/ha].

### **Zachwaszczenie**

Uprawa wierzby energetycznej wiąże się z koniecznością stosowania zabiegów agrotechnicznych, które mają służyć wyeliminowaniu roślin niepożądanych z punktu widzenia gospodarki rolnej (Stolarski 2004; Dubas i in. 2004; Orwińska 2004; Dubas 2006; Kaszak 2006).

W prezentowanym modelu matematycznym założono, że jeśli plantacja jest odchwaszczana przez dwa pierwsze lata, to w latach późniejszych ewentualne pojawienie się roślin zielnych nie jest w istotny sposób ograniczać wzrostu wierzby. Wykazały to m.in. badania Bergkvist i Ledin (1997) oraz obserwacje własne. W modelu umieszczono zależność opisującą wpływ zachwaszczenia w pierwszym i drugim roku funkcjonowania plantacji na procent utraty biomasy wierzby w ciągu czterech lat (Rysunek 14).



**Rysunek 14.** Wpływ biomasy chwastów w pierwszym i drugim roku funkcjonowania plantacji na procent utraty biomasy wierzby w ciągu czterech lat.

Całkowita utrata biomasy wierzby w ciągu czterech lat na skutek zachwaszczenia plantacji w roku pierwszym i drugim została opisana poniższym równaniem (Równanie 16).

utrata biomasy wierzby na skutek  
zachwaszczenia w ciągu 4 lat

## Równanie 16

$$\text{utrata\_biomasy\_wierzby\_na\_skutek\_zachwaszczenia\_w\_ciagu\_4\_lat} = \text{procent\_utrasy\_biomasy\_przez\_1\_rok} * \text{procent\_utrasy\_biomasy\_przez\_drugi\_rok}$$

**Działalność „szkodników”**

W warunkach naturalnych jednym z ważniejszych czynników kształtujących wielkość, pokrój i biomasę gatunków wierzby jest oddziaływanie owadów (owady zostały nazwane „szkodnikami”) oraz ssaków roślinożernych (Faliński 1990; Szmidt 1990; Tomczyk 2004; Dubas 2006; Dušek i Květ 2006). Wierzba należy do roślin, u których szczególnie podczas pierwszego roku uprawy, obserwuje się negatywny wpływ szkodników, patogenów chorobotwórczych, bakterii i grzybów, a także stawonogów i ssaków (głównie sarny i jelenie). Oddziaływanie „szkodników” objawia się przede wszystkim uszkodzeniem i utratą liści, co utrudnia i ogranicza fotosyntezę, a tym samym zmniejsza tempo wzrostu wierzby. W sposób szczególny zagrożone są uprawy prowadzone w monokulturach. Wynika stąd, że zachowanie istniejących skupisk drzew leśnych i zakrzewień zapewnia nie tylko zachowanie bioróżnorodności w dolinie rzeki, co jest zgodne z założeniami *Dyrektywy Habitatowej 92/43/EEC (92/43/EEC)*, ale także może pozytywnie wpłynąć na przyrost biomasy wierzby energetycznej.

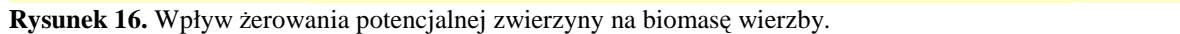
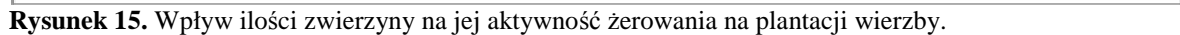
W modelu uwzględniono „działalność szkodników” w sezonie letnim, zależną od gęstości obsady oraz ilości sadzonek zaatakowanych przez szkodniki (Równanie 17).

procentowa ilość zaatakowanych  
sadzonek przez szkodniki

## Równanie 17


$$\text{procentowa\_ilosc\_zaatakowanych\_sadzonek\_przez\_szkodniki} = \frac{\text{ilosc\_sadzonek\_zaatakowanych\_przez\_szkodniki\_na\_ha}}{\text{gestosc\_obsady\_ilosc\_sadzonek\_na\_ha}}$$

Kolejnym elementem, który wzięto pod uwagę, jest potencjalną aktywność saren i jeleni. W modelu uzależniono ją od ilości zwierząt obecnych na plantacji (Rysunek 15), szczególnie w sezonie zimowym.



Opis wpływu potencjalnej aktywności zwierzyny płowej na kształtowanie się biomasy wierzby przedstawia Równanie 18.

biomasa a  
zwierzyna



**Równanie 18**

$$biomasa\_a\_zwierzyna = aktywnosc\_zwierzyny\_a\_jej\_ilosc * biomasa\_zjedzona\_przez\_zwierzyne\_w\_kolejnych\_latach$$

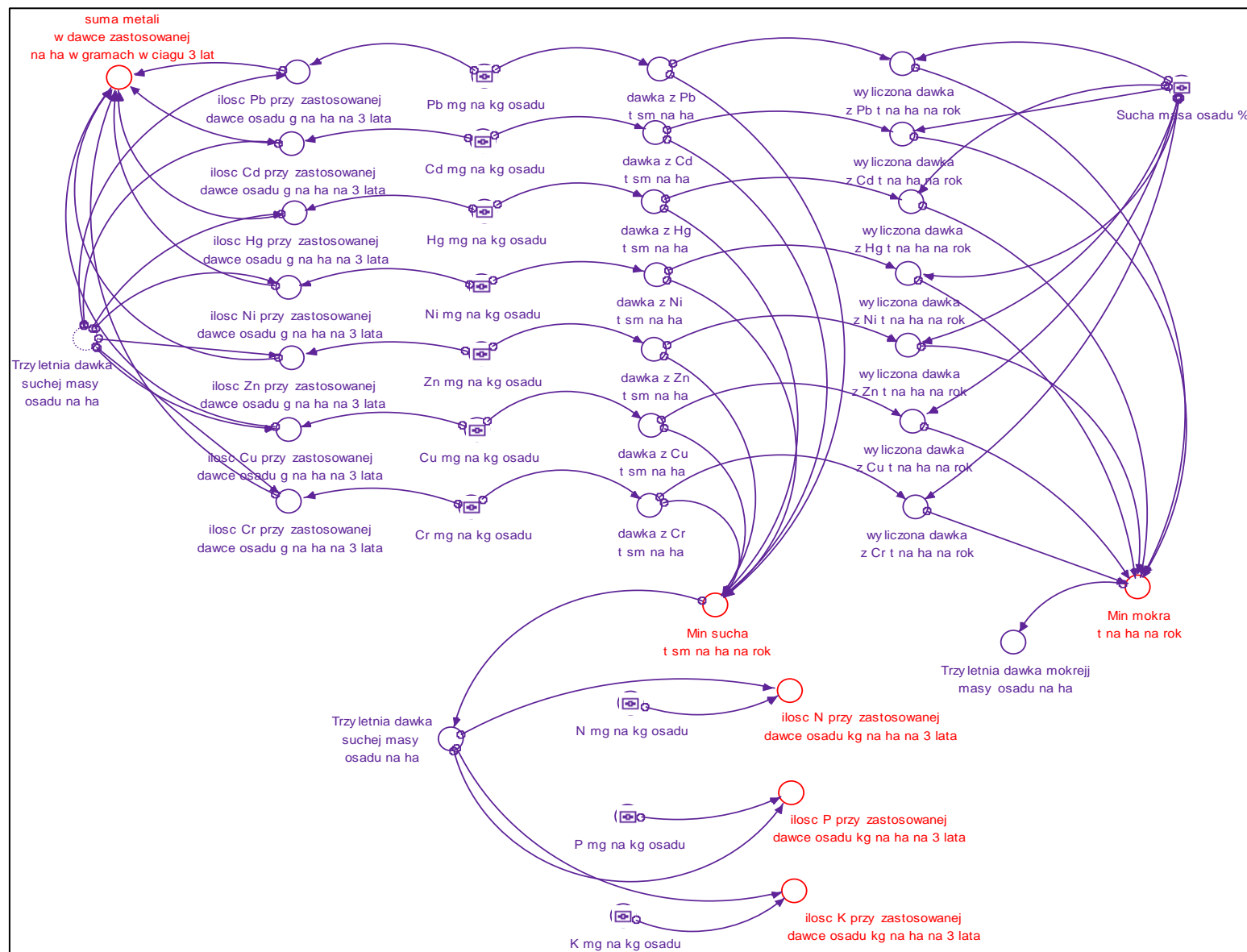
### 3.5.2 Moduł „Utylizacja osadów ściekowych”

#### 3.5.2.1 Wyznaczanie dawek osadu ściekowego

Moduł „Utylizacja osadów ściekowych” uwzględnia dwa podstawowe parametry: umożliwia określenie dawki osadu, jaką można zastosować na powierzchniach przeznaczonych pod plantacje, a także szacuje efektywność remediacji gleb i osadów (akumulacja metali ciężkich w biomase wierzby i tempo poboru metali przez wierzbę). Użytkownik modelu nanosząc wartości opisujące: ilość metali w osadzie, ilość materii organicznej w podłożu, oraz parametry, które uwzględnia moduł „Produkcja biomasy” może obliczyć dawkę osadu ściekowego możliwą do zastosowania na plantacji, a także orientacyjnie określić efektywność usuwania metali z podłoża.

#### *Wyznaczanie dawek osadu ściekowego*

Zaproponowany koncepcyjny model matematyczny został tak skonstruowany, aby użytkownik znając parametry fizyko – chemiczne osadu, mógł wyznaczyć dawkę osadu, jaką może zastosować na powierzchni przeznaczonej pod plantację wierzby energetycznej z jednoczesnym uwzględnieniem wymogów prawnych (Rysunek 17).

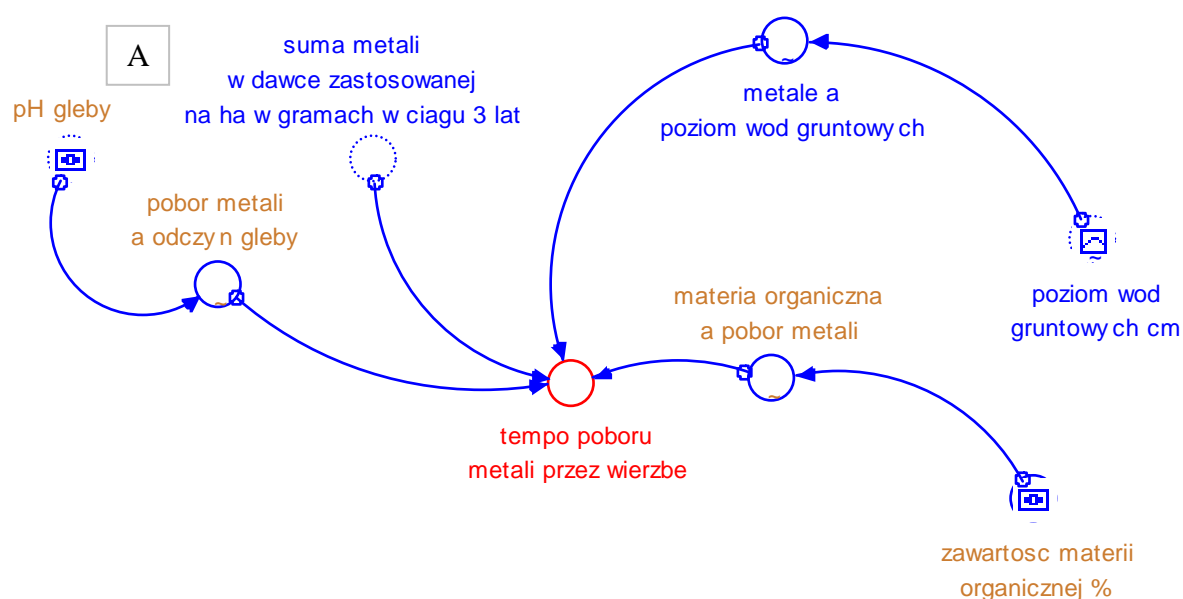


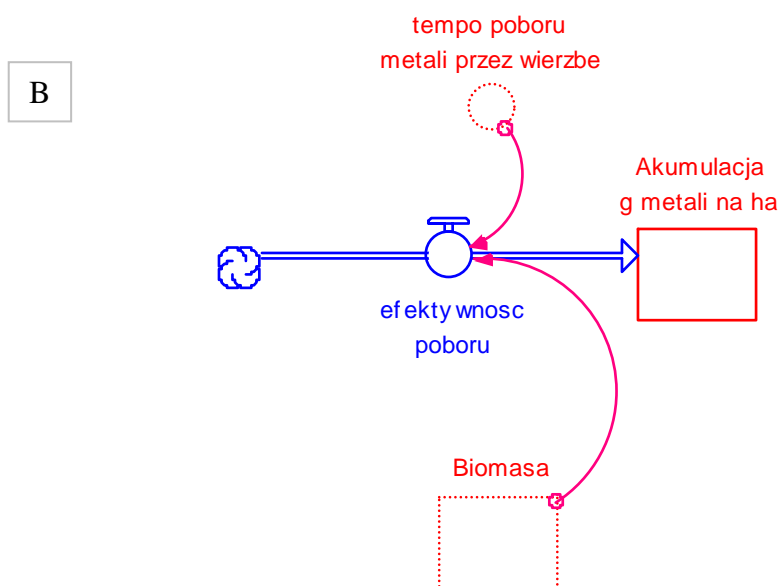
Rysunek 17. Moduł „Utylizacja osadów ściekowych” – wyznaczanie dawki osadu ściekowego.

Użytkownik modelu podstawiając wyniki badań laboratoryjnych opisujące skład osadu: ilość poszczególnych metali w mg/kg s.m. osadu (Pb, Cd, Hg, Ni, Cu, Cr, Zn), procentową zawartość suchej masy w osadzie, ilość N, P i K (mg/kg s.m. osadu), w końcowym efekcie otrzyma: ilość osadu (tony) możliwą do zastosowania na 1 ha wyliczoną zgodnie z wymaganiami *Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 27.08.2002r. (Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140)*, sumę metali w zastosowanej dawce osadu (g/ha/3 lata), a także dostarczaną ilość N, P i K (kg/ha/3 lata).

### 3.5.2.2 Efektywność remediacji gleby i osadu ściekowego

Wykorzystanie roślin w działaniach fitoremediacyjnych gleby jest ważnym aspektem ekologicznym pojawiającym się w trakcie prowadzenia plantacji wierzby energetycznej nawożonej osadami ściekowymi (Landberg i Greger 1996; Berndes i in. 2004). Efektywność akumulacji metali i tempo ich poboru przez rośliny uzależnione są od szeregu czynników takich jak: ilość metali znajdujących się w zastosowanym osadzie, zawartość materii organicznej w podłożu, odczyn podłoża, a także poziom wód gruntowych (Rysunek 18).





**Rysunek 18.** Moduł „Utylizacja osadów ściekowych”: A – czynniki decydujące o tempie poboru metali przez wierzbę; B – czynniki wpływające na akumulację metali przez wierzbę.

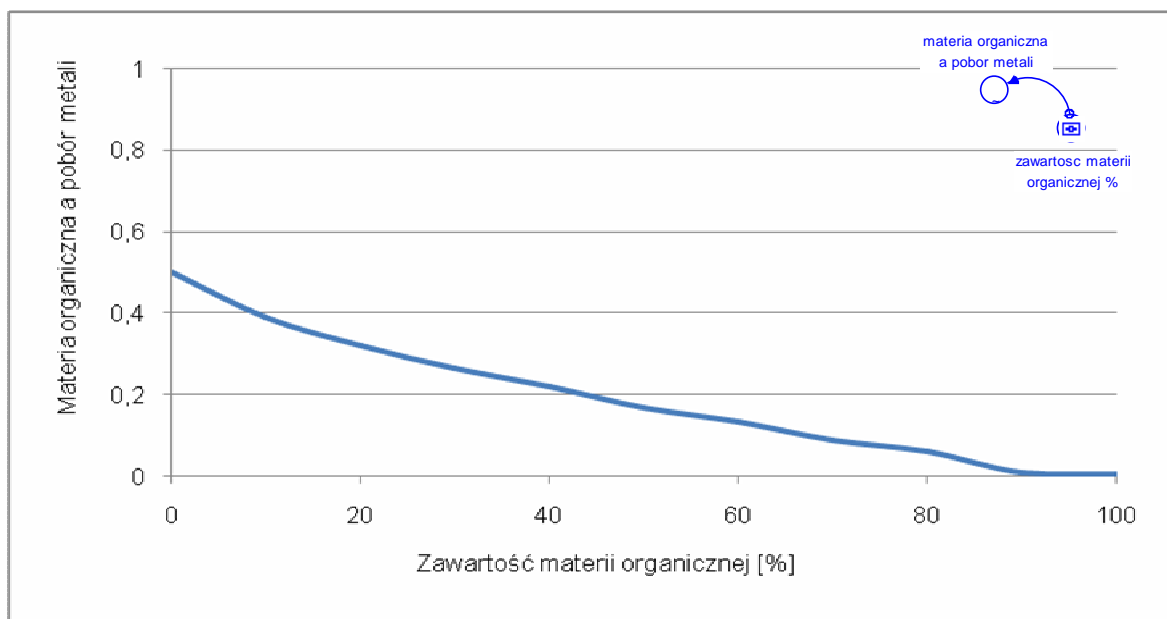
### *Ilość metali w podłożu*

Bioprzyswajalność metali nie jest prostą zależnością między całkowitą zawartością metali w glebie, a ich dostępnością dla roślin (Gambuś i Gorlach 2001; Düring i Gäth 2002; Usman i in. 2006). Jest ona wypadkową czynników wpływających na przyswajalność metali. Niebosiedzka (2000) wykazała jednak, że istnieje pewna zależność między stężeniem całkowitym metali, a stężeniem form bioprzyswajalnych.

W modelu przyjęto założenie, że wraz ze wzrostem ilości obecnych w środowisku glebowym metali, efektywność poboru metali przez wierzbę wzrasta. Ilość metali dostarczana na plantację z dawką osadu ściekowego wyliczana jest w trakcie wyznaczania możliwej do zastosowania dawki osadu.

### *Zawartość materii organicznej w podłożu*

Ilość materii organicznej w podłożu w istotny sposób wpływa na mobilność i tym samym biodostępność metali w środowisku i ich toksyczność (Karuppiah i in. 1997; Meregalli i in. 1999; Gorlach i Mazur 2002; Prokop i in. 2003; Fernández i in. 2005; Ruttens i in 2006a, 2006b;). Z danych literaturowych wynika, że wraz ze wzrostem zawartości materii organicznej zwiększa się zdolność gleby do sorpcji metali ciężkich, a tym samym zmniejsza się ich bioprzyswajalność. W prezentowanym modelu przyjęto założenie, iż wraz ze wzrostem zawartości materii organicznej w podłożu wzrasta stężenie metali, ale jednocześnie ich biodostępność maleje (Rysunek 19).

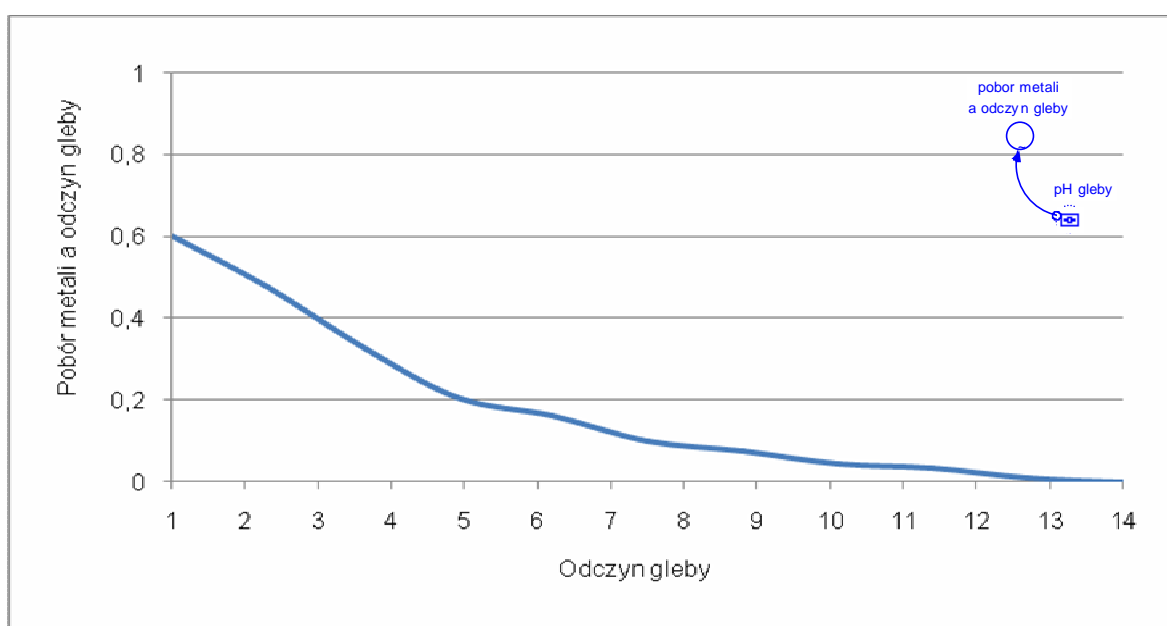


**Rysunek 19.** Wpływ materii organicznej na bioprzyswajalność metali ciężkich.

### *Odczyn podłoża*

Z licznych badań prezentowanych w literaturze wynika, że odczyn jest czynnikiem, który w największym stopniu wpływa na bioprzyswajalność metali ciężkich z gleby (Siuta 1995, 1998; Kunito 1999; Düring i Gäth 2002; Gorlach i Mazur 2002; Bednarek i in. 2004).

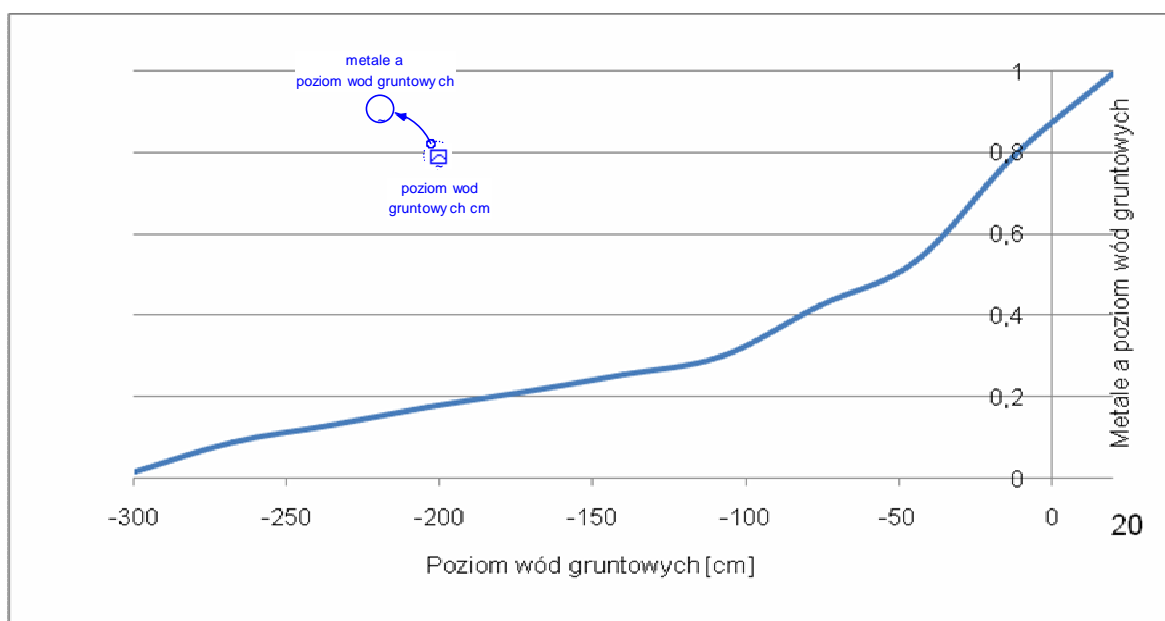
W prezentowanym modelu przyjęto założenie, iż całkowita ilość pobranych metali przez wierzbę wrasta, wraz ze zmianą odczynu gleby na bardziej kwaśny (Rysunek 20).



**Rysunek 20.** Wzrost ilości pobieranych metali przez wierzbę wraz z obniżającym się odczynem podłoża.

### Poziom wód gruntowych

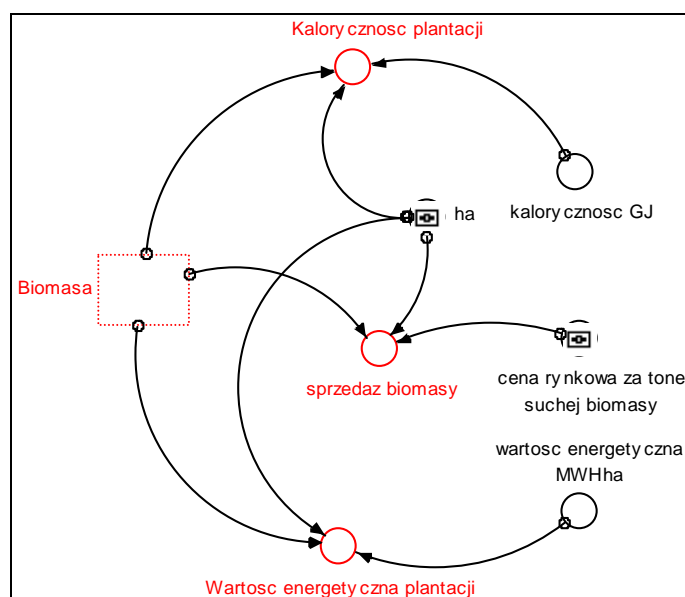
Z badań eksperymentalnych prowadzonych w Katedrze Ekologii Stosowanej UŁ wynika, że poziom wód gruntowych jest czynnikiem w istotny sposób wpływającym na ilość metali zakumulowanych w tkankach roślinnych. Badania Rogalewicz (2003) wskazały, że akumulacja metali (np. ołowiu – Pb) była wyższa na obszarze o wyższym poziomie wód gruntowych niż na obszarach o niskim poziomie wód gruntowych (Wagner i in. 2007b). Takie też założenie przyjęto w prezentowanym modelu koncepcyjnym (Rysunek 21).



**Rysunek 21.** Wpływ poziomu wody na pobór metali przez wierzbę energetyczną.

### 3.5.3 Moduł „Ekonomika”

Model koncepcyjny został tak skonstruowany, aby użytkownik modelu po wprowadzeniu danych dotyczących: wielkości obszaru plantacji oraz ceny rynkowej za tonę suchej masy wierzby, otrzymał wartości opisujące kwotę uzyskaną ze sprzedaży biomasy z plantacji, a ponadto poznał jej kaloryczność i wartość energetyczną (Rysunek 22).



Rysunek 22. Moduł „Ekonomika”.

Z badań rynku wynika, iż opał wierzbowy jest trzykrotnie tańszy od węgla kamiennego. Całkowity koszt produkcji 1MWh w przypadku węgla kamiennego to około 120 złotych (Mielczarski 2006), natomiast w przypadku wierzby to około 33 złotych (Ericsson i in. 2006). Z 1 hektara plantacji wierzby można uzyskać w ciągu roku (po trzecim sezonie wegetacyjnym) ok. 15 – 20 ton suchej masy. Wartość kaloryczna 1 tony suchej masy drzewnej wynosi 10,4 GJ/t (Szczukowski i in. 2002), natomiast wartość energetyczna podawana przez różne źródła to około: 2 – 4,5 MWh/t s.m. Cena skupu biomasy (z dostawą do punktu skupu) to obecnie około 80 zł/t.

Konkurencyjność cenowa uzyskiwanej energii wobec innych surowców energetycznych oraz stosunkowo niewielkie nakłady inwestycyjne i względna łatwość oraz schematyczność upraw czyni wierzbę gatunkiem o istotnym znaczeniu gospodarczym.

## 4 Wyniki

### 4.1 Charakterystyka meteorologiczna okresu wegetacyjnego

Okres badawczy obejmował cztery lata: 2004 – 2007. Materiał badawczy stanowiły serie pomiarów temperatury powietrza oraz dobowe sumy opadów. Dane meteorologiczne pochodzą z zasobów archiwalnych Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej ze stacji Lublinek (<http://www.tutiempo.net/en/>). Wykorzystując metodę Huculaka i Makowca (1977) w poszczególnych latach badawczych wyróżniono okresy wegetacyjne. Na tej podstawie okres wegetacyjny w 2004 roku to czas pomiędzy: 15.III – 13.XI, w roku 2005: 23.III – 13.XI, w roku 2006: 27.III – 10.XII, w roku 2007: 8.III – 4.XI. Daty trwania sezonu wegetacyjnego umożliwiły wyznaczenie długości sezonu wegetacyjnego w poszczególnych latach. I tak w 2004 roku sezon wegetacyjny trwał 244 dni, w roku 2005 – 236, a w dwóch kolejnych odpowiednio: 259 i 242 dni (Tabela 3).

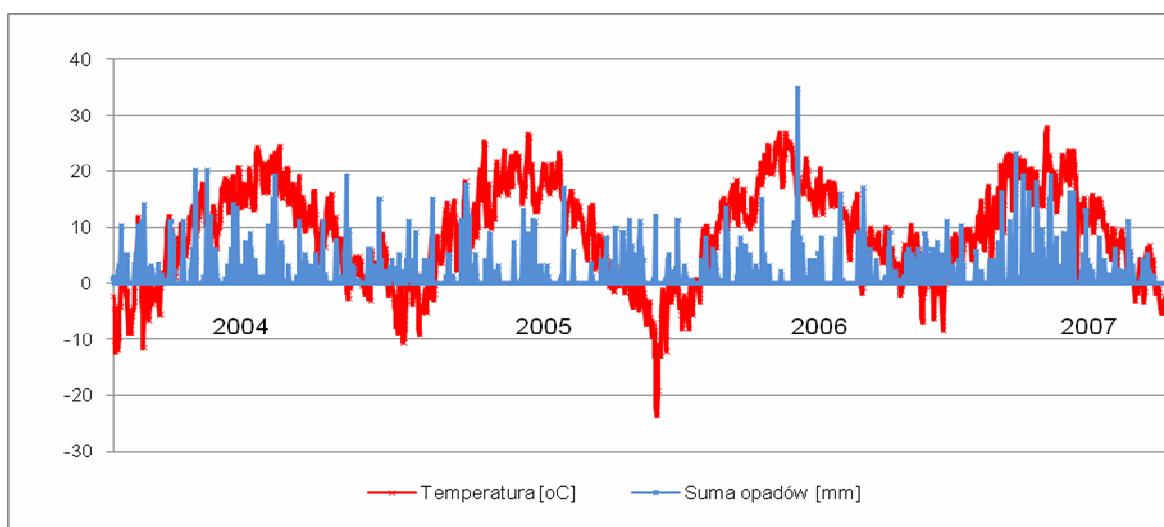
Spośród badanych lat najniższą średnią roczną temperaturę stwierdzono w roku 2004 – 8,54°C. Średnio najwyższą roczną temperaturę odnotowano w roku 2007 z wartością 9,38 °C (Tabela 3, Rysunek 23).

Rokiem najbardziej obfitym w opady okazał się rok 2007, w którym, rozważając roczne sumy opadów, odnotowano o 185,38 mm więcej opadów niż w roku najbardziej suchym – 2006. W roku 2006 zarejestrowano w sezonie wegetacyjnym 155 dni bezdeszczowych. Największą ilość dni bezdeszczowych: 182, spośród wszystkich sezonów badawczych, odnotowano w roku 2005. W roku tym stwierdzono także o jedyne 1,95 mm (477,19 mm) więcej opadów, niż w roku 2006 (475,24 mm).

**Tabela 3.** Charakterystyka warunków pogodowych w Łodzi i okolicach w latach 2004 – 2007.

| Rok  | TEMPERATURA [°C] |      |                     |                      |                              | OPADY [mm]       |       |             |                      |                              |                      |
|------|------------------|------|---------------------|----------------------|------------------------------|------------------|-------|-------------|----------------------|------------------------------|----------------------|
|      | wartości skrajne |      | średnia temperatura |                      |                              | wartości skrajne |       | suma opadów |                      |                              | ilość dni bez opadów |
|      | Min              | max  | roczna              | sezon<br>wegetacyjny | poza sezonem<br>wegetacyjnym | min              | max   | roczna      | sezon<br>wegetacyjny | poza sezonem<br>wegetacyjnym | sezon<br>wegetacyjny |
| 2004 | -12,3            | 24,6 | 8,54                | 13,18                | -0,75                        | 0                | 20,07 | 551,23      | 355,88               | 195,35                       | 164                  |
| 2005 | -10,7            | 26,6 | 8,65                | 13,81                | -0,72                        | 0                | 34,98 | 477,19      | 221,79               | 255,4                        | 182                  |
| 2006 | -23,7            | 26,9 | 8,89                | 13,79                | -3,08                        | 0                | 34,8  | 475,24      | 385,59               | 89,65                        | 155                  |
| 2007 | -8,4             | 27,8 | 9,38                | 13,41                | 1,26                         | 0                | 23,11 | 660,62      | 456,91               | 203,71                       | 147                  |

Dokładny rozkład opadów i temperatury w poszczególnych latach przedstawia Rysunek 23.



**Rysunek 23.** Rozkład temperatury i opadów w okresie czteroletniego okresu badawczego.

#### 4.2 Analiza fizykochemiczna osadu oraz kompostu z uwzględnieniem podstaw prawnych

W Polsce podstawą prawną stosowania osadów ściekowych, jako nawozu jest *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 sierpnia 2002r., w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140)*. Rozporządzenie to w sposób szczególny reguluje: warunki, jakie muszą być spełnione przy wykorzystaniu komunalnych osadów ściekowych; dawki komunalnych osadów ściekowych, które można stosować na gruntach, a także zakres, częstotliwość i metody referencyjne badań komunalnych osadów ściekowych i gruntów, na których osady te mają być stosowane.

W przypadku kompostu, który został wykorzystany w 2005 roku na kompleksach: 11, 12 i 19, kryteria oceny jakości kompostu to przede wszystkim wymogi wynikające z *Rozporządzenia Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 19 października 2004 roku w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu (Dz. U. Nr 236/16834/poz. 2369)*.

Uprawa wierzby energetycznej na powierzchni doświadczalnej oraz na kompleksach została zakwalifikowana, jako uprawa roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz, i zrealizowana w ramach zadania „...wykonanie zagospodarowania obszaru ograniczonego użytkowania wierzwą energetyczną...” (*Dziennik Urzędowy Województwa Łódzkiego Nr 244, poz. 2215*). Na tej podstawie do rekultywacji terenów

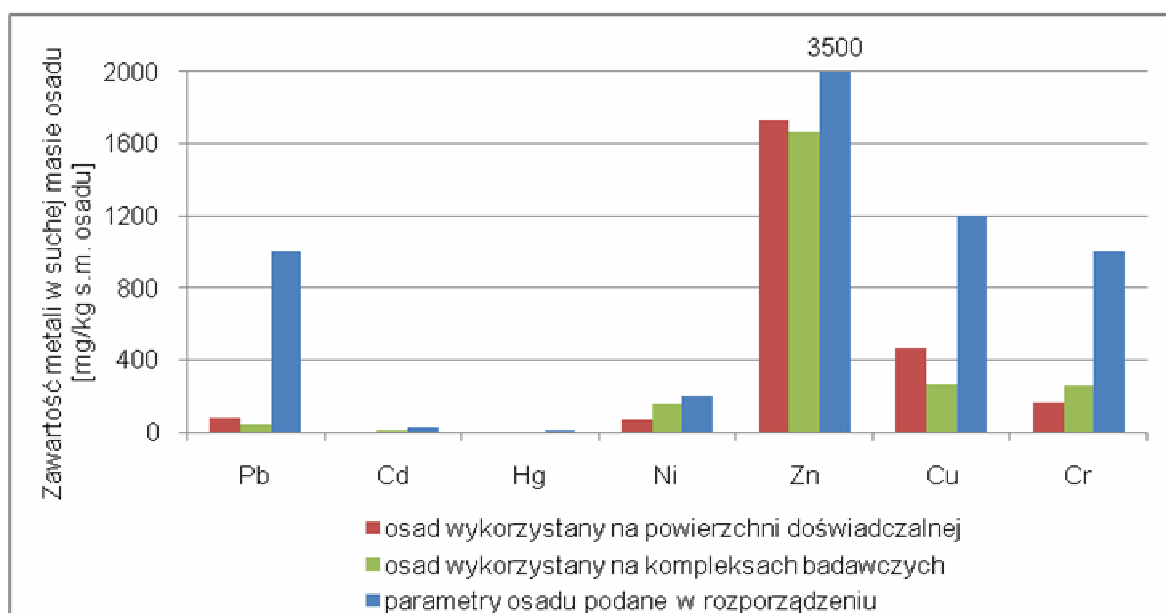
w obszarze ograniczonego użytkowania GOŚ możliwy był do zastosowania komunalny osad ściekowy, w którym zgodnie z obowiązującymi przepisami ilość poszczególnych metali ciężkich nie mogła być większa niż wartości graniczne przedstawione w poniższej tabeli (Tabela 4).

**Tabela 4.** Graniczne stężenia metali ciężkich zawartych w osadzie ściekowym i kompoście pozwalające do rekultywacji terenów [mg/kg s.m.].

| Kraj  | Pb       | Cd    | Hg    | Ni      | Zn        | Cu        | Cr   |
|---|----------|-------|-------|---------|-----------|-----------|------|
| Unia Europejska<br>(osad)<br>Dyrektywa<br>86/278/EEC      | 750-1200 | 20-40 | 16-25 | 300-400 | 2500-4000 | 1000-1750 | -    |
| Polska<br>(osad ściekowy)<br>Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140 | 1000     | 25    | 10    | 200     | 3500      | 1200      | 1000 |
| Polska<br>(kompost)<br>Dz. U. Nr 236/16834/poz. 2369      | 100      | 3     | 2     | 30      | 1500      | 400       | 100  |

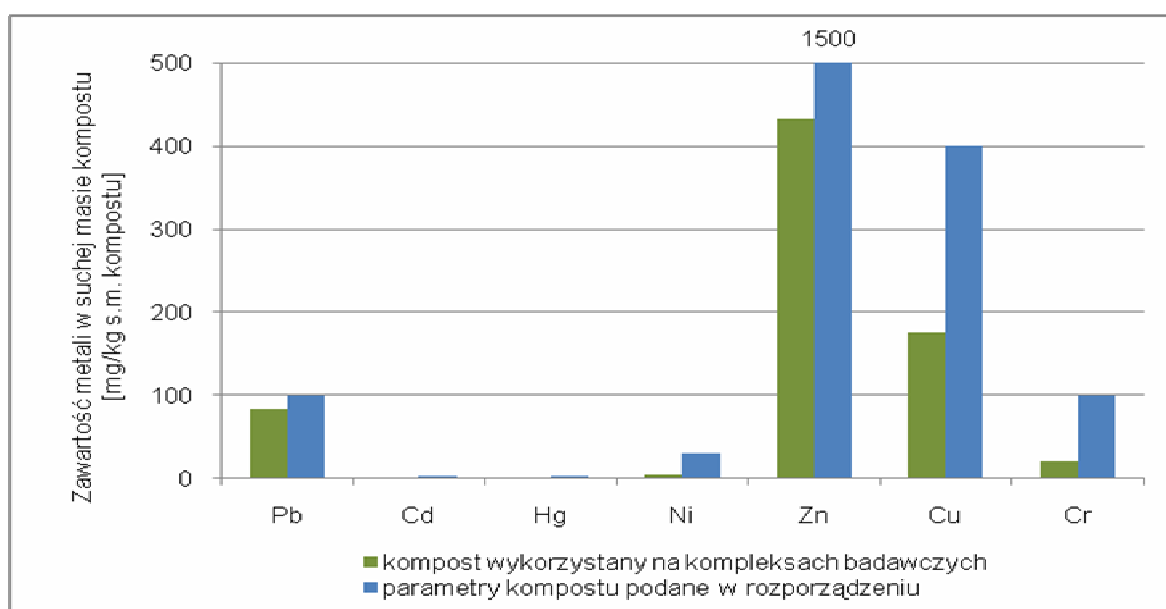
Stężenia graniczne ustalone przez prawodawstwo polskie porównane z wartościami ustalonymi w *Dyrektywie 86/278/EWG dotyczącej wykorzystania osadów ściekowych w rolnictwie (86/278/EWG)* (Tabela 4) wskazują, iż we wszystkich przypadkach ilość metalu w nawozie obowiązująca w Polsce zawiera się w przedziałach określonych w dokumentach Unii Europejskiej (*Dyrektywa 86/278/EWG*).

Analizy próbek przefermentowanego, odwodnionego osadu powstającego w GOŚ (Rysunek 24; Zał. 9.3, Tabela 19), wskazały na możliwość zastosowania osadu na potrzeby nawozowe powierzchni doświadczalnej oraz kompleksów przeznaczonych pod nasadzenia wierzby energetycznej, wynikającą z rozporządzenia (*Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140*).



**Rysunek 24.** Dopuszczalna na podstawie rozporządzenia (Dz. U. Nr 134/8568/ poz. 1140) koncentracja metali w osadzie wskazująca na możliwość wykorzystania go na potrzeby nawozowe obszarów przeznaczonych pod plantację wierzby energetycznej.

Analizy próbek kompostu również wskazały na możliwość stosowania go na potrzeby nawozowe kompleksów przeznaczonych pod plantację wierzby energetycznej, wynikającą z ilości metali w kompoście, która jest dopuszczalna przez *Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 19 października 2004 roku w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu* (Dz. U. Nr 236/16834/ poz. 2369) (Rysunek 25; Zał.9.3, Tabela 19).



**Rysunek 25.** Dopuszczalna na podstawie rozporządzenia (Dz. U. Nr 236/16834/poz. 2369) koncentracja metali w kompoście wskazująca na możliwość wykorzystania go na potrzeby nawozowe obszarów przeznaczonych pod plantację wierzby energetycznej.

Zastosowanie nawozów organicznych powinno być poprzedzone określeniem zawartości metali w próbkach gleby pobranych z powierzchni, które mają być nawożone. Jest to konieczne, aby nie dopuścić do skażenia gleb. Analiza zawartości metali w glebie w obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ wskazała na możliwość stosowania komunalnych osadów ściekowych oraz kompostu na tym terenie (Załącznik 9.3, Tabela 19). Ponadto stężenia poszczególnych metali w glebach nie przekraczały „zawartości normalnej” określonej przez Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Puław (Czyszyński i Świeciński 2005). Wyjątkiem była zawartość cynku w próbce pobranej z kompleksu 12, jednakże wartość 56,7 mg/kg s.m. gruntu nadal nie przekraczała dopuszczalnej zawartości progowej (300 mg/kg s.m.). Otrzymane wyniki z analiz próbek glebowych są tym bardziej istotne, jeśli weźmie się pod uwagę fakt, iż gleby doliny rzeki Ner były skażone prowadzeniem nawodnień nieoczyszczonymi ściekami przez blisko 100 lat (Mosiej 2004).

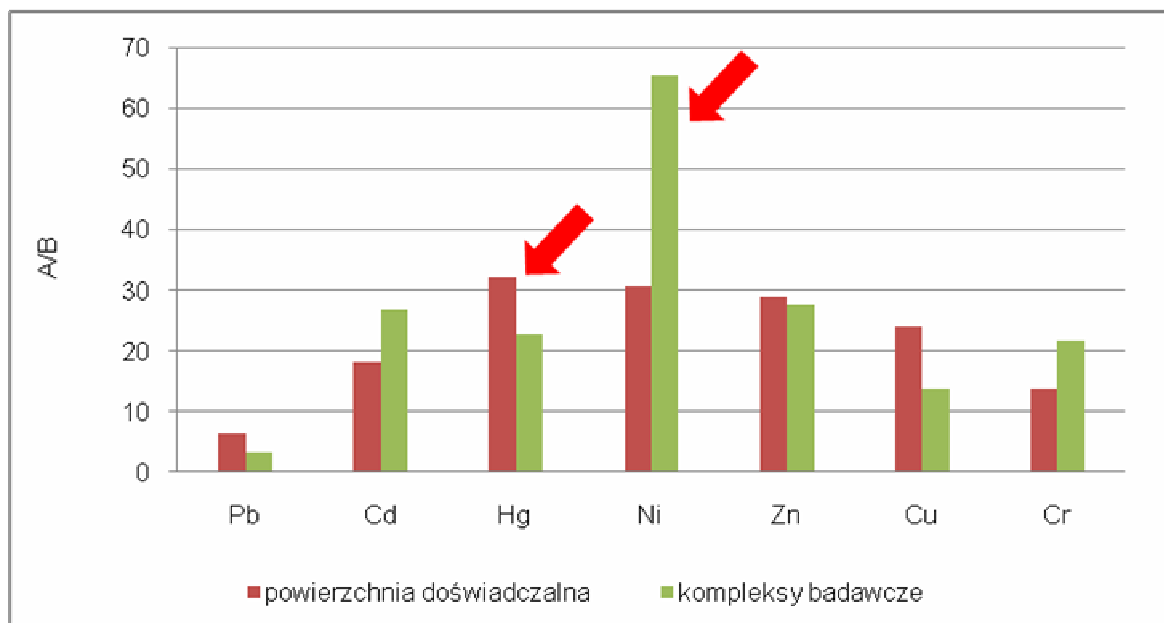
### **Wyznaczenie dawek osadu ściekowego**

Zgodnie z rozporządzeniem (*Dz. U. Nr 134/8568/1140*) o zastosowanej dawce osadu decyduje ilość metali ciężkich, która może być wprowadzona wraz z komunalnym osadem ściekowym w ciągu roku do gleby, średnio w okresie 10 lat. Wartości te dla poszczególnych metali nie mogą przekroczyć dla:

- ołowiu (Pb) — 1000 g/ha/rok,
- kadmu (Cd) — 20 g/ha/rok,
- rtęci (Hg) — 10 g/ha/rok,
- niklu (Ni) — 200 g/ha/rok,
- cynku (Zn) — 5000 g/ha/rok,
- miedzi (Cu) — 1600 g/ha/rok,
- chromu (Cr) — 1000 g/ha/rok.

To kolejne ograniczenie posłużyło do wyliczenia dawki osadu możliwej do zastosowania pod nasadzenia wierzbowe z jednoczesnym uwzględnieniem metalu limitującego.

W przypadku osadu użytego na powierzchni doświadczalnej metalem tym była rtęć, której zawartość przekraczała dawkę metalu podaną w rozporządzeniu około 32 razy. Analizując skład osadu wykorzystanego na kompleksach stwierdzono, że metalem limitującym był nikiel. Jego dawka przekraczała podaną w rozporządzeniu około 65 razy (Rysunek 26).



**Rysunek 26.** Identyfikacja metali limitujących dawkę osadu możliwą do zastosowania pod nasadzenia wierzbowe. A – ustawowa dawka metali [kg/ha/rok]; B – wyliczona dawka metali z uwzględnieniem ograniczenia ustawowego [kg/ha/rok].

Na podstawie danych przedstawionych powyżej i w załączniku (Zał. 9.3, Tabela 19) wyliczono zgodnie z wytycznymi określonymi w *rozporządzeniu (Dz.U. Nr 134/8568/poz. 1140)* dawkę osadu możliwą do zastosowania na wskazane powierzchnie. Sposób wyliczenia przedstawiono w tabelach 5a i 5b (Tabela 5).

**Tabela 5.** Wyliczenie dawki osadu zgodnie z wytycznymi określonymi w rozporządzeniu (*Dz.U. Nr 134/8568/poz. 1140*).

**a) Powierzchnia doświadczalna**

| pozycja  | Pb  | Cd    | Hg           | Ni    | Zn      | Cu     | Cr     |
|--|---|-------|--------------|-------|---------|--------|--------|
| Dawka komunalnych osadów ściekowych pod uprawę roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz (na podstawie wymagań rozporządzenia [t s.m./ha]) | Do 250 na pierwsze 3 lata / do 10 w kolejnych dalszych latach |       |              |       |         |        |        |
| Ilość metali ciężkich w reprezentatywnej partii osadu przeznaczonego do nawożenia na podstawie wyników badań [g/t s.m.]                                | 77,94   | 4,33  | 3,88         | 73,61 | 1732,08 | 461,60 | 164,11 |
| Sucha masa reprezentatywnej partii osadu przeznaczonego do nawożenia na podstawie wyników badań [% s.m.]   | 22,421  |       |              |       |         |        |        |
| <sup>1)</sup> Dawka osadu wyliczona zgodnie z wytycznymi w rozporządzeniu [t s.m./ha/rok]  | 12,83   | 4,62  | 2,58         | 2,72  | 2,89    | 3,47   | 6,09   |
| <sup>2)</sup> Dawka osadu wyliczona [t/ha/rok]   | 57,20   | 20,60 | <b>11,50</b> | 12,10 | 12,90   | 15,50  | 27,20  |

**b) Kompleksy badawcze**

| <b>pozycja</b>   | <b>Pb</b>   | <b>Cd</b> | <b>Hg</b> | <b>Ni</b>   | <b>Zn</b> | <b>Cu</b> | <b>Cr</b> |
|--|---|-----------|-----------|-------------|-----------|-----------|-----------|
| Dawka komunalnych osadów ściekowych pod uprawę roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz (na podstawie wymagań rozporządzenia [t s.m./ha]) | Do 250 na pierwsze 3 lata / do 10 w kolejnych dalszych latach |           |           |             |           |           |           |
| Ilość metali ciężkich w reprezentatywnej partii osadu przeznaczonego do nawożenia na podstawie wyników badań [g/t s.m.]                                | 41,20   | 6,42      | 2,72      | 157,07      | 1659,87   | 266,27    | 261,13    |
| Sucha masa reprezentatywnej partii osadu przeznaczonego do nawożenia na podstawie wyników badań [% s.m.]   | 21,81   |           |           |             |           |           |           |
| <sup>1)</sup> Dawka osadu wyliczona zgodnie z wytycznymi w rozporządzeniu [t s.m./ha/rok]  | 24,27   | 3,12      | 3,68      | 1,27        | 3,01      | 6,01      | 3,84      |
| <sup>2)</sup> Dawka osadu wyliczona [t/ha/rok]   | 111,29  | 14,28     | 16,86     | <b>5,84</b> | 13,81     | 27,55     | 17,56     |

<sup>2)</sup> Dawkę osadu [t s.m./ha/rok] wylicza się dzieląc ilość metali ciężkich, które mogą być wprowadzone z komunalnym osadem ściekowym w ciągu roku do gleby, zgodnie z danymi zawartymi w rozporządzeniu [g/ha/rok], przez ilość metali zawartą w reprezentatywnej partii osadu przeznaczonej do nawożenia [g/t s.m.].

<sup>3)</sup> Dawkę osadu [t/ha/rok] wylicza się dzieląc wyliczoną w sposób powyższy dawkę osadu [ t s.m./ha/rok], przez suchą masę reprezentatywnej partii osadu przeznaczonej do nawożenia [% s.m.] i mnożąc przez 100 [%].

Na podstawie tabeli 5a wyliczono, że maksymalna dawka osadu powstającego w GOŚ ŁAM wprowadzająca do gleby w ciągu roku zgodną z ustawodawstwem ilość metali ciężkich, średnio w okresie 10 lat, nie może przekroczyć 11,5 t/ha/rok (Tabela 5 a). Po zastosowaniu wyliczonej dawki na obszarze powierzchni doświadczalnej o powierzchni 6,18 ha, maksymalna ilość osadu, którą zastosowano do nawożenia plantacji wyniosła:

$$6,18 \text{ ha} \times 11,5 \text{ t/ha/ rok} = 71,07 \text{ t/rok, średnio w okresie 10 lat}$$

Na powierzchni doświadczalnej w początkowym okresie zakładania plantacji, do nawożenia wykorzystano 3-letnią dawkę osadu. W odniesieniu do badanej reprezentatywnej partii osadu dało to maksymalną ilość 213,21 t osadu na całą powierzchnię eksperymentalną. Jednocześnie kolejną partię osadu będzie można wykorzystać w celach nawozowych dopiero po upływie trzech lat od momentu pierwszego nawożenia.

W podobny sposób wyliczono dawkę osadu możliwą do zastosowania na kompleksach. Wyliczono (Tabela 5 b), że maksymalna dawka analizowanej partii osadu wprowadzająca zgodną z ustawodawstwem ilość metali ciężkich w ciągu roku do gleby, średnio w okresie 10 lat, nie może przekroczyć 5,84 t/ha/rok. Po zastosowaniu wyliczonej dawki na obszarze kompleksu 14 o powierzchni 6,29 ha, maksymalna ilość osadu, którą zastosowano do nawożenia wyniosła:

$$6,29 \text{ ha} \times 5,84 \text{ t/ha} \times \text{rok} = 36,77 \text{ t/rok, średnio w okresie 10 lat}$$

Na powierzchni kompleksu 14 w 2005 roku zastosowano jednorazowo dziesięcioletnią dawkę osadu w ilości 367 t.

### Wyznaczenie dawek kompostu

Dokumentem istotnym, z punktu widzenia wykorzystania kompostu, jako nawozu stosowanego dla roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz, jest *Dyrektywa Azotanowa 91/676/EWG*, która wnosi ograniczenie w postaci ilości azotu dostarczanego na powierzchnię (91/676/EWG). Zgodnie z w/w dokumentem nie można zastosować więcej niż 170 kg N/ha/rok lub jednorazową dawkę w wysokości 510 kg N/ha w okresie trzyletnim. Na podstawie tej dyrektywy oraz parametrów kompostu: zawartość azotu (Załącz. 9.3, Tabela 19) i składu fizyko-chemicznego gruntu (Załącz. 9.3, Tabela 20) wyliczono trzyletnie dawki kompostu, które zastosowano na kompleksach zlokalizowanych w obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ (Tabela 6).

**Tabela 6.** Wyznaczone zgodnie z ograniczeniem wynikającym z dyrektywy azotanowej 91/676/EWG dawki kompostu zastosowane do nawożenia wybranych kompleksów badawczych.

| Kompleks | Powierzchnia<br>[ha] | Zastosowana dawka<br>[t s.m./ha/3 lata] | Dawka<br>[t/ha/3 lata] | Dawka<br>[t/pow./3 lata] |
|----------|----------------------|---|------------------------|--------------------------|
| 11       | 1,88                 | 111,40                                  | 133,22                 | 251,00                   |
| 12       | 1,81                 | 117,59                                  | 140,63                 | 254,00                   |
| 19       | 3,72                 | 111,55                                  | 140,57                 | 523,00                   |

W wyniku nawożenia osadem i kompostem dostarczono na powierzchnię doświadczalną oraz kompleksy nie tylko pierwiastki biogenne, ale także szereg zanieczyszczeń, w tym metale ciężkie. Ich ilość przedstawiono poniżej (Tabela 7).

**Tabela 7.** Dawka pierwiastków biogennych oraz metali dostarczone na powierzchnie badawcze wraz z osadem lub kompostem.

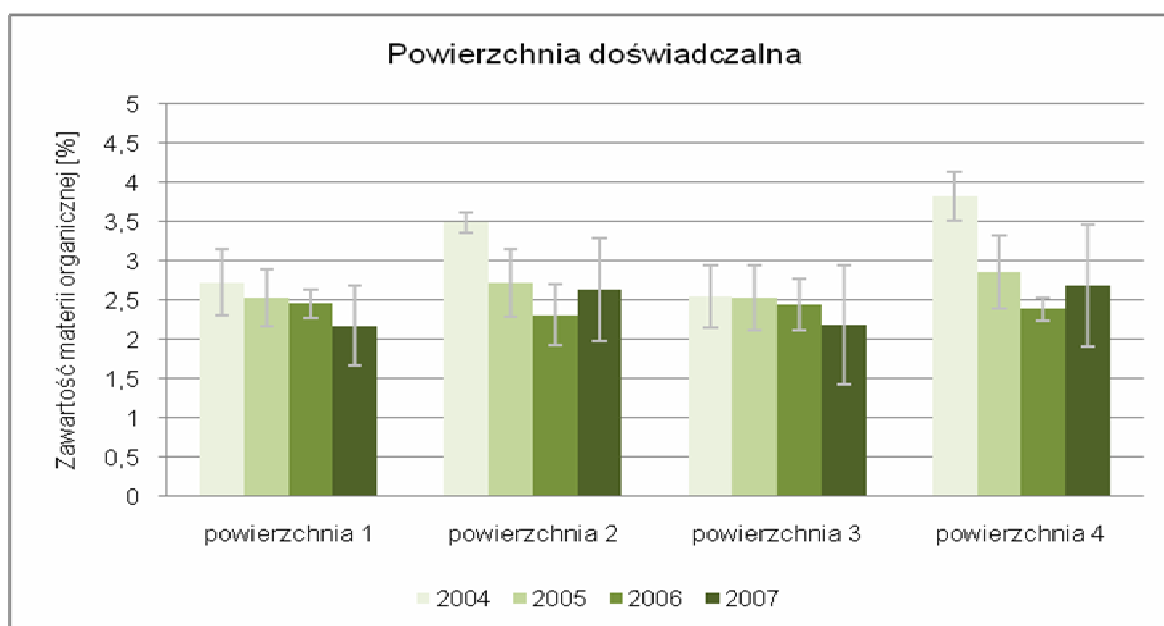
| <b>Powierzchnia</b>        | <b>Rodzaj nawozu</b> | <b>Zastosowana dawka</b> | <b>N</b><br>[kg/ha] | <b>P</b><br>[kg/ha] | <b>K</b><br>[kg/ha] | <b>Pb</b><br>[kg/ha] | <b>Cd</b><br>[kg/ha] | <b>Hg</b><br>[kg/ha] | <b>Ni</b><br>[kg/ha] | <b>Zn</b><br>[kg/ha] | <b>Cu</b><br>[kg/ha] | <b>Cr</b><br>[kg/ha] |
|----------------------------|----------------------|--------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Powierzchnia doświadczalna | Osad                 | 7,74 t s.m./ha/3 lata    | 132,35              | 79,77               | 16,25               | 0,60                 | 0,03                 | 0,03                 | 0,57                 | 13,41                | 3,57                 | 1,27                 |
| Kompleks 11                | Kompost              | 111,40 t s.m./ha/3 lata  | 402,15              | 334,2               | 1047,16             | 9,26                 | 0,13                 | 0,02                 | 0,56                 | 48,29                | 19,62                | 2,22                 |
| Kompleks 12                | Kompost              | 117,59 t s.m./ha/3 lata  | 424,50              | 352,77              | 1105,39             | 9,77                 | 0,14                 | 0,02                 | 0,59                 | 50,98                | 20,71                | 2,34                 |
| Kompleks 14                | Osad                 | 12,7 t s.m./ha/10 lat    | 534,67              | 21,59               | 58,42               | 0,52                 | 0,08                 | 0,035                | 1,99                 | 21,08                | 3,38                 | 3,32                 |
| Kompleks 19                | Kompost              | 111,55 t s.m./ha/3 lata  | 402,70              | 334,65              | 1048,57             | 9,27                 | 0,13                 | 0,02                 | 0,56                 | 48,37                | 19,64                | 2,21                 |

### 4.3 Analiza parametrów fizycznych, chemicznych i biologicznych środowiska glebowego w obszarze ograniczonego użytkowania GOŚ

#### 4.3.1 Zawartość materii organicznej

##### Powierzchnia doświadczalna

Zawartość materii organicznej w glebie na stanowiskach badawczych w latach 2004 – 2007 przybierała wartości od 1,00% do 4,49%. Nie stwierdzono istotnej różnorodności pomiędzy poszczególnymi stanowiskami (Rysunek 27).

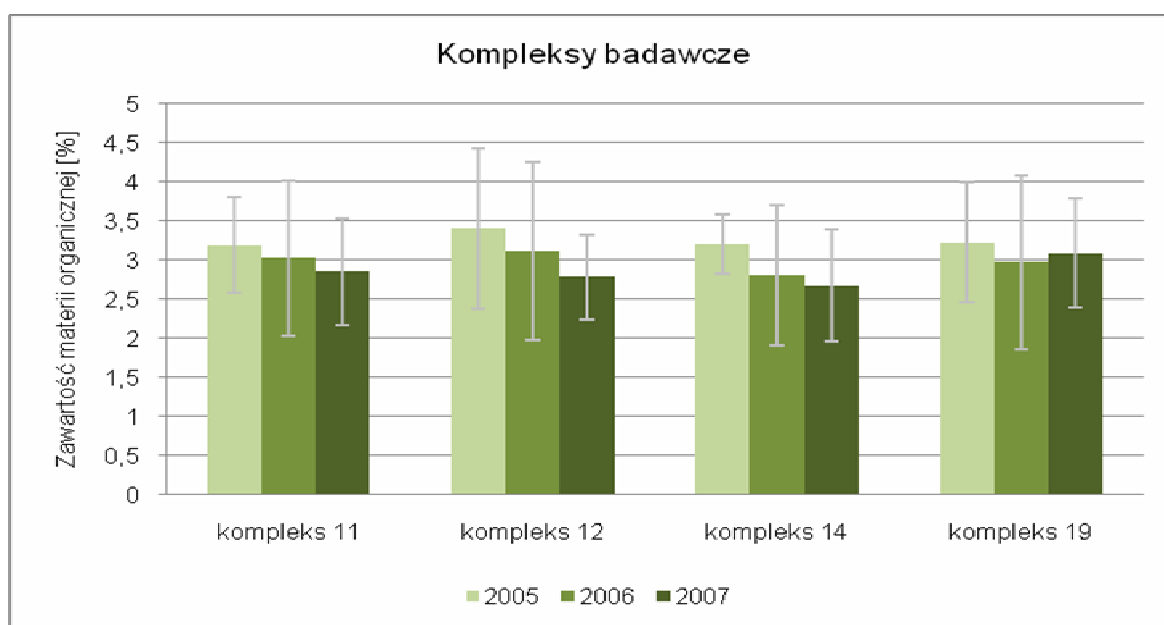


**Rysunek 27.** Roczne zmiany zawartości materii organicznej w powierzchniowej warstwie gleby na powierzchni doświadczalnej.

Rozpatrując wartości średnie z kolejnych lat badawczych stwierdzić można, że użytkowanie powierzchni eksperymentalnej jako plantacji, pomimo nieznacznej poprawy zasobności gleby w materię organiczną w wyniku nawożenia (wzrost o 20,2%: przed nawożeniem zawartość materii organicznej wynosiła  $2,53 \pm 0,25\%$ , natomiast po nawożeniu wartość średnia z czterech powierzchni to  $3,17\% \pm 0,71\%$ ), może powodować obniżenie zawartości materii organicznej. Szczególnie widoczne jest to na powierzchniach 2 i 4, na których ubytek materii organicznej pomiędzy rokiem 2004 a rokiem 2007 wynosi odpowiednio: 24,42% i 29,74%.

### Kompleksy badawcze

Na badanych powierzchniach zawartość materii organicznej w przeciągu trzech lat zawierała się w przedziale 1,21% – 5,32%. Nie zidentyfikowano w trakcie badań wyróżniającej się powierzchni badawczej pod względem ilości materii organicznej. Nie odnotowano także znacznych różnic w ilości materii organicznej, w próbkach z poszczególnych kompleksów, wynikających z zastosowania różnych nawozów: kompostu lub osadu (Rysunek 28).



**Rysunek 28.** Roczne zmiany zawartości materii organicznej w powierzchniowej warstwie gleby na wybranych kompleksach.

Analizując wartości średnie z kolejnych lat badawczych stwierdzić można jednak, że nawiezienie kompleksów kompostem lub osadem ściekowym, poprawiło nieznacznie zasobność gleby w materię organiczną. Rozważając poszczególne powierzchnie stwierdzono wzrost zawartości materii organicznej po nawożeniu o odpowiednio: na kompleksie 11 – 15,71%, kompleksie 12 – 11,56%, kompleksie 14 – 14,40% natomiast na kompleksie 19 – 6,43%. Jednocześnie, w trakcie użytkowania powierzchni jako plantacji zaobserwowano ubytki materii organicznej. Po trzech latach największe różnice stwierdzono na kompleksach 12 i 14, na których zawartość materii organicznej uległa zmniejszeniu o odpowiednio: 18,22% i 16,56%.

## Podsumowanie

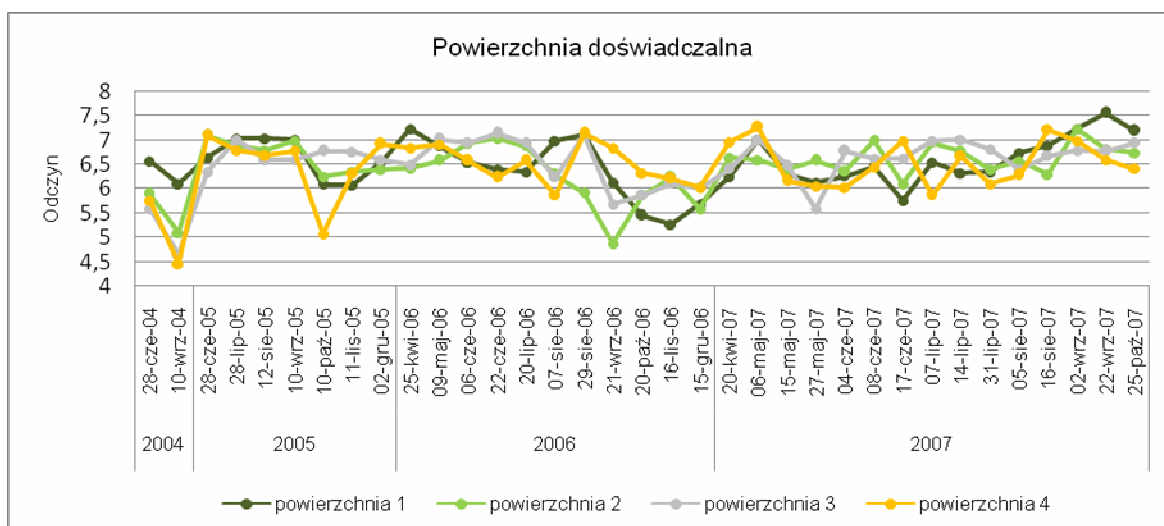
Biorąc pod uwagę zaobserwowaną tendencję do ubytku materii organicznej w podłożu w wyniku użytkowania powierzchni jako plantacji wydaje się, że nawożenie osadem i kompostem jest konieczne, aby zapobiec całkowitemu wyjałowieniu gleby. W trakcie analiz porównawczych nie odnotowano różnic w zawartości materii organicznej w próbkach gleby pobieranych z powierzchniami nawożonych kompostem lub osadem ściekowym.

Omawiane wartości zaprezentowane na Rysunku 27 i 28 są wartościami wyliczonymi z wartości miesięcznych liczonymi na podstawie dziewięciu analiz z każdej powierzchni w poszczególnych latach.

### 4.3.2 Odczyn podłoża

#### Powierzchnia doświadczalna

Wartość odczynu podłoża na stanowiskach badawczych przybierała wartości od 4,46 do 7,56. Nie stwierdzono istotnej różnicy pomiędzy poszczególnymi stanowiskami, jak również nie odnotowano znacznych zmian w przeciągu czterech lat badawczych (Rysunek 29).

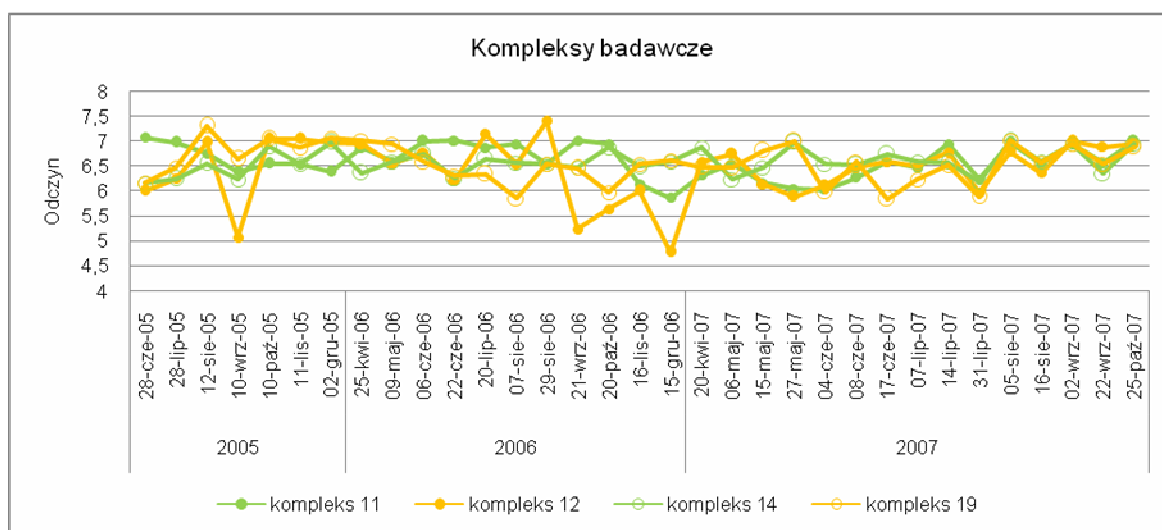


Rysunek 29. Sezonowe zmiany wartości pH podłoża powierzchni doświadczalnej.

#### Kompleksy badawcze

Na analizowanych stanowiskach wartość odczynu próbek pobieranych z kompleksów badawczych zawierała się w przedziale 4,78 – 7,41. Największą niestabilność odczynu odnotowano w próbkach gleby pobieranych na kompleksie 12. Nie zidentyfikowano w trakcie badań wyróżniającej się powierzchni badawczej pod względem wartości pH

(Rysunek 30). Nie odnotowano także znacznych różnic pod kątem odmiennych zastosowanych nawozów na poszczególnych kompleksach.



**Rysunek 30.** Sezonowe zmiany pH podłoża na wybranych kompleksach badawczych.

W przypadku wszystkich omawianych powierzchni badawczych omawiane wartości są wartościami średnimi wyliczonymi na podstawie dziewięciu analiz z każdej powierzchni. Wartości odchylenia standardowego nie przekraczały 10% wartości przedstawionych na wykresach (Rysunek 29, Rysunek 30).

#### 4.3.3 Zawartość pierwiastków biogennych

##### Powierzchnia doświadczalna

W wyniku nawożenia w pierwszym roku stwierdzono wzrost zawartości pierwiastków biogennych w 100% próbek pobieranych ze stanowisk badawczych (Tabela 8).

**Tabela 8.** Wzrost żyzności gleby po zastosowaniu nawożenia osadem.

| Pozycja              |       | Azot<br>[mg/kg s.m.] | Fosfor<br>[mg/kg s.m.] | Potas<br>[mg/kg s.m.] | Magnez<br>[mg/kg s.m.] | Wapń<br>[mg/kg s.m.] |
|----------------------|-------|----------------------|------------------------|-----------------------|------------------------|----------------------|
| Pow. dośw.<br>(osad) | przed | 104,67               | 1994,00                | 16,50                 | 55,00                  | 8,15                 |
| Powierzchnia 1       | po    | 180,63               | 3410,33                | 20,30                 | 61,30                  | 62,30                |
| Powierzchnia 2       | po    | 153,67               | 2000,00                | 63,70                 | 80,60                  | 38,40                |
| Powierzchnia 3       | po    | 170,30               | 3067,00                | 79,50                 | 73,30                  | 61,80                |
| Powierzchnia 4       | po    | 165,87               | 2771,00                | 117,60                | 86,20                  | 43,80                |

W 2004 roku, mimo zastosowanej tej samej dawki osadu ściekowego na całej powierzchni eksperymentalnej w próbkach gleby pobranych ze stanowisk badawczych zakres zawartości poszczególnych pierwiastków biogennych [mg/kg s.m.] był stosunkowo szeroki wskazując na największe stężenia: azotu, fosforu i wapnia na powierzchni 1, oraz potasu

i magnezu na powierzchni 4 (Zał. 9.3, Tabela 21 a). A zatem tylko pod względem dwóch badanych pierwiastków (K i Mg) próbki gleby z powierzchni 1 nie wskazywały na największą jej zasobność. W roku następnym największą zasobnością określoną łączną ilością azotu, fosforu, potasu, magnezu i wapnia [mg/kg s.m.] charakteryzowała się powierzchnia 3. W roku 2006 jak i 2007 stwierdzono, że najbardziej zasobna była powierzchnia 4. Zmienność czasową zawartości substancji biogennych w glebie przedstawiono w załączniku (Zał. 9.3, Tabela 21 a).

Rozpatrując średnie wartości zmian zawartości poszczególnych substancji biogenicznych w glebie [mg/kg s.m.] w kolejnych latach, stwierdzić można, że największe ubytki w ilości azotu, potasu, magnezu i wapnia odnotowano po pierwszym roku wzrostu wierzby. Jedynie w przypadku fosforu największe ubytki odnotowano po drugim roku wzrostu wierzby.

### Kompleksy badawcze

Na skutek nawożenia zaobserwowano wzrost zawartości pierwiastków biogennych w 100% próbek pobieranych z kompleksów badawczych (Tabela 9).

**Tabela 9.** Wzrost żyzności gleby po zastosowaniu nawożenia kompostem i osadem.

| Pozycja                  |       | Azot<br>[mg/kg s.m.] | Fosfor<br>[mg/kg s.m.] | Potas<br>[mg/kg s.m.] | Magnez<br>[mg/kg s.m.] | Wapń<br>[mg/kg s.m.] |
|--------------------------|-------|----------------------|------------------------|-----------------------|------------------------|----------------------|
| Kompleks 11<br>(kompost) | przed | 8,29                 | 1307,00                | 34,28                 | 10,00                  | 81,30                |
|                          | po    | 286,50               | 2830,00                | 98,30                 | 44,70                  | 118,20               |
| Kompleks 12<br>(kompost) | przed | 0,86                 | 1707,00                | 5,71                  | 0,71                   | 78,40                |
|                          | po    | 360,00               | 1990,00                | 87,00                 | 82,20                  | 133,80               |
| Kompleks 14<br>(osad)    | przed | 4,93                 | 1057,00                | 20,00                 | 11,43                  | 68,20                |
|                          | po    | 193,50               | 1340,00                | 58,60                 | 66,00                  | 76,30                |
| Kompleks 19<br>(kompost) | przed | 0,93                 | 1007,00                | 12,80                 | 4,29                   | 42,10                |
|                          | po    | 265,40               | 1410,00                | 18,30                 | 61,00                  | 81,40                |

W roku 2005 biorąc pod uwagę ilości poszczególnych elementów stwierdzono, że bogatszymi kompleksami pod względem zawartości w glebie większości substancji biogennych są kompleksy 11 i 12, niż kompleksy 14 i 19 (Zał. 9.3, Tabela 21 b). Wyjątkiem była zawartość magnezu, którego najmniejszą ilość stwierdzono na kompleksie 11. Podobny rozkład zasobności utrzymywał się w roku 2006. Jednakże w roku tym zawartość potasu nie była już największa na kompleksie 11 (jak w roku 2005), ale na kompleksie 14. W roku 2007 stwierdzono, że najbardziej zasobnym był kompleks 19, natomiast najmniej kompleks 14. Zmienność czasową zawartości substancji biogennych w glebie przedstawiono w załączniku (Zał. 9.3, Tabela 21 b).

Z punktu widzenia funkcjonowania plantacji istotne jest, w jakim okresie odnotowuje się największe ubytki substancji biogenicznych w podłożu. Rozpatrując średnie wartości zmian zawartości azotu, fosforu, magnezu i wapnia w próbkach z badanych kompleksów wynika, że największe ubytki pierwiastków pokarmowych odnotowano po drugim (nie po pierwszym – jak to było w przypadku powierzchni eksperymentalnej) sezonie wegetacyjnym. Wyjątkiem okazał się potas, którego średnio większe ubytki notowano po ścinie sanitarnej.

### **Podsumowanie**

W trakcie analiz porównawczych nie odnotowano znacznych różnic pomiędzy zawartością poszczególnych substancji biogennych w podłożu w kolejnych latach pomiędzy powierzchniami nawożonymi osadem ściekowym lub kompostem. Różnice w ubytkach substancji biogenicznych pomiędzy stanowiskami badawczymi zlokalizowanymi na powierzchni doświadczalnej oraz na kompleksach badawczych, nie muszą być jednoznacznie konsekwencją funkcjonowania plantacji, ale także wynikiem zmiennych warunków meteorologicznych i szeregu innych czynników środowiskowych wpływających na ich zawartość w podłożu, których znaczenie powinno być testowane w przyszłości.

Omawiane wyniki opisujące zawartość substancji biogenicznych w glebie na poszczególnych powierzchniach są wartościami średnimi z dziewięciu pobranych próbek z każdej powierzchni. Wartości odchylenia standardowego nie przekraczały 10% wartości przedstawionych w tabelach: Tabela 8, Tabela 9 oraz w załączniku 9.3 – Tabela 21.

#### **4.3.4 Zawartość metali**

##### **Powierzchnia doświadczalna**

Analiza zawartości wybranych metali ciężkich w wierzchniej warstwie gruntu wymienionych w rozporządzeniu (*Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140*) wskazała na możliwość zastosowania wyliczonej dawki osadu na powierzchnię doświadczalną (Zał. 9.3, Tabela 20). W wyniku nawożenia stwierdzono wzrost zawartości metali w podłożu po nawożeniu w 54% przypadków (Tabela 10). Należy jednak zaznaczyć, że próbki gleby przed zastosowaniem nawożenia pobierane były z innych punktów niż w latach kolejnych, a dane pochodzą z GOŚ.

**Tabela 10.** Wzrost zawartości metali ciężkich w glebie po nawożeniu osadem na powierzchni doświadczalnej.

| Pozycja        |       | Ołów<br>[mg/kg<br>s.m.] | Kadm<br>[mg/kg<br>s.m.] | Rtęć<br>[mg/kg<br>s.m.] | Nikiel<br>[mg/kg<br>s.m.] | Cynk<br>[mg/kg<br>s.m.] | Miedź<br>[mg/kg<br>s.m.] | Chrom<br>[mg/kg<br>s.m.] |
|----------------|-------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|---------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Pow. dośw.     | przed | < 20,00                 | < 0,40                  | < 0,05                  | < 9,00                    | 19,55                   | 15,90                    | 3,77                     |
| Powierzchnia 1 | po    | 33,47                   | 0,09                    | 0,71                    | 2,60                      | 76,00                   | 8,47                     | 14,33                    |
| Powierzchnia 2 | po    | 19,97                   | 0,03                    | 0,41                    | 1,97                      | 94,47                   | 13,53                    | 11,87                    |
| Powierzchnia 3 | po    | 38,07                   | 0,04                    | 0,14                    | 1,17                      | 45,53                   | 10,80                    | 9,93                     |
| Powierzchnia 4 | po    | 23,63                   | 0,01                    | 0,39                    | 1,70                      | 64,77                   | 8,90                     | 15,17                    |

Analiza próbek gleby pobranych w 2004 roku po zastosowaniu osadu wskazała, że na wszystkich stanowiskach dominującym metalem był cynk – ze średnią wartością  $70,19 \pm 20,5$  mg/kg s.m., a następnie ołów, chrom i miedź, odpowiednio:  $28,78 \pm 8,4$  mg/kg s.m.,  $12,83 \pm 2,4$  mg/kg s.m.,  $10,43 \pm 2,3$  mg/kg s.m. (Załącznik 9.3, Tabela 21 a). Metale te dominowały także w kolejnych latach badawczych. Pozostałych metali było zdecydowanie mniej. Wartości kadmu, niklu oraz rtęci kształtowały się odpowiednio na poziomie:  $0,04 \pm 0,03$  mg/kg s.m.,  $1,86 \pm 0,6$  mg/kg s.m.,  $0,41 \pm 0,22$  mg/kg s.m. Podobieństwo w ilościowej i jakościowej charakterystyce gruntu może wynikać z jednorodności terenu oraz z zastosowanej takiej samej dawki osadu ściekowego. Jednocześnie relatywnie wysoka zawartość tych metali może być konsekwencją dużej ich zawartości w osadzie ściekowym zastosowanym na badanych powierzchniach, co z kolei może wynikać ze znacznych ilości tych metali w wodzie burzowej pochodzącej z aglomeracji łódzkiej (informacja ustna od pracowników GOŚ). Zmienność czasową zawartości metali w glebie [mg/kg s.m.] przedstawiono w załączniku (Załącznik 9.3, Tabela 21 a). Rozpatrując zmianę koncentracji metali w glebie można stwierdzić, iż średnio w 2004 roku próbki gleby zawierały ich więcej, niż w roku 2007. Zwracają jednak uwagę wartości końcowe zawartości metali, m.in. tych, których ilość wzrastała w podłożu w przeciągu czterech lat badawczych, co mogło być konsekwencją rozłożenia działania nawozu organicznego w czasie oraz corocznego nagromadzenia liści, które mogły stanowić wtórne źródło metali. Wśród metali, których zawartość uległa w większości analizowanych prób obniżeniu znajdują się: ołów, rtęć i chrom. Metalem, którego ilościowy zakres zmienności był mały był nikiel. Natomiast zawartość cynku, miedzi i kadmu w większości przypadków wzrastała.

### Kompleksy badawcze

Analiza zawartości metali w powierzchniowej warstwie gruntu wymienionych w rozporządzeniu (Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140) wskazała na możliwość zastosowania

kompostu lub osadu ściekowego na kompleksy (Załącznik 9.1, Tabela 20). W wyniku nawożenia stwierdzono wzrost zawartości metali w podłożu w 86% przypadków (Tabela 11). Należy jednak zaznaczyć, że próbki gleby przed zastosowaniem nawożenia pobierane były z innych punktów niż w latach kolejnych, a dane pochodzą z GOS.

**Tabela 11.** Wzrost zawartości metali ciężkich w glebie po nawożeniu osadem lub kompostem na kompleksach badawczych.

| pozycja                  |       | Ołów<br>[mg/kg<br>s.m.] | Kadm<br>[mg/kg<br>s.m.] | Rtęć<br>[mg/kg<br>s.m.] | Nikiel<br>[mg/kg<br>s.m.] | Cynk<br>[mg/kg<br>s.m.] | Miedź<br>[mg/kg<br>s.m.] | Chrom<br>[mg/kg<br>s.m.] |
|--------------------------|-------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|---------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Kompleks 11<br>(kompost) | przed | 12,30                   | 0,27                    | < 0,05                  | 4,85                      | 30,21                   | 3,40                     | 8,70                     |
|                          | po    | 17,63                   | 0,30                    | 0,01                    | 4,93                      | 35,33                   | 4,73                     | 10,07                    |
| Kompleks 12<br>(kompost) | przed | 14,68                   | 0,23                    | < 0,05                  | 4,84                      | 56,7                    | 9,9                      | 2,10                     |
|                          | po    | 15,70                   | 0,26                    | 0,01                    | 5,61                      | 61,10                   | 14,10                    | 2,30                     |
| Kompleks 14<br>(osad)    | przed | 14,30                   | 0,18                    | < 0,05                  | 4,72                      | 33,65                   | 4,70                     | 10,65                    |
|                          | po    | 15,90                   | 0,25                    | 0,01                    | 5,33                      | 35,37                   | 6,10                     | 11,10                    |
| Kompleks 19<br>(kompost) | przed | 11,91                   | 0,28                    | < 0,05                  | 3,87                      | 27,84                   | 5,2                      | 8,84                     |
|                          | po    | 12,03                   | 0,30                    | 0,01                    | 4,40                      | 29,33                   | 5,63                     | 9,27                     |

Analizując zawartość poszczególnych metali na stanowiskach badawczych zlokalizowanych na kompleksach można zaobserwować ich małe zróżnicowanie ilościowe. W pierwszym roku badawczym skład ilościowy metali w próbkach gleby pobieranych przed nasadzeniem wierzby zarówno przed, ale i po zastosowaniu nawożenia, był nieco odmienny, niż skład próbek pobieranych z powierzchni eksperymentalnej nawożonej osadem. W próbkach pobieranych z kompleksów badawczych po nawiezieniu było więcej kadmu i niklu, natomiast pozostałych metali było więcej w próbkach pobieranych z powierzchni eksperymentalnej. Zróżnicowanie ilościowe może być konsekwencją różnicy w rodzaju zastosowanego nawozu: na kompleksach, z wyjątkiem kompleksu 14, użyto kompostu, natomiast na powierzchni eksperymentalnej osadu ściekowego. Jednakże w przypadku Ni większą jego ilość w przeliczeniu na 1 ha dostarczono wraz z osadem niż z kompostem (Tabela 7). Charakterystyka ilościowa – jakościowa próbek gleby z kompleksu 14 nie wyróżniała jednak tej próbki od próbek gleby pobranych z pozostałych kompleksów (Załącznik 9.3, Tabela 21 b).

Na wszystkich stanowiskach w roku 2005 dominującym metalem był cynk ze średnią wartością  $40,28 \pm 14,16$  mg/kg s.m., a następnie ołów, chrom i miedź, odpowiednio:  $15,32 \pm 2,35$  mg/kg s.m.,  $8,18 \pm 3,99$  mg/kg s.m.,  $7,64 \pm 4,34$  mg/kg s.m. Metale te dominowały także w dwóch kolejnych latach badawczych, przy czym w roku 2006 wyróżniał się także nikiel. Zmienność czasową zawartości metali w glebie przedstawiono w tabeli w załączniku (Załącznik 9.3, Tabela 21 b). Rozpatrując zmiany koncentracji metali w podłożu

w kolejnych latach można stwierdzić, iż średnio w 2005 roku próbki gleby zawierały więcej metali, niż w roku 2007. Zwracają jednak uwagę końcowe zawartości metali, m.in. tych, których ilość wzrastała w podłożu w przeciągu czterech lat badawczych, co mogło być konsekwencją rozłożenia działania nawozu organicznego w czasie oraz corocznego nagromadzenia liści, które mogły stanowić wtórne źródło metali. Wśród metali, których zawartość w warstwie powierzchniowej gruntu uległa w większości analizowanych prób obniżeniu są: ołów, cynk, chrom. Do metali, których ilość notowano na stałym poziomie zaliczyć można: nikiel i rtęć, natomiast ilość miedzi i kadmu wzrastała.

### **Podsumowanie**

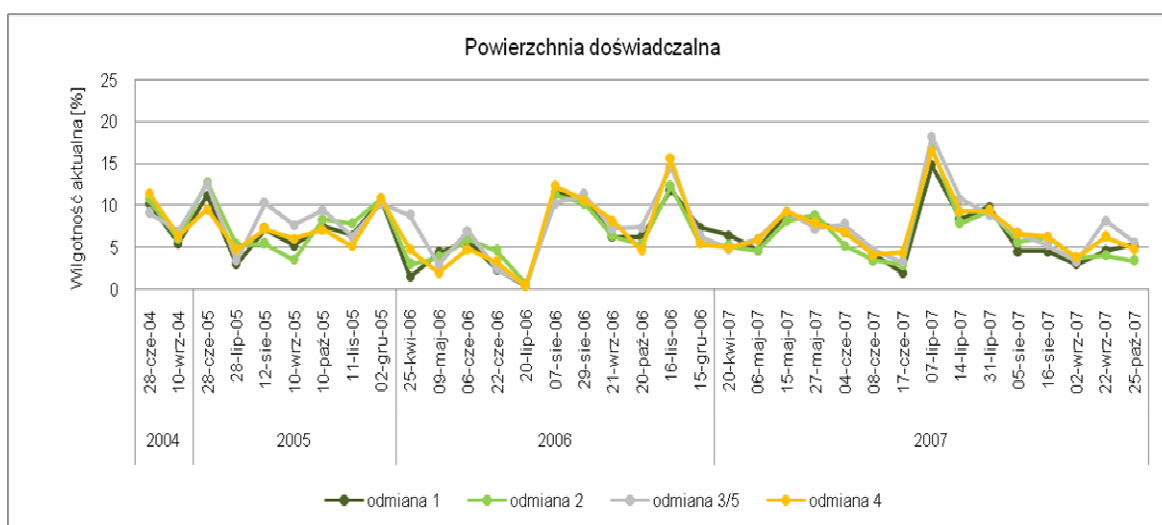
Ilość metali w próbkach glebowych pobranych z powierzchni doświadczalnej nawożonej osadem ściekowym kształtowała się na wyższym poziomie w porównaniu do ilości metali ciężkich stwierdzonych na obiektach nawożonych kompostem (wyjątkiem był kadm i nikiel). Jednakże takiej zależności nie odnotowano pomiędzy kompleksem nawożonym osadem, a pozostałymi nawożonymi kompostem, co wskazuje, że mogą być inne czynniki decydujące o, np. tempie wymywania metali z podłoża, konieczne do zidentyfikowania w przyszłości. Metalami dominującymi na wszystkich obiektach były: cynk, ołów, chrom i miedź. Tylko w przypadku cynku zostały przekroczone wartości środowiskowe przedstawione przez Bojakowską i Gliwicza (2003) oraz Czyst i Święcińskiego (2005).

Omawiane wyniki opisujące zawartość metali w glebie na poszczególnych powierzchniach, zarówno w przypadku powierzchni eksperymentalnej jak i w przypadku kompleksów badawczych, są wartościami średnimi z dziewięciu pobranych próbek z każdej powierzchni. Wartości odchylenia standardowego nie przekraczały 10% wartości przedstawionych w tabelach: Tabela 10, Tabela 11 oraz w załączniku 9.3 – Tabela 21.

#### 4.3.5 Wilgotność aktualna

##### Powierzchnia doświadczalna

Wyniki analiz wilgotności aktualnej w sezonie czerwiec 2004 – październik 2007 wskazują na znaczne niedobory wody w glebie, które bezpośrednio mogą przekładać się na produktywność badanych powierzchni. W trakcie badań nie notowano wyraźnych różnic w wartościach wilgotności pomiędzy kolejnymi stanowiskami w rozkładzie czasowym (Rysunek 31).



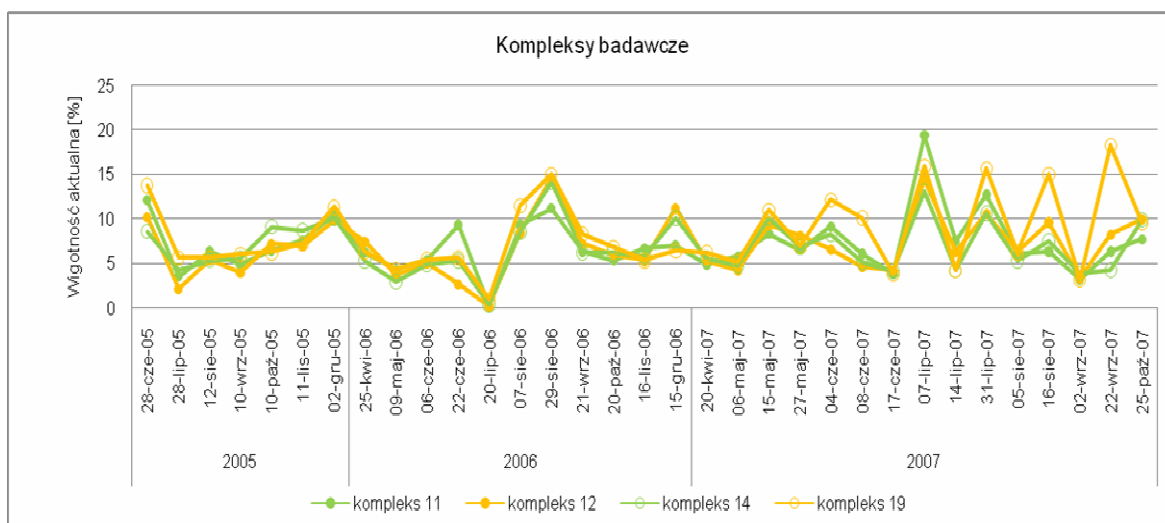
**Rysunek 31.** Sezonowe zmiany wilgotności aktualnej powierzchniowej warstwy gleby na powierzchni doświadczalnej.

Wyniki wilgotności w pierwszym sezonie badawczym wskazują, że wyższą wilgotność odnotowano w czerwcu (wyniki zawierały się w przedziale: 9,08% – 11,47%) niż we wrześniu (wyniki zawierały się w przedziale: 5,47 – 7,00%). Otrzymane wartości mogą być konsekwencją obfitszych opadów deszczu w czerwcu (48,52 mm), w porównaniu z wrześniem (26,18 mm). W roku 2005 analogicznie do roku 2004 zanotowano najwyższe wartości wilgotności w czerwcu: 9,56% – 12,83%. Minimalne wartości wilgotności zanotowano w lipcu i były to wartości zawierające się w przedziale 3,00% – 5,27%. Stosunkowo wysokie wartości wywołane zmniejszonym parowaniem z powierzchni oraz pokrywą śnieżną stwierdzono także w grudniu. W roku 2006 najniższe wartości wilgotności zaobserwowano w drugiej połowie czerwca i w lipcu, co mogło być wywołane długotrwałymi okresami suszy. W miesiącach tych wilgotność gleby nie przekraczała 4,6%. Wilgotność na wszystkich stanowiskach nie mniejszą niż 10% stwierdzono natomiast w sierpniu oraz w listopadzie, co z kolei mogło być konsekwencją obfitych

opadów (w sierpniu: 107,45 mm, w listopadzie: 56,14 mm). W roku kolejnym, 2007, najniższe wartości wilgotności stwierdzono w pierwszej połowie czerwca i września. Najwyższe wartości wilgotności zanotowano w drugiej połowie maja oraz w lipcu.

### Kompleksy badawcze

Wyniki analiz wilgotności w sezonie kwiecień 2005 – październik 2007 próbek gleby pochodzących z kompleksów wskazują na dużą zgodność z wynikami analiz próbek pobieranych z powierzchni eksperymentalnej. W trakcie badań nie zaobserwowano znacznych różnic w wartościach wilgotności pomiędzy stanowiskami w rozkładzie czasowym (Rysunek 32).



**Rysunek 32.** Sezonowe zmiany wilgotności aktualnej powierzchniowej warstwy gleby na wybranych kompleksach badawczych.

W roku 2005 analogicznie jak na powierzchni eksperymentalnej zanotowano najwyższe wartości wilgotności w czerwcu: 8,62% – 13,78%. Stosunkowo wysokie wartości wilgotności stwierdzono także w grudniu: maksymalną wartość odnotowano na kompleksie 19. Minimalne wartości zanotowano w lipcu i były to wartości zawierające się w przedziale 2,14% – 5,61%. W roku następnym – 2006 – najniższe wartości wilgotności zaobserwowano w drugiej połowie lipca. W miesiącu tym wilgotność gleby nie przekraczała 1%. Wilgotność na wszystkich stanowiskach, nie mniejszą niż 10%, stwierdzono natomiast w drugiej połowie sierpnia. W roku 2007 najniższe wartości wilgotności stwierdzono w połowie czerwca oraz na początku września. Najwyższe wartości wilgotności zanotowano w pierwszej połowie oraz w ostatnich dniach lipca. Częste zmiany w sezonie letnim mogą być konsekwencją obserwowanych licznych

gwałtownych opadów po kilku dniach bezdeszczowych z odnotowaną bardzo wysoką temperaturą.

### Podsumowanie

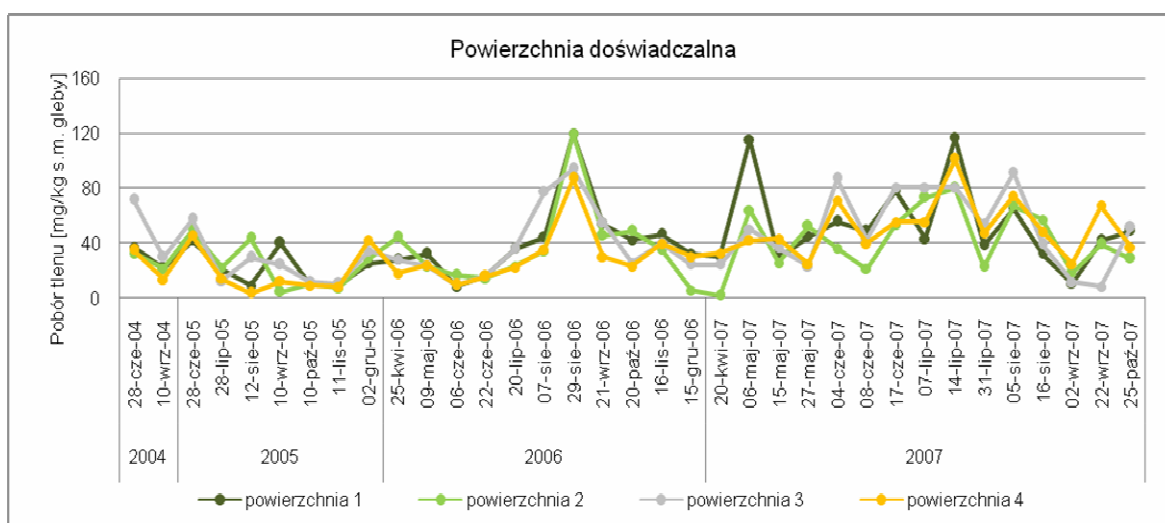
Otrzymane wyniki wskazują, że gleba posiadała ograniczoną zdolność retencjonowania wody i utrzymywania wilgotności, co może być konsekwencją stwierdzonej bardzo niskiej zawartości materii organicznej (Rysunek 27, Rysunek 28). Czynniki, które mogły decydować o poziomie były: ilość opadów oraz parowanie wody z gleby.

Omawiane wyniki opisujące wilgotność gleby są wartościami średnimi wyliczonymi na podstawie dziewięciu analiz z każdej powierzchni. Wartości odchylenia standardowego nie przekraczały 10% wartości przedstawionych na wykresie (Rysunek 31, Rysunek 32).

### 4.3.6 Aktywność oddychania gleby

#### Powierzchnia doświadczalna

Sezonowa analiza zmian aktywności oddychania mikroorganizmów glebowych wyrażona w ilości pobranego tlenu przez jeden kilogram suchej masy gleby [ $\text{mg O}_2/\text{kg s.m.}$ ] wykazała wahania w wartościach metabolizmu rozważając zmiany w czasie. Nie stwierdzono natomiast znacznych różnic pomiędzy poszczególnymi stanowiskami (Rysunek 33).



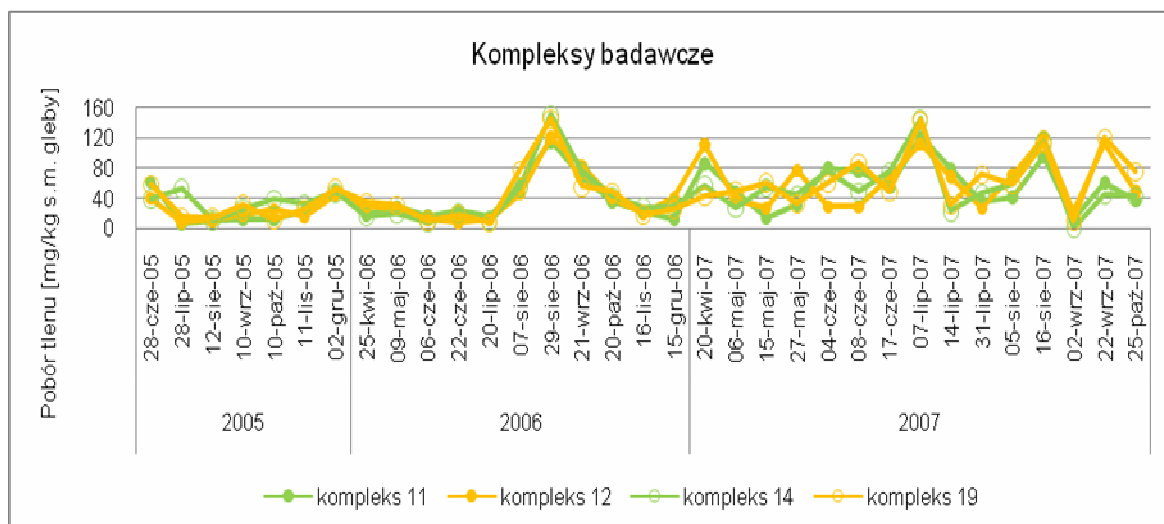
**Rysunek 33.** Sezonowa dynamika aktywności oddychania gleby na powierzchni doświadczalnej.

W sezonie 2004 bardziej nasiloną aktywność oddychania mikroorganizmów – stwierdzono dla próbek pobranych w czerwcu niż we wrześniu. Jednocześnie w próbkach czerwcowych

odnotowano wyższą wilgotność niż dla próbek pobranych we wrześniu. W roku 2005 wartości metabolizmu utrzymywały się na podobnym poziomie, z wyjątkiem prób z czerwca, kiedy to obserwowano wyższą aktywność metabolizmu glebowego. Tym samym na wszystkich stanowiskach otrzymane wartości nie były mniejsze niż 40 mg O<sub>2</sub>/kg suchej masy gleby. Jednocześnie w grudniu, przy wilgotności nie mniejszej niż 10%, odnotowano niską aktywność próbek. W roku 2006 wzmożoną aktywność obserwowano w okresie lata i jesieni, od drugiej połowy czerwca do pierwszej połowy listopada. W sezonie 2007 na wszystkich stanowiskach odnotowano średnio wyższe wartości poboru tlenu przez próbki gleby w porównaniu z latami ubiegłymi. Wzmożona aktywność może być konsekwencją stosunkowo dużej ilości opadów (największa ilość opadów spośród czterech lat badawczych) (Tabela 3).

### Kompleksy badawcze

Wyniki analiz aktywności poboru tlenu w latach 2005 – 2007 próbek gleby pochodzących z kompleksów wskazują na dużą zgodność w dynamice w rozkładzie czasowym, z wynikami analiz próbek pobieranych z powierzchni eksperymentalnej. Ponadto, podobnie jak na powierzchni eksperymentalnej, nie zaobserwowano znacznych różnic w wartościach metabolizmu pomiędzy poszczególnymi stanowiskami (Rysunek 34).



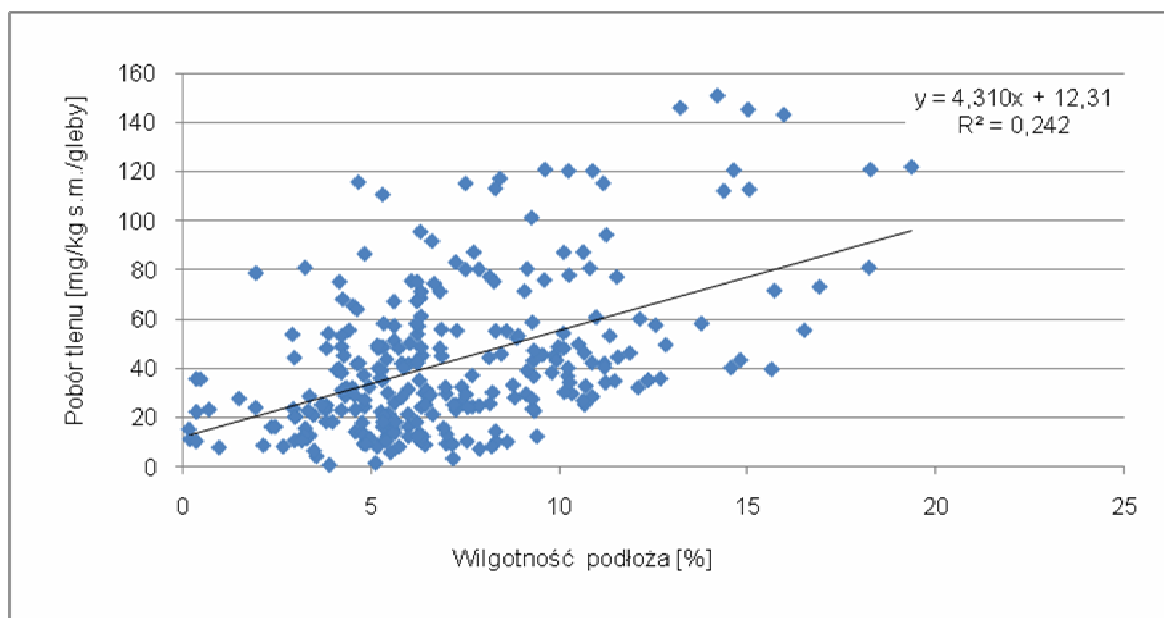
**Rysunek 34.** Sezonowa dynamika aktywności oddychania gleby na kompleksach.

W roku 2005, analogicznie jak na powierzchni eksperymentalnej, największą zdolność mikroorganizmów glebowych do poboru tlenu zanotowano w czerwcu z wartościami zawierającymi się w przedziale: 40,13 – 62,17 mg O<sub>2</sub>/kg s. m. gleby, i były to jednocześnie próbki, które charakteryzowały się największą w tym sezonie wilgotnością. Równie

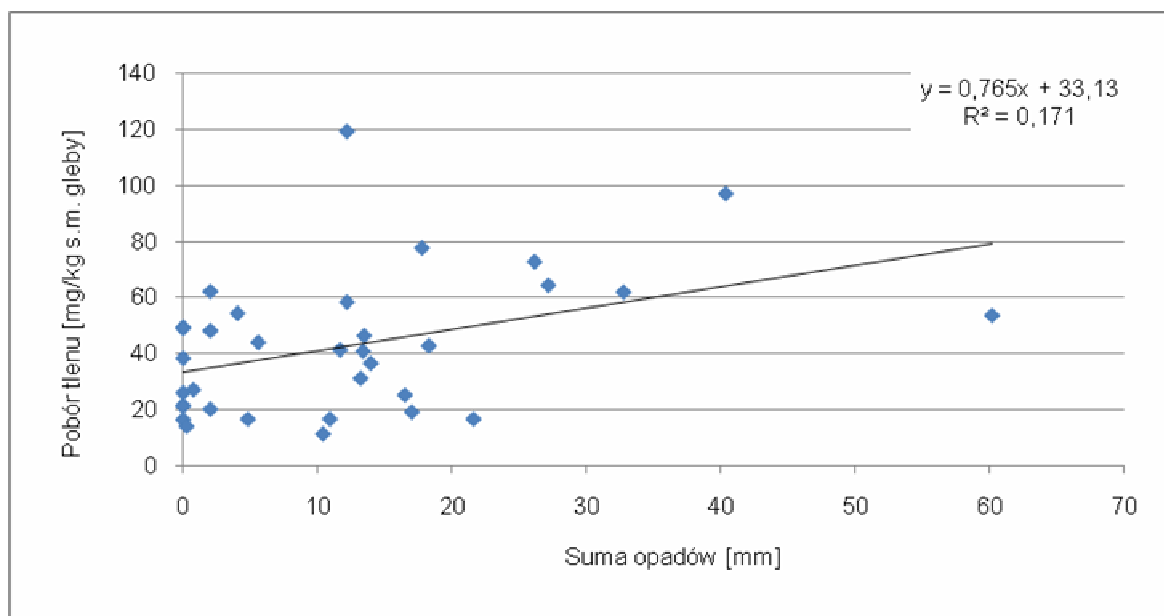
wysoką, bo nie mniejszą niż 40 mg O<sub>2</sub>/kg s. m. gleby, aktywność gleby odnotowano dla próbek pobranych ze wszystkich stanowisk w grudniu. Minimalne wartości zanotowano w sierpniu i były to wartości zawierające się w przedziale 10,31 – 13,82 mg O<sub>2</sub>/kg s.m. gleby. W roku następnym – 2006 – najniższe wartości poboru tlenu przez próbki gleby zaobserwowano w drugiej połowie lipca, natomiast najwyższe w okresie lata: od sierpnia do października. W roku 2007 na stanowiskach odnotowano średnio wyższą aktywność próbek w porównaniu z latami ubiegłym.

### Podsumowanie

Analiza średnich wartości metabolizmu glebowego na stanowiskach badawczych nie wykazała istotnej korelacji pomiędzy ilością pobranego tlenu, a zawartością materii organicznej w glebie ( $R^2 = 0,004$ ). Może to wynikać z bardzo małej zawartości materii organicznej w badanych próbkach (Rysunek 27, Rysunek 28). Większą zależność, ale także nieistotną, stwierdzono pomiędzy poziomem metabolizmu, a wilgotnością stanowiska ( $R^2 = 0,242$ ) (Rysunek 35), a także pomiędzy średnią wartością metabolizmu liczoną ze wszystkich stanowisk badawczych, a sumą opadów towarzyszącym poborom próbek ( $R^2 = 0,171$ ) (Rysunek 36).



**Rysunek 35.** Tendencja wpływu wilgotności podłoża na tempo poboru tlenu przez mikroorganizmy glebowe.



**Rysunek 36.** Odnotowana tendencja wpływu ilości opadów (pośrednio kształtując wilgotność) na tempo metabolizmu glebowego.

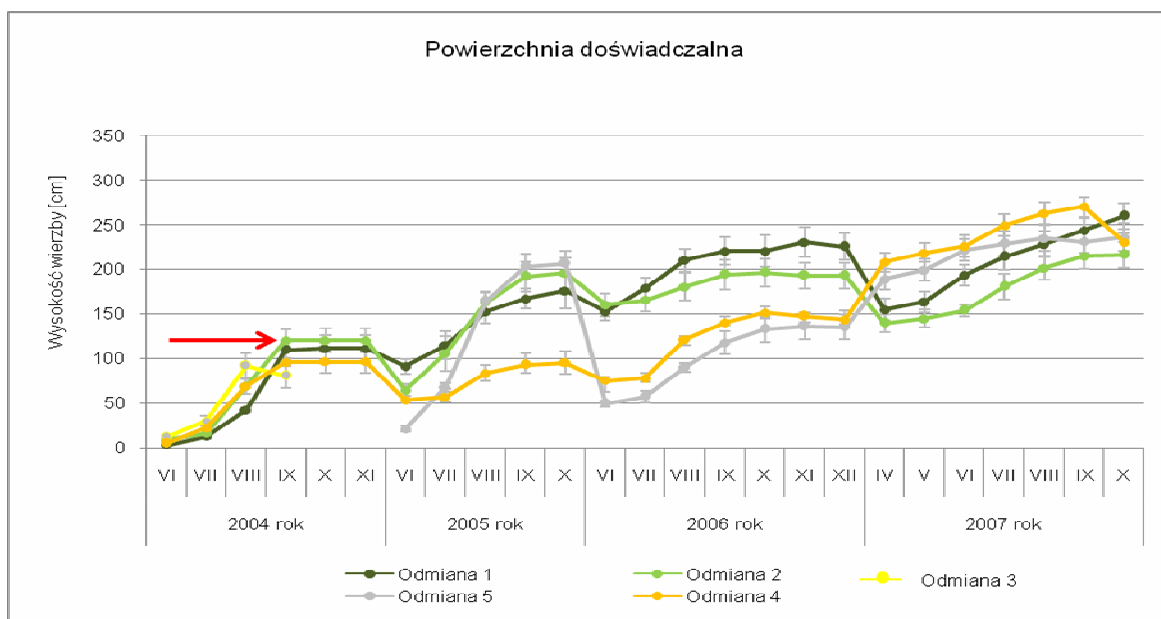
Wartości opisujące ilość pobranego tlenu [mg/kg s.m.] są wartościami średnimi wyliczonymi na podstawie dziewięciu analiz z każdej powierzchni. Wartości odchylenia standardowego nie przekraczały 10% wartości przedstawionych na wykresie (Rysunek 33, Rysunek 34).

#### 4.4 Analiza materiału roślinnego

##### 4.4.1 Dynamika przyrostów wierzby

###### Powierzchnia doświadczalna

W sezonie wegetacyjnym 2004 roku na wszystkich stanowiskach badawczych zlokalizowanych na powierzchni doświadczalnej stwierdzono w miarę równomierny przyrost sadzonek wierzby. Maksymalny przyrost wierzby na stanowiskach zaobserwowano pomiędzy lipcem (VII), a wrześniem (IX) (Rysunek 37). W roku 2004 największe średnie wysokości pędów osiągnęły sadzonki odmiany 1 i 2 z końcowymi wartościami wysokości odpowiednio:  $111,08 \pm 14,70$  cm i  $120,23 \pm 13,60$  cm. Najmniejszą średnią wysokość mierzoną w listopadzie posiadały sadzonki na powierzchni 4 z wynikiem –  $96,33 \pm 12,60$  cm (Rysunek 37). Zahamowanie wzrostu zaobserwowano u sadzonki *Salix viminalis* min. *gigantea* i ”piaskówka” (odmiana 3). W sierpniu jej średnia wysokość pędów wynosiła około  $91,71 \pm 13,80$  cm.



**Rysunek 37.** Wzrost wierzby na powierzchni doświadczalnej. Odnoszony największy wzrost odmiany drugiej (wskazanej strzałką) po pierwszym roku nasadzeń był jednym z kryteriów wyboru między innymi tej odmiany wierzby wykorzystanej do nasadzeń w 2005 roku na powierzchniach kompleksów.

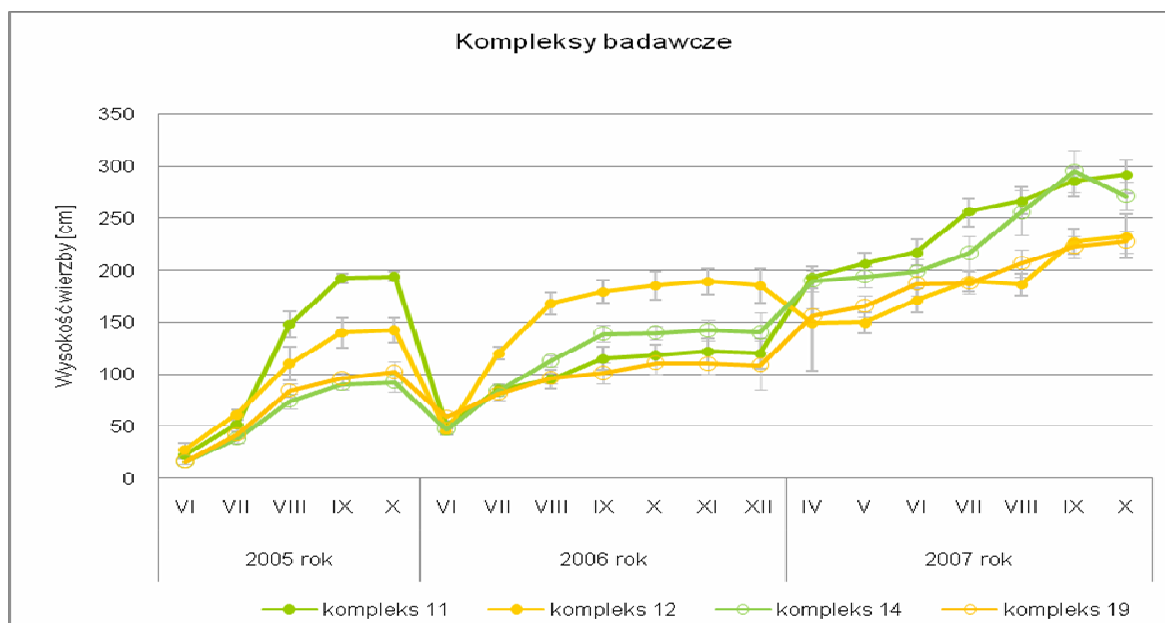
W trakcie obserwacji wierzb dwuletnich prowadzonych w roku 2005 odnotowano największe średnie przyrosty sadzonek odmiany 2 ze średnią wysokością:  $195,64 \pm 17,20$  cm (październik). Zbliżoną wysokość osiągnęła jednoroczna sadzonka nasadzona na powierzchni trzeciej (odmiana 5):  $206,20 \pm 13,91$  cm. W kolejnych dwóch latach dominowała odmiana pierwsza:  $225,26 \pm 14,91$  cm (grudzień 2006) i  $259,90 \pm 14,52$  cm (październik 2007). W trakcie okresu badawczego kilkakrotnie odnotowano złamanie pojedynczych osobników, co mogło wpłynąć na obniżenie uzyskanej średniej wysokości pędów: przełom roku 2005/2006 – odmiana 1, 2 i 4; przełom roku 2006/2007 – odmiana 1 i 2. Przypuszcza się, że złamania wynikały z silnych mrozów, które spowodowały uschnięcie niektórych gałęzi.

### Kompleksy badawcze

Analizując średnie wysokości pędów wierzby nasadzonych na kompleksach można stwierdzić, że o dynamice wzrostu nie decyduje jedynie odmiana wierzby, ale także szereg innych czynników. Wskazuje na to przede wszystkim fakt, iż na różnych kompleksach obsadzonych tą samą odmianą, odnotowano różne jej przyrosty.

W pierwszym roku największe przyrosty stwierdzono u odmiany 2 na kompleksie 11. Średnia końcowa wysokość pędów wyniosła na tej powierzchni  $193,84 \pm 4,51$  cm. Jednakże ta sama odmiana na kompleksie 14 osiągnęła w tym samym roku najmniejsze przyrosty z końcową wysokością pędów  $92,91 \pm 9,70$  cm. Po ścinie sanitarnej największe

przyrosty odnotowano na kompleksie 12 (odmiana 4). Wartości średniej wysokości wierzby na tej powierzchni odnotowane w grudniu w 2006 roku to:  $185,34 \pm 16,51$  cm (Rysunek 38). W roku 2007 największe i zbliżone wartościami przyrosty osiągnęły sadzonki odmiany 2 na kompleksach 11 i 14. Średnie końcowe (październik) wysokości pędów na tych powierzchniach wyniosły odpowiednio:  $291,68 \pm 17,81$  cm i  $271,25 \pm 13,60$  cm (Rysunek 38).



**Rysunek 38.** Wzrost dwóch wyselekcjonowanych odmian wierzby na kompleksach badawczych (odmiana 2 – kompleks 11 i 14; odmiana 4 – kompleks 12 i 19).

## Podsumowanie

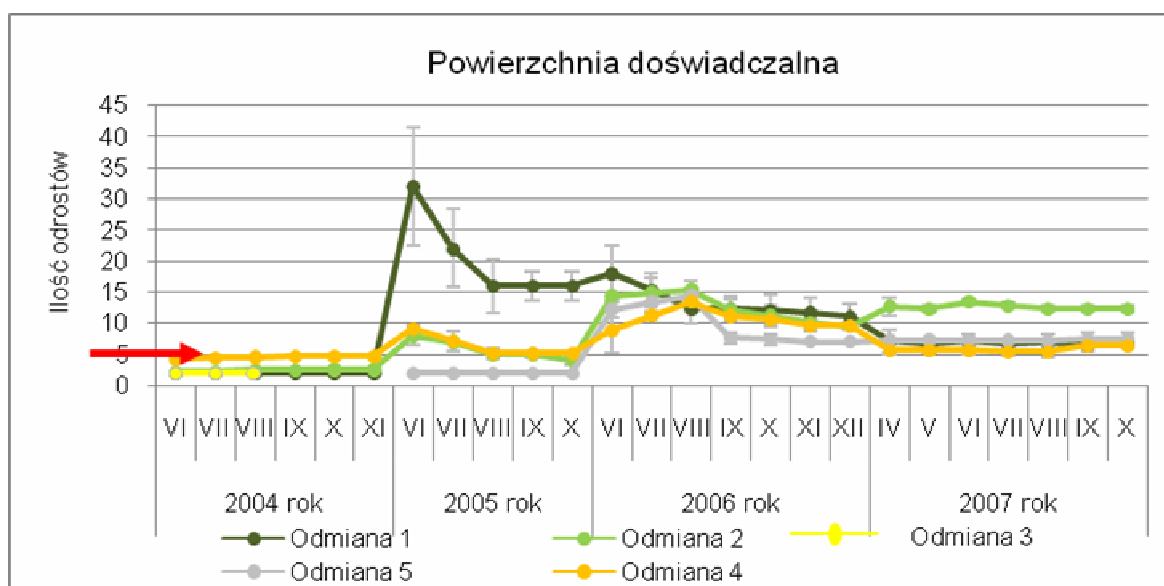
Analizując powierzchnię doświadczalną i kompleksy badawcze można stwierdzić, że pędy wierzb średnio największe przyrosty osiągają w pierwszym i drugim roku wzrostu, odpowiednio:  $118,07 \pm 39,46$  cm (zakres: 76,57 – 185,13 cm) i  $88,19 \pm 35,30$  cm (zakres: 42,15 – 143,71 cm). W kolejnych latach średni przyrost wierzby po uwzględnieniu wszystkich stanowisk kształtuje się następująco: w roku trzecim –  $74,44 \pm 23,47$  cm (zakres: 35,97 – 105,21) i w roku czwartym –  $81,58 \pm 21,86$  cm (zakres: 62,28 – 105,32 cm).

Sadzonki odmiany 2, którą wybrano ze względu na najbardziej dynamiczny wzrost na powierzchni doświadczalnej w 2004 roku, charakteryzowały się największym przyrostem na kompleksach 11 i 14 po trzech sezonach wegetacyjnych.

#### 4.4.2 Morfologia pędów wierzby

##### Powierzchnia doświadczalna

W 2004 roku obserwacje na powierzchni doświadczalnej wskazały, iż największą ilość łodyg posiadały sadzonki odmiany 4, natomiast pozostałe trzy odmiany charakteryzowały się zbliżonym stopniem rozkrzewienia (dwie łodygi) (Rysunek 39).

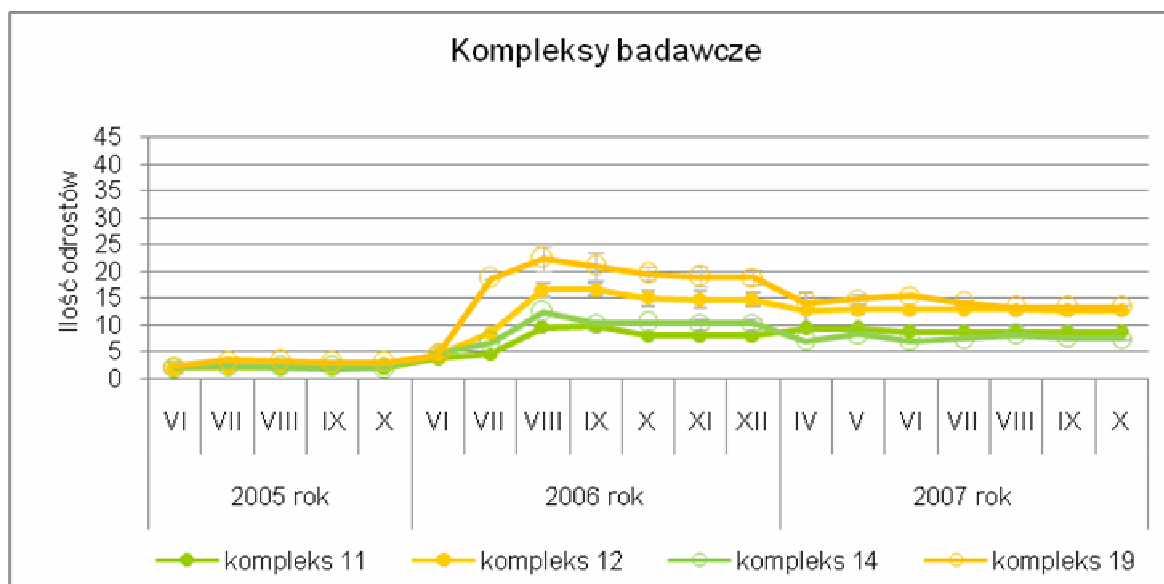


**Rysunek 39.** Zestawienie średniej ilości łodyg sadzonek wierzby na poszczególnych powierzchniach w latach 2004 – 2007. Największe ilości odrostów odnotowane dla odmiany 4 (wskazanej strzałką) były drugą, obok uzyskanej biomasy, podstawą wyboru między innymi tej odmiany wierzby wykorzystanej do nasadzeń w 2005 roku na powierzchniach kompleksów.

Po ścinie sanitarnej przeprowadzonej w grudniu 2004 roku w wyraźnym stopniu wzrosło rozkrzewienie sadzonek odmiany 1. W trakcie badań w 2005 roku zarejestrowano zmianę liczby łodyg na powierzchni 1: od średnio  $32,00 \pm 9,50$  w czerwcu do  $16,00 \pm 4,30$  w sierpniu i na tym poziomie ilość łodyg utrzymała się do października. W roku 2006 rozkrzewienie wierzb trzyletnich było zbliżone, a ilość łodyg zawierała się pomiędzy: 9 i 11. Na powierzchni trzeciej rozkrzewienie sadzonek dwuletnich wynosiło około 7. W roku 2007 średnia ilość łodyg zmniejszyła się w porównaniu z rokiem poprzednim na wszystkich badanych powierzchniach. Największą ilość odrostów –  $12,00 \pm 0,50$  – odnotowano na drugiej powierzchni badawczej z nasadzeniami odmiany Tordis. Na pozostałych powierzchniach ilość odrostów zawierała się w przedziale 5,00 – 7,00. Odnotowywana kilkakrotnie obniżająca się ilość łodyg może być konsekwencją wielu złamań gałęzi na stanowiskach badawczych na skutek uszkodzeń mechanicznych, oraz z powodu uschnięcia po mroźnej zimie.

### Kompleksy badawcze

Rozpatrując średnie ilości pędów wierzb nasadzonych na kompleksach można stwierdzić, że w pierwszym roku największe ilości rozgałęzień stwierdzono u odmiany 4 na kompleksie 19. Średnia końcowa ilość pędów na tej powierzchni w 2005 roku to 3 (Rysunek 40). Na trzech pozostałych kompleksach ilość pędów była taka sama i równa 2. Po ścinie sanitarnej największe ilości pędów odnotowano także na kompleksie 19 – stwierdzona ilość odrostów to 18,00. Na pozostałych kompleksach ilość łodyg zawierała się w przedziale: 8,00 – 14,00. W roku 2007 na kompleksach: 11 i 14 (odmiana 2) oraz 12 i 19 (odmiana 4) odnotowano w październiku podobną średnią ilość odrostów, odpowiednio 8,00 i 7,00 oraz 12,00 i 13,00.



**Rysunek 40.** Średnia odnotowana ilość odrostów wierzb na stanowiskach zlokalizowanych na kompleksach badawczych w latach 2005 – 2007 (odmiana 2 – kompleks 11 i 14; odmiana 4 – kompleks 12 i 19).

### Podsumowanie

Analiza wyników z powierzchni doświadczalnej i kompleksów badawczych pokazała, że średnio najmniejszą ilość rozgałęzień odnotowano przed ściną sanitarną: dwie łodygi, natomiast największą ilość łodyg zaobserwowano w drugim i trzecim sezonie wegetacyjnym wierzby: 11.

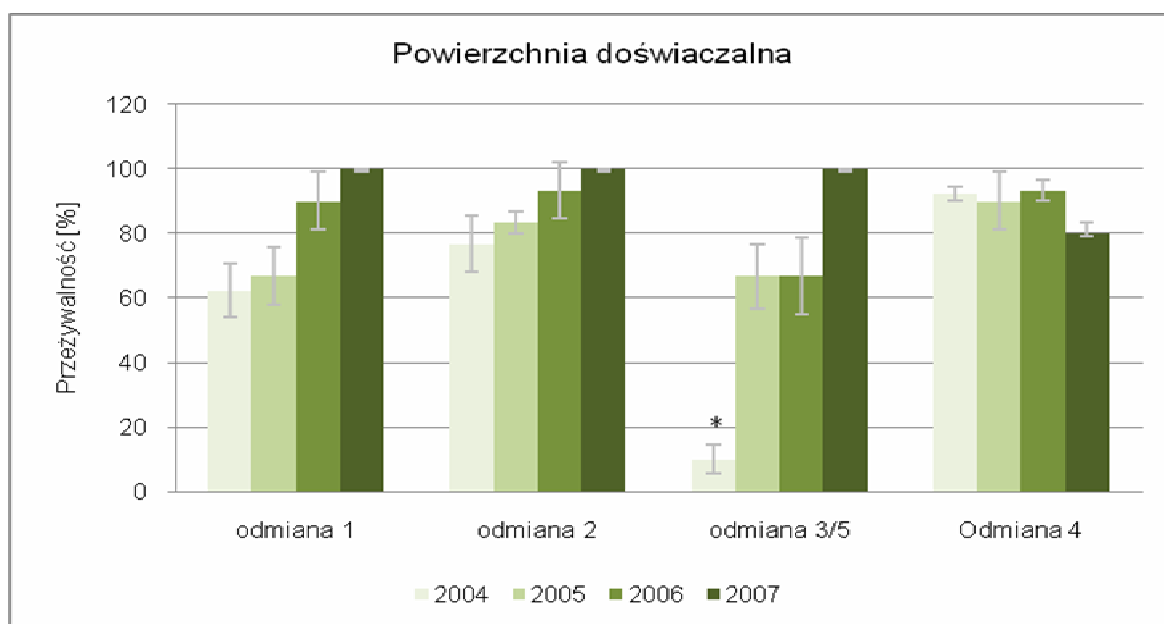
Sadzonki odmiany 4, którą wybrano ze względu na największą ilość odrostów na powierzchni doświadczalnej w 2004 roku, charakteryzowała się największą ilością odrostów na kompleksach 12 i 19 po trzech sezonach wegetacyjnych.

#### 4.4.3 Przeżywalność nasadzeń wierzbowych

##### Powierzchnia doświadczalna

Z danych szacunkowych uzyskanych w sezonie wegetacyjnym 2004 wynika, że najwyższy procent przyjętych sadzonek charakteryzował odmianę czwartą (92%), następnie drugą (76%) i pierwszą (62%) (Rysunek 41). Osobniki odmiany 3 pozostały tylko na stanowiskach badawczych.

Analizując dane dotyczące przeżywalności sadzonek wierzby w kolejnych latach na powierzchni eksperymentalnej można zauważyć jej wzrost z ostatecznym wynikiem 100% w roku 2007 dla większości sadzonek. Wyjątkiem jest odmiana 4, której przeżywalność spadała dwukrotnie w ciągu badanego okresu: w roku 2005 nieznacznie w porównaniu z pierwszym rokiem wzrostu wierzby (różnica 2%), oraz w roku 2007 do poziomu  $80 \pm 3,3\%$  (Rysunek 41).

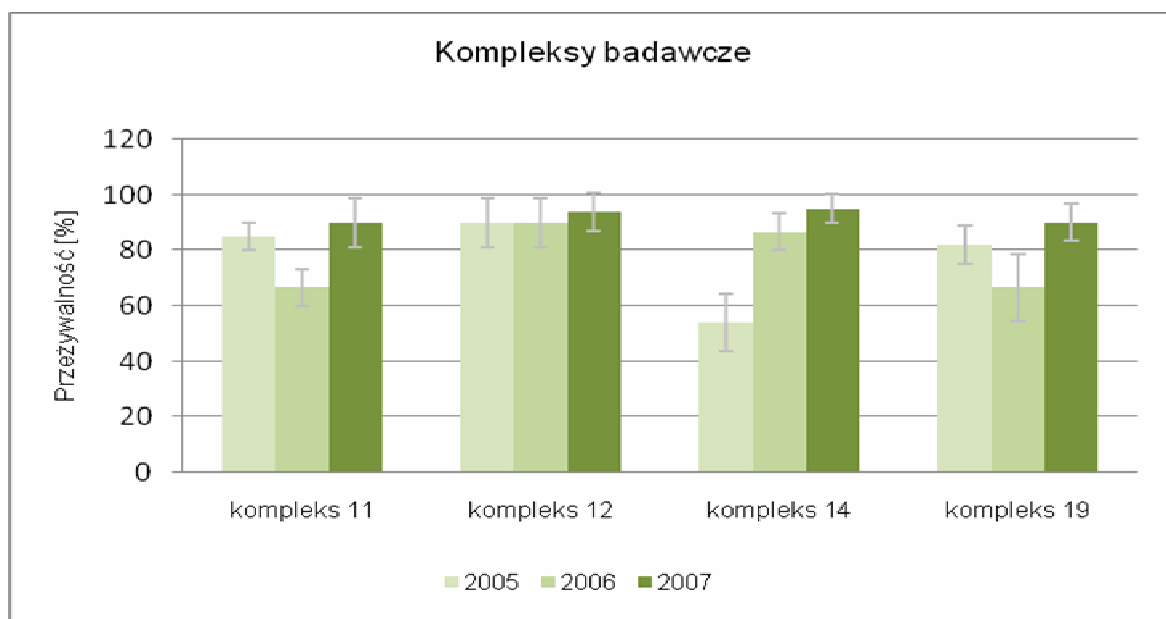


**Rysunek 41.** Przeżywalność sadzonek wierzby obserwowana na powierzchni doświadczalnej w czasie czteroletniego cyklu jej wzrostu. \* - odmiana 3 była obecna tylko w 2004 roku.

Obserwacje, obejmujące cztery pełne okresy wegetacyjne, wskazują na wzrost odporności wierzby wraz z jej wiekiem na czynniki środowiskowe, co przejawia się zwiększoną przeżywalnością, przybierającą w 75% badanych powierzchni w czwartym roku wartość 100%.

### Kompleksy badawcze

Rozpatrując wyniki z kompleksów można zauważyć wyższą przeżywalność sadzonek wierzbowych w kolejnych latach jej wzrostu. Wyjątkiem są sadzonki z kompleksu 11 (odmiana 2) i 19 (odmiana 4), których przeżywalność w drugim roku jest mniejsza niż w pierwszym, o odpowiednio: 18,3 % i 15,3 % (Rysunek 42).



**Rysunek 42.** Przeżywalność sadzonek wierzby obserwowana na kompleksach badawczych w latach 2005 – 2007 (odmiana 2 – kompleks 11 i 14; odmiana 4 – kompleks 12 i 19).

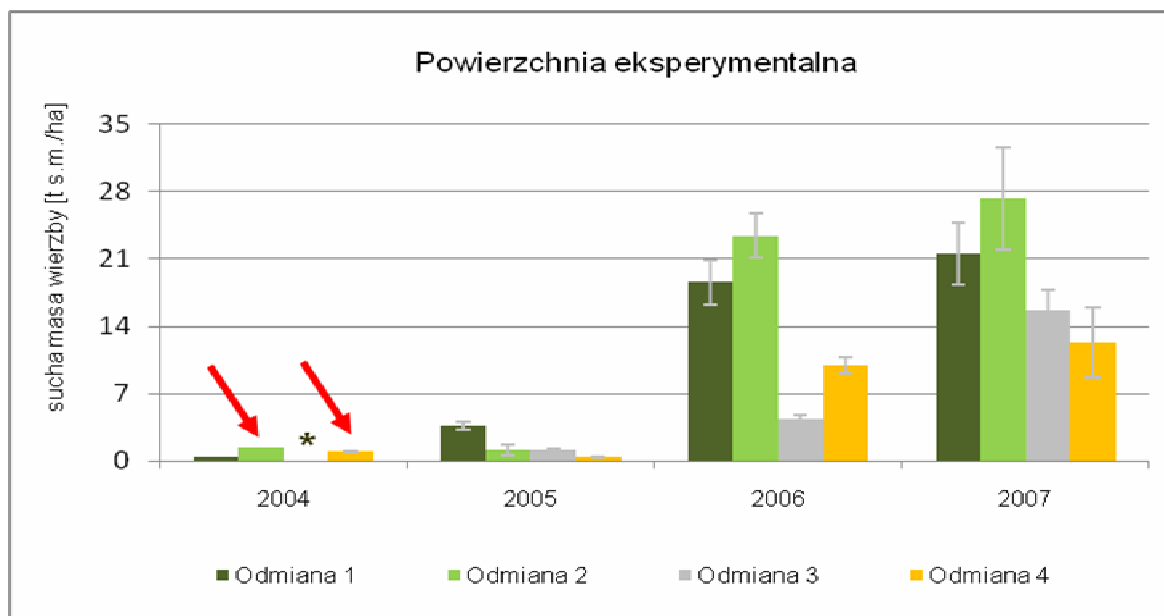
### Podsumowanie

W trakcie badań notowano wzrost przeżywalności sadzonek w kolejnych latach jej wzrostu, co może wskazywać na wzrost odporności wierzby na czynniki środowiskowe.

#### 4.4.4 Szacowana biomasa wierzby

##### Powierzchnia doświadczalna

Z danych szacunkowych wynika, że najwyższą biomasę w sezonie wegetacyjnym w roku 2004 osiągnęły sadzonki odmiany 2 – ponad  $1,41 \pm 0,05$  t s.m./ha, następnie sadzonki odmiany 4 –  $0,94 \pm 0,05$  t/ha. Dane szacunkowe określające ilość zebranej suchej masy, w przeliczeniu na 1 hektar wskazują na jej wzrost w kolejnych latach (Rysunek 43).



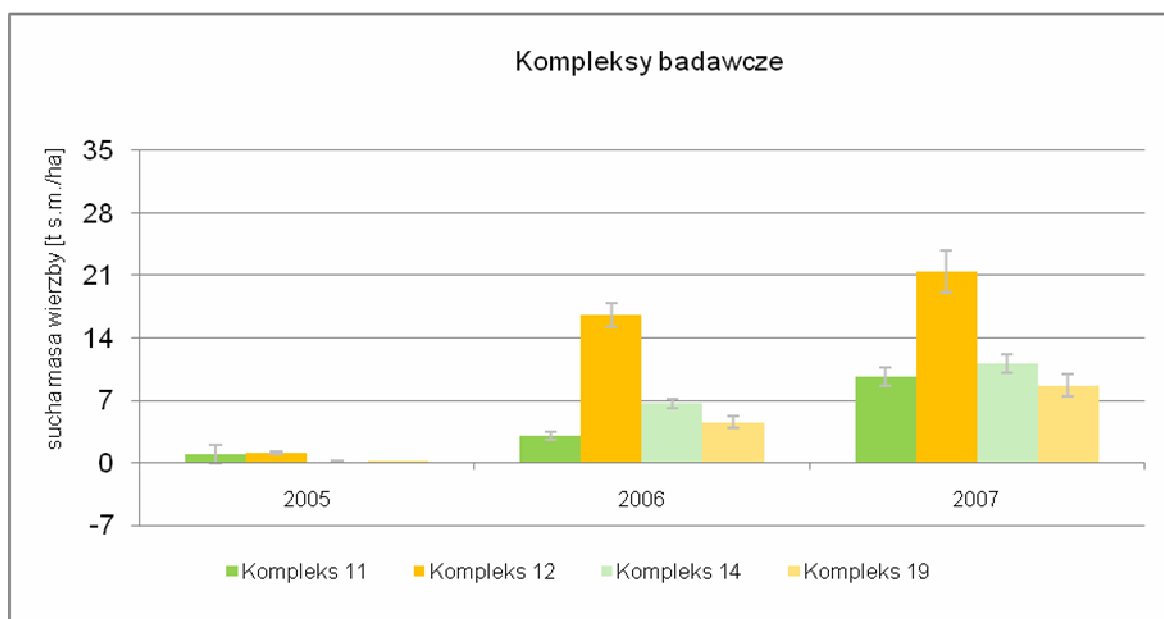
**Rysunek 43.** Wzrost biomasy wierzby wraz z jej wiekiem. Otrzymana największa wartość biomasy w 2004 roku odmiany 2 i odmiany 4 (odmiany wskazano strzałką) była elementem brany pod uwagę w selekcji wierzby najbardziej efektywnych na terenie ograniczonego użytkowania GOŚ. \* osobniki odmiany 3 pozostały w 2004 roku tylko na stanowiskach badawczych.

W roku 2005 największą biomasę otrzymano z powierzchni obsadzonej odmianą 1, natomiast w 2006 – odmianą 2, odpowiednio:  $3,66 \pm 0,45$  t s.m./ha i  $23,44 \pm 2,31$  t s.m./ha. Podobny układ zachował się także w roku kolejnym, 2007. Wartości, jakie otrzymano z poszczególnych powierzchni wyniosły odpowiednio: powierzchnia 1 –  $21,57 \pm 3,21$  t s.m./ha, powierzchnia 2 –  $27,32 \pm 5,34$  t s.m./ha, powierzchnia 3 –  $15,65 \pm 2,15$  t s.m./ha, powierzchnia 4 –  $12,36 \pm 3,65$  t s.m./ha.

### Kompleksy badawcze

Rozpatrując wyniki z kompleksów badawczych można zauważyć, tak jak w przypadku powierzchni eksperymentalnej, wzrost biomasy wierzby w kolejnych latach (Rysunek 44). Po pierwszym roku nasadzeń największą biomasę zebrano z kompleksu 12 (odmiana 4):  $1,09 \pm 0,16$  t s.m./ha. Wartość zbliżoną, ale ze znacznym odchyleniem standardowym uzyskano z kompleksu 11 (odmiana 2):  $0,98 \pm 1,01$  t s.m./ha. W latach kolejnych zaobserwowano utrzymanie się tego trendu. Zebrana biomasa z kompleksu 12 wynosiła w 2006 i 2007 roku odpowiednio:  $16,48 \pm 1,33$  t s.m./ha i  $21,36 \pm 2,35$  t s.m./ha. Na pozostałych kompleksach otrzymane wartości biomasy były mniejsze i wynosiły w roku 2006: kompleks 11 –  $3,05 \pm 0,45$  t s.m./ha, kompleks 14 –  $6,65 \pm 0,55$  t s.m./ha, kompleks 19 –  $4,53 \pm 0,64$  t s.m./ha, natomiast w 2007: kompleks 11 –  $9,63 \pm 0,98$  t

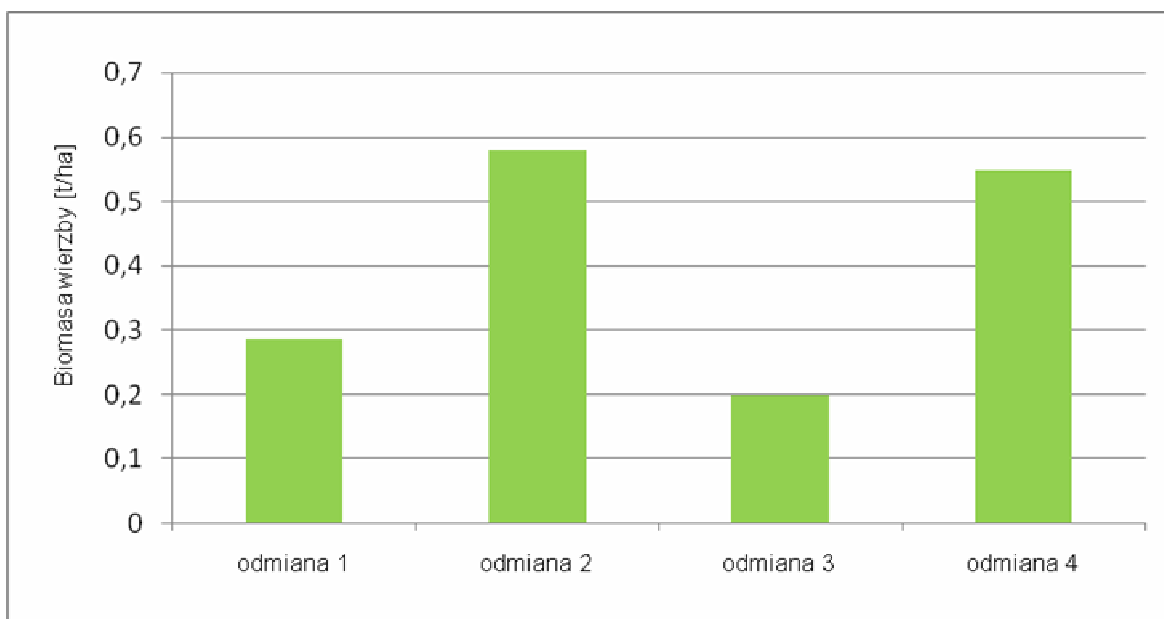
s.m./ha, kompleks 14 –  $11,16 \pm 1,05$  t s.m./ha, kompleks 19 –  $8,65 \pm 1,24$  t s.m./ha (Rysunek 44).



**Rysunek 44.** Wzrost plonu wierzby uzyskany ze stanowisk zlokalizowanych na kompleksach badawczych w kolejnych latach jej wzrostu; (odmiana 2 – kompleks 11 i 14; odmiana 4 – kompleks 12 i 19).

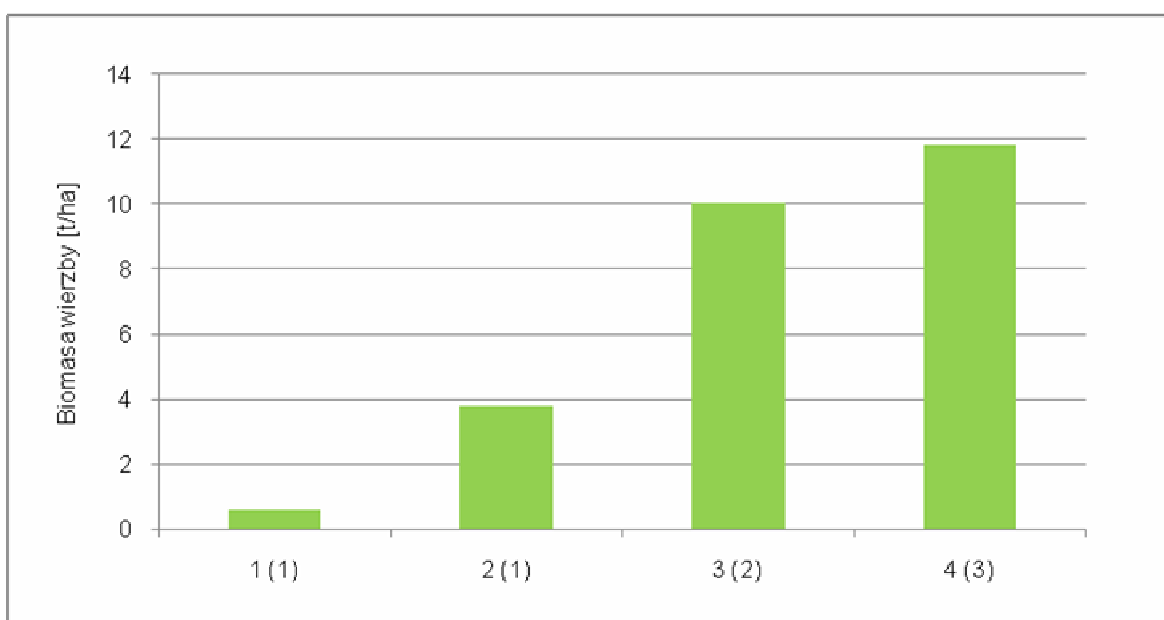
### Obszar ograniczonego użytkowania wokół GOŚ

Ścinka sanitarna całej powierzchni doświadczalnej została przeprowadzona przez GOŚ w grudniu 2004 roku. Otrzymane wartości biomasy były niższe niż po ścinie stanowisk badawczych zlokalizowanych na jej powierzchni w tym samym roku (Rysunek 43, Rysunek 44). Istotne jest jednak, że zaobserwowane różnice pomiędzy poszczególnymi odmianami były proporcjonalne do tych, które odnotowano po ścinie ze stanowisk badawczych: największą biomasę otrzymano z powierzchni 2 i 4 (Rysunek 45).



**Rysunek 45.** Uzyskane wartości biomasy wierzby po ścinie sanitarnej powierzchni doświadczalnej w grudniu 2004 roku (dane pochodzą z GOŚ).

W kolejnych latach w obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ, obsadzone w 2005 roku powierzchnie, ścinano w systemie trójpolowym. Uzyskane wyniki (Rysunek 46) potwierdzają trend wzrostu biomasy wraz z jej wiekiem, zaobserwowany także w trakcie prowadzonych badań na powierzchniach badawczych.



**Rysunek 46.** Wzrost biomasy wierzby w kolejnych latach jej wzrostu w obszarze ograniczonego użytkowania GOŚ: oś pozioma opisuje wiek korzenia wierzby (cyfra przed nawiasem) i pędu (cyfra w nawiasie) (dane pochodzą z GOŚ).

Przedstawione powyżej dane pochodzące z różnych powierzchni są niższe od otrzymanych ze stanowisk badawczych (Tabela 12). W przeliczeniu suchej masy na świeżą masę

przyjęto, że średnia wilgotność wierzby w okresie zbioru wynosi 50% (Venturi i in. 1999; Szczukowski i in. 2002; Borkowska 2005).

**Tabela 12.** Wzrost wielkości plonu wierzby w kolejnych latach jej wzrostu w obszarze ograniczonego użytkowania GOŚ w porównaniu z wartościami otrzymanymi z powierzchni badawczych zlokalizowanych w tym obszarze (dane pochodzą z GOŚ).

| Wiek wierzby |     | Plon [t s.m./ha]      |       |                      |      |
|--------------|-----|-----------------------|-------|----------------------|------|
|              |     | powierzchnie badawcze |       | dane otrzymane z GOŚ |      |
| korzeń       | pęd | min                   | max   | min                  | max  |
| 1            | 1   | 0,12                  | 1,41  | 0,10                 | 0,38 |
| 2            | 1   | 0,39                  | 16,48 | 1,22                 | 2,58 |
| 3            | 2   | 8,65                  | 23,44 | 3,01                 | 6,39 |
| 4            | 3   | 12,36                 | 27,32 | 5,90                 | -    |

Otrzymane różnice w wielkości plonu mogą być konsekwencją obserwowanego efektu brzegowego, co oznacza gorszy wzrost osobników posadzonych na granicy plantacji od tych posadzonych wewnątrz. Ponadto powierzchnie charakteryzował nierównomierny wzrost wierzby oraz występowanie powierzchni, na których sadzonki się nie przyjęły. Obserwowano także różnice w sposobie przeprowadzania zbioru biomasy (na stanowiskach badawczych biomasę usuwano pozostawiając mniej niż 10 cm łodygi, natomiast w trakcie koszenia kombajnem długość pozostawionych pędów dochodziła do 30 cm ) (Fot. 8; Fot. 9).



**Fot. 8.** Widok na plantację ze wskazaniem na nierównomierny wzrost wierzby (Fot. Remigiusz Grudzień).



**Fot. 9.** Ścinka wierzby.

W ciągu czterech lat funkcjonowania plantacji łącznie z powierzchni 100,35 ha otrzymano 358,61 ton plonu. Szczegółowe rozróżnienie ilości biomasy wierzby zebranej w kolejnych fazach wzrostu przedstawia Tabela 13.

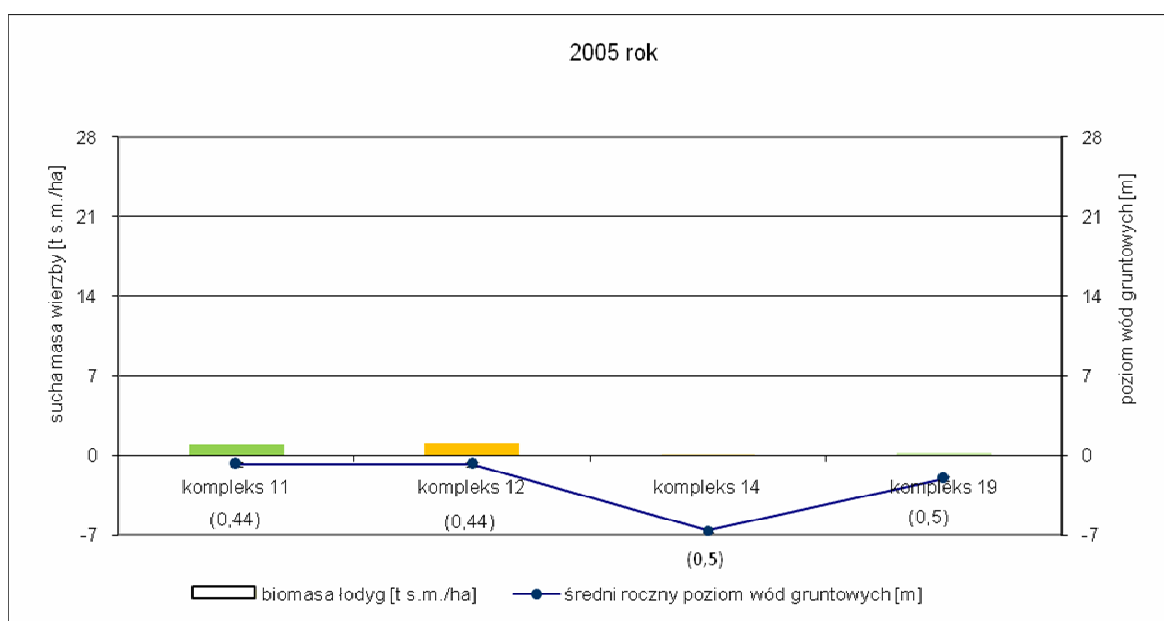
**Tabela 13.** Zestawienie wyników biomasy wierzby otrzymanej w różnych terminach jej zbioru z powierzchni ograniczonego użytkowania GOŚ. Wyniki uzyskane od GOŚ.

| Data   | Wiek korzenia wierzby | Wiek pędu wierzby | Powierzchnia [ha] | Uzyskana biomasa - całkowita wartość [t] |
|--------|-----------------------|-------------------|-------------------|--|
| sty-05 | 1                     | 1                 | 5,16              | 2,21                                     |
| sty-06 | 1                     | 1                 | 47,58             | 30,28                                    |
| sty-07 | 1                     | 1                 | 6,04              | 1,54                                     |
|        | 2                     | 1                 | 16,22             | 61,08                                    |
| gru-07 | 3                     | 2                 | 20,19             | 202,60                                   |
|        | 4                     | 3                 | 5,16              | 60,90                                    |
| SUMA   |                       |                   | 100,35            | 358,61                                   |

#### 4.4.4.1 Wpływ poziomu wód gruntowych na plon wierzby

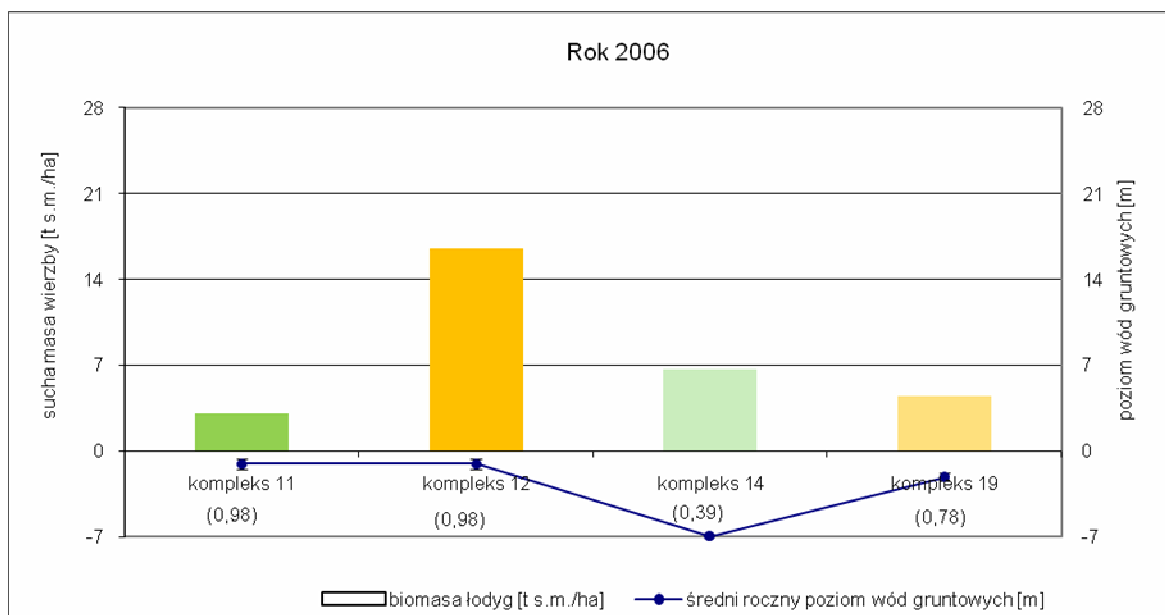
Rozpatrując wyniki przyrostu biomasy wierzby na poszczególnych stanowiskach w kontekście poziomu wód gruntowych nie odnotowano istotnej zależności. Należy zwrócić jednakże uwagę na kilka stwierdzonych różnic pomiędzy poszczególnymi kompleksami badawczymi. W rozważaniach pominięto powierzchnię doświadczalną, na której poziom wód gruntowych był na czterech powierzchniach taki sam.

W trakcie analiz porównawczych w 2005 roku odnotowano wyższe wartości suchej masy wierzby z kompleksów 11 (odmiana 2) i 12 (odmiana 4) w porównaniu z suchą masą tych samych odmian wierzby z kompleksów 14 (odmiana 2) i 19 (odmiana 4). Różnica pomiędzy kompleksem 11 i 14 może być wynikiem odmiennych średnich poziomów wody: na kompleksie 11 poziom wody zawierał się w przedziale 0,56 m – 1,00 m, natomiast na kompleksie 14 był znacznie niższy: 6,40 m – 6,90 m. Zbliżoną wartością różnicę w otrzymanej biomase odnotowano pomiędzy dwoma kolejnymi kompleksami, jednakże w przypadku kompleksów 12 i 19 wody gruntowe były na podobnej głębokości, a zatem nie był to czynnik decydujący (Rysunek 47).



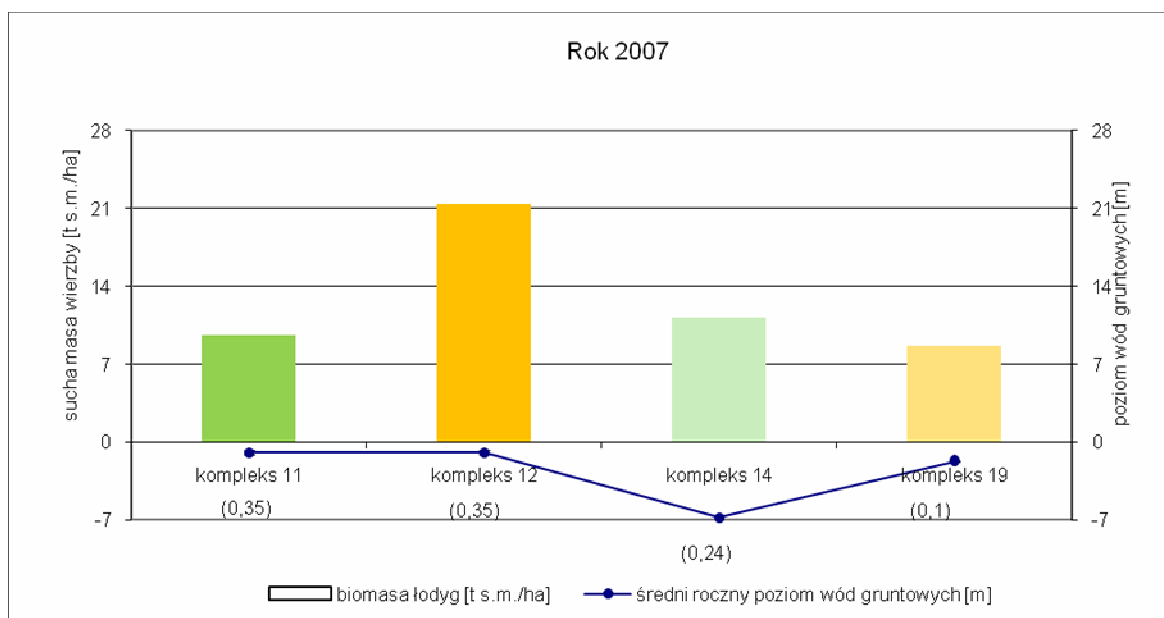
**Rysunek 47.** Wpływ średniego rocznego poziomu wód gruntowych na przyrost biomasy wierzby w pierwszym roku jej wzrostu. W nawiasach podano wahania poziomu wód gruntowych w danym roku.; (odmiana 2 – kompleks 11 i 14; odmiana 4 – kompleks 12 i 19).

Odmiernym rokiem był rok 2006. Rozpatrując kompleksy 11 i 14 można stwierdzić, że pomimo wyższego poziomu wód gruntowych na powierzchni 11 uzyskano z tego kompleksu mniejszą biomasę w porównaniu z kompleksem 14 (Rysunek 48). Czynnikiem, który mógł odegrać tutaj ważną rolę było dochodzące do jednego metra wahanie poziomu wód gruntowych. Analizując dwa pozostałe kompleksy zauważono, że pomimo różnicy w maksymalnym i minimalnym poziomie wody wynoszącym około 1 m odnotowanym na kompleksie 12, uzyskano z tej powierzchni stosunkowo dużą biomasę w porównaniu z kompleksem 19, na którym poziom wody utrzymywał się w przedziale 1,67 cm – 2,45 cm. Być może czynnikiem istotnym była ponad czterokrotnie wyższa biomasa wyjściowa na kompleksie 12 w porównaniu do kompleksu 19.



**Rysunek 48.** Brak jednoznacznego wpływu wahań poziomu wód gruntowych na zróżnicowany plon uzyskany na poszczególnych powierzchniach badawczych w drugim roku funkcjonowania plantacji. W nawiasach podano wahania poziomu wód gruntowych w danym roku; (odmiana 2 – kompleks 11 i 14; odmiana 4 – kompleks 12 i 19).

W roku 2007 nie zaobserwowano wpływu poziomu wód gruntowych na uzyskaną biomasę (Rysunek 49). Odpowiednia wartość masy wyjściowej i prawidłowo rozwinięty system korzeniowy pozwoliły osiągnąć duże wartości biomasy nawet na stanowiskach o niższym poziomie wody.



**Rysunek 49.** Brak zależności pomiędzy przyrostem biomasy, a poziomem wód gruntowych w przypadku dobrze rozwiniętego systemu korzeniowego. W nawiasach podano wahania poziomu wód gruntowych w danym roku; (odmiana 2 – kompleks 11 i 14; odmiana 4 – kompleks 12 i 19).

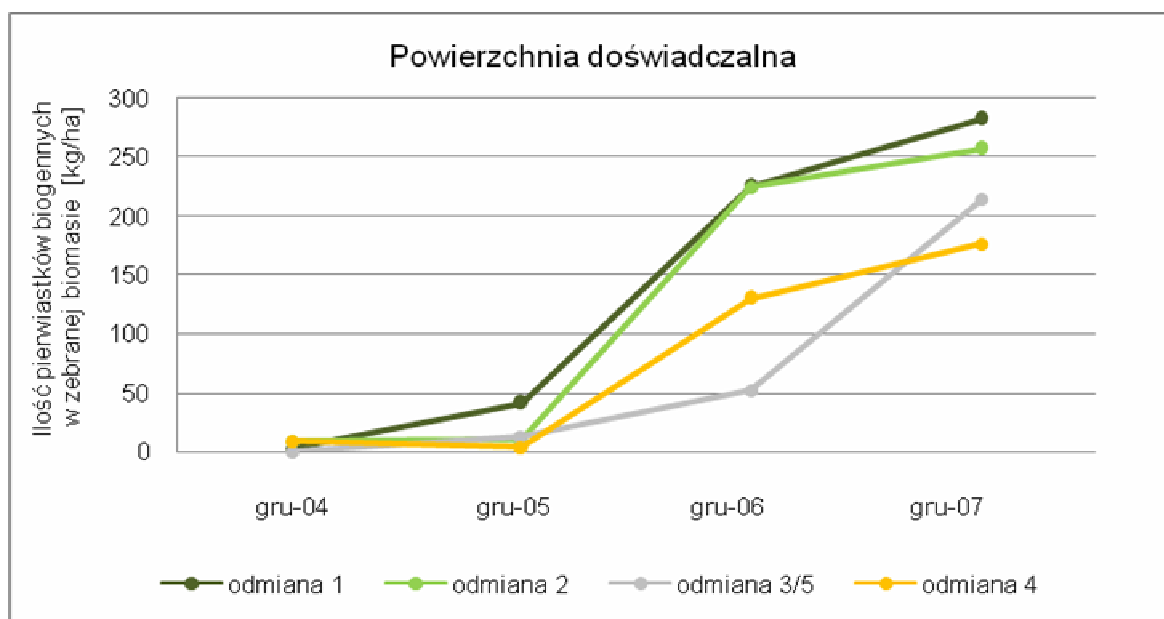
## 4.5 Efektywność fitoremediacji z wykorzystaniem wierzby

### 4.5.1 Efektywność poboru pierwiastków biogennych

#### Powierzchnia eksperymentalna

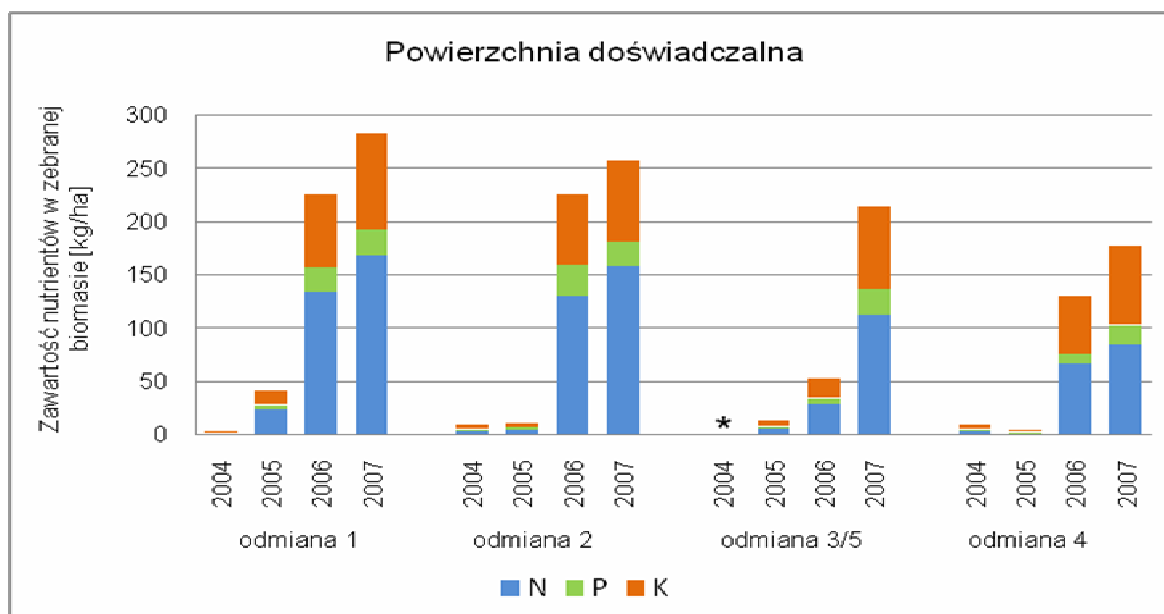
Analizy zawartości pierwiastków biogennych w tkankach wierzby w przeliczeniu na mg/kg s.m. wskazały na wzrost zawartości azotu w kolejnych latach badawczych. W przypadku pozostałych pierwiastków nie odnotowano tak wyraźnej tendencji. Całkowita ilość pobranych przez wierzbę czteroletnią analizowanych pierwiastków biogennych (N, P, K) była największa na powierzchni 4 i wynosiła 14,28 g/kg s.m. Najmniejszą ilość – 9,4 g/kg s.m. – stwierdzono natomiast w kilogramie biomasy zebranej z powierzchni 2 (wierzba czteroletnia). Zawartość poszczególnych nutrientów w biomase wierzby przedstawiono w załączniku (Zał. 9.3, Tabela 22 a).

Rozpatrując wyniki opisujące łączną ilość azotu, fosforu oraz potasu usuniętą wraz z zebraną biomasa w poszczególnych latach badawczych można stwierdzić, że najbardziej efektywne w 2004 roku były odmiany 3 i 4, w roku 2005 odmiany 1 i 5 (odmiana 5 to wierzbą jednoroczną), w latach kolejnych odmiana 1 i 2 (Rysunek 50; Zał. 9.3, Tabela 23 a).



**Rysunek 50.** Wzrost rzeczywistego poboru pierwiastków biogenych przez wierzby w kolejnych latach funkcjonowania plantacji; osobniki odmiany 3 pozostały w 2004 roku tylko na stanowiskach badawczych.

W ostatnim roku badawczym z 1 ha usunięto wraz z zebraną biomasa 282,57 kg substancji biogenicznych z powierzchni 1, z czego: 59,5% tj. 168,25 kg/ha stanowił azot, 8,4% tj. 23,72 kg/ha stanowił fosfor, 32,1% tj. 90,59 kg/ha stanowił potas. Natomiast z powierzchni 2 – 256,82 kg: z czego: 61,7% tj. 158,46 kg/ha stanowił azot, 8,5% tj. 21,86 kg/ha stanowił fosfor, natomiast 28,7% tj. 76,50 kg/ha stanowił potas (Rysunek 51; Zał. 9.3, Tabela 23 a).



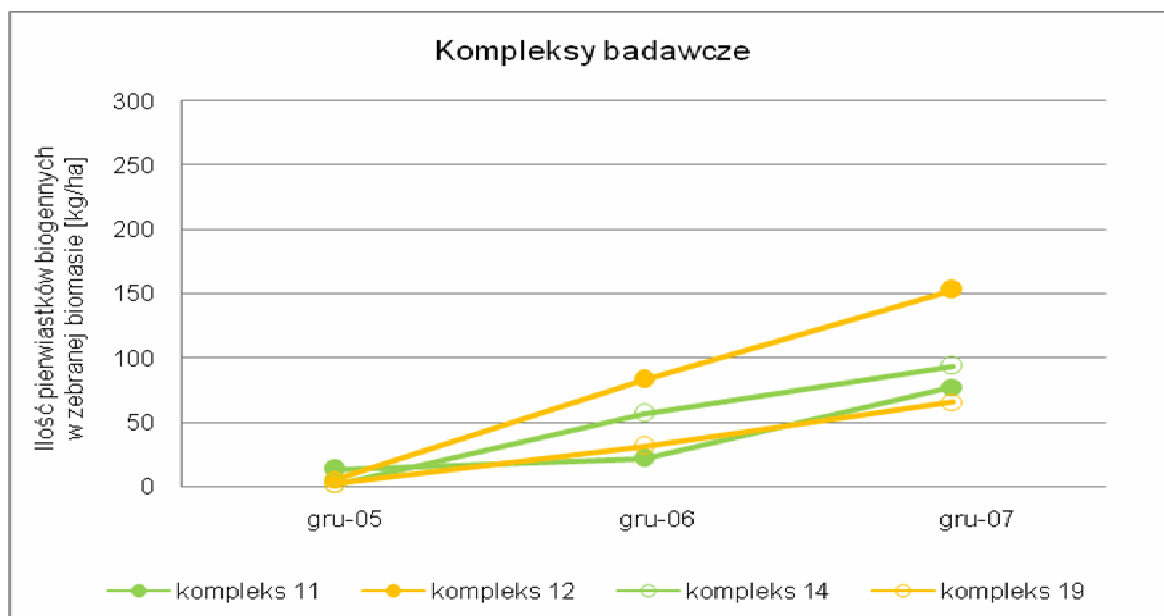
**Rysunek 51.** Wzrost efektywności wierzby w poborze pierwiastków biogennych z podłoża wraz z jej wiekiem. \* - odmiana 3 była obecna tylko w 2004 roku.

Na podstawie różnic w poborze: azotu, fosforu i potasu w kolejnych latach obserwowano dynamikę poboru makroelementów. Można stwierdzić, że najbardziej efektywnym rokiem dla poboru makroelementów był rok trzeci, natomiast najmniej rok czwarty.

### Kompleksy badawcze

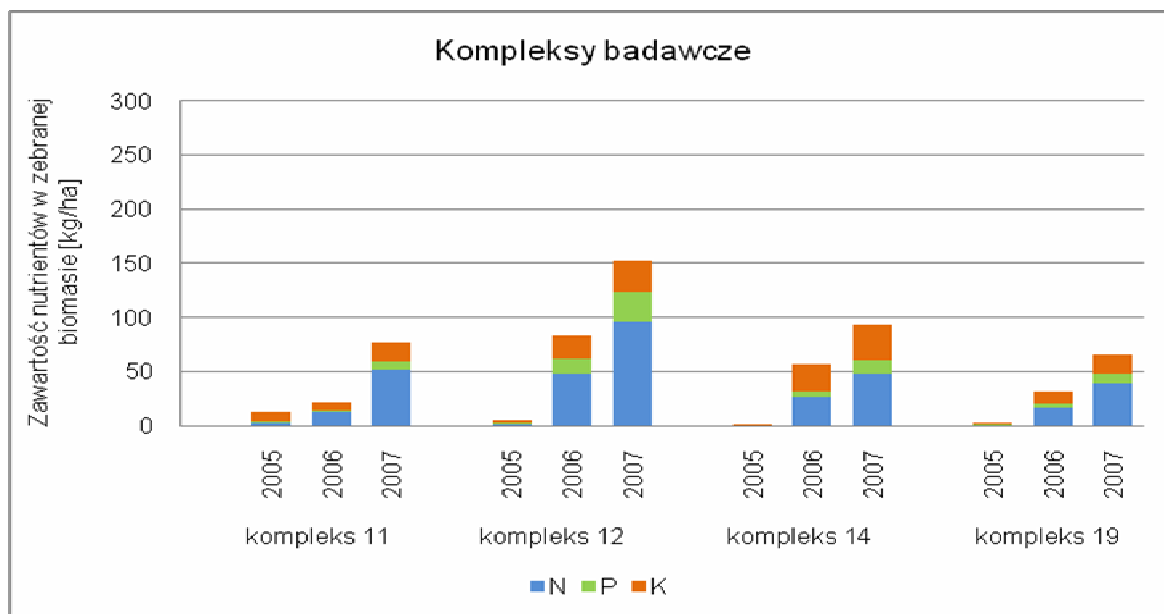
Analizy zawartości pierwiastków biogennych w tkankach wierzby w przeliczeniu na mg/kg s.m. wskazały na wzrost zawartości azotu w kolejnych latach wzrostu wierzby. W przypadku pozostałych pierwiastków nie odnotowano tak wyraźnej tendencji. Wyniki analiz zawartości wybranych makroelementów w tkankach wierzby zebranej z powierzchni zlokalizowanych na kompleksach badawczych wskazały, że łączna ilość zakumulowanych substancji pokarmowych w ostatnim (trzecim) prezentowanym sezonie wegetacyjnym dochodzi do 8,38 g/kg s.m. Wartość taką stwierdzono w tkankach wierzby odmiany 2 zebranej z kompleksu 14. Zbliżoną sumaryczną ilość analizowanych pierwiastków biogennych wynoszącą 8,02 g określono w 1 kg suchej masy tej samej odmiany zebranej z kompleksu 11. Na dwóch pozostałych kompleksach stwierdzona ilość zakumulowanych makroelementów w materiale roślinnym była mniejsza i wynosiła odpowiednio: 7,15 g/kg s.m. na kompleksie 12 i 7,60 g/kg s.m. na kompleksie 19. Zawartość poszczególnych substancji biogenicznych w biomase wierzby przedstawiono w załączniku (Zał. 9.3, Tabela 22 b).

Rozpatrując ilość pierwiastków biogennych wyniesionych z zebraną biomasa w poszczególnych latach badawczych stwierdzić można, że z wyjątkiem roku pierwszego największe ich ilości usunięto wraz z biomasa wierzby odmiany 4 z kompleksu 12 (Rysunek 52; Zał. 9.3, Tabela 23 b).



**Rysunek 52.** Wzrost rzeczywistego poboru substancji biogennych przez wierzbę w kolejnych latach; (odmiana 2 – kompleks 11 i 14; odmiana 4 – kompleks 12 i 19).

Sumaryczna ilość azotu, fosforu oraz potasu, która została zakumulowana przez wierzbę odmiany 4 w ostatnim sezonie wegetacyjnym wynosiła na kompleksie 12 152,73 kg/ha, z czego: 62,9% tj. 96,12 kg/ha stanowił azot, 18,2% tj. 27,77 kg/ha stanowił fosfor, 18,9% tj. 28,84 kg/ha stanowił potas. W tym samym roku na kompleksie 19 obsadzonym tą samą odmianą wierzby ilość wyniesionych z biomasa biogenów była zdecydowanie mniejsza i wynosiła 65,75 kg/ha, z czego: 59,2% tj. 38,93 kg/ha stanowił azot, 13,2% tj. 8,65 kg/ha stanowił fosfor, natomiast 27,6% tj. 18,17 kg/ha stanowił potas (Rysunek 53; Zał. 9.3, Tabela 23 b).



**Rysunek 53.** Wzrost efektywności wierzby w poborze pierwiastków biogennych z podłoża wraz z jej wiekiem; (odmiana 2 – kompleks 11 i 14; odmiana 4 – kompleks 12 i 19).

Wyliczając różnice efektywności poboru makroelementów dla poszczególnych odmian w kolejnych latach można stwierdzić, że najbardziej efektywny jest drugi i trzeci rok wzrostu wierzby.

### Podsumowanie

Z punktu widzenia wykorzystania wierzby, jako narzędzia do fitoremediacji gleb, ważne jest, że jest ona średnio najbardziej efektywna w trzecim roku jej wzrostu.

Wyniki opisujące zawartość pierwiastków biogennych w tkankach wierzby [mg/kg s.m.] są wartościami średnimi wyliczonymi na podstawie dziewięciu analiz z każdej powierzchni. Wartości odchylenia standardowego nie przekraczały 10% wartości przedstawionych w tabelach (Załącznik 9.3, Tabela 22 a i Tabela 22 b).

### 4.5.2 Efektywność poboru metali

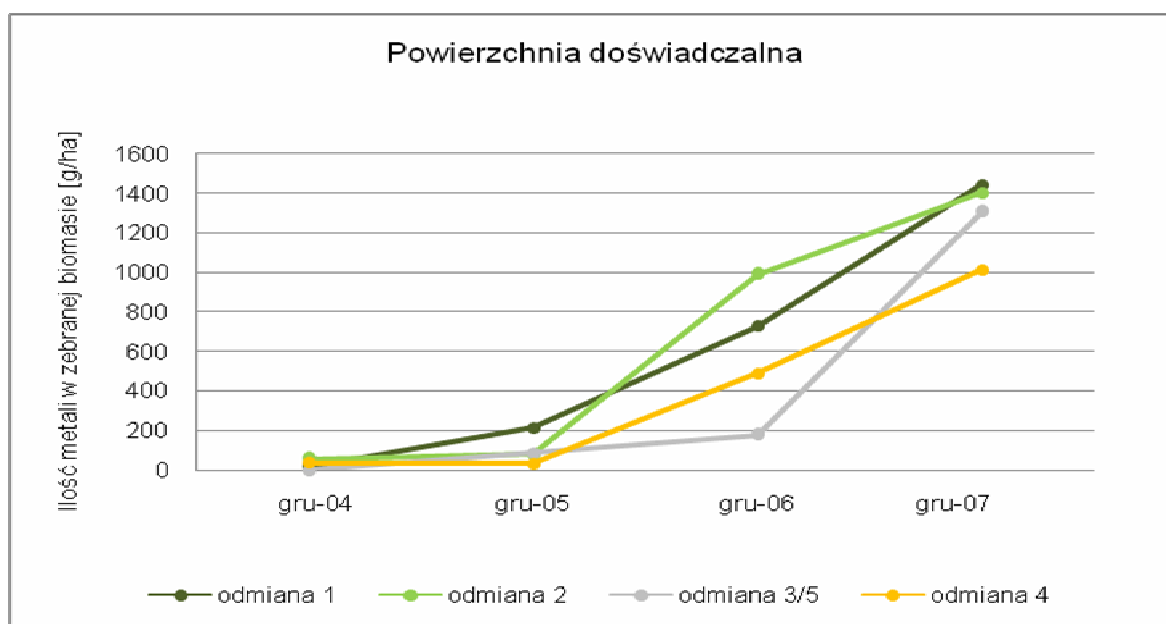
#### Powierzchnia doświadczalna

Rozpatrując zawartość poszczególnych metali w tkankach wierzb stwierdzono, że w przypadku wszystkich odmian największą procentową zawartość w suchej masie odnotowano dla cynku, następnie dla ołowiu i miedzi, natomiast najmniejszą dla kadmu i rtęci. Pomiedzy rokiem 2004 i 2005 odnotowano różnice w ilości chromu oraz niklu. Ich zawartość procentowa w tkankach wierzb zebranych w grudniu 2005 roku była zdecydowanie większa niż stwierdzona rok wcześniej. Jednocześnie nie jest to wynikiem

wieku wierzby, gdyż taką tendencję także odnotowano w tkankach wierzby jednorocznej zebranej z kompleksów. Zawartość chromu i niklu była także większa po sezonie wegetacyjnym w roku 2007.

Sumaryczna ilość pobranych metali określana w próbkach materiału roślinnego zebranego w grudniu 2007 roku była największa w próbkach pochodzących z powierzchni 3 (wierzba trzyletnia) i wynosiła 83,39 mg/kg s.m. (z czego: 65,0% stanowił Zn, 18,8% – Cu, 7,9% – Cr, 6,7% – Pb, 1,0% – Ni, Cd – 0,4% i 0,1% – Hg). Zbliżoną wartość wynoszącą 82,03 mg/kg s.m. (z czego: 59,4 % stanowił Zn, 17,7% – Cu, 10,6% – Pb, 10,4% – Cr, 1,5% – Ni, Hg – 0,2% oraz Cd – 0,13%) odnotowano w tkankach wierzby czteroletniej z powierzchni 4. Najmniejszą ilość – 51,39 mg (z czego 57,7% stanowił Zn, 19,9% – Pb, 9,2% – Cr, 8,9% – Cu, następnie Ni – 3,8%, Cd – 0,4% oraz Hg – 0,1%) – stwierdzono natomiast w kilogramie suchej masy wierzby z powierzchni 2. Zawartość poszczególnych metali w biomasie wierzby przedstawiono w załączniku (Zał. 9.3, Tabela 22 a).

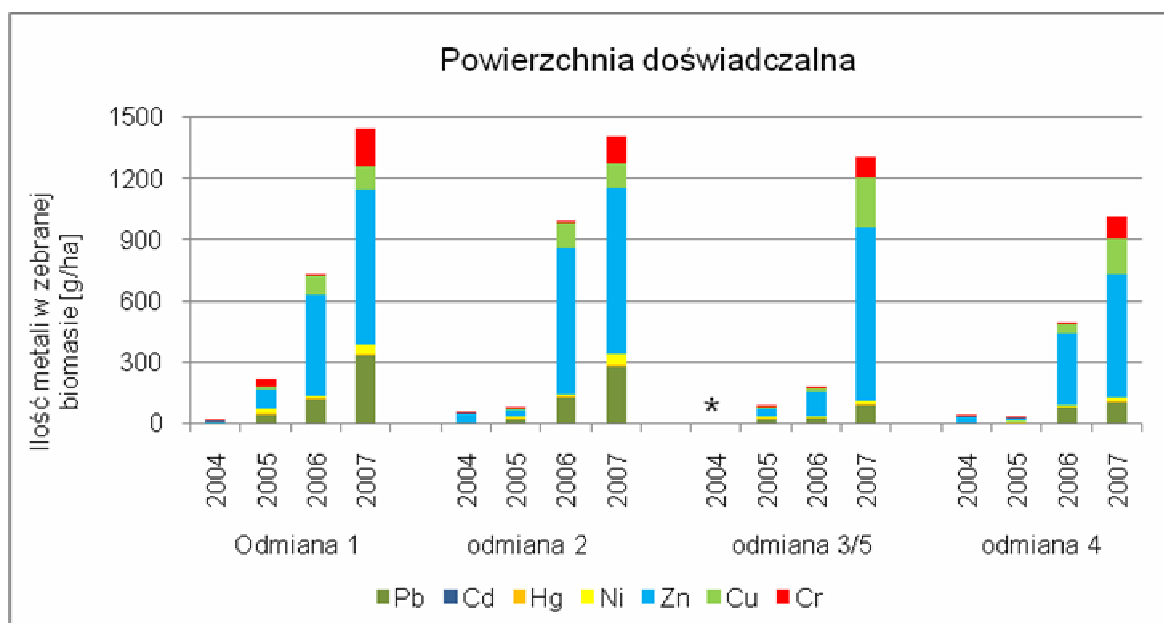
Rozpatrując ilość metali wyniesioną wraz z biomasą przez poszczególne odmiany w kolejnych latach badawczych stwierdzić można, że najbardziej efektywna w 2004 roku była odmiana 2 i 4, natomiast w 2005, 2006 i 2007 roku odmiana 1 i 2 (Rysunek 54, Zał. 9.3, Tabela 23 a).



**Rysunek 54.** Wzrost rzeczywistego poboru metali przez pędy wierzby w kolejnych latach funkcjonowania plantacji na powierzchni doświadczalnej; odmiana 3 była obecna tylko w 2004 roku.

Sumaryczna ilość analizowanych metali wyniesionych wraz z biomasą wierzby była największa po 2007 roku. Po czterech latach wzrostu wierzby z powierzchni 1 ha usunięto

wraz z zebraną biomasą 1441,95 g i 1403,97 g metali z 1 ha, odpowiednio z powierzchni 1 oraz z powierzchni 2. Wśród usuniętych metali z powierzchni 1 dominowały m.in.: Zn – 764,01 g, Pb – 328,51 g, Cr – 184,64 g oraz Cu – 112,16 g, natomiast z powierzchni 2: Zn – 810,04 g, Pb – 279,48 g, Cu – 124,58 g oraz Cr – 129,77 g (Rysunek 55; Zał. 9.3, Tabela 23).



**Rysunek 55.** Wzrost efektywności wierzb w poborze wybranych metali ciężkich z podłoża wraz z jej wiekiem. \* - odmiana 3 była obecna tylko w 2004 roku.

Na podstawie różnic w poborze metali (łączna ilość ołowiu, kadmu, rtęci, niklu, cynku, miedzi i chromu) w kolejnych latach wyliczono dynamikę ich poboru przez wierzbę. Na tej podstawie stwierdzono, że najbardziej efektywne lata w trakcie funkcjonowania plantacji na powierzchni eksperymentalnej to rok trzeci i czwarty, natomiast najmniej rok drugi.

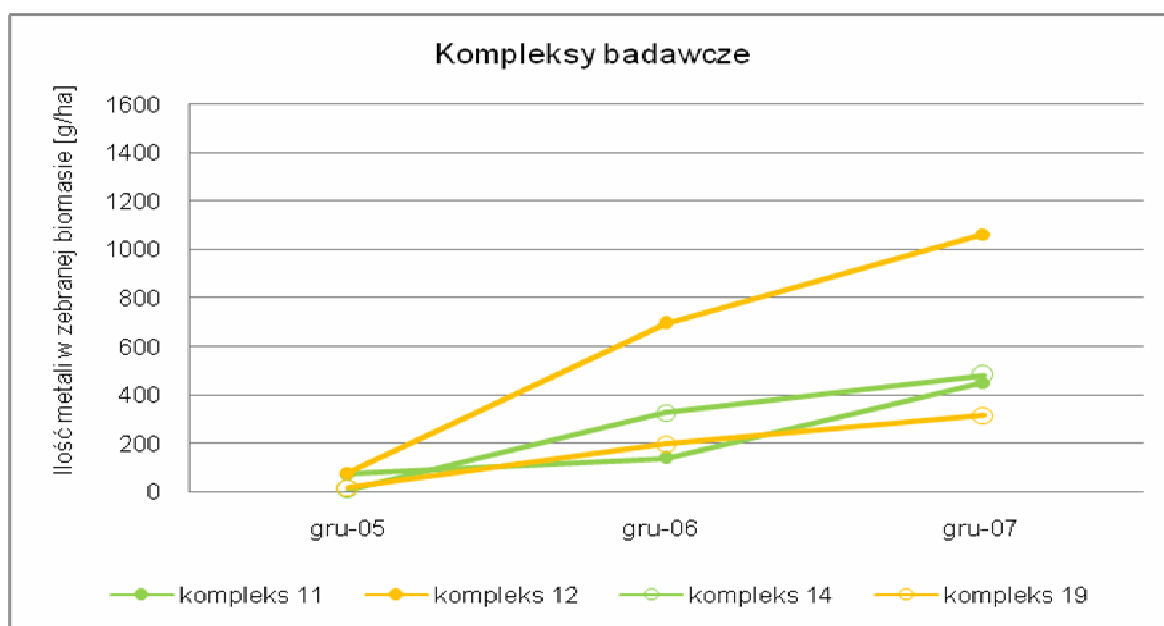
### Kompleksy badawcze

Rozpatrując zawartość poszczególnych metali w tkankach wierzb stwierdzono, że w przypadku wszystkich odmian rosnących na różnych kompleksach największą procentową zawartość w suchej masie odnotowano dla cynku, następnie dla ołowiu oraz chromu. Różnice zaobserwowano pomiędzy rokiem pierwszym i ostatnim: w jednorocznych tkankach poza wspomnianymi dominował nikiel oraz chrom.

Rozpatrując wyniki analiz dotyczące łącznej zawartości metali w tkankach wierzb zebranej z powierzchni zlokalizowanych na kompleksach stwierdzono, że po ostatnim – trzecim – analizowanym sezonie wegetacyjnym wartości te były zbliżone na

wszystkich kompleksach. Największą ilość określono w 1 kg biomasy wierzby pochodzącej z kompleksu 12 (odmiana 4) – 49,8 mg/kg s.m. Zbliżoną wartość odnotowano w tkankach wierzby rosnącej na kompleksie 11 (odmiana 2) – 46,69 mg/kg s.m. Na dwóch pozostałych, mimo tych samych nasadzonych odmian, stwierdzono mniejszą ilość zakumulowanych metali: w biomase zebranej z kompleksu 14 (odmiana 2) otrzymano 43,22 mg/kg s.m., natomiast w biomase zebranej z kompleksu 19 (odmiana 4) – 36,4 mg/kg s.m. Zakresy zawartości dominujących metali przedstawiały się następująco: w przypadku Zn – 53,9 – 62,7%, Pb – 24,7 – 32,1% i Cu – 9,9 – 13,5%. Zawartość poszczególnych metali w tkankach wierzby przedstawiono w załączniku (Zał. 9.3, Tabela 22 b).

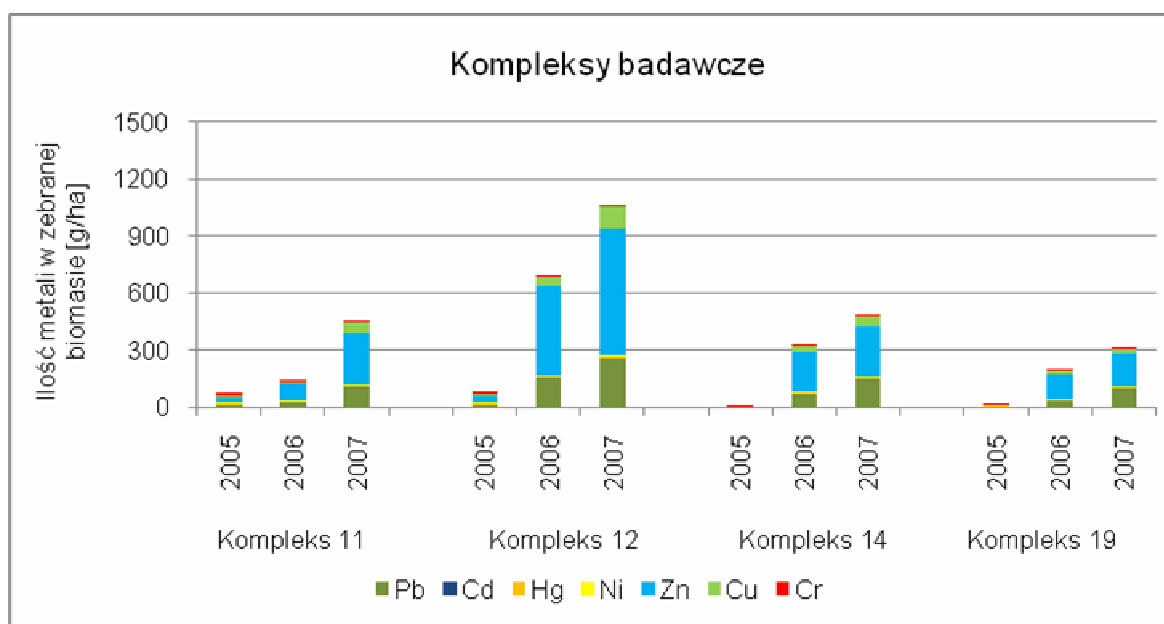
Rozpatrując ilość metali, które usunięto wraz z zebraną biomasą w kolejnych latach stwierdzić można, że najbardziej efektywna we wszystkich latach wzrostu była odmiana 4 rosnąca na kompleksie 12 (Rysunek 56).



**Rysunek 56.** Wzrost rzeczywistego poboru metali przez pędy wierzby rosnącej na kompleksach badawczych w kolejnych latach funkcjonowania plantacji; (odmiana 2 – kompleks 11 i 14; odmiana 4 – kompleks 12 i 19).

Ilość uzyskanych metali z powierzchni jednego hektara kompleksu 12 w 2005 roku wynosiła 79,26 g, w 2006 roku – 694,36 g, natomiast w 2007 roku – 1063,73 g. Ta sama odmiana wierzby rosnąca na kompleksie 19 okazała się mniej efektywna w ilości wynoszonych wraz z biomasą metali, a wartości te przedstawiają się następująco: w 2005 roku – 18,86 g/ha, w 2006 roku – 197,74 g/ha i w 2007 roku – 315,12 g/ha. Wzrost efektywności poboru poszczególnych metali ciężkich przez odmiany zlokalizowane na

kompleksach badawczych w kolejnych latach funkcjonowania plantacji przedstawia poniższy wykres (Rysunek 57; Zał. 9.3, Tabela 23 b).



**Rysunek 57.** Wzrost efektywności wierzby w poborze wybranych metali ciężkich z podłoża wraz z jej wiekiem; (odmiana 2 – kompleks 11 i 14; odmiana 4 – kompleks 12 i 19).

Wyliczając różnice efektywności poboru metali dla poszczególnych odmian w kolejnych latach można stwierdzić, że najbardziej efektywnym rokiem jest rok drugi oraz trzeci.

### Podsumowanie

Metalami, których największe ilości stwierdzono w tkankach wierzby okazały się: ołów, cynk, miedź, chrom oraz nikiel. Istotnym z punktu widzenia wykorzystania nasadzeń wierzbowych, jako narzędzia do remediacji, jest fakt, iż wierzba jest średnio najbardziej efektywna w trzecim i drugim roku funkcjonowania plantacji.

Wyniki opisujące zawartość metali w tkankach wierzby [mg/kg s.m.] są wartościami średnimi wyliczonymi na podstawie dziewięciu analiz z każdej powierzchni. Wartości odchylenia standardowego nie przekraczały 10% wartości przedstawionych w tabelach (Zał. 9.3, Tabela 22 a i Tabela 22 b).

## **4.6 Badania eksperymentalne**

### **4.6.1 Analiza parametrów fizycznych i chemicznych podłoża**

Badania prowadzono na powierzchni eksperymentalnej w Stacji Terenowej Uniwersytetu Łódzkiego w Treście. Skład jakościowy próbek gleby pobranych z powierzchni kontrolnej oraz z poszczególnych powierzchni nawiezionych: refulatem – W1, kompostem – W2, mieszaniną kompostu i osadu ( $50 \div 50$ ) – W3 oraz osadem ściekowym – W4, a także zastosowanych nawozów przedstawiono w tabeli 14 (Tabela 14).

**Tabela 14** Analiza próbek stałych pobieranych z powierzchni doświadczalnej w Treście oraz różnych nawozów wykorzystanych w eksperymencie.

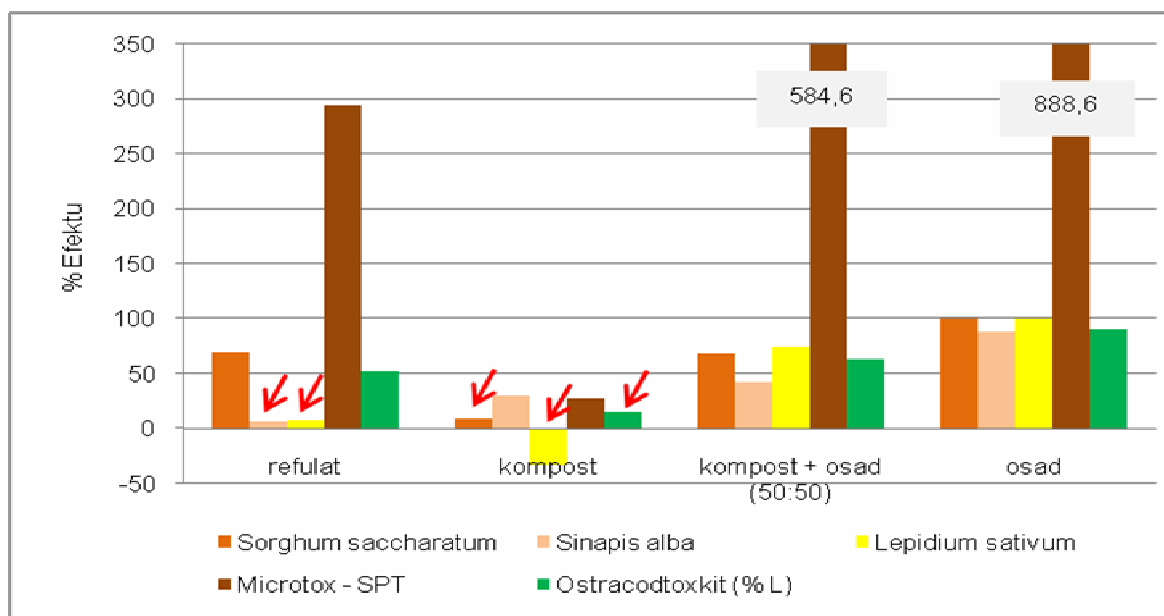
| Próbka   | Ołów<br>[mg/kg<br>s.m.] | Kadm<br>[mg/kg<br>s.m.] | Rtęć<br>[mg/kg<br>s.m.] | Nikiel<br>[mg/kg<br>s.m.] | Cynk<br>[mg/kg<br>s.m.] | Miedź<br>[mg/kg<br>s.m.] | Chrom<br>[mg/kg<br>s.m.] | N<br>[% s.m.] | P<br>[% s.m.] | K<br>[% s.m.] | Mg<br>[% s.m.] | Ca<br>[% s.m.] | odczyn | sucha<br>masa<br>% | materia<br>organiczn<br>a % |
|--|-------------------------|-------------------------|-------------------------|---------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------|---------------|---------------|----------------|----------------|--------|--------------------|-----------------------------|
| Analiza próbek nawozów wykorzystywanych w eksperymencie      |                         |                         |                         |                           |                         |                          |                          |               |               |               |                |                |        |                    |                             |
| Refulat  | 16,88                   | 0,67                    | 0,03                    | 4,07                      | 95,16                   | 29,78                    | 10,53                    | 3,55          | 0,09          | 0,11          | 0,98           | 8,96           | 6,89   | 38,85              | 13,37                       |
| Kompost  | 21,09                   | 0,66                    | 0,19                    | 5,98                      | 67,49                   | 38,91                    | 8,26                     | 3,71          | 0,15          | 0,09          | 0,65           | 12,56          | 8,6    | 68,80              | 39,19                       |
| Kompost<br>+ osad  | 24,12                   | 0,98                    | 0,05                    | 1,86                      | 120,15                  | 6,41                     | 31,47                    | 2,87          | 0,09          | 0,12          | 0,36           | 8,13           | 7,65   | 76,31              | 42,94                       |
| osad   | 19,26                   | 0,98                    | 0,01                    | 3,65                      | 84,37                   | 32,46                    | 8,96                     | 3,67          | 0,12          | 0,12          | 0,33           | 8,26           | 7,41   | 18,28              | 50,15                       |
| Analiza próbek gleby pobieranych na początku eksperymentu    |                         |                         |                         |                           |                         |                          |                          |               |               |               |                |                |        |                    |                             |
| Kontrola   | 18,57                   | 1,04                    | 0,06                    | 1,61                      | 76,37                   | 18,93                    | 26,47                    | 2,13          | 0,08          | 0,14          | 1,04           | 6,37           | 6,98   | 93,21              | 3,98                        |
| W1   | 24,75                   | 0,12                    | 0,09                    | 3,45                      | 84,16                   | 4,65                     | 24,56                    | 1,89          | 0,16          | 0,11          | 0,52           | 8,02           | 6,79   | 87,42              | 4,16                        |
| W2   | 19,87                   | 0,96                    | 0,11                    | 2,17                      | 69,78                   | 6,23                     | 27,73                    | 3,15          | 0,18          | 0,12          | 0,36           | 7,54           | 7,5    | 96,36              | 6,00                        |
| W3   | 19,06                   | 0,83                    | 0,09                    | 1,64                      | 108,32                  | 19,79                    | 18,96                    | 4,65          | 0,19          | 0,21          | 0,96           | 7,12           | 7,02   | 89,21              | 6,26                        |
| W4   | 12,35                   | 0,52                    | 0,09                    | 1,84                      | 109,3                   | 19,2                     | 16,5                     | 2,54          | 0,11          | 0,15          | 0,96           | 9,65           | 6,99   | 93,21              | 6,50                        |
| Analiza próbek gleby pobieranych na zakończenie eksperymentu |                         |                         |                         |                           |                         |                          |                          |               |               |               |                |                |        |                    |                             |
| Kontrola   | 12,56                   | 0,85                    | 0,05                    | 1,95                      | 78,12                   | 12,25                    | 31,47                    | 2,34          | 0,02          | 0,12          | 1,04           | 6,37           | 6,87   | 96,23              | 4,18                        |
| W1   | 21,13                   | 0,66                    | 0,08                    | 2,34                      | 75,12                   | 3,56                     | 28,93                    | 2,65          | 0,13          | 0,09          | 0,47           | 7,21           | 7,00   | 81,21              | 4,24                        |
| W2   | 24,75                   | 0,02                    | 0,09                    | 3,45                      | 84,16                   | 4,65                     | 24,56                    | 1,89          | 0,16          | 0,07          | 0,32           | 7,02           | 7,09   | 93,42              | 6,23                        |
| W3   | 18,44                   | 0,67                    | 0,11                    | 1,67                      | 101,23                  | 14,56                    | 31,15                    | 4,07          | 0,18          | 0,16          | 0,23           | 6,47           | 6,98   | 87,36              | 6,48                        |
| W4   | 11,32                   | 0,33                    | 0,08                    | 1,32                      | 98,42                   | 12,11                    | 20,56                    | 1,86          | 0,09          | 0,14          | 0,85           | 8,56           | 7,06   | 91,21              | 6,49                        |

Dawki nawozu, które wykorzystano na poszczególne powierzchnie wyznaczono zgodnie z wytycznymi określonymi w rozporządzeniach (Dz.U. Nr 134/8568/poz. 1140; Dz. U. Nr 236/16834/poz. 2369).

Analiza wyników opisujących ilość biogenów wskazuje, że najbardziej żyzną powierzchnią okazała się powierzchnia W4, z łączną ilością azotu, fosforu, potasu, magnezu i wapnia – 13,41%. Rozpatrując łączną ilość analizowanych metali ciężkich w próbkach gleby pobranych na początku eksperymentu, stwierdzić można, że największą ich ilość określono w próbkach pochodzących z powierzchni nawożonej jednocześnie kompostem i osadem (W3) – 168,69 mg/kg s.m., jednakże niewiele mniejszą ilość określono na powierzchni kontrolnej – 143,05 mg/kg s.m. W przypadku materii organicznej największe jej wartości stwierdzono kolejno na powierzchniach: W4, W3 i W2, co może wynikać z rodzaju zastosowanego nawozu. Parametrem, który nieznacznie uległ zmianie (w porównaniu z kontrolą) był odczyn. Największy wzrost pH stwierdzono na powierzchni nawożonej kompostem.

#### **4.6.2 Różnice w toksyczności zastosowanych nawozów i podłoży**

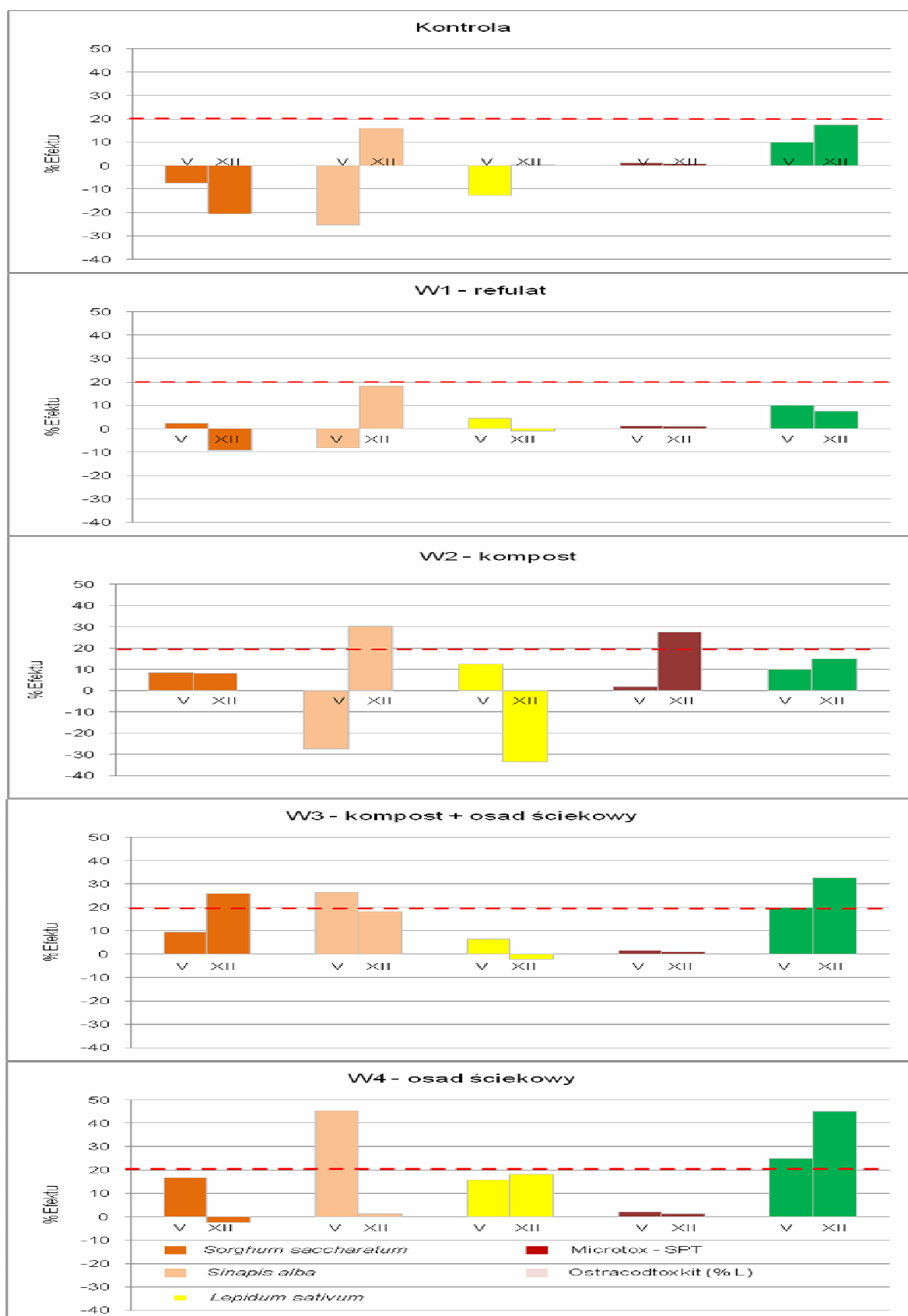
Do oceny toksyczności materiału wykorzystanego do nawożenia roślin oraz podłoża użyto testy: z nasionami roślin (*Sorghum saccharatum*, *Lepidium sativum* oraz *Sinapis alba*), bakteriami (*Vibrio fischeri* – Microtox® STP) oraz skorupiakami (*Heterocypris incongruens* – Ostracodtoxkit F™). Z przeprowadzonych analiz wynika, iż najmniej toksycznym nawozem był kompost oraz refulat. Próbkę refulatu nie były toksyczne dla *Sinapis alba* oraz *Lepidium sativum*, natomiast w przypadku próbek kompostu nie wykazano toksyczności w teście z *Sorghum saccharatum*, *Lepidium sativum* oraz z *Heterocypris incongruens* (Rysunek 58).



**Rysunek 58.** Toksyczność materiałów używanych do nawożenia wierzby ze wskazaniem (czerwona strzałka) braku reakcji toksycznej.

Ponadto, należy zwrócić uwagę na bardzo wysoką toksyczność próbek refulatu, mieszaniny kompostu i osadu oraz osadu dla *V. fischeri*. Wartość TU = 888,6 oznacza, iż próbka musiała być prawie dziewięćsetkrotnie rozcieńczona, aby reakcja testowa spadła do 50%.

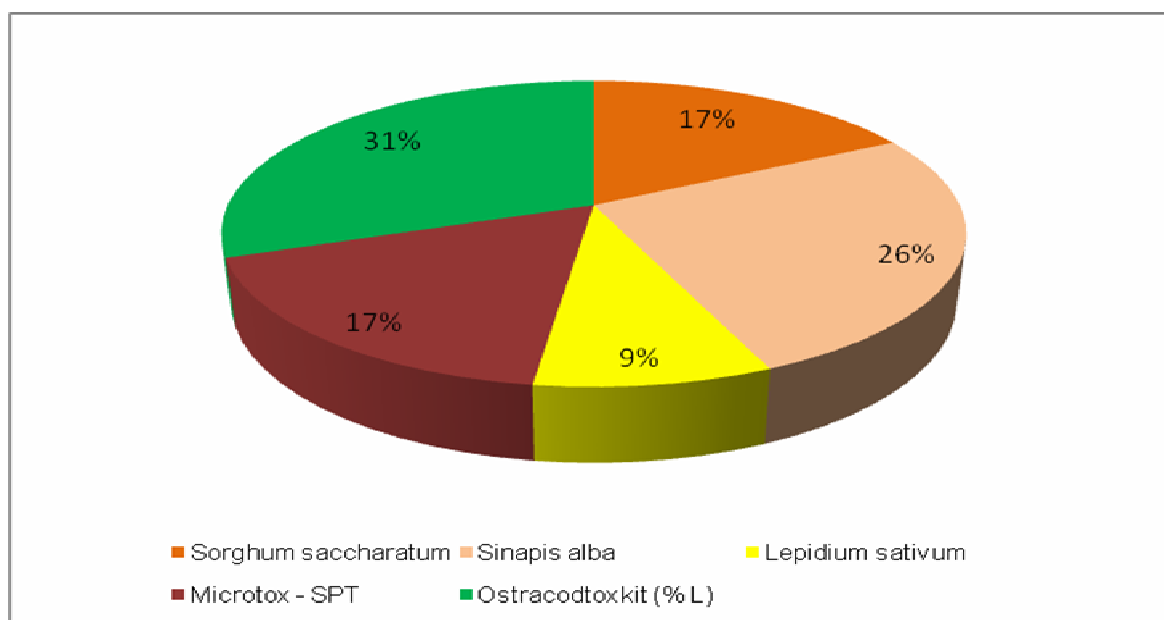
W chwili rozpoczęcia (maj – V) oraz na zakończenie eksperymentu (grudzień – XII) z powierzchni (kontrola, W1 – W4) pobrano materiał glebowy do badań toksyczności. Najmniej toksycznymi okazały się próbki pobrane z powierzchni kontrolnej, oraz z powierzchni nawiezionej refulatem (Rysunek 59).



**Rysunek 59.** Zmiana toksyczności podłoża nawożonego odmiennymi substratami w czasie jednego sezonu wegetacyjnego. Na wykresach zaznaczono poziom, poniżej którego próbki uznaje się za nietoksyczne (PE < 20%, z wyjątkiem testu Microtox – SPT).

W sezonie wegetacyjnym nie stwierdzono obniżenia toksyczności badanych próbek gleby. Być może w trakcie rozkładu związków obecnych w osadzie oraz w kompoście powstały substancje toksyczne dla organizmów, które nie były analizowane. Wskazuje na to przede wszystkim fakt, że różnice pomiędzy całkowitą ilością metali na powierzchni kontrolnej, a badanymi powierzchniami W1 – W4, nie były duże, natomiast odnotowano różnice w toksyczności próbek pobranych z tych powierzchni.

Spośród pakietów oceny toksyczności najczęściej reakcji testowych odnotowano w teście z udziałem *Heterocypris incongruens*. Najmniej wrażliwe okazały się nasiona *Lepidium sativum* (Rysunek 60).



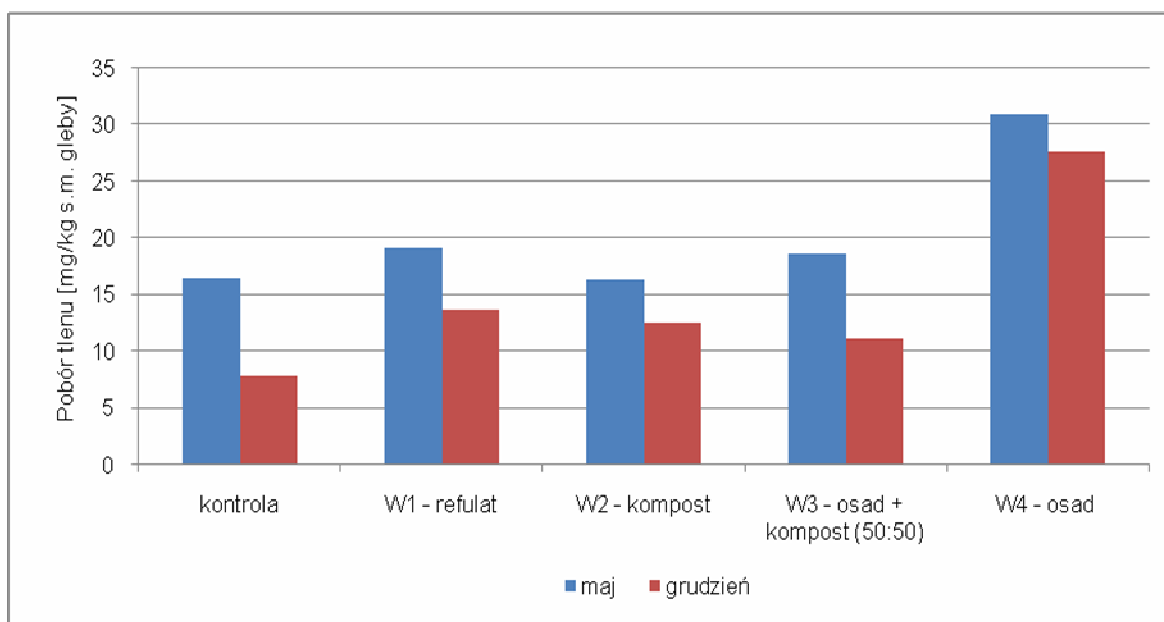
**Rysunek 60.** Różnorodny udział reakcji testowych u poszczególnych osobników wskazujący na konieczność stosowania baterii biotestów do oceny toksyczności próbek gleby i używanych nawozów organicznych.

#### 4.6.3 Analiza aktywności oddychania gleby

Badania aktywności metabolicznej przeprowadzone na poszczególnych nawozach użytych następnie na powierzchniach badawczych wskazały, że średnio największą ilość tlenu zużyła próbka osadu ściekowego – 147,35 mg O<sub>2</sub>/kg s.m., następnie próbka kompostu – 103,65 mg O<sub>2</sub>/kg s.m., kolejno mieszanina kompostu i osadu oraz refulat z wartościami: 97,56 mg O<sub>2</sub>/kg s.m. oraz 49,32 mg O<sub>2</sub>/kg s.m.

Rozpatrując różnice pomiędzy poszczególnymi powierzchniami największą ilość pobranego tlenu określono w próbkach pobranych z powierzchni nawiezionej osadem ściekowym. Pomiedzy pozostałymi powierzchniami różnice nie wskazywały na powiązanie z rodzajem nawozu. Analizując zmienność sezonową można stwierdzić, że

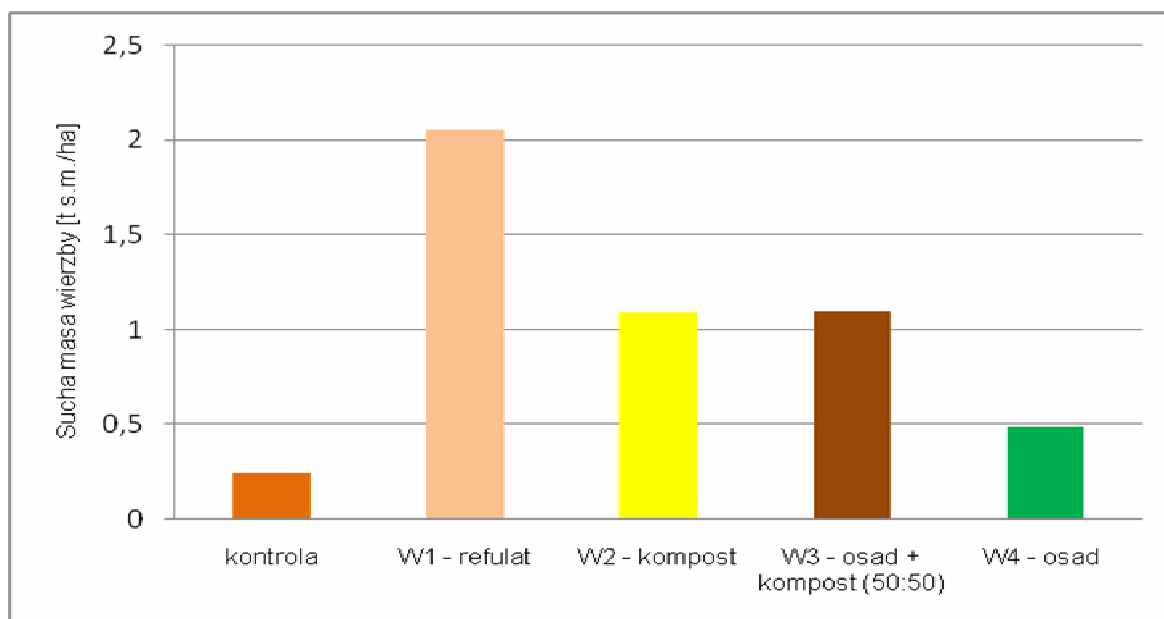
próbki pobrane w maju wykazały wyższą aktywność metaboliczną niż próbki pobrane w grudniu (Rysunek 61).



**Rysunek 61.** Aktywność oddychania gleby zależna od rodzaju zastosowanego nawozu.

#### 4.6.4 Analiza biomasy wierzby

Po okresie wegetacyjnym wierzbę ścięto i określono jej biomase. Wyniki wskazują, iż najwyższą wartość suchej masy otrzymano z powierzchni, na której wierzba nawożona była refulatem (W1) – 2,04 t s.m./ha, natomiast najmniejszą, nie licząc kontroli, z powierzchni z osadem (W4) – 0,49 t s.m./ha. Z dwóch następnych powierzchni wartości biomasy były bardzo zbliżone i kształtowały się na poziomie 1,09 t s.m./ha (Rysunek 62).



**Rysunek 62.** Produktivność wierzby zależna od rodzaju zastosowanego nawozu organicznego. Wysoka wartość suchej masy otrzymana z powierzchni nawożonej mieszaniną kompostu i osadu wskazuje na opłacalność stosowania takiego nawozu.

Fakt, że z powierzchni nawożonej refulatem otrzymano najwyższą biomase, może wskazywać na odpowiednie jego właściwości fizyko-chemiczne, a jednocześnie na znikomą jego toksyczność, nie tylko dla organizmów testowych, ale także dla wierzby. Wyniki dotyczące wielkości zebranego plonu z kolejnych powierzchni, wskazują, iż dodanie kompostu do osadu i użycie takiej mieszaniny jako nawozu, może być powodem obniżenia toksyczności osadu, co jednocześnie przełożyło się na wzrost biomasy wierzby. Wydaje się zasadne zatem nawożenie jednoczesne osadem i kompostem, co pozwoliłoby na utylizację tą drogą osadu ściekowego, nie powodując jednoczesnego obniżenia biomasy.

#### 4.6.5 Zawartość pierwiastków biogennych oraz metali w tkankach wierzby

Uzyskane wyniki analiz zawartości pierwiastków biogennych w tkankach wierzby kształtują się następująco: największą sumaryczną ilość nutrientów pobrała wierzba powierzchni W3 (1,36%), następnie z powierzchni W1 (1,30%), W2 – 0,99%, natomiast najmniej z powierzchni W4 (0,88%). Analizując sumaryczną ilość metali stwierdzono, że największe ich ilości zakumulowała wierzba posadzona na powierzchni nawożonej osadem ściekowym (W4) – 43,89 mg/kg s.m., a następnie refulatem (W1) i mieszaniną kompostu i osadu (W3), odpowiednio: 42,66 mg/kg s.m. i 40,06 mg/kg s.m. (Tabela 15).

**Tabela 15.** Analiza próbek materiału roślinnego pobranego z powierzchni różnorodnie nawożonych.

| l.p. | Pb            | Cd            | Hg            | Ni            | Zn            | Cu            | Cr            | N      | P      | K      |
|------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------|--------|--------|
|      | mg/kg<br>s.m. | mg/kg<br>s.m. | mg/kg<br>s.m. | mg/kg<br>s.m. | mg/kg<br>s.m. | mg/kg<br>s.m. | mg/kg<br>s.m. | % s.m. | % s.m. | % s.m. |
| K    | 2,6           | 0,08          | 0,01          | 0,28          | 25,8          | 4,6           | 0,27          | 0,58   | 0,07   | 0,27   |
| W1   | 3,1           | 0,16          | 0,01          | 0,31          | 34,1          | 4,7           | 0,28          | 0,61   | 0,10   | 0,59   |
| W2   | 2,6           | 0,08          | 0,02          | 0,33          | 29,6          | 4,9           | 0,31          | 0,67   | 0,09   | 0,23   |
| W3   | 3,1           | 0,12          | 0,01          | 0,26          | 31,2          | 5,1           | 0,27          | 0,68   | 0,12   | 0,56   |
| W4   | 3,6           | 0,15          | 0,02          | 0,31          | 34,7          | 4,8           | 0,31          | 0,57   | 0,08   | 0,23   |

Z otrzymanych wyników wyliczono współczynniki koncentracji dla poszczególnych pierwiastków zakumulowanych w tkankach wierzby (Tabela 16). Rozpatrując stosunek łącznej zawartości pierwiastków biogennych (N, P, K) w tkankach wierzby i łącznej ich ilości w glebie (N, P, K) wyliczony współczynnik był największy dla wierzby z powierzchni W1 (0,921), następnie W3 (0,440) i W2 (0,397), natomiast najmniejszy dla roślin z powierzchni W4 nawożonej osadem. Analizując poszczególne metale, można stwierdzić, że największe współczynniki osiągnęły one na następujących powierzchniach: ołów, rtęć, nikiel oraz chrom na powierzchni nawożonej osadem ściekowym; cynk – na powierzchni nawożonej kompostem, natomiast kadm i miedź na powierzchni nawożonej refulatem.

**Tabela 16.** Współczynniki biokoncentracji analizowanych metali oraz łącznej ilości substancji biogenicznych w tkankach wierzb.

| Rodzaj próbki | Pb    | Cd    | Hg    | Ni    | Zn    | Cu    | Cr    | Pierwiastki biogenne |
|---------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|----------------------|
| kontrola      | 0,140 | 0,077 | 0,167 | 0,174 | 0,338 | 0,243 | 0,010 | 0,489                |
| W1            | 0,125 | 1,333 | 0,111 | 0,090 | 0,405 | 1,011 | 0,011 | 0,921                |
| W2            | 0,131 | 0,083 | 0,182 | 0,152 | 0,424 | 0,787 | 0,011 | 0,397                |
| W3            | 0,163 | 0,145 | 0,111 | 0,159 | 0,288 | 0,258 | 0,014 | 0,440                |
| W4            | 0,291 | 0,288 | 0,222 | 0,168 | 0,317 | 0,250 | 0,019 | 0,386                |

#### 4.7 Koncepcyjny model matematyczny

W pracy przedstawiono cztery przykładowe scenariusze prezentujące działanie modelu. W tabeli 17 (Tabela 17) umieszczono dane, które zostały wprowadzone do modelu z wykorzystaniem "zakładki" użytkownika.

**Tabela 17.** Parametry opisujące: moduł „Produkcja biomasy”, „Utylizacja osadów ściekowych” i „Ekonomika” wykorzystane w prezentowanych scenariuszach.

| <b>SCENARIUSZE</b>                                   |          |            |            |                               |
|--|----------|------------|------------|-------------------------------|
| Nr scenariusza                                       | <b>1</b> | <b>2</b>   | <b>3</b>   | <b>4</b>                      |
| Zmieniane parametry                                  | pH 7     | pH 7 + NPK | pH 4 + NPK | zmiana warunków klimatycznych |
| <b>Moduł "Produkcja biomasy"</b>                     |          |            |            |                               |
| gęstość obsady [ilość sadzonek/ha]                   | 30000    | 30000      | 30000      | 30000                         |
| biomasa roślin zielnych w pierwszym roku [t s.m./ha] | 0        | 0          | 0          | 0                             |
| biomasa roślin zielnych w drugim roku [t s.m./ha]    | 0        | 0          | 0          | 0                             |
| pH gleby   | 7        | 7          | 4          | 7                             |
| ilość sadzonek zaatakowanych przez szkodniki na 1 ha | 0        | 0          | 0          | 0                             |
| ilość zwierzyny                                      | 0        | 0          | 0          | 0                             |
| zawartość materii organicznej [%]                    | 10       | 10         | 10         | 10                            |
| <b>Moduł "Utylizacja osadów ściekowych"</b>          |          |            |            |                               |
| sucha masa [%]                                       | 22,421   | 22,421     | 22,421     | 22,421                        |
| Cd [mg/kg s.m. osadu]                                | 4,3      | 4,3        | 4,3        | 4,3                           |
| Cr [mg/kg s.m. osadu]                                | 164      | 164        | 164        | 164                           |
| Cu [mg/kg s.m. osadu]                                | 461      | 461        | 461        | 461                           |
| Hg [mg/kg s.m. osadu]                                | 3,8755   | 3,8755     | 3,8755     | 3,8755                        |
| Pb [mg/kg s.m. osadu]                                | 74,94    | 74,94      | 74,94      | 74,94                         |
| Ni [mg/kg s.m. osadu]                                | 73,61    | 73,61      | 73,61      | 73,61                         |
| Zn [mg/kg s.m. osadu]                                | 1732     | 1732       | 1732       | 1732                          |
| N [mg/kg s.m. osadu]                                 | 17100    | 17100      | 17100      | 17100                         |
| P [mg/kg s.m. osadu]                                 | 10300    | 10300      | 10300      | 10300                         |
| K [mg/kg s.m. osadu]                                 | 2100     | 2100       | 2100       | 2100                          |
| dawka osadu możliwa do zastosowania [t/ha]           | 11,5     | 11,5       | 11,5       | 11,5                          |
| N dostarczany w postaci nawozu [kg/ha]               | 0        | 167,6      | 167,6      | 167,6                         |
| P dostarczany w postaci nawozu [kg/ha]               | 0        | 220,3      | 220,3      | 220,3                         |
| K dostarczany w postaci nawozu [kg/ha]               | 0        | 383,7      | 383,7      | 383,7                         |
| N – ilość przy zastosowanej dawce osadu [kg/ha]      | 132,4    | 132,4      | 132,4      | 132,4                         |
| P – ilość przy zastosowanej dawce osadu [kg/ha]      | 79,7     | 79,7       | 79,7       | 79,7                          |
| K – ilość przy zastosowanej dawce osadu [kg/ha]      | 16,3     | 16,3       | 16,3       | 16,3                          |
| N "brakujący" [kg/ha]                                | 167,6    | 167,6      | 167,6      | 167,6                         |
| P "brakujący" [kg/ha]                                | 220,3    | 220,3      | 220,3      | 220,3                         |
| K "brakujący" [kg/ha]                                | 383,7    | 383,7      | 383,7      | 383,7                         |
| <b>Moduł "Ekonomika"</b>                             |          |            |            |                               |
| powierzchnia [ha]                                    | 1        | 1          | 1          | 1                             |
| cena rynkowa za tonę suchej masy                     | 80       | 80         | 80         | 80                            |
| Kaloryczność [GJ]                                    | 16,93    | 134,38     | 10,54      | 564,76                        |
| wartość energetyczna [MWh/ha]                        | 2,9      | 22,9       | 1,8        | 96,3                          |
| sprzedaż biomasy                                     | 130      | 1034       | 81         | 4344                          |
| <b>EFEKT</b>   |          |            |            |                               |
| biomasa [t s.m./ha]                                  | 1,7      | 13,5       | 0,78       | 57                            |
| akumulacja metali [g/ha]                             | 1850     | 5500       | 1700       | 16000                         |

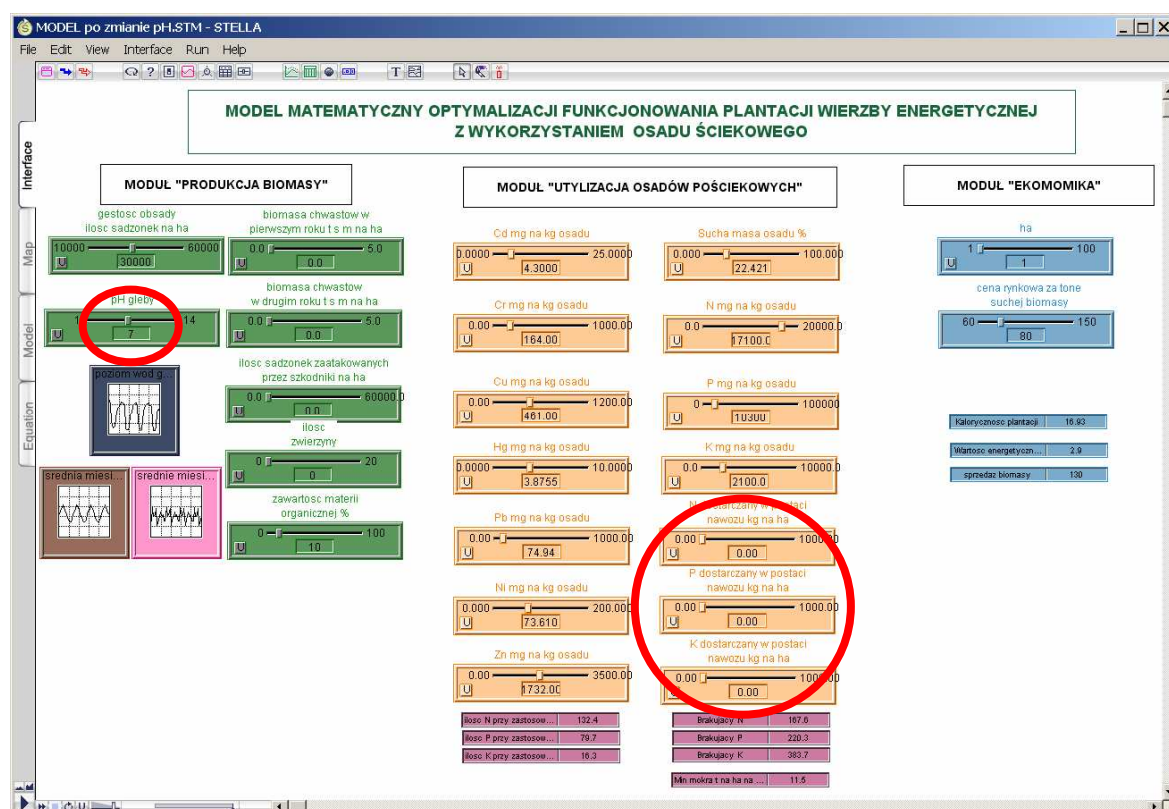
### Scenariusze:

- scenariusz 1 – koncentrując się na odczynie stworzono w nim bliskie optymalnym warunki środowiska glebowego.
- scenariusz 2 – parametrem zmienionym w stosunku do „Scenariusza 1” była ilość dostępnych dla wierzby pierwiastków biogenych dostarczonych w postaci nawozu mineralnego.
- scenariusz 3 – parametrem zmienionym w stosunku do „Scenariusza 2” był odczyn podłoża. Przyjęto, że odczyn będzie wynosił 4.
- scenariusz 4 – przedstawia wariant z  $\text{pH} = 7$  i odpowiednią ilością substancji pokarmowych w podłożu, jednakże przy zmienionych warunkach klimatu (znacznie wyższa średnia temperatura w roku oraz mniejsza ilość opadów).

Poniżej przedstawiono scenariusze w postaci schematów ze wskazaniem elementów, które odróżniały poszczególne warianty (czerwona strzałka lub okrąg).

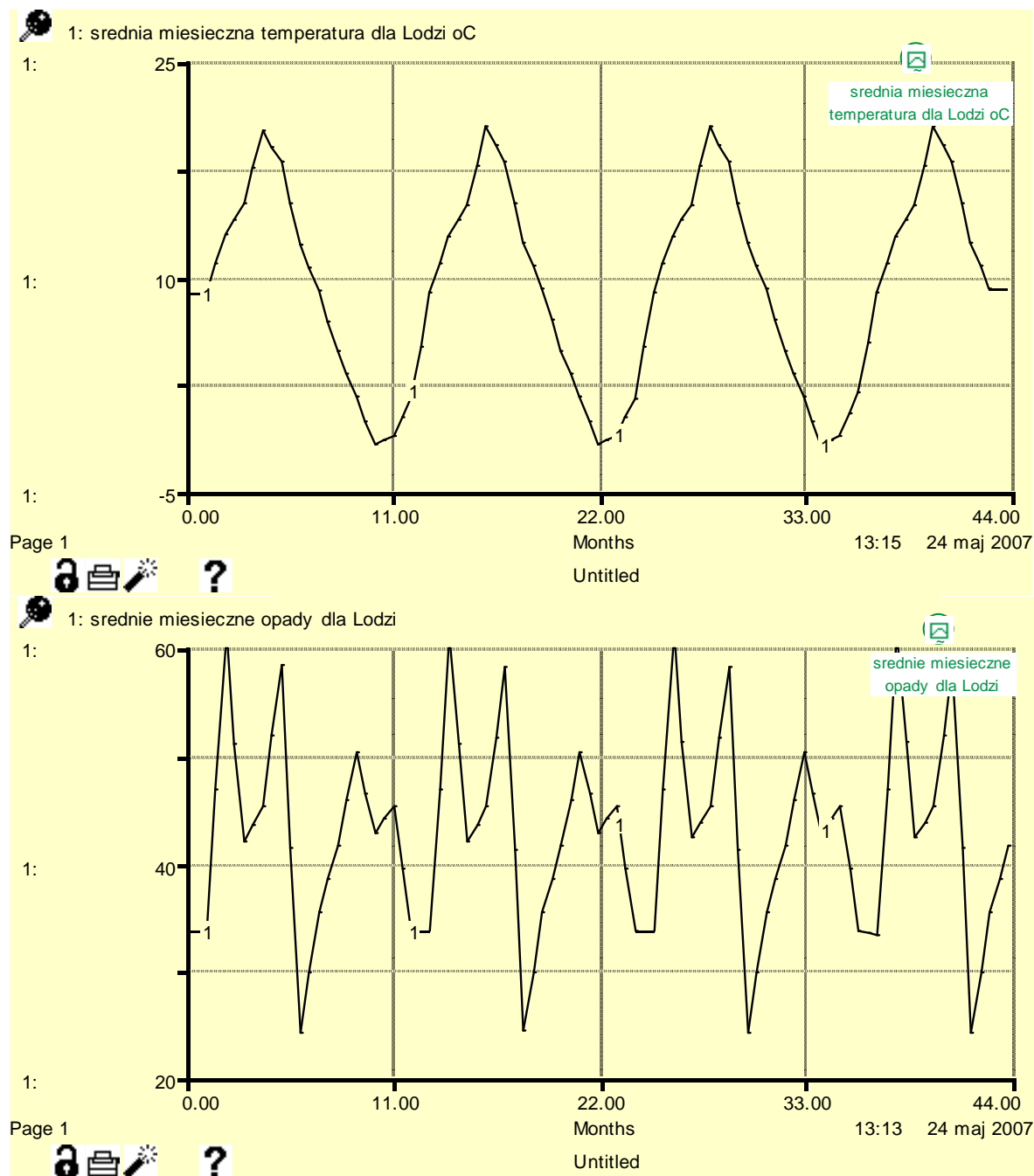
### Scenariusz 1

Czynnikami rozważanymi w tym scenariuszu są: odczyn ( $\text{pH} = 7$ ) oraz niewystarczająca ilość substancji pokarmowych w podłożu (Rysunek 63).



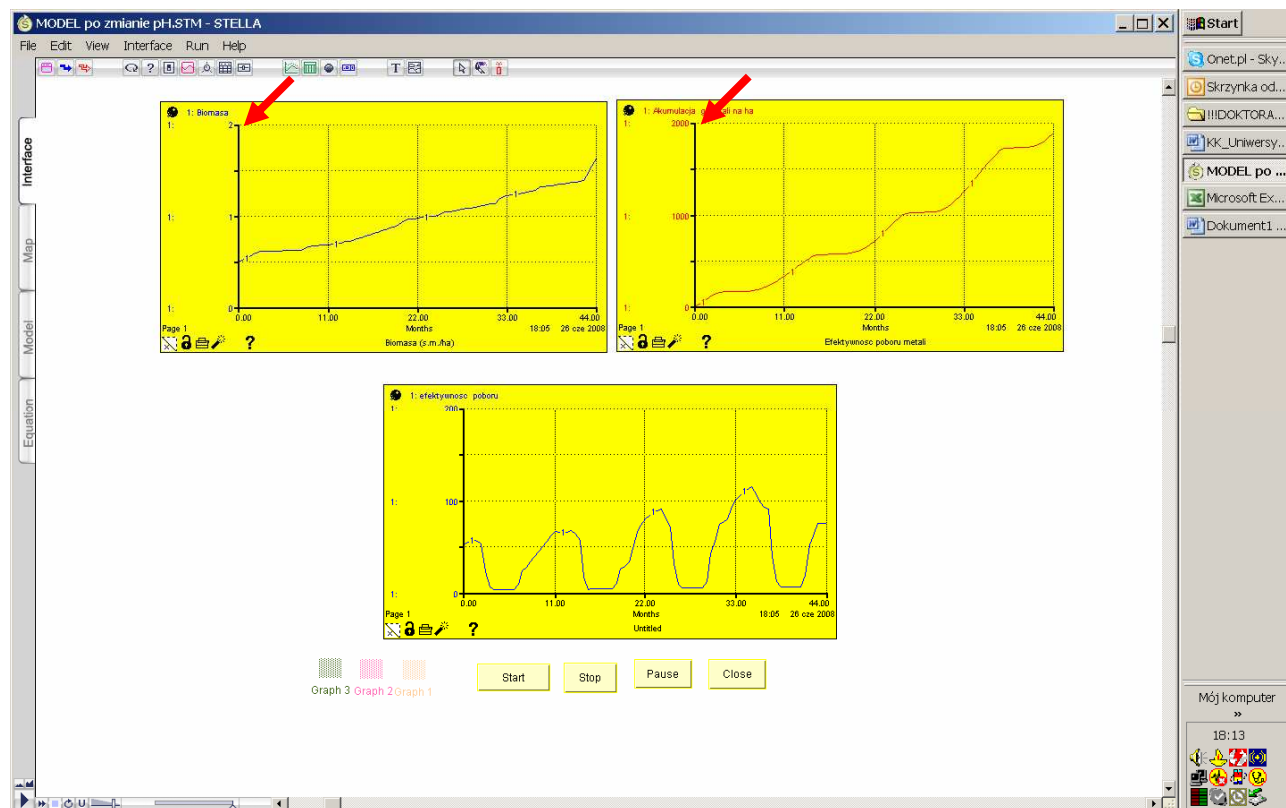
**Rysunek 63.** Schematyczne przedstawienie „Scenariusza 1” ze wskazaniem odczynu ( $\text{pH} = 7$ ) oraz braku nawożenia mineralnego.

W scenariuszu założono, że poziom wód gruntowych ulega sezonowym fluktuacjom. Wartości przyjęte w „Scenariuszu 1” przedstawiono na Rysunku 8 (Wyniki 3.5.1.1, Rysunek 8). W przypadku warunków meteorologicznych, przyjęto, że zarówno temperatura, jak i ilość opadów, odpowiadają wartościom opisującym warunki meteorologiczne okolic Łodzi (Rysunek 64).



**Rysunek 64.** Warunki meteorologiczne przyjęte w rozważanych scenariuszach modelu (scenariusz 1, 2 i 3).

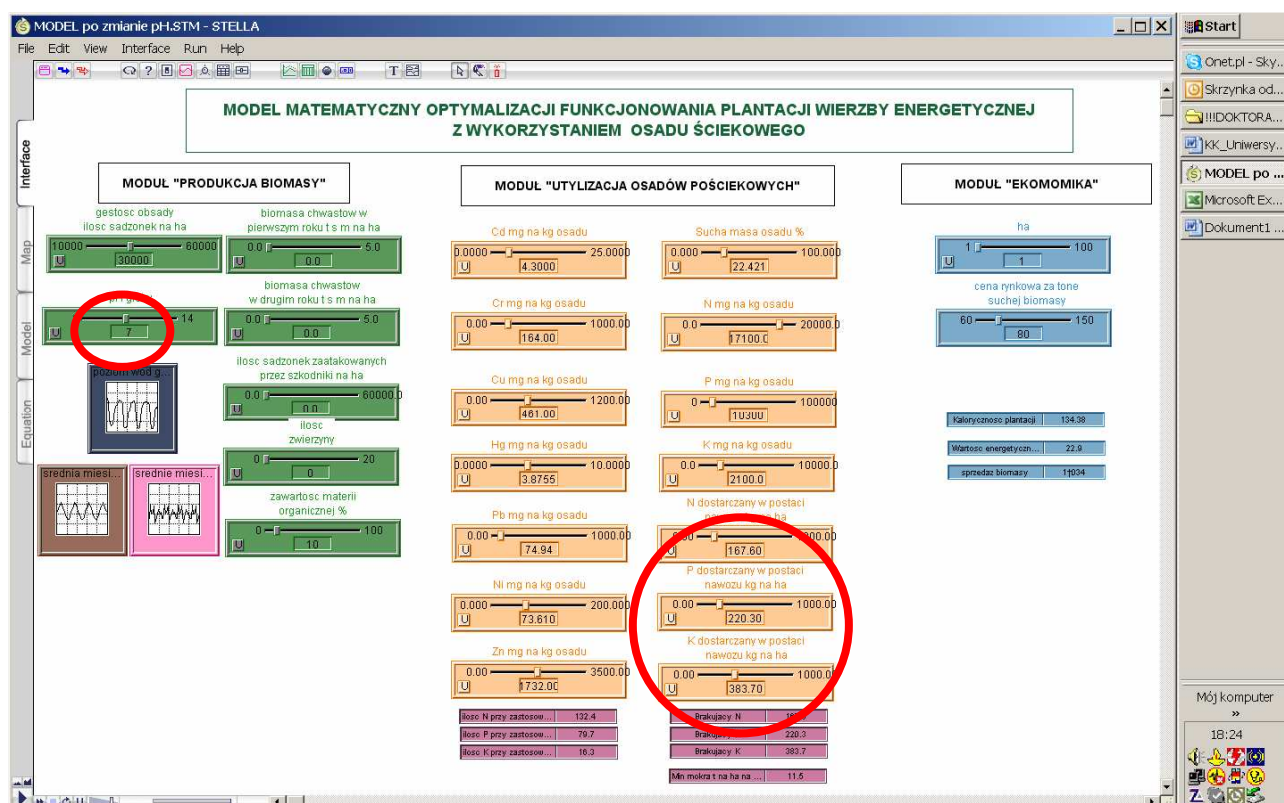
Zbyt mała ilość substancji pokarmowych dostarczonych z zastosowaną dawką osadu ściekowego limitowaną ilością metali, spowodowała obniżoną produkcję biomasy, mimo optymalnego odczynu podłoża (Rysunek 65).



**Rysunek 65.** Schematyczne przedstawienie „Scenariusza 1” ze wskazaniem uzyskanej biomasy oraz ilości pobranych metali.

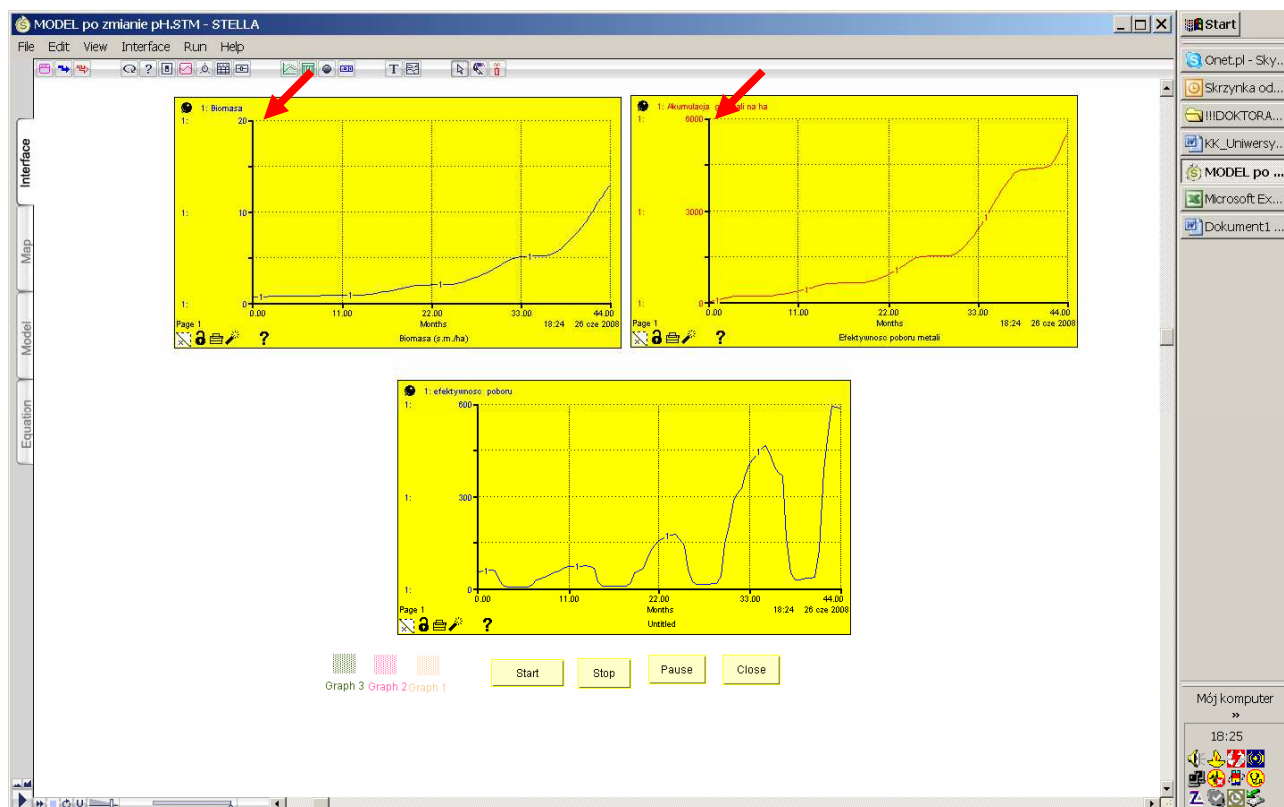
## Scenariusz 2

Wariant ten różni się od powyższego zasobnością podłoża w składniki pokarmowe (Rysunek 66). Ilość pierwiastków biogennych dostarczona wraz z osadem ściekowym została uzupełniona nawożeniem mineralnym („Brakujący N”, „Brakujący P” oraz „Brakujący K”). Odczyn podłoża, poziom wód gruntowych oraz warunki meteorologiczne przyjęto ze „Scenariusza 1”.



**Rysunek 66.** Schematyczne przedstawienie „Scenariusza 2” ze wskazaniem odczynu ( $\text{pH} = 7$ ) oraz dostarczonego azotu, fosforu oraz potasu w postaci nawozu mineralnego.

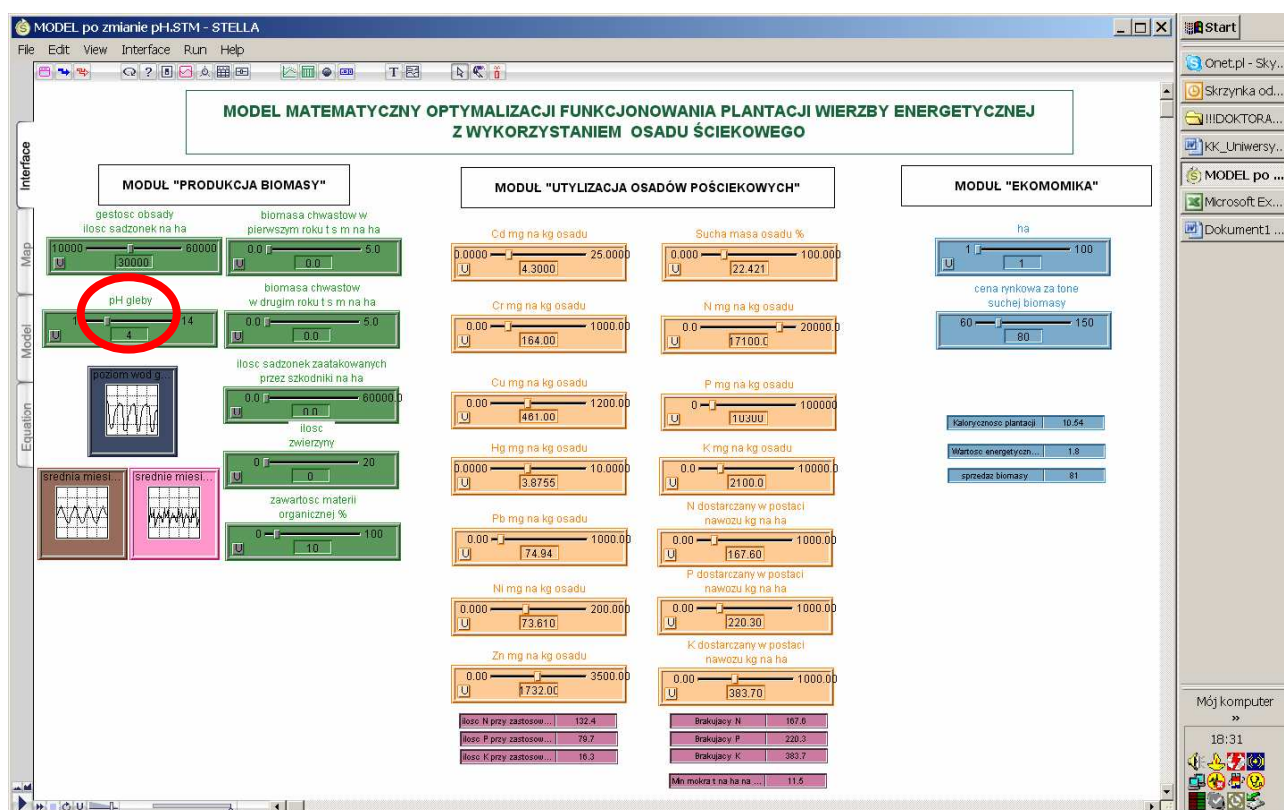
Odpowiednia zasobność podłoża oraz bliski optymalnemu odczyn spowodowały wzrost plonu uzyskanego z plantacji (Rysunek 67).



**Rysunek 67.** Schematyczne przedstawienie „Scenariusza 2” ze wskazaniem uzyskanej wyższej wartości biomasy oraz wzrostu rzeczywistej ilości pobranych metali.

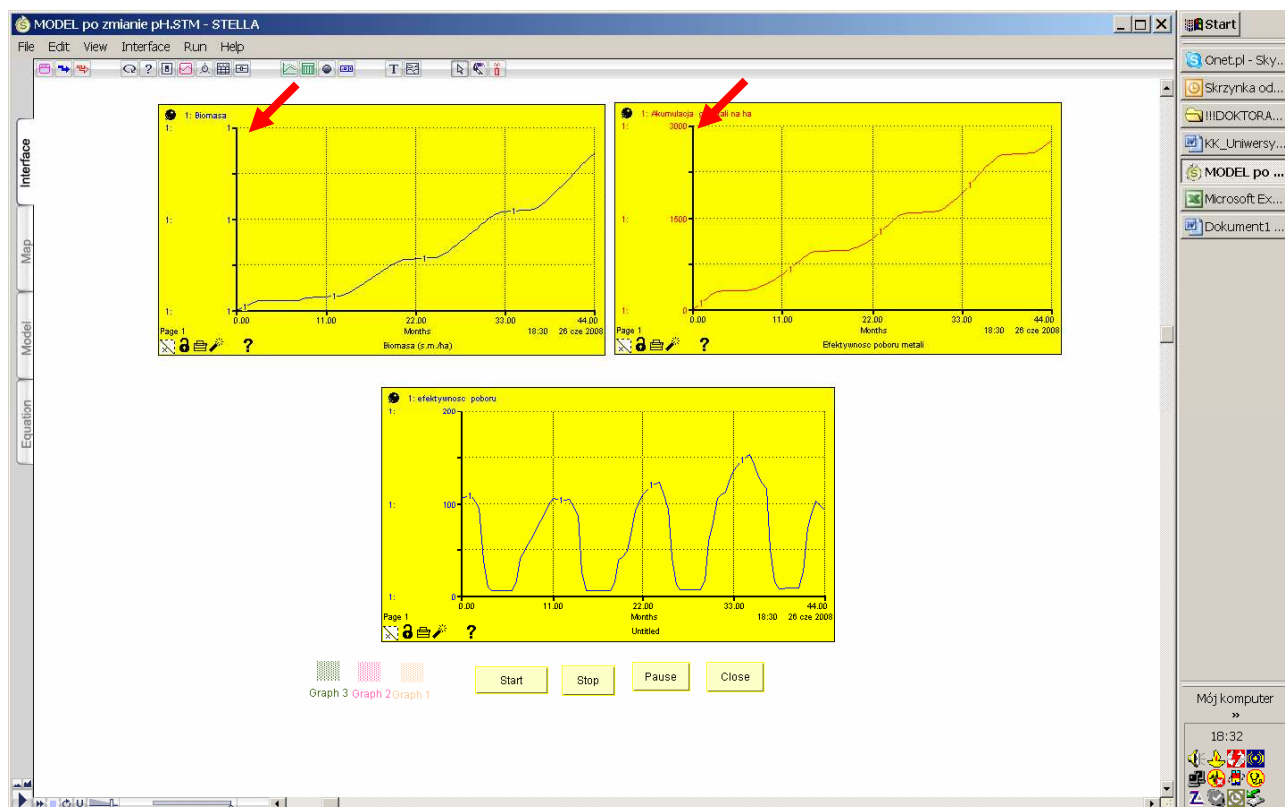
### Scenariusz 3

Wariant ten różni się od „Scenariusza 2” wartością pH podłoża. Nie zmieniano poziomu wód gruntowych, średniej temperatury oraz sumy opadów przyjętych w dwóch poprzednich scenariuszach (Rysunek 68).



**Rysunek 68.** Schematyczne przedstawienie „Scenariusza 3” ze wskazaniem zmodyfikowanego odczynu podłoża (pH 4).

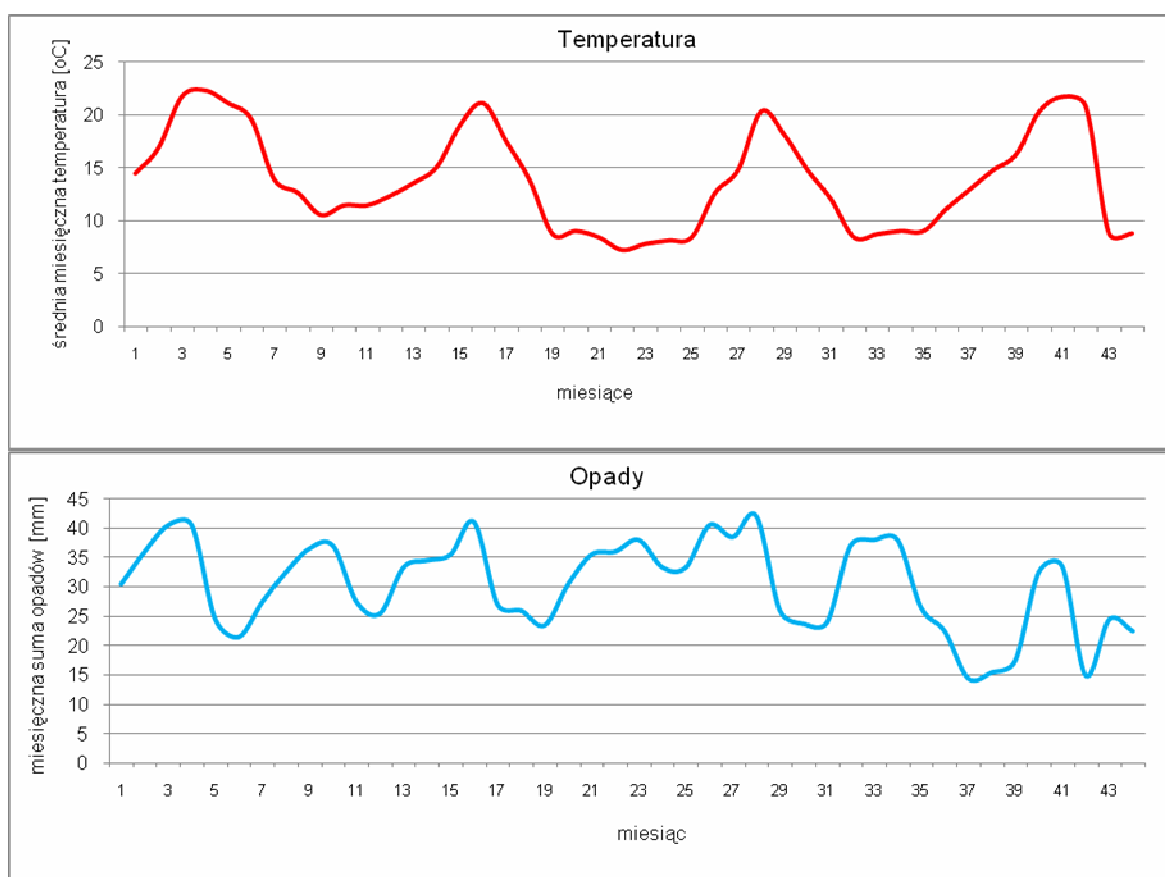
Kwaśny charakter podłoża spowodował znaczne obniżenie plonu. Jednocześnie odnotowano wzrost zdolności wierzby do poboru metali (Rysunek 69).



**Rysunek 69.** Schematyczne przedstawienie „Scenariusza 3” ze wskazaniem uzyskanej biomasy oraz większej ilości pobranych metali w przeliczeniu na jedną tonę.

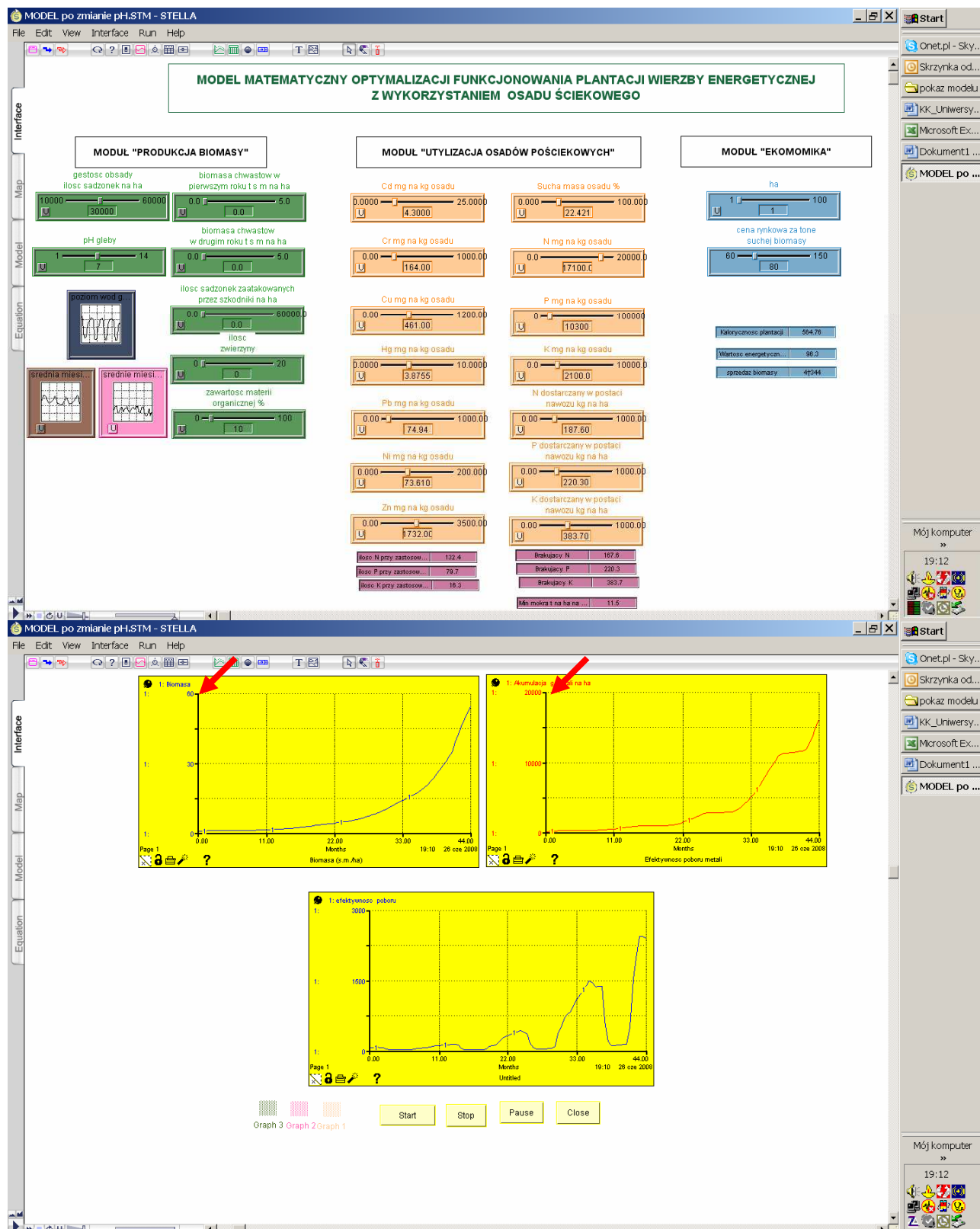
#### Scenariusz 4

W scenariuszu tym przy zachowanym  $\text{pH} = 7$  i poziomie wód gruntowych ze „Scenariuszy 1 – 3”, oraz przy odpowiedniej ilości pierwiastków biogenych w podłożu, zmieniono warunki meteorologiczne: temperaturę i opady (Rysunek 70). W prezentowanym wariantcie przyjęto, iż nastąpi wzrost średniej miesięcznej temperatury i jednocześnie obniżenie ilości opadów.



**Rysunek 70.** Charakterystyka warunków meteorologicznych przyjętych w „Scenariuszu 4”.

W konsekwencji zmian klimatycznych odnotowano w „Scenariuszu 4” uzyskany większy plon wierzby (Rysunek 71).



**Rysunek 71.** Schematyczne przedstawienie „Scenariusza 4” ze wskazaniem uzyskanej biomasy oraz ilości metali, które zostaną usunięte z podłoża wraz z plonem.

**Biomasa**

Analiza powyższych scenariuszy pozwala stwierdzić, że zapewnienie optymalnych warunków glebowych w postaci odpowiedniej ilości składników pokarmowych oraz optymalnego pH gleby („Scenariusz 2”) zapewnia uzyskanie wyższego plonu, niż otrzymany z powierzchni nieprawidłowo przygotowanych („Scenariusz 1 i 3”). Jak istotna jest właściwa ilość pierwiastków biogennych dla prawidłowego wzrostu wierzby pokazuje „Scenariusz 1”, w którym brak prawidłowego nawożenia było powodem uzyskanego niskiego plonu. Kolejnym ważnym elementem jest odczyn podłoża. Jego rangę wskazuje „Scenariusz 3”: wzrost kwasowości gleby spowodował obniżenie wielkości plonu wierzby. Czynnikiem wpływającym w bardzo wyraźny sposób na przyrost biomasy można uznać warunki meteorologiczne („Scenariusz 4”).

**Akumulacja metali**

Rozpatrując te same scenariusze pod kątem poboru przez wierzbę metali ciężkich dostarczonych na plantacje z osadem ściekowym można stwierdzić, że w przeliczeniu na tonę suchej masy największą ich ilość wierzba pobiera z gleby silnie zakwaszonej („Scenariusz 3”). Rozważając jednak jednoczesne zyski ekonomiczne i środowiskowe dużo bardziej opłacalny jest „Scenariusz 2”: przy odczynie gleby mniej sprzyjającym poborowi metali, ale zapewniającemu odpowiednio duży plon, łącznie usuniętych z biomasą zostanie więcej metali niż wskazuje „Scenariusz 3”.

## 5 Dyskusja

### 5.1 Restytucja cyklu krążenia biopierwiastków w obszarach zurbanizowanych przez produkcję bioenergii

Początki systemu kanalizacyjnego Łodzi sięgają połowy XIX wieku, kiedy to dostrzeżono konieczność oczyszczania ścieków miejskich. Projekt systemu został wykonany przez Wiliama Heerleina Lindleya (GOŚ 2005; Bezkowski 2007). Układ topograficzny Łodzi stwarzał możliwości grawitacyjnego odprowadzania ścieków do oczyszczalni, którą zaplanowano w rejonie Lublinka, w pobliżu rzeki Ner. Oczyszczalnię oddano do eksploatacji w 1932 roku i działała ona do 1995 roku. W 1994 roku rozpoczęła swoją działalność Grupowa Oczyszczalnia Ścieków. Według oficjalnych danych do GOŚ dopływają obecnie ścieki z terenów zamieszkałych przez blisko 850 tys. mieszkańców. W około 50% są to ścieki z kanalizacji ogólnospławnej niosącej obok ścieków bytowo - gospodarczych i przemysłowych także wody opadowe (<http://www.gos.lodz.pl/>). Technologie stosowane w oczyszczalni zapewniają dużą efektywność w oczyszczaniu ścieków. I tak na podstawie średnich, w roku 2005 stwierdzono, że stopień redukcji ilości azotu w oczyszczonych ściekach jest na poziomie 55,63%, natomiast fosforu – 86,86%. Mimo jednak dużej efektywności pracy GOŚ, wody rzeki Ner nadal nie posiadają dobrej jakości (GOŚ 2005).

Podczas procesu oczyszczania ścieków powstają nie tylko oczyszczone ścieki, ale także osady ściekowe. Łódzka oczyszczalnia rocznie wytwarza ich około 72 000 ton (ok. 200 t/24 h). Wytworzone osady poddawane są: zagęszczeniu, stabilizacji w procesie fermentacji, odwodnieniu, a następnie składowaniu. Wyprodukowany w procesie fermentacji biogaz zasila 3 agregaty prądotwórcze, które zaspakajają potrzeby energetyczne oczyszczalni w około 90% (<http://www.gos.lodz.pl/>). Nieustannie kontrowersyjnym problemem jest jednak, nie tylko w oczyszczalni łódzkiej, gospodarka i sposób utylizacji osadów ściekowych.

Osad komunalny wg *Ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 roku o odpadach* (Dz. U. Nr 62 poz. 628) to „...pochodzący z oczyszczalni ścieków osad z komór fermentacyjnych oraz innych instalacji służących do oczyszczania ścieków komunalnych oraz innych ścieków o składzie zbliżonym do składu ścieków komunalnych...”. Powyższa ustawa precyzuje: wykorzystanie osadów ściekowych w rolnictwie, do rekultywacji terenu, do uprawy roślin

przeznaczonych do produkcji kompostu lub do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz; kompostowanie osadów ściekowych; termiczne ich przekształcanie oraz składowanie.

W Polsce łączna ilość osadów wytworzonych w ciągu 2006 roku wynosiła 1064,7 tys. ton suchej masy. Osady komunalne stanowiły 47,08% tej wartości (GUS 2007). Z danych opublikowanych przez Główny Urząd Statystyczny (GUS) wynika, że w 2006 roku największa ilość osadów była składowana – 147,1 tys. ton s.m., następnie stosowana do rekultywacji terenów (w tym gruntów na cele rolne – 109,7 tys. ton s.m.), w rolnictwie – 80,6 tys. ton s.m., do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu – 28,1 tys. ton s.m. oraz przekształcona termicznie – 4,5 tys. ton s.m.

Według *Rozporządzenia Ministra Gospodarki z 30 maja 2003 roku w sprawie szczegółowego zakresu obowiązku zakupu energii elektrycznej i ciepła z odnawialnych źródeł energii oraz energii elektrycznej wytwarzanej w skojarzeniu z wytwarzaniem ciepła (Dz.U. Nr 104/6949/poz. 971)* osady jako „...substancje pochodzenia roślinnego lub zwierzęcego, które podlegają biodegradacji, pochodzące z produktów, odpadów i pozostałości z produkcji rolnej i leśnej oraz przemysłu przetwarzającego ich produkty, a także inne części odpadów, które podlegają biodegradacji...” mogą być użytkowane jako biomasa, a energia z nich wytwarzana może być traktowana jako energia z odnawialnych źródeł energii, na co wskazuje wiele źródeł w literaturze. Zainteresowanie osadami jako alternatywnym paliwem wynika przede wszystkim z faktu, iż jego wartość opałowa po wysuszeniu do poziomu 91% zawartości suchej masy wynosi od 2,7 do 3,4 kWh/kg (Oleszkiewicz 2007a). Dla porównania wartość energetyczna wierzby *Salix viminalis* to około 4,5 kWh/kg (Szczukowski i in. 2002; Kościk 2003), natomiast węgla kamiennego 7 – 8 kWh/kg (Oleszkiewicz 2007a). Podstawowym i koniecznym jednak etapem pozyskiwania osadu, który umożliwia odzysk energii w procesie spalania, jest jego uprzednie wysuszenie do zawartości ok. 58 – 95% s.m. Suszenie prowadzone metodą konwencjonalną jest bardzo energochłonne, natomiast z wykorzystaniem np. energii słonecznej, czy biogazu wymaga znacznych nakładów inwestycyjnych (Szczygieł 2004). Ponadto podczas termicznego przekształcania osadów ściekowych, mimo wychwytywania ponad 99% pyłów jakie powstają, produktem ubocznym są i tak odpady paleniskowe oraz gazy, między innymi dwutlenek węgla (Kronberger 2006).

Alternatywną metodą wykorzystania osadu ściekowego jest jego użycie, jako nawozu dla roślin energetycznych (Labrecque i Teodorescu 2001, 2003; Düring i Gäth 2002). Takie działanie jest nie tylko sposobem utylizacji osadu ściekowego dążącego do wypełnienia

zaleceń *Dyrektywy 2001/77/EC dotyczącej odnawialnych źródeł energii elektrycznej (2001/77/EC)*, ale także formą implementacji podpisanego w Kioto *Protokołu dotyczącego ochrony klimatu (Dz. U. Nr 203. poz. 1684)*. Dla biopaliw wartość emisji CO<sub>2</sub> przyjmowana jest jako równa zero, ze względu na równoważący efekt fotosyntezy (Börjesson 1996). Dwuletnia wiklina rosnąca na powierzchni 1 ha pochłania w ciągu roku ok. 70 ton CO<sub>2</sub> (Szczukowski i in. 2002). Ekwiwalent wyprodukowania 1 MWh w przypadku węgla wynosi 1000 kg wyemitowanego CO<sub>2</sub>, natomiast dla wierzby to 39 – 52 kg CO<sub>2</sub> (Heller i in. 2004; Volk i in. 2006).

Użycie osadu ściekowego do nawożenia wierzby, która może być następnie paliwem energetycznym, jest także sposobem jednoczesnego wykorzystania, „...przetwarzania materii i kontrolowania jej obiegu w skali ekosystemu i krajobrazu dla ograniczenia biodegradacji i odbudowy struktury biotycznej oraz odtwarzaniu ewolucyjnie ukształtowanych procesów” co jest istotą biotechnologii ekosystemowych (Zalewski 1997), które stanowią przyjazne dla środowiska „zielone technologie”.

Naczelną ideą koncepcji wykorzystania fitotechnologii do utylizacji osadów ściekowych jest restytucja cyklu krążenia pierwiastków przez produkcję bioenergii, a także zwiększenie potencjału ekologicznego obszarów zurbanizowanych, zwanych ekosystemami miejskimi (Marsalek i in. 2006) Ponadto takie kompleksowe podejście może być nie tylko elementem służącym poprawie jakości środowiska, ale powinno również stwarzać pozytywne socjo-ekonomiczne sprzężenia zwrotne (Zalewski i Wagner 2007, 2008).

#### **5.1.1 Stosowanie osadów ściekowych i kompostu jako nawozu z uwzględnieniem podstaw prawnych**

Nawozami nazywamy substancje zawierające składniki pokarmowe niezbędne do prawidłowego wzrostu i rozwoju roślin. Według Mazur (2002) osady ściekowe, ścieki oraz komposty, jako że zawierają niezbędne dla roślin makro- i mikroelementy uwalniane ze związków organicznych w wyniku procesów mineralizacji, zaliczane są do niekonwencjonalnych nawozów organicznych.

***Fizyczne i chemiczne właściwości osadu ściekowego i kompostu***

W procesie oczyszczania ścieków 1 – 2% ich objętości pozostaje w postaci osadów, zawierających 67 – 76% substancji organicznej (Mazur 2002). Średnia zawartość suchej masy w osadzie ściekowym to 32,6% (Siuta 1988). Wyniki analiz osadu użytego na powierzchniach badawczych na terenie strefy ochronnej GOŚ wykazały, że procentowa zawartość suchej masy w partii badanego osadu był niższa i wynosiła w roku 2004 – 22,42%, w roku 2005 – 21,81%, natomiast osadu wykorzystanego w eksperymencie terenowym w stacji badawczej UŁ w Treście – 18,28%. Użyty kompost charakteryzował się wyższą zawartością suchej masy: wykorzystany na kompleksach – zawierał 83,62% s.m., natomiast użyty w eksperymencie – 68,80% s.m. (Wyniki Tabela 14; Zał. Tabela 19). Istotnym elementem z punktu widzenia stosowania osadów jako nawozu jest zawartość w nim materii organicznej. Wynika to przede wszystkim z faktu, iż materia organiczna zawiera duże ilości makro- i mikronutrientów. Stosowanie nawozu organicznego rekompensuje straty wynikające z intensywnej eksploatacji pól uprawnych wzbogacając je w biogeny. Jednocześnie dostarczana materia organiczna zwiększa pojemność wodną gleby, wpływając tym samym pozytywnie na strukturę i teksturę gleby oraz jej aktywność mikrobiologiczną (Daubenmire 1973; Börjesson 1999; Paul i Clark 2000; Cogliastro i in. 2001; Mazur 2002; Düring i Gäth 2002; Dziadowiec i in. 2004; Iżewska 2007). Według Mazur (2002) rolnicze znaczenie mają osady zawierające co najmniej 20% substancji organicznej w suchej masie. Materiał wykorzystany na obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ oraz w Stacji Terenowej UŁ w Treście zawierał wyższą niż 20% ilość materii organicznej. Zawartość materii organicznej w osadzie wahała się od 50,15% do 62,31% s.m, natomiast w kompoście: 39,19 – 60,85 % s.m. (Wyniki Tabela 14; Zał. Tabela 19).

W trakcie prowadzonych badań odnotowano wzrost zawartości materii organicznej w próbkach glebowych pobieranych z warstwy powierzchniowej po zastosowaniu na powierzchniach badawczych osadu lub kompostu. W przypadku powierzchni doświadczalnej wzrost wynosił około 0,67% s.m. punkta procentowego, natomiast w przypadku kompleksów badawczych – 0,42% s.m. punkta procentowego. Wzrost zawartości materii organicznej zaobserwowano także na powierzchni eksperymentalnej w Stacji Terenowej UŁ. W badaniach prowadzonych przez Wojnowską-Baryłę i Hasso-Agopsowicza (2007) użycie osadu ściekowego spowodowało wzrost zawartości materii organicznej w glebie o 2,5% s.m.

W niniejszej pracy nie stwierdzono znacznych różnic w zawartości materii organicznej pomiędzy próbkami pobieranymi z poszczególnych stanowisk badawczych. Istotne wydaje się jednak, że użytkowanie powierzchni jako plantacji spowodowało obniżenie zawartości materii organicznej, co z kolei jest kolejnym argumentem przemawiającym za stosowaniem nawożenia organicznego zapobiegając tym samym wyjałowieniu gleby.

Skład chemiczny osadów jest zróżnicowany i zależy od ich genezy. W zależności od pochodzenia mogą one zawierać poza pierwiastkami biogennymi także niepożądane substancje chemiczne, w tym głównie metale ciężkie, jak również mogą stanowić zagrożenie pod względem sanitarnym.

W przypadku azotu dane prezentowane w literaturze (Cogliastro 2001; Mazur 2002; Dimitriou i in. 2005) wskazują, iż w osadach ściekowych występuje on głównie w związkach organicznych oraz w niewielkiej ilości w formach mineralnych. Osad zawiera także znaczne ilości fosforu. Jego zawartość, a zwłaszcza stosunek N:P, nie uzasadnia potrzeby dodatkowego stosowania nawozów fosforanowych. Ważną informacją jest także to, że osady zawierają mało potasu, gdyż jest on odprowadzany z wodą pościekową i bardzo szybko ulega wypłukaniu, co znalazło wyraźne odzwierciedlenie w składzie osadu wykorzystanego w strefie ochronnej dla GOŚ oraz w eksperymencie w Stacji Terenowej UŁ (Wyniki Tabela 14; Zał. Tabela 19).

Zakresy zawartości oraz wartości charakterystyczne wybranych pierwiastków biogenicznych w osadzie ściekowym wg Hillman i in. (2003) wynoszą odpowiednio dla azotu: 1 – 176 g/kg s.m. i 30 g/kg s.m. oraz fosforu: 1 – 143 g/kg s.m. i 15 g/kg s.m. Średnia zawartość potasu w osadzie ściekowym przy stosowanych w Polsce technologiach podawana w literaturze to 4 g/kg s.m. (Jędrzak 2007). W przypadku kompostu średnia zawartość azotu całkowitego jest mniejsza i według Hartl i Erhart (2005) wynosi 11,5 g/kg s.m. Dane opisujące skład jakościowy osadów i kompostów prezentowane w niniejszej pracy nie odbiegają od wartości literaturowych. Zakres zawartości azotu w zastosowanym osadzie na powierzchniach badawczych wynosił: 17,1 – 42,1 g/kg s.m., natomiast w kompoście: 3,6 – 37,1 g/kg s.m. Mniejsze wartości stwierdzono dla fosforu i zawierały się one w przedziale: 1,2 – 10,3 g/kg s.m. w próbkach osadu oraz 1,5 – 3,0 g/kg s.m. w próbkach kompostu. Zawartość potasu w analizowanych próbkach osadu zawierała się w przedziale: 1,2 – 4,6 g/kg s.m, natomiast w kompoście 0,9 – 9,4 g/kg s.m. (Wyniki Tabela 14; Zał. Tabela 19).

W trakcie nawożenia osadem i kompostem konieczne należy uwzględnić w nich zawartość metali ciężkich. Jest to istotne, ponieważ w przypadku wprowadzenia do gleby metali w postaci zanieczyszczeń antropogenicznych, mogą one oddziaływać szkodliwie na właściwości biologiczne gleby oraz powodować skażenie łańcucha pokarmowego i wód gruntowych (Dube i in. 2001; Düring i Gäth 2002; Hillman i in. 2003; Dolgen i in. 2004; Usman i in. 2006; Cheng i in. 2007). Obowiązujące przepisy nakazują prowadzenie ciągłych analiz chemicznych osadu i kompostu, bowiem nawet jeden ze składników wymieniony w rozporządzeniu ((Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140), a występujący w stężeniu przekraczającym dopuszczalną wartość, uniemożliwia ich użycie w celach nieprzemysłowych.

***Postawy prawne wykorzystania osadu ściekowego i kompostu na potrzeby nawozowe pod plantację wierzby energetycznej***

Uwzględniając *Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych* (Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140) wyliczona dawka osadu ściekowego wykorzystanego w 2004 roku na powierzchni doświadczalnej wynosiła 2,58 t s.m./ha/rok. Ograniczeniem było stężenie rtęci, które przekraczało około 32 razy dopuszczalną wartość. W 2005 roku zastosowano na kompleksie 14 dawkę 1,27 t s.m. osadu/ha/rok, która była ograniczona ilością niklu, która przekraczała 65 razy wartość dopuszczalną (Wyniki Rysunek 26). W celu zwiększenia dawki stosowanych osadów konieczne jest podjęcie w mieście działań w kierunku ograniczenia dopływu metali ciężkich do oczyszczalni lub wprowadzenie technologii do oczyszczalni, która by pozwoliła na usunięcie metali z osadu. W takiej sytuacji istniałaby możliwość wykorzystania maksymalnej dawki osadu (250 t s.m./ha/3 lata) podawanej w rozporządzeniu (Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140). Z tego wynika, że po uwzględnieniu właściwości osadu wykorzystanego na powierzchni eksperymentalnej w 2004 roku (zawartość suchej masy: 22,42%) można by teoretycznie użyć około 1 115 t osadu/ha/3 lata. I analogicznie uwzględniając właściwości osadu wykorzystanego na kompleksie 14 (zawartość suchej masy: 21,81 %) można by wykorzystać około 1 146 t osadu/ha/3 lata. Oznacza to, że dla całkowitej utylizacji osadów wytwarzanych przez łódzką oczyszczalnię (około 72 000 ton/rok), biorąc pod uwagę 3-letni cykl zbioru wierzby w systemie trójpolowym, powierzchnia mierząca około 200 ha byłaby wystarczająca. Rozpatrując jednakże realne możliwości, po obniżeniu o połowę średnich notowanych stężeń metali ciężkich wylicza się, że dopiero powierzchnia około 5 400 ha byłaby wystarczająca dla utylizacji całkowitej ilości osadów wytwarzanych

przez łódzką oczyszczalnię (około 72 000 ton/rok), stosując 3-letni cykl zbioru wierzby w systemie trójpolewym.

### 5.1.2 Wykorzystanie wierzby do celów energetycznych

Biomasa coraz częściej, jako najwcześniejsze źródło energii, staje się docenianym surowcem energetycznym, również w rejonie Łodzi. W obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ realizowane jest zadanie „...zagospodarowania obszaru [...] wierzba energetyczną...” (*Dziennik Urzędowy Województwa Łódzkiego Nr 244, poz. 2215*). Należy podkreślić, że w myśl proponowanego rozwiązania uprawa wierzby energetycznej stanowi alternatywę wyłącznie dla gruntów oraz nieużytków położonych w obszarze ograniczonego użytkowania, nie zaś systemów o charakterze naturalnym, półnaturalnym, czy też dolin rzecznych. Pojawia się pytanie, dlaczego zdecydowano się na wierzbę? Wybór wśród dostępnych w kraju roślin energetycznych takich jak: słonecznik bulwiasty (*Helianthus tuberosus*), ślaziowiec pensylwański (*Sida hermaphrodita*), trawy wieloletnie z rodzaju *Miscanthus*, trzcina pospolita (*Phragmites sp.*), róża wielokwiatowa (*Rosa multiflora*), topola bujna, rdest itp zależy od czynników środowiskowych i charakteru plantacji (Gradziuk i in. 2003; Jabłoński 2004). W przypadku obszaru ograniczonego użytkowania wokół GOŚ istotne było, aby użyte rośliny były wkomponowane w istniejące kompleksy nasadzeń leśnych, brzozowych, zakrzewień wierzbowych, na których odbywa się spontaniczna sukcesja roślinności nadrzecznej (Zagospodarowanie obszaru ograniczonego użytkowania dla Grupowej Oczyszczalni Ścieków Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej wierzba energetyczną z zachowaniem bioróżnorodności 2005). Ze względu na to, oraz na dogodne warunki środowiskowe panujące w strefie ochronnej GOŚ, wykorzystano do realizacji w/w zadania wierzbę.

Pod względem koncentracji energii drewno należy do paliw o średniej wartości energetycznej. Ilość energii uzyskana przy spaleniu 1 tony drewna jest prawie dwukrotnie mniejsza (15 GJ/t), niż uzyskana po spaleniu węgla (20 – 30 GJ/t) i ponad trzykrotnie po spaleniu oleju opałowego (45 – 46 GJ/t) (Szczukowski i in. 2002). Z analizy rynku wynika jednak, że całkowity koszt wyprodukowania 1 MWh z wykorzystaniem węgla kamiennego to 117 złotych (Mielczarski 2006), natomiast w przypadku wierzby to 33 złote (Ericsson i in. 2006).

Korzyści z wykorzystywania biomasy wierzby jako paliwa energetycznego rysują się także w analizie porównawczej różnorodnych paliw pod względem negatywnych

skutków dla środowiska jakie powoduje ich spalanie. Jej wyniki wskazują jak duży jest koszt środowiskowy i społeczny w przypadku tradycyjnej energetyki węglowej. Podczas spalania biomasy, choć również jest to źródło zanieczyszczeń, wydziela się 90% mniej siarki, niż podczas spalania węgla, a produkty uboczne spalonego drewna są mniej szkodliwe dla środowiska (Piotrowski i in. 2004). I tak przykładowo, zawartość popiołu surowego uzyskana z jednej tony biomasy wierzby krzewiastej podawana przez Kalembasa (2006) wynosiła 31,5 kg (3,15% s.m.). Według innych autorów, wartość popiołu po spaleniu wierzby była mniejsza i stanowiła 1,9 – 2,1% s.m. (Zevenhoven-Onderwater i in. 2000). Dla porównania: spalanie jednej tony węgla dostarcza 136 kg popiołu (13,6% s.m.). Ponadto spalanie wierzby generuje znacznie mniejsze ilości niebezpiecznych związków, m.in. N,  $Al_2O_3$ ,  $TiO_2$ , niż spalanie węgla (Zevenhoven-Onderwater i in. 2000).

Wspomniane zostało już wcześniej, że biomasa uzyskana z plantacji wierzby energetycznej jest formą realizacji dyrektywy dotyczącej odnawialnych źródeł energii elektrycznej (2001/77/EC). Roczne zapotrzebowania na energię elektryczną dla Łodzi wynosi 2000 GWh (według danych otrzymanych z Łódzkiego Zakładu Energetycznego) Przyjmując, że w cyklu trzyletnim otrzymujemy co trzy lata 20 t s.m./ha, oraz że wartość energetyczna jednej tony suchej masy drzewnej *Salix viminalis* wynosi 4,5 MWh, wylicza się, że aby zapewnić miastu 12% energii w postaci energii odnawialnej należałoby założyć plantację na powierzchni około 2 667 ha (8 001 ha stosując 3 – letni cykl zbioru). Odnosząc tą sytuację do obecnych warunków w Łodzi, plon otrzymany z 20 ha (plantacja 60 ha – ścinka co trzy lata z kolejnych 20 ha) zapewnia miastu corocznie 0,75% całkowitej wymaganej przez prawodawstwo energii odnawialnej. Niestety nie jest to duży procent. Dlatego wydaje się konieczne pozyskiwanie nowych powierzchni, różnych rodzajów biomasy, poszukiwanie możliwości wdrażania i zainteresowania problemem społeczności Regionu Łódzkiego. Przykładem takiego działania jest funkcjonujący od roku na terenie województwa łódzkiego *Klaster Bioenergia dla Regionu*, którego celem jest zapewnienie korzystnych warunków do transferu wiedzy i technologii z nauki do przedsiębiorstw oraz wspieranie prowadzenia działalności gospodarczej w zakresie pozyskiwania energii ze źródeł odnawialnych.

Ze względu na konkurencyjność cenową uzyskiwanej energii wobec innych surowców energetycznych działania podejmowane w obszarze ograniczonego użytkowania GOŚ wskazują zatem na możliwości gospodarcze, jak i ekologiczne wykorzystania gatunków z rodzaju *Salix* sp. Analiza ekonomiczna i ekologiczna upraw wierzby

energetycznej wskazuje, że jest zatem możliwe obalenie mitu brzmiącego: „Nie ma rozwoju bez wzrostu emisji... CO<sub>2</sub>” (Oleszkiewicz 2007b).

### 5.1.2.1 Analiza wielkości biomasy wierzby i czynników wpływających na plon

#### *Wielkość biomasy*

Plantacje wierzbowe są zazwyczaj zakładane na glebach o niskiej klasie bonitacyjnej (Gradziuk i in. 2003), na których nieopłacalne są uprawy rolne, ze względu na wyższe wymagania lub niski plon. Nie należy zapominać jednak, że dostatecznie wysokie plony wierzby możliwe są do uzyskania tylko przy zapewnieniu jej odpowiednich warunków do prawidłowego wzrostu, co zostało uwzględnione i zaprezentowane w „Scenariuszach 1 – 3” prezentujących działanie koncepcyjnego modelu matematycznego (Wyniki 4.7). Wierzba *Salix viminalis* nazywana jest często „wierzba szybko rosnącą”. Pojęciem tym określa się rośliny mające potencjalne możliwości tworzenia dużej biomasy, której produkcja może być stymulowana stworzeniem optymalnych warunków wzrostu (Szczukowski i in. 2002). Liczne źródła literatury wskazują, iż biomasa pochodząca z upraw wierzbowych może być pozyskiwana w jednorocznych, dwu-, trzy- lub czteroletnich cyklach zbioru. Co więcej, Fischer i in. (2005) sugerują by pierwsze zbiory dokonać dopiero po pięciu latach prowadzenia plantacji, a następnie kontynuować pozyskiwanie biomasy w cyklach trzyletnich. Wydłużanie cyklu zbioru roślin wpływa na ich wzrost produktywności, co znalazło także odzwierciedlenie w wynikach zaprezentowanych w pracy (Wyniki, Rysunek 43 – Rysunek 46).

Wspomniany, trwający cztery sezony (ścinka sanitarna plus 3 lata wzrostu) system zbierania plonów wierzby jest najkorzystniejszy i wynika przede wszystkim z braku opłacalności skracania i wydłużania okresu jej wzrostu. Z badań Dubasa i in. (2004) wynika, że gdyby przedłużyć okres wzrostu wierzby do 4 lat (w cyklach następnych), to wzrost ten byłby nieznacznie mniejszy, niż w roku trzecim. Według autorów krzew ten we wczesnym okresie wegetacji akumuluje dużą część węgla w łodygach, natomiast po 3 – 5 latach w korzeniach. Z punktu widzenia wykorzystania biomasy wierzby jako paliwa energetycznego najkorzystniejsze jest zatem wycinanie roślin w odstępach trzyletnich. Znaczny wzrost produktywności roślin i wysokie przyrosty biomasy w kolejnych latach (drugim i trzecim) potwierdzają badania Åhman (1997), Elowson (1999), Stolarskiego (2004), którzy zaobserwowali przyrost biomasy w drugim i trzecim roku o średnio 135% w stosunku do roku pierwszego, z wartościami końcowymi

uzyskanymi po trzecim sezonie wegetacyjnym zawierającymi się w przedziale: 19 – 29 t s.m./ha. Prezentowane w niniejszej pracy wyniki otrzymane zarówno ze stanowisk badawczych, jak i z powierzchni eksploatowanych przez GOŚ, także wskazały na wzrastającą z roku na rok biomase wierzby (Wyniki, Rysunek 43 – Rysunek 46). Wartości graniczne opisujące wielkość plonu ze wszystkich stanowisk badawczych w kolejnych latach wzrostu wierzby wynosiły: w roku pierwszym 0,12 – 1,41 t s.m./ha, w roku drugim: 0,38 – 16,48 t s.m./ha, trzecim: 8,65 – 23,44 t s.m./ha, i w roku ostatnim 12,36 – 27,32 t s.m./ha. Szerokie zakresy liczbowe są konsekwencją istniejących różnic pomiędzy poszczególnymi odmianami oraz wpływem na powierzchnie badawcze zróżnicowanych czynników kształtujących plon wierzby. Coroczny plon biomasy zebrany przez pracowników GOŚ wynosił: w roku 2004 – 0,29 t s.m./ha., w roku 2005 – 1,89 t s.m./ha., w roku 2006 – 5,02 t s.m./ha i w roku 2007 – 5,90 t s.m./ha. Jednocześnie można zauważyć, że wyniki opisujące wielkość plonu w dwóch ostatnich latach odbiegają od wielkości plonu otrzymanego z powierzchni badawczych co wynika z niejednorodności terenu obszaru plantacji.

Na podstawie obserwacji prowadzonych w ramach wielkoskalowych eksperymentów terenowych wynika, że plon biomasy jest kształtowany przez wiele czynników abiotycznych oraz biotycznych. Aby zapewnić wierzbie optymalne warunki i zminimalizować wpływ warunków nieprzewidywalnych konieczne jest zapoznanie się z wymaganiami siedliskowymi wierzby oraz jej środowiskowymi preferencjami.

### ***Dostępność substancji pokarmowych***

Elementem w dużej mierze wpływającym na plony jest odpowiednia ilość w podłożu substancji biogennych. Wymagania nawozowe wierzby kształtują się różnorodnie w kolejnych latach jej wzrostu. Według Szczukowskiego i Budnego (2003) do wyprodukowania 10 ton suchej masy z 1 hektara w ciągu jednego roku, wierzba potrzebuje: 60 kg N, 8 kg P i 43 kg K. Pamiętając, że wierzba wykorzystuje nawozy w określonych ilościach badania wskazują, iż w pierwszym roku wymagania nawozowe są najmniejsze (N – od 20 do 30 kg/ha; P – od 10 do 20 kg/ha; K – od 20 do 40 kg/ha) natomiast w kolejnych latach nawożenie wierzby powinno być znacznie większe (odpowiednio: 2 rok: N – 40 kg/ha; P – 60 kg/ha; K – 80 kg/ha; 3 rok: N – 120 kg/ha; P – 90 kg/ha; K – 120 kg/ha; 4 rok: N – 130 kg/ha; P – 100 kg/ha; K – 130 kg/ha). Co do ilości użycia samego azotu podobne zdanie do Szczukowskiego i Budnego (2003) wyrażają

także Adegbidia i Briggsb (2003), którzy zalecają stosowanie 80 kg N/ha/rok. Odmienne ilości substancji pokarmowych wymaganych przez wierzbę do wyprodukowania 10 ton suchej masy w ciągu jednego roku wymienia Venturi i in. (1999): 35 kg N, 35 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> i 35 kg K<sub>2</sub>O przez pierwsze dwa lata i następnie co dwa po każdym jej ścięciu.

Biorąc pod uwagę możliwość nawożenia wierzby osadami ściekowymi i kompostem istotne jest, że po jednorazowym wprowadzeniu ich do gleby, roślina korzysta ze składników pokarmowych w nich zawartych przez cały okres wegetacji lub nawet przez 2 – 3 sezony wegetacyjne (Gorlach i Mazur 2002; Gondek i Filipek-Mazur 2006). Biorąc powyższe pod uwagę można stwierdzić, że po nawożeniu wierzba powinna mieć potencjał poboru z gleby z każdego hektara: 320 kg N, 270 kg P i 370 kg K przy założeniu, że średni plon przez 4 lata będzie wynosił 10 t s.m./rok.

Rozpatrując dane dotyczące zawartości pierwiastków biogennych w podłożu na powierzchniach badawczych stwierdzono, że zastosowana dawka osadu nie dostarczyła przede wszystkim niezbędnej ilości potasu (wyjątkiem były próbki pobierane z powierzchni doświadczalnej – odmiana 4), co mogło bezpośrednio wpłynąć na uzyskanie niskich plonów w pierwszym roku wzrostu wierzby. Jest to istotna informacja, gdyż według Stolarkiego (2004) wzrost i plonowanie roślin są szczególnie stymulowane przez potas, którego brak może powodować ograniczenie plonowania wierzby. Potwierdziły to także badania własne. Z powierzchni pierwszej zlokalizowanej na powierzchni eksperymentalnej, mimo że w pierwszym roku charakteryzowała się ona największą zasobnością (z wyjątkiem K i Mg) spośród czterech analizowanych powierzchni, nie otrzymano z niej największego plonu. Może to wskazywać na istotność zachowania odpowiedniej proporcji składników mineralnych dla wzrostu wierzby, a także rolę potasu w kształtowaniu biomasy.

Podobne wnioski można wyciągnąć analizując warunki glebowe panujące na kompleksie 14 oraz uzyskany z niego plon. Na tym stanowisku także stwierdzono niedostateczną ilość potasu (oszacowano, że 58,6 mg/kg s.m. jest równoznaczne z 190,33 kg K/ha). Z powierzchni tej uzyskano najmniejszy plon biorąc pod uwagę ścinę pierwszoroczną z wszystkich kompleksów badawczych. Otrzymany wynik może być także konsekwencją zastosowania na tej powierzchni dziesięcioletniej dawki osadu. Być może duża ilość zanieczyszczeń znajdujących się w osadzie mogła spowodować efekt zahamowania wzrostu wierzby (Dyskusja 5.2, str. 151). Na kompleksach 11 i 12 jako nawóz zastosowano kompost, co przełożyło się na odpowiednią dawkę związków biogenicznych i mogło tym samym wpłynąć na uzyskanie wyższej biomasy po ścinie

sanitarnej porównując z biomasą uzyskaną z kompleksu 14 i powierzchni doświadczalnej zasilanych osadem ściekowym. Natomiast na kompleksie 19, na którym także zastosowano kompost, odnotowano najmniejszą biomasę, najprawdopodobniej z powodu odnotowanej bardzo małej ilości potasu w podłożu.

Rozpatrując kwestie wykorzystania osadu i kompostu jako nawozu do upraw roślin energetycznych, jednocześnie pamiętając o tym, że osad oraz kompost mogą dostarczyć związków biogenicznych w całkiem odmiennych proporcjach, w dalszej części pracy podjęto rozważania na temat wpływu mieszaniny skomponowanej z tych dwóch nawozów na uzyskany plon.

### ***Warunki meteorologiczne***

Z licznych źródeł literatury wynika, że największy wpływ warunków meteorologicznych na tempo wzrostu i produktywność biomasy obserwuje się w pierwszym roku po dokonaniu nasadzeń. W tym okresie wierzba nie ma jeszcze silnie rozwiniętego systemu korzeniowego docierającego do wód gruntowych i wody pochodzącej z jej podsiąków, a jedynie pobiera wodę z wierzchniej warstwy gleby. W związku z powyższym opady i umiarkowanie wysoka temperatura mogą wpłynąć korzystnie na plony biomasy uzyskiwany w latach kolejnych, natomiast susza może spowodować spadek plonowania nawet o 50% (Dubas 2003; Szczukowski i Budny 2003; Dubas i in. 2004; Dušek i Květ 2006; Kaszak 2006).

Takie spostrzeżenia wysunięto także po analizie wyników dotyczących wielkości biomasy uzyskanej po ścinie sanitarnej w roku 2004 i 2005. Rok 2004 charakteryzował się większą ilością opadów w okresie wegetacyjnym (355,88 mm) i mniejszą ilością dni bez opadów (164 dni) w porównaniu z rokiem 2005 (odpowiednio: 221,79 mm i 182 dni). Mogło to wpłynąć na mniejszy plon uzyskany po pierwszym roku z kompleksów w 2005 roku (0,12 – 1,09 t s.m./ha), niż z powierzchni doświadczalnej w 2004 roku (0,42 – 1,41 t s.m./ha), mimo że materiał pochodził od tych samych dostawców i były to te same odmiany.

Niekorzystne warunki meteorologiczne w pierwszym sezonie wegetacyjnym mogły być jednym z powodów silnego osłabienia sadzonek. W konsekwencji po pierwszym sezonie wegetacyjnym znaczna ilość roślin obumarła, czego efektem był zaobserwowany duży spadek przeżywalności i jednocześnie zmniejszenie plonu biomasy wierzby. I tak przeżywalność odmiany 2 na powierzchni doświadczalnej w 2004 roku wynosiła:

76 ± 8,82%, natomiast na kompleksach badawczych ta sama odmiana charakteryzowała się spadkiem przeżywalności nawet o 46% (na kompleksie 14) i nieco mniejszym, bo wynoszącym 15%, na kompleksie 11.

Wyraźny wpływ warunków meteorologicznych zaobserwować można także analizując wartości otrzymanej biomasy po ścięciu wierzby dwuletniej. Rok 2006 charakteryzował się korzystniejszymi warunkami klimatycznymi (385,59 mm i 155 dni), niż rok 2005 (221,79 mm i 182 dni). Mógł to być jeden z powodów uzyskanego w 2005 roku mniejszego plonu wierzby dwuletniej z powierzchni doświadczalnej (zawierał się w przedziale: 0,39 – 3,66 t s.m.), w porównaniu z plonem wierzby dwuletniej z kompleksów (zawierał się w przedziale: 3,05 – 16,48 t s.m.), uzyskanym w roku następnym – 2006. W latach kolejnych nie zaobserwowano znacznego wpływu warunków klimatycznych na produktywność wierzby, co wynikać może z korzystnych warunków klimatycznych, ale także z już rozwiniętego systemu korzeniowego wierzby.

### ***Poziom wód gruntowych***

Plantacje wierzby energetycznej powinny być zakładane na użytkach rolnych odpowiednio nawodnionych. Należy przy tym uwzględnić, iż większość gatunków wierzby energetycznych jest mało odporna na zalewanie wodą. Na stanowiskach, gdzie woda pozostaje przez okres dłuższy, niż 2 – 3 tygodnie, obserwuje się obniżenie przeżywalności wierzby. Ma to szczególnie duże znaczenie w okresach wiosny i wczesnego lata (Kaszak 2006). Z drugiej strony, wierzby energetyczne na obszarach z permanentnie obniżającym się poziomem wody potrafią rozwijać silne i głębokie systemy korzeniowe, co pozwala osiągnąć im wysoki przyrost biomasy (Figaj 1990). Dużą zależność pomiędzy gradientem wilgotności, a wielkością biomasy *Salix viminalis* (RAPP, ORM, JORRUN, ULV i JORR) wykazała Rogalewicz (2003). Największą biomasę autorka zanotowała na stanowiskach o najniższym poziomie wód gruntowych rejestrowanym w całym okresie badawczym. Wartości poziomu wód gruntowych zawierały się w przedziale -53 cm ÷ -98cm (Wagner i in. 2007b).

Rozpatrując wyniki własne przyrostu biomasy wierzby na poszczególnych stanowiskach w kontekście poziomu wód gruntowych nie odnotowano istotnej zależności. Zwraca uwagę jednakże kilka stwierdzonych różnic pomiędzy poszczególnymi kompleksami badawczymi. Różnice w poziomie wód gruntowych pomiędzy kompleksem 11 i 14 pozwoliły zaobserwować wpływ poziomu na przyrost odmiany drugiej. W roku pierwszym niski poziom wód (około 7 m) w kompleksie 14 mógł się przyczynić do

słabego wzrostu wierzby odmiany drugiej. Ale już w kolejnym roku, gdy system korzeniowy się rozwinął, niski poziom wód nie wpłynął negatywnie na przyrost biomasy wierzby na kompleksie 14. Jednocześnie w 2006 roku wahania poziomu wód gruntowych na kompleksie 11 dochodzące do 1 metra, przy jednocześnie wysokim poziomie wód (0,61 – 1,59 m), mogły być przyczyną tego, że system korzeniowy dostosowany do wysokiego stanu był nieefektywny przy wysokim obniżeniu poziomu wody, co z kolei mogło być powodem słabszego wzrostu wierzby. W roku trzecim nie zaobserwowano wpływu poziomu wód gruntowych na uzyskaną biomasę, najprawdopodobniej z powodu prawidłowo rozwiniętego systemu korzeniowego pozwalającego na osiągnięcie dużych wartości biomasy nawet na stanowiskach o niższym poziomie wód. W przypadku odmiany czwartej wpływ poziomu wód gruntowej nie może być analizowany, gdyż był on praktycznie taki sam na powierzchniach z sadzonkami tej odmiany.

Powyższe rozważania zwracają uwagę na fakt, iż poziom wód gruntowych jest w dużej mierze determinującym czynnikiem w kształtowaniu plonu wierzby, zwłaszcza w pierwszym roku jej wzrostu. Jednocześnie istotne jest, że wielkość biomasy z roku pierwszego oraz przeżywalność sadzonek decydują o efektywności i sukcesie plantacji w latach kolejnych.

### **5.1.3 Wykorzystanie wierzb do zabiegów fitoremediacyjnych**

W obszarach zurbanizowanych ważne jest zachowanie fragmentów krajobrazu seminaturalnego, które tworzą kompleksowe systemy pozwalające na wielokierunkowy przepływ wody, materii, zanieczyszczeń i energii w mieście (Zalewski i Wagner 2005; Tezer 2008). Z tego też powodu istotną rolę w stabilizacji i wnoszeniu równowagi w zaburzonym ekosystemie spełniają biocenozy, a szczególnie rośliny, które tym samym są czynnikiem stabilizującym ilość i jakość wody, a także dynamikę cykli biogeochemicznych (Abramowska 2006; Zalewski i Wagner 2007). Biotechnologia, stosowana dotychczas jako nauka w skali laboratoryjnej i technicznej, stała się dziś narzędziem ekosystemowym. Jednakże efektywność podejmowanych działań uzależniona jest od możliwie szybkiego transferowania osiągnięć badawczych do rozwiązań aplikacyjnych (Zalewski 2002). Przykładem tego są podejmowane działania przez Urząd Miasta w Łodzi w obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ.

Wierzba od lat jest uważana za gatunek, który wskazuje na możliwość wszechstronnego wykorzystania (Białobok 1990; Kowalik 1990; Börjesson 1999; Berndes i in. 2004). Pamiętając o jej roli w obiegu pierwiastków warto się zastanowić nad rolą

i skutecznością tej rośliny w ochronie gleb, wód gruntowych i powierzchniowych. Do najważniejszych pierwiastków, które decydują o wzroście roślin, ale jednocześnie dostarczone w nadmiarze mogą być zagrożeniem dla ekosystemów wodnych są: azot i fosfor (Gorlach i Mazur 2002; Wagner i in. 2004; Ryszkowski i Kędziora 2004; Kiedrzyńska i in. 2008).

### 5.1.3.1 Zdolność do asymilacji substancji biogenicznych przez *Salix viminalis*

#### *Azot*

Azot może być pobierany przez rośliny tylko w formie mineralnej ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ). Wyjątkiem są rośliny motylkowe wykorzystujące azot cząsteczkowy zawarty w powietrzu, dzięki bakteriom *Rhizobium*. Azot azotanowy i amonowy stanowią zaledwie 3 – 10% całkowitej zawartości azotu w glebie. Jest to składnik pokarmowy mający największy wpływ na plony wydawane przez rośliny (Gorlach i Mazur 2002). Pierwiastek ten jest łatwiej wypłukiwany z gleby, niż fosfor, na co wskazują badania Hytönen i Kaunisto (1999) oraz Cogliastro i in. (2001). Nadmiar ilości azotu, jak i jego niedobór może wywoływać niekorzystne działanie na przyrost roślin (Siuta 1995; Gorlach i Mazur 2002).

Analizy zawartości azotu w tkankach wierzby, przeprowadzone w ramach niniejszej pracy, wykonywane były corocznie od pierwszego roku jej wzrostu. Pozwoliło to na stwierdzenie, że zdolność poboru azotu wzrasta wraz z wiekiem wierzby (Zał. 9.3. Tabela 22), co zostało również zaobserwowane m.in. przez Adegbidi i in. (2001). Stężenie azotu w tkankach dwuletnich sadzonek według doniesień literaturowych waha się w przedziale 4 – 6 mg/g s.m (Elowson 1999). Niższe wartość azotu w tkankach wierzby podają Nilsson i Ericsson (1986, za Bungart i Hüttl 2001) oraz Adegbidi i in. (2001): 3 mg/g s.m. Otrzymane wyniki własne dotyczące zawartości azotu w tkankach dwuletnich sadzonek ( $4,55 \pm 1,34$  mg/g s.m., zakres: 2,9 – 6,9 mg/g s.m.) mieszczą się w przytoczonym zakresie.

W tkankach wierzby czteroletniej stwierdza się wyższą zawartość azotu. I tak Bungart i Hüttl (2001) otrzymali średnią zawartość 4,9 mg/g s.m. (przedział: 4,3 – 6,9 mg/g s.m.). Natomiast Borkowska i Lipiński (2007) zawartość azotu w tkankach wieloletniej wierzby konopianki określili na poziomie 7,04 mg/g s.m. Uzyskany w badaniach własnych wynik wynosił:  $6,83 \pm 1,00$  mg/g s.m., a poszczególne wartości plasowały w przedziale: 5,8 – 7,8 mg/g s.m.

## **Fosfor**

Fosfor jest pobierany przez rośliny prawie wyłącznie przez korzenie w formie anionów  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  i  $\text{HPO}_4^{2-}$  (Gorlach i Mazur 2002). Na wzbogacenie roztworu glebowego w fosfor, także pośrednio, wpływa materia organiczna. W wyniku jej przemian powstają różnorodne substancje organiczne, m.in. kwasy huminowe mające zdolność chelatowania jonów  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ , i  $\text{Fe}^{3+}$ , co zapobiega wytrącaniu rozpuszczalnych fosforanów tymi kationami (Gorlach i Mazur 2002). Cogliastro i in. (2001) stwierdzili, że glebowy fosfor jest mniej mobilny i tym samym mniej przyswajalny, niż azot. W związku z tym pierwiastek ten może być czynnikiem limitującym. Niedobór fosforu powoduje zmianę zabarwienia rośliny na ciemnozielony z odcieniem czerwonym lub purpurowym. Straty fosforu w wyniku wymywania są niewielkie i wynoszą około 1,2 kgP/ha (Gorlach i Mazur 2002).

Literatura przedmiotu dotycząca zawartości fosforu w tkance wierzbowej wskazuje na szeroki zakres otrzymywanych wartości. Zawartość fosforu w jednorocznym materiale roślinnym *Salix gracilistyla* w badaniach Akiko i Takayuki (2007) wynosiła 1,4 mg/g s.m. Badania własne wskazują na zbliżoną zawartość tego biogenu w tkankach wierzby jednorocznej:  $1,06 \pm 0,23$  mg/g s.m., a uzyskane wartości mieściły się w zakresie: 0,7 – 1,4 mg/g s.m. Zbliżoną wartość odnotowały także Obarska-Pempkowiak i KołECKA (2005): 1 mg/g s.m.

Ilość fosforu pobranego przez osobniki trzy- oraz czteroletnie z powierzchni nienawożonych opisane są przez Andersohn (1996) oraz Bungart i Hüttl (2001) odpowiednio wartościami: 0,8 – 0,9 mg/g s.m. i 0,7 – 1,0 mg/g s.m. Wartości te są zgodne z wynikami otrzymanymi przez Jug i in. (1999, za Bungart i Hüttl 2001). Mniejszą wartość fosforu zakumulowanego w wieloletnich tkankach wierzby przy stosowaniu nawożenia mineralnego określi Borkowska i Lipiński (2007): 0,87 mg/g s.m. W trakcie badań własnych stwierdzona w roślinach trzy- oraz czteroletnich średnia wartość fosforu to odpowiednio:  $1,18 \pm 0,24$  mg/g s.m. oraz  $1,10 \pm 0,30$  mg/g s.m. Poszczególne wartości plasowały w przedziałach: 0,75 – 1,5 mg/g s.m. i 0,8 – 1,4 mg/g s.m. Nieco wyższa wartość fosforu określona w łodygach w stosunku do danych literaturowych może wynikać z terminu pobierania próbek. Próbki pobierano po zakończeniu okresu wegetacyjnego. Ze źródeł literatury wynika, że rośliny w tym czasie wycofują pierwiastki biogenne z liści do kory i drewna, aby umożliwić sobie szybką i łatwą odbudowę aparatu asymilacyjnego w następnym sezonie wegetacyjnym (Zimka 1989), co ma także korzystne aspekty środowiskowe biorąc pod uwagę termin zbioru plonu wierzby z plantacji.

- ***Efektywność poboru substancji biogenicznych***

O skuteczności wierzby w zabiegach fitoremediacyjnych decyduje potencjalna ilość substancji pokarmowych, które można wyeliminować ze środowiska poprzez wbudowanie ich w tkanki, co stanowi o efektywności procesu restytucji cyklu krążenia biopierwiastków. Rozpatrując ilość substancji biogenicznych wyniesionych z zebraną biomasa w poszczególnych latach funkcjonowania plantacji, koncentrując się na azocie i fosforze, jako na pierwiastkach odpowiedzialnych za trofię wód gruntowych i powierzchniowych, stwierdzić można, że średnio największe ilości tych makroelementów usunięto po czterech latach funkcjonowania plantacji:  $158,29 \pm 48,60$  kg/ha, co zawiera się w przedziale 102,58 – 191,98 kg/ha. Stanowi to 48,38 – 90,55% całkowitej ilości azotu i fosforu dostarczoną wraz z osadem ściekowym na powierzchnię doświadczalną w 2004 roku (Wyniki, Rysunek 51, Rysunek 53; Zał. 9.3. Tabela 23). Jednakże z punktu widzenia sposobu jej użytkowania ważne jest, aby wiedzieć, w którym roku jest ona najbardziej efektywna pod kątem jednoczesnego pozyskania biomasy i usuwania biogenów. Rozpatrując ilość azotu oraz fosforu wyniesionych wraz z biomasa w kolejnych latach wzrostu wierzby na powierzchni doświadczalnej, widać iż najbardziej efektywnym rokiem w trakcie funkcjonowania plantacji był rok trzeci. Świadczą o tym największe różnice w ilości pobranego azotu oraz fosforu pomiędzy rokiem drugim i trzecim. Porównując ilość pobranego przez wierzbę azotu oraz fosforu wynika, że średnio większą efektywność poboru wierzba wykazuje dla azotu niż fosforu, co można tłumaczyć większą mobilnością azotu, a tym samym jego większą dostępność (Cogliastro i in. 2001; Hytönen i Kaunisto 1999). Wskazują również na to dane literaturowe dotyczące ilości usuniętego z podłoża azotu i fosforu.

Według Bungart i Hüttl (2001) wraz z plonem czteroletniej wierzby można usunąć z hektara plantacji: 51 kg N/ha (31 – 88 kg/ha). Uzyskany w badaniach własnych wynik opisujący ilość azotu wyniesionego wraz z biomasa wierzby czteroletniej był wyższy, a poszczególne wartości plasowały w przedziale: 85,28 – 168,25 kgN/ha. W przypadku ilości usuwanego fosforu wraz z biomasa czteroletniej wierzby wartość określona przez Bungart i Hüttl (2001) kształtuje się na poziomie: 7,8 kg P/ha (4,1 – 14,9 kg/ha). Wyniki własne plasują w przedziale: 17,30 – 23,73 kg P/ha. Wyższe wartości zarówno w przypadku azotu jak i fosforu są efektem większej biomasy otrzymanej w badaniach prezentowanych w niniejszej pracy (12,36 – 27,32 t s.m./ha) w porównaniu z wartością biomasy uzyskaną przez autorów (5,3 – 19,6 t s.m./ha).

### 5.1.3.2 Zdolność do asymilacji metali przez *Salix viminalis*

Wierzby odznaczają się dużą przydatnością w zabiegach fitoremediacyjnych usuwania zanieczyszczeń z gleb, wód oraz ścieków ze względu na zdolność do deponowania w swoich tkankach wszelkiego rodzaju zanieczyszczeń, w tym także metali ciężkich (Landberg i Greger 1996; Kalisz i Sałbut 1996; Elowson 1999; Vervaeke i in. 2003; Berndes i in. 2004; Bocian 2004). Jest to szczególnie istotne w aspekcie wykorzystania tej rośliny do utylizacji osadów ściekowych, które poza omówionymi wcześniej makroelementami, będącymi składnikami pokarmowymi roślin, zawierają także szereg innych związków, mogących spowodować skażenie gleby. Obecność m.in. metali ciężkich w środowisku glebowym może stanowić realne zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania pozostałych ekosystemów. Wynika to głównie z ich właściwości toksycznych oraz zdolności do odkładania i kumulowania się ich w organizmach (Jakubowski in. 2000; Walker i in. 2002; Gambuś i Gorlach 2001; Gorlach i Mazur 2002; Ali i in. 2003; Baranowska-Morek 2003).

- *Czynniki abiotyczne i biotyczne wpływające na bioprzyswajalność metali*

Bioprzyswajalność metali nie jest prostą zależnością między całkowitą zawartością metali w glebie, a ich dostępnością dla roślin, a wypadkową wielu elementów (Gambuś i Gorlach 2000; Düring i Gäth 2002; Usman i in. 2006). Mobilność i bioprzyswajalność metali w glebie i osadach zależy od czynników fizykochemicznych i biologicznych z uwzględnieniem przede wszystkim: zawartości w nich materii organicznej, ich odczynu, oraz aktywności biologicznej (Bell i in. 1991; Karupiah i in. 1997; Lorenz i in. 1997; Meregalli i in. 1999; Buczkowski i in. 2002; Düring i Gäth Stefan 2002; Gorlach i Mazur 2002; Walker i in. 2002; Prokop i in. 2003; Fernández i in. 2005; Ruttens i in. 2006a, 2006b; Bibin i in. 2007; Gawroński i Ruzik 2007). Wymienione elementy zostały uwzględnione w koncepcyjnym modelu matematycznym prezentowanym w niniejszej pracy. Stworzenie jednak modelu skalibrowanego wymaga dalszych badań, przede wszystkim związanych z badaniem form przyswajalnych metali przez rośliny.

#### *Materia organiczna*

Z licznych źródeł literatury przedmiotu wynika, że wraz ze wzrostem zawartości materii organicznej zwiększa się zdolność gleby do sorpcji metali ciężkich, a tym samym zmniejsza się ich bioprzyswajalność. Badania Rogalewicz (2003) wykazały,

że dwudziestokrotnie większe stężenia metali stwierdzono w próbkach gleby zawierających 15% materii organicznej w porównaniu do próbek charakteryzujących się jednoprocenową zawartością materii organicznej. Dowiedziono także, że utlenianie materii organicznej powoduje mobilizację metali ciężkich znajdujących się w glebie (Benninger-Truax i Taylor 1993). Prokop i in. (2003) wykazali jednak, że nie więcej niż 10% całkowitej ilości kadmu i cynku jest adsorbowana przez materię organiczną, natomiast od 4 do 40% ulega adsorpcji przez rozpuszczony węgiel organiczny. Jednocześnie Düring i Gäth (2002) stwierdzili, że metale ciężkie tworzą kompleksy z rozpuszczalnymi formami materii organicznej. Według wielu autorów składnikiem determinującym zdolność adsorpcji jonowymiennej oraz kompleksowania metali wielowartościowych przez materię organiczną jest jej główny składnik, jakim jest próchnica (Gorlach i Mazur 2002). Jej pojemność sorpcyjna przekracza wielokrotnie wartości pojemności wymiennej minerałów (Buczowski i in. 2002).

Kolejnymi, którzy stwierdzili znaczną rolę materii organicznej w fitodostępności metali są Bibin i in. (2007). Według nich materia organiczna tworzy trwałe kompleksy z metalami zarówno z fazą stałą, jak i rozpuszczoną, obniżając tym samym ich dostępność dla roślin. Badacze prezentują badania Singh (1994), który wykazał znaczne obniżenie ilości cynku, miedzi i niklu w ziarnie pszenicy po zastosowaniu obornika. W publikacji Bibin i in. (2007) zaprezentowano także badania Singh i in. (1989), którzy stwierdzili znaczny wzrost dostępnej formy kadmu, a tym samym większą ilość tego pierwiastka w tkankach pszenicy po zastosowaniu obornika na glebach zasadowych. O wpływie materii organicznej na biodostępność metali dyskutowali także Ruttens i in. (2006a, 2006b). Prowadzone przez jego zespół badania wykazały, że miedź i ołów w obecności kompostu mogą tworzyć organiczne rozpuszczalne kompleksy, które są mało trwałe, a ich ilość maleje w wyniku działania mikroorganizmów, wypłukiwania i zjawisku sorpcji. Według Buczowskiego i in. (2002) spośród metali śladowych obecnych w glebie, zawartość substancji organicznej ma największe znaczenie dla jonów miedzi. Potwierdzają to także Gorlach i Mazur (2002), którzy do metali szczególnie silnie wiązanych w glebie także wliczyli miedź obok ołowiu, rtęci i chromu.

W trakcie badań prowadzonych w obszarze ograniczonego użytkowania GOŚ nie odnotowano znacznych różnic w ilościach materii organicznej na poszczególnych powierzchniach nawożonych osadem lub kompostem. Nie odnotowano także różnic w pobieranych ilościach poszczególnych metali na stanowiskach badawczych. Jednak badania prowadzone w ramach założonego eksperymentu w Stacji Terenowej UŁ

w Treście wskazują, na większą ilość miedzi w tkankach wierzby rosnącej na powierzchni nawożonej osadem i kompostem w porównaniu do powierzchni nawożonej tylko osadem. Jednocześnie zawartość cynku w zebranych materiale roślinnym była najwyższa w próbkach pochodzących z powierzchni nawożonych osadem. Takie wyniki są potwierdzeniem obserwacji Dolgen i in. (2004) oraz Ruttens i in. (2006a i 2006b).

### ***Odczyn***

Liczne źródła literatury wskazują, iż wraz ze wzrostem zakwaszenia następuje wzrost mobilności metali w glebie i osadzie (Siuta 1995, 1998; Kunito 1999; Düring i Gäth 2002; Gorlach i Mazur 2002; Bednarek i in. 2004). Düring i Gäth (2002) wskazali, iż dostępność metali ciężkich wzrasta, przy zwiększaniu kwasowości piasku gliniastego, maleje w słabo kwaśnej glinie oraz zmniejsza się jeszcze bardziej w glinie alkalicznej. O wapnowaniu, jako o metodzie mającej na celu redukcję mobilności i potencjalnej toksyczności metali w glebie, wspominali w pracy Bibin i in. (2007). Opisywane przez nich badania prowadzone przez Kukier i Chaney (2000) wykazały, że wapnowanie obniża ilość niklu w tkankach buraków, pszenicy, owsa o odpowiednio 80%, 35 – 50% i 35%, obniżając tym samym efekt działania toksycznego.

Badania prowadzone przez Prokop i in. (2003) wykazały, iż tempo wymywania metali wzrasta przy wartości  $\text{pH} < 4,5$ . W trakcie prowadzonych badań w obszarze ograniczonego użytkowania dla GOŚ, wartość odczynu poniżej 4,5, została odnotowana tylko w jednym przypadku (próbka wrześniowa z powierzchni 4 w roku 2004). Prokop i in. (2003) dowiedli jednocześnie, że bioprzyswajalność metali jest najwyższa w próbach charakteryzujących się odczynem zawierającym się w przedziale 4,4 – 6. W prezentowanych badaniach wartości  $\text{pH}$  analizowanych prób były zazwyczaj wyższe od  $\text{pH} = 6$ .

Z badań autorki niniejszej rozprawy wynika, że zastosowanie osadu lub kompostu na powierzchniach badawczych zlokalizowanych w obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ spowodowało zmniejszenie kwasowości gleby we wszystkich próbkach pobieranych z kompleksów, natomiast w przypadku powierzchni eksperymentalnej jedynie w przypadku próbek pobieranych z powierzchni 1. Analizując wyniki z poletek badawczych w Stacji Terenowej UŁ w Treście, widać, iż największy wzrost  $\text{pH}$  stwierdzono w przypadku powierzchni nawożonej kompostem. Wzrost kwasowości zaobserwowano jedynie w przypadku wariantu z refulatem. Na odkwaszające działanie kompostu z odpadów komunalnych zwracają także uwagę Łabętowicz i in. (2002), a także

Gondek i Filipek-Mazur (2006) zaznaczając, że dzięki tej właściwości następuje ograniczenie pobierania metali ciężkich przez rośliny. Alkalizacja gleb wskutek dodatku kompostów została udowodniona również w badaniach Sądej i Namiotko (2007). W trakcie badań nie stwierdzono jednak wpływu odczynu na ilość metali pobranych przez wierzbę.

### ***Aktywność mikrobiologiczna***

Czynnikiem, który odgrywa ważną rolę w rozkładzie materii organicznej, a tym samym decyduje o dostępności substancji biogennych, metali i innych elementów są także mikroorganizmy (Umesh 1967). Ze względu na ich olbrzymią różnorodność prowadzone są badania mające na celu znalezienie biowskaźników dla grup mikroorganizmów. Metodą, która przeprowadzona równocześnie z oceną fizyko-chemiczną jakości gleby, pozwalającą ocenić wypadkowy stopień aktywności mikrobiologicznej próbek gleby, różnorodnych pod względem procentowej zawartości materii organicznej, ilości zanieczyszczeń i toksyczności badanego układu, może być pomiar oddychania mikroorganizmów glebowych (Alef 1998; Nannipieri i in. 1990; Kieft i Rosacker 1991; Černohlávková i Hofman 2006; Furczak 2006; Płaza i in. 2007). Stosowane metody pomiarowe opierają się m.in. na miareczkowaniu zaabsorbowanego CO<sub>2</sub> przez sorbent (NaOH, ług sodowy) (Jäggi, 1976 i Isermeyer 1952, za Alef 1998), ale także poprzez użycie chromatografu gazowego (Trevors 1985, za Alef 1998).

Respiracja glebowa jest uzależniona od jej wilgotności, zawartości materii organicznej oraz temperatury. Kwestia wpływu tych czynników na aktywność mikrobiologiczną gleby jest szeroko dyskutowana w literaturze. Liczne badania nad procesami mineralizacji materii organicznej wskazują zarówno pozytywny wpływ wzrostu wilgotności (DeBusk i Reddy 1998; Fischer 1995; Quemada i Menach 2001; Rodriguez-Iturbe i in. 2001; Conant i in. 2004; Lavigne i in. 2004; Zeman i Chang 2004; Wang i in. 2006), jak i zawartości materii organicznej (Quemada i Menacho 2001; Alef 1998; Rodriguez-Iturbe i in. 2001; Drobniewska i in. 2007b) na aktywność mikrobiologiczną w substracie glebowym.

Wyniki prezentowane w niniejszej pracy dotyczące aktywności oddychania mikroorganizmów w próbkach gleby pobieranych z powierzchni zlokalizowanych w obszarze ograniczanego użytkowania GOŚ nie wykazały znacznych różnic pomiędzy poszczególnymi stanowiskami. W związku z powyższym bezpośrednie określenie udziału

aktywności oddychania gleby w kształtowaniu warunków przyswajalności pierwiastków biogennych i metali na badanych powierzchniach nie jest możliwe.

Przeprowadzona analiza średnich wartości metabolizmu glebowego na stanowiskach nie wykazała istotnej korelacji pomiędzy ilością pobranego tlenu, a zawartością materii organicznej w glebie. Może to wynikać z bardzo małej zawartości materii organicznej w badanych próbkach. Większą, ale także nieistotną zależność, stwierdzono pomiędzy poziomem metabolizmu, a wilgotnością stanowisk ( $R^2 = 0,242$ ) (Rysunek 35). Zaobserwowano także tendencję wpływu ilości opadów (pośrednio kształtujących wilgotność) na tempo metabolizmu glebowego ( $R^2 = 0,171$ ) (Rysunek 36).

W ramach eksperymentu realizowanego w Stacji Terenowej UŁ w Treście oceniono wpływ nawożenia organicznego na aktywność metaboliczną próbek pobieranych z poszczególnych powierzchni. O wpływie aplikacji osadów, jako nawozu, na zwiększoną aktywność metaboliczną gleby dyskutowało wielu badaczy. Taki efekt działania osadów potwierdzają m.in. badania przeprowadzone przez Quemada i Menacho (2001), którzy zaobserwowali wzrost respiracji próbek glebowych pobieranych z powierzchni nawiezionych 80 tonami osadu ściekowego/ha. Podobne wnioski wysnuli także Emmerling i in. (2000), którzy również odnotowali wzrost aktywności mikrobiologicznej po aplikacji osadu ściekowego i kompostu. Podobnych spostrzeżeń dokonano w trakcie badań własnych. Z drugiej strony, wielu badaczy obserwowało zahamowanie metabolizmu, mimo wzrostu zawartości węgla organicznego oraz substancji odżywczych po zastosowaniu osadu, na skutek dostarczenia wraz z dodawanym osadem substancji toksycznych do gleby (Fließbach i in. 1994; Dar 1997; Khan i Scullion 1999). Temat wpływu metali na mikroorganizmy dyskutowany był także przez Catallo (1993), który zaobserwował, że nawet bardzo duże stężenia metali wprowadzone do środowiska mogą nie powodować negatywnego oddziaływania na mikroorganizmy. Kolejnym, który uważał, że niektóre mikroorganizmy żyjące w środowisku mogą być odporne na działanie wysokich koncentracji metali, jest Bruins i in. (2000). Brak korelacji pomiędzy całkowitą zawartością metali, a badanym metabolizmem gleby z teras zalewowych 4 rzek Polski Centralnej nie odnotowali także Drobniewska i in. (2007b). Negatywnego wpływu na oddychanie gleby stosowanych osadów ściekowych nie odnotowali także Brendecke i in. (1993) oraz Ortiz i Alcañiz (1994). W badaniach własnych także nie wykazano tendencji do zmian metabolizmu w wyniku wzrostu ogólnej ilości metali w próbkach.

- **Pobór metali**

**Ołów**

Według Kabata-Pendias i Pendias (1992, za Vervaeke i in. 2003) środowiskowa zawartość ołowiu w roślinach to 0,2 – 2,0 mg/kg s.m. Ołów jest metalem w dużej mierze gromadzonym w korzeniach, a tylko nieznaczna jego ilość przemieszcza się do części nadziemnych, co może wynikać z tego, iż zbyt duża jego zawartość może spowodować zaburzenia metabolizmu roślin (Buczowski i in. 2002). Wykazali to w swoich badaniach m.in. Watson i in. (1999), którzy w badaniach eksperymentalnych prowadzonych w warunkach uprawy hydroponicznej z wykorzystaniem *Salix triada* × *viminialis* stwierdzili, że dla ołowiu, a także chromu i miedzi stosunek ich ilości w liściach i korzeniach jest dużo mniejszy, niż dla kadmu i cynku. Potwierdziły to także badania Kolasy (2005). W wierzbie nawożonej osadem po pierwszym roku autorka największą ilość ołowiu określiła w tkankach korzeni (ponad 11 mg/kg s.m.), natomiast najmniejszą ilość w liściach (średnia wartość około 2,5 mg/kg s.m.). Mniejszą ilość ołowiu w liściach (3,4 – 11 mg/kg s.m), niż w łodydze (średnio: 15,4 mg/kg s.m.) określono także w eksperymencie prowadzonym przez Stoltz i Greger (2002). Podobnych obserwacji dokonali także Cogliastro i in. (2001) oraz Vervaeke i in. (2003). Ilość ołowiu w poszczególnych organach dwuletniej wierzby uzyskana przez Vervaeke wraz ze współpracownikami (2007) kształtowała się następująco: korzeń – 17,7 mg/kg s.m., łodygi – 12,7 mg/kg s.m. i liście – 2,9 mg/kg s.m. Zakres zawartości ołowiu w tkankach łodyg dwuletniej wierzby otrzymany w badaniach własnych: 7,3 – 20,30 mg/kg s.m., nie odbiega zatem znacznie od podawanych w literaturze.

Zawartość ołowiu w tkankach wierzb trzy- oraz czteroletnich uzyskana przez Hasler i in. (1996, za Bungart i Hüttl 2001) oraz Bungart i Hüttl (2001) przedstawiała się odpowiednio: 1,1 mg/kg s.m. oraz 0,5 mg/kg s.m. (0,2 - 0,7 mg/kg s.m.). Zdecydowanie wyższe wartości opisujące zawartość ołowiu w tkankach wierzb trzyletnich rosnących na terenach silnie uprzemysłowionych opisują Tlustoś i in. (2007). Wartości podawane przez autorów w zależności od klonu wierzby *Salix viminalis* zawierają się w przedziale od  $7,34 \pm 0,94$  do  $21,8 \pm 2,2$  mg/kg s.m.

Uzyskane w trakcie badań własnych wyniki zawartości ołowiu w biomasie wierzby po trzech i czterech latach wzrostu nie odbiegały od prezentowanych powyżej i kształtowały się na poziomie: 5,5 – 13,2 mg/kg s.m. oraz 8,7 – 15,23 mg/kg s.m.

Na zdolność poboru ołowiu przez wierzbę może wpływać poziom wód gruntowych, co wykazała w swoich badaniach Rogalewicz (2003). Obserwowana przez autorkę akumulacja ołowiu w tkankach wierzby była wyższa (średnia wartość to: 11,36 mg/kg s.m.) na obszarze o wyższym poziomie wód gruntowych (średnio 0,2 m), niż na obszarach o niskim poziomie wód gruntowych (średnia wartość to około 4,6 mg/kg s.m., przy średnim poziomie 0,8 m) (Rogalewicz 2003; Wagner i in. 2007). Nie odnotowano takiego zjawiska w trakcie badań własnych. Poziom wód gruntowych jednak w obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ jest znacznie niższy (Rysunek 5).

### ***Kadm***

Według Kabata-Pendias i Pendias (1992, za Vervaeke i in. 2003) środowiskowa zawartość kadmu w roślinach zawiera się w granicy 0,1 – 2,4 mg/kg s.m. Według Buczkowskiego i in. (2002) pierwiastek ten charakteryzuje się dużą mobilnością oraz wykazuje dużą toksyczność. Jest to podstawą wyjaśnienia tego, iż wielu badaczy stwierdziło wyższą zawartość kadmu w korzeniach, niż w łodydze wierzby (Landberg i Greger 1996; Landberg i Greger 2002; Kolasa 2005) tłumacząc to tym, iż wysoka akumulacja w korzeniu może być pewną metodą ochrony roślin przed możliwym zakłóceniem procesu fotosyntezy z powodu toksycznego działania metali (Cd, Cu i Zn). Koncentrując się na danych prezentowanych w literaturze przedmiotu opisujących zawartość kadmu w pędach wierzby Börjesson (1999) określił, że średnia jego zawartość to około 0,4 – 3,9 mg/kg s.m. Zbliżony wynik otrzymali także Berndes i in. (2004): 0,5 - 4 mg Cd/kg s.m. Wartości mniejsze (0,38 – 1,2 mg/kg s.m.) otrzymała Rogalewicz (2003), analizując zawartość kadmu w tkankach wierzby jednorocznej. Wyniki analiz kadmu w rocznych sadzonkach uzyskane w trakcie badań prezentowanych w niniejszej pracy zawierają się w przedziale: 0,09 – 0,6 mg/kg s.m. i są wartościami niższymi od przytaczanych powyżej. Niższe wartości opisujące zawartość kadmu w tkankach wierzby od prezentowanych w literaturze otrzymano również dla sadzonek czteroletnich: 0,11 – 0,42 mg/kg s.m. Dla porównania Bungart i Hüttl (2001) otrzymali wartości zawierające się w przedziale: 0,2 – 2,7 mg/kg s.m.

### ***Rtęć***

Rtęć jest pierwiastkiem, który ze względu na swoje właściwości fizykochemiczne i wysoką toksyczność nawet przy niskich stężeniach w środowisku, stwarza duże trudności analityczne (Gawroński i Ruzik 2007). Wprowadzane do biosfery duże ilości metalicznej rtęci nie pozostają długo w takiej formie. Bardzo szybko podlegają one absorbowaniu przez cząstki organiczne i nieorganiczne i w ten sposób są łatwiej przenikają do tkanek organizmów (Paul i Clark 2000). Jednakże w przypadku roślin, ze względu na to, że rtęć nie spełnia w nich żadnej określonej funkcji metabolicznej, rzadko jest przez nie gromadzona. Ponadto przypuszcza się, że ze względu na silne jej wiązanie z sulfhydrylowymi grupami białek oddziałują one toksycznie na rośliny. Tylko niektóre rośliny mogą pobierać znaczne ilości rtęci, odkładając ją w tkankach biologicznie nieaktywnych (Gawroński i Ruzik 2007).

W niniejszej pracy ilość pobranej przez pędy wierzby rtęci jest potwierdzeniem powyższych opinii. Najwyższe odnotowane wartości opisujące zawartość rtęci w łodygach wierzby w przeciągu czterech lat badawczych osiągały 0,17 mg/kg s.m. Są one zbliżone do wyników podawanych przez Sas-Nowosielską i in. (2008): 0,07 – 0,42 mg/kg.s.m. Wyższą zawartość rtęci w tkankach wierzby, kształtującą się na poziomie: 0,14 – 0,7 mg/kg s.m., otrzymał Greger i in. (2005).

### ***Nikiel***

Nikiel według wielu badaczy jest pierwiastkiem, którego większe ilości określa się w liściach niż w łodygach (Cogliastro i in. 2001; Ali i in.2003). Potwierdziły to także badania Kolasy i in. (2005). Średnia wartość oznaczona przez autorkę w łodygach to 0,29 mg/kg s.m., natomiast w liściach wartość nie była mniejsza niż 0,4 mg/kg s.m. Większą ilość zakumulowanego niklu w tkankach wierzby stwierdził Adler i in. (2005). Odnotowane przez niego wartości zawierały się w przedziale od 6,28 do 9,19 mg/kg s.m. Wynik ten jest także wyższy od uzyskanego w trakcie badań własnych. Otrzymana w prezentowanych badaniach zawartość niklu w tkankach wierzby kształtuje się na poziomie: od 0,26 do 7,68 mg/kg s.m. Są to wartości, które nie przekraczają stężenia (10 – 100 mg/kg s.m.), które według Kabata-Pendias i Pendias (2001, za Koelbener i in. 2008) może być toksyczne dla roślin.

## Cynk

Cynk jest niezbędnym pierwiastkiem w procesach regulujących metabolizm organizmów żywych. Z uwagi na dużą rozpuszczalność związków, w których występuje, obserwuje się dużą jego przyswajalność (Gorlach i Mazur 2002). Rośliny odznaczają się znaczną odpornością na duże stężenia cynku w glebie, co możliwe jest dzięki wiązaniu metalu w błonach komórkowych i wyłączanie go z procesów fizjologicznych (Buczowski i in. 2002). Według Kabata-Pendias i Pendias (1992, za Vervaeke i in. 2003) środowiskowa zawartość cynku w roślinach zawiera się w przedziale 1 – 400 mg/kg s.m.

Landberg i Greger (1996) prowadząc badania na terenach skażonych stwierdzili w tkankach korzenia wierzby stężenie cynku na poziomie 62,8 mg/kg s.m. Ta wysoka akumulacja w korzeniu może wynikać z próby ochrony roślin przed możliwym zakłóceniem procesu fotosyntezy z powodu toksycznego działania metali. Kolasa (2005) otrzymała średnią zawartość cynku w korzeniach o około 10 mg/kg s.m. większą niż w liściach (40,14 mg/kg s.m.). Zawartość cynku w łodygach określona przez autorkę to 31 mg/kg s.m. Stoltz i Greger (2002) notowali średnie wartości  $852 \pm 344$  mg/kg s.m., natomiast Nissen i Lepp (1997) akumulację cynku w *Salix viminalis* określili na poziomie 315,49 mg/kg s.m.

Odmienne wyniki otrzymali Vervaeke i in. (2003). Zaobserwował on wyższe ilości cynku w liściach (362,5 mg/kg s.m), niż a korzeniach (243 mg/kg s.m) i łodygach (146,1 mg/kg s.m). Podobnych spostrzeżeń dokonali Tlustoś i in. (2007) porównując zawartość cynku w liściach i łodygach. O tym, że cynk gromadzi się w większych ilościach w częściach zielonych, niż w korzeniu, pisali także Dolgen i in. (2004), oceniając zawartość tego metalu w organach sałaty nawożonej osadem i kompostem.

W świetle danych literatury zawartość cynku w tkankach łodyg wierzby: 19,65 – 54,23 mg/kg s.m., otrzymana w trakcie badań własnych jest wartością niższą. W trakcie badań nie odnotowano wyraźnego trendu do zwiększania się ilości cynku w tkankach w kolejnych latach wzrostu wierzby. Być może niskie otrzymane wartości na powierzchniach badawczych są konsekwencją warunków glebowych, które nie sprzyjały dużej mobilności cynku. Według Buczowskiego i in. (2002) przyswajalność cynku wzrasta w środowisku silnie kwaśnym. Odczyn gleb z powierzchni badawczych średnio był wyższy od pH 6,5. Badania Karwety prezentowane przez Siutę (1995) wskazują, iż cynk przyswajalny dla roślin w glebach stanowi 58% zawartości ogólnej przy pH 3,3 –

3,6, a tylko 2,8% przy pH 5,7 – 6,0. Natomiast przyswajalność cynku przy pH 6,9 – 7,2 jest bardzo mała i wynosi jedynie 0,33% całkowitej ilości zawartej w glebie.

### **Miedź**

Dla roślin miedź jest niezbędnym składnikiem do ich normalnego rozwoju i wzrostu. Wchodzi ona w skład enzymów i białek, które biorą udział w regulacji procesów generatywnych roślin, fotosyntezie, oddychaniu, oraz przemianach związków azotowych. Gromadzi się w korzeniach, jednak w warunkach silnego skażenia także w częściach nadziemnych, w tym, w ziarnie (Buczkowski i in. 2002). Rośliny pobierają ten metal z roztworu glebowego (Gorlach i Mazur 2002).

Według Kabata-Pendias i Pendias (1992, za Vervaeke i in. 2003) środowiskowa zawartość miedzi w roślinach to 5 – 20 mg/kg s.m. Zdolność roślin do kumulacji miedzi w korzeniach potwierdzili w swoich badaniach Vervaeke i in. (2003). Zaobserwowali oni, że stężenie miedzi w korzeniach wierzby (15,1 mg/kg s.m.) jest dwa razy wyższe niż w liściach (7,6 mg/kg s.m.). Wysoką zawartość miedzi w korzeniu wierzby odnotowali także Landberg i Greger (1996), a wartość kształtowała się na poziomie 7,41 mg/kg s.m. w obszarach zanieczyszczonych i 0,09 mg/kg s.m. na terenach czystych. Podobne spostrzeżenia dotyczące rozłożenia ilościowego miedzi w poszczególnych organach *Salix triada* × *viminalis* mieli po przeprowadzonym eksperymencie Watson i in. (1999). Wartości uzyskane przez Rogalewicz (2003) zawierały się w przedziale 2 – 20 mg/kg s.m. Stężenia odnotowane w badaniach własnych były zbliżone do prezentowanych w literaturze i w czasie czterech lat zawierały się w przedziale: 3,2 – 15,65 mg/kg s.m. W trakcie badań nie odnotowano trendu do zwiększania ilości miedzi w tkankach wierzb w kolejnych latach.

### **Chrom**

Według Gawrońskiego i Ruzik (2007) chrom nie podlega silnej fito akumulacji, gdyż potrzebny jest roślinom w małych ilościach. Określona przez Vervaeke i in. (2003) ilość Cr w poszczególnych organach wierzby wynosiła: w korzeniu – 3,2 mg/kg s.m., łodydze – 3,6 mg/kg s.m. i liściach – 4,9 mg/kg s.m. Na podobnym poziomie przedstawiały się wyniki opisujące zawartość chromu w łodygach uzyskane przez Adler i in. (2005) i plasowały się w przedziale od 5,8 do 4,5 mg/kg s.m. Wartości otrzymane przez Rogalewicz (2003) wahały się między 1 a 9 mg/kg s.m. Wartości uzyskane w badaniach

własnych zawierające się w przedziale 0,16 – 11 mg/kg s.m. nie odbiegały od dyskutowanych w literaturze.

- ***Efektywność poboru metali***

Rozważając wykorzystanie wierzby jako narzędzie w procesie fitoremediacji gleb zanieczyszczonych metalami spowodowane użyciem osadów ściekowych istotna jest ilość metali wyniesionych z zebraną biomasą w czasie funkcjonowania plantacji. Największą sumaryczną ilość analizowanych metali usunięto z podłoża po czterech latach funkcjonowania plantacji: 1,01 – 1,44 kg/ha, co stanowi 5,18 – 7,40% całkowitej ilości metali dostarczonych na powierzchnię doświadczalną wraz z osadem ściekowym w 2004 roku. Ważna jest jednak nie tylko ilość ogólna metali, ale także analiza jakościowa. Szczególnie ważne są te metale, które dostarczane są do środowiska w dużych ilościach i następnie kumulowane w piramidzie troficznej, oraz te które charakteryzują się dużą toksycznością.

I tak w przypadku ołowiu Bungart i Hüttl (2001) stwierdzili, że wraz z biomasą wierzby można usunąć średnio 4,6 g Pb z 1 hektara. W trakcie badań własnych, mimo że nie odnotowanego wyraźnego trendu do zwiększania się ilości ołowiu w tkankach w kolejnych latach funkcjonowania plantacji ważne jest, że z roku na rok wraz z plonem można potencjalnie usunąć z podłoża odpowiednio: 8,85 g/ha (1,55 – 22,36 g/ha) w roku pierwszym, 51,92 g/ha (5,67 – 163,17 g/ha) w drugim, 130,44 g/ha (82,42 – 262,73 g/ha) i 238,51 g/ha (107,33 – 328,51 g/ha) odpowiednio w trzecim i czwartym ołowiu.

Istotnym z punktu funkcjonowania ekosystemu, ze względu na wysoką toksyczność jest kadm. Börjesson (1999) w badaniach wskazał, iż zdolność akumulacji kadmu przez pędy wierzby jest około 35 – 70 razy wyższa, niż traw energetycznych i trzciny. Jednocześnie stwierdził, że rośliny potencjalnie mogą pobrać około 30 – 40% całkowitej zawartości kadmu w glebie. Autor przyjął, że przy średniej wartości 2 mg Cd/kg s.m., przy zbiorze 10 ton s.m. wierzby, wynosimy ze środowiska glebowego około 20 g Cd/ha/rok. Niższą wartość – 7,4 g/ha – podają Bungart i Hüttl (2001). W świetle powyższych danych ilości usuwanego wraz z biomasą kadmu z powierzchni badawczych po trzech i po czterech latach funkcjonowania plantacji zawierające się w przedziale: 1,49 – 6,29 oraz 1,36 – 9,06 g/ha są wartościami niższymi, niż opisywane w literaturze. Podstawą wyjaśnienia małych ilości kadmu usuwanego wraz z plonem może być fakt,

iż według Berndes i in. (2004) pobór kadmu przez wierzbę maleje w czasie, mimo dostępności tego pierwiastka w glebie.

## **5.2 Ocena ryzyka zanieczyszczeń środowiska poprzez stosowanie testów toksyczności – elementem w systemie regulacji prawnych dotyczących stosowania osadów ściekowych i kompostów**

Długotrwałe stosowanie osadów ściekowych i kompostów komunalnych powoduje akumulację metali i innych zanieczyszczeń w glebie. Nie należy jednak zapominać, że całkowita ilość metali nie decyduje o ich mobilności i bioprzyswajalności, o czym wcześniej już wspomniano w niniejszej pracy. Wśród wielu badaczy pojawiła się dyskusja dotycząca zasadności stosowania i wyznaczania dawek osadu i kompostu na podstawie analiz opisujących całkowitą ilość metali w potencjalnym nawozie organicznym oraz w powierzchniowej warstwie gleby (Düring i Gäth 2002; Hilman i in. 2003; Usman i in. 2006). Pojawiły się głosy o konieczności wprowadzenia obowiązku wyznaczania dawek nawozów w oparciu o ocenę toksyczności wody porowej, określenie odczynu podłoża, a tym samym wskazanie na potencjalną mobilność metali, ich wpływ na organizmy glebowe oraz możliwość przedostania się zanieczyszczeń do wód gruntowych (Richards i in. 1998; Planquart i in. 1999; Chaundri i in. 2000). Istotne jest również, że pobór metali przez rośliny z gleby wzbogaconej osadem ściekowym często osiąga *plateau* w odpowiedzi na wysokie stężenie metali w podłożu. Osłabienie bioprzyswajalności metali może wiązać się m.in. z rosnącą adsorpcją metali przez niektóre składniki osadu oraz materii organicznej (Düring i Gäth 2002). Wydaje się konieczne zatem kontrolowanie efektywności procesu fitoremediacji gleb z jednoczesną oceną obniżenia toksyczności podłoża, oraz szukanie możliwości obniżenia negatywnego wpływu osadu ściekowego na organizmy żywe.

Badania realizowane na powierzchni eksperymentalnej w Stacji Terenowej UŁ w Treście, w nawiązaniu do powyższych postulatów prezentowanych w literaturze przedmiotu, miały na celu wskazanie konieczności stosowania testów toksyczności w procesie określania dawki osadów oraz sprawdzenie możliwości zwiększenia plonu wierzby po zastosowaniu mieszaniny osadu i kompostu. Tym samym wykorzystanie nawożenia w postaci osadów ściekowych może być optymalnym rozwiązaniem zarówno pod względem ekologicznym jak i ekonomicznym.

Dlaczego stosowanie testów toksyczności jest tak istotne w procesie oceny ryzyka zanieczyszczeń środowiska? Ograniczenie analiz fizyko – chemicznych wykonywanych w trakcie badań jakości gleb do oznaczania związków lub grup związków wymaganych

przez przepisy, powoduje że są one niewystarczające. Taki rodzaj działania automatycznie bowiem prowadzi do eliminacji wielu substancji toksycznych i w efekcie zaniża ocenę realnego ryzyka. Ponadto, istnienie wzajemnego oddziaływania substancji między sobą oraz z matrycą środowiskową nie pozwala na podstawie danych chemicznych na poznanie biologicznej aktywności próbek. Dlatego uzupełnieniem wszelkich analiz chemicznych stała się w ostatnich latach bioindykacja. Polega ona na użyciu organizmu żywego do oceny sumarycznej aktywności badanej próbki (Nałęcz-Jawecki i in. 2000). Organizmy różnią się wrażliwością, dlatego postuluje się stosowanie baterii bioindykatorów należących do różnych grup taksonomicznych wybranych ze wszystkich poziomów troficznych: producentów, konsumentów i reducentów (Clément i in. 1996; Wenzel i in. 1997; Rojičková-Padrova i in. 1998; Manusadzianas i in. 2003; Lahr i in. 2003; Dubova i Zariņa 2004; Latif i Licek 2004; Drobniwska i in. 2007b; Kaza i in. 2007; Mankiewicz-Boczek i in. 2008). W trakcie badań prezentowanych w niniejszej pracy wykorzystano testy bezpośredniego kontaktu TBK. W testach tych, bioindykatory inkubowane w próbce „oceniają” biodostępność wszystkich toksyn wchłaniających się poprzez dyfuzję, a także na drodze pokarmowej. W związku z powyższym dostarczają one pełnej informacji toksykologicznej (Benton i in. 1995; McCauley i in. 2000; Chial i Persoone 2002; Drobniwska i in. 2007a).

Mobilność i bioprzyswajalność metali w osadach i glebie jest czynnikiem wpływającym na jej toksyczność (Bell i in. 1991; Lorenz i in. 1997; Prokop i in. 2003; Fernández i in. 2005). Badania prowadzone przez Prokop i in. (2003) wykazały, iż tempo wymywania metali z osadów rzecznych wzrasta przy wartości  $\text{pH} < 4,5$ . Autorzy wykazali, iż odczyn kwaśny oraz mniejsza zawartość materii organicznej powodują wzmożone tempo wymywania kadmu i cynku z osadu, a tym samym obniżenie jego toksyczności z jednoczesnym wzrostem toksyczności ekstraktu z niego otrzymanego. Zależność pomiędzy wzrostem toksyczności w próbach charakteryzujących się mniejszymi wartościami  $\text{pH}$  stwierdzono także w badaniach Dubova i Zariņa (2004). Z kolei Karuppiah i in. (1997) potwierdzają, że kolejnym czynnikiem determinującym mobilność metali i innych zanieczyszczeń, które mogą być obecne w glebie, jest zawartość materii organicznej. Stwierdzono, że próby gleby, charakteryzujące się dziesięciokrotnie wyższą zawartością materii organicznej i 3,5 razy wyższą zawartością frakcji gliniastej, są mniej toksyczne (substancją wzorcową był metalochlor) dla *Vibrio fischeri*, niż próby osadu.

W badaniach prowadzonych przez Ruttens i in. (2006a i 2006b) mających na celu znalezienie najbardziej efektywnej metody na immobilizację zanieczyszczeń zastosowano

metody z wykorzystaniem kompostu, popiołu i pyłków żelazowych. W trakcie badań oceniano toksyczność oczyszczanej gleby z wykorzystaniem fasoli karłowatej (*Phaseolus vulgaris*). Badania wykazały, że żadna z zastosowanych metod nie powoduje całkowitej redukcji toksyczności gleb zanieczyszczonych metalami. Metodą najbardziej skuteczną okazała się kombinacja trzech wymienionych wcześniej elementów. Patrząc jednak przez pryzmat aplikacji testowanych metod w procesie oczyszczania gleb skażonych metodą *in situ*, wspomaganą czynnikiem biologicznym w postaci roślin, które redukują ilość dostępnych frakcji metali, dobrym rozwiązaniem wydaje się być zastosowanie kompostu. Badania Ruttens i in. (2006a, 2006b) wykazały, że w obecności kompostu, miedź i ołów mogą tworzyć organiczne rozpuszczalne kompleksy, które są mało trwałe, a ich ilość maleje w wyniku działania mikroorganizmów i zjawisku sorpcji. Jednocześnie kompost spowodował zmniejszoną mobilność cynku i kadmu.

Wyniki prezentowane w niniejszej pracy wskazały, iż dodanie kompostu do osadu spowodowało nieznaczne tylko obniżenie toksyczności osadu. Jednakże analizując toksyczność podłoży stwierdzono, że najmniej toksyczne były próbki gleby pobierane z powierzchni nawożonej refulatem, natomiast najbardziej osadem. Jednocześnie próbki z powierzchni nawiezionej osadem ściekowym cechowała największa ilość pobranego tlenu, co mogło wynikać ze średnio największej, w porównaniu do pozostałych, zawartości w nich materii organicznej. W trakcie badań nie stwierdzono zależności pomiędzy ogólną ilością metali, a reakcją organizmów. Potwierdzają to liczne przykłady prezentowane w literaturze (Persoone i Vangheluwe 2000; Manusadzianas i in. 2003; Latif i Licek 2004). Dzieje się tak, gdyż pomiędzy poszczególnymi związkami dochodzić może do ich wzajemnego oddziaływania oraz takich efektów jak synergizm i antagonizm. Zatem toksyczność, nawet najbardziej toksycznego, związku może ulegać obniżeniu lub podwyższeniu. Takie wyniki badań wskazują, że w systemie regulacji prawnych dotyczących stosowania osadów ściekowych i kompostów do rekultywacji terenów nierolnych oraz do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz, konieczne jest prowadzenie limitów opartych nie tylko na ilości metali w glebie, ale także na wartościach opisujących ich toksyczność i sygnały progowe.

Według Usmana i in. (2006) najważniejszym indeksem wskazującym na redukcję toksyczności podłoża jest uzyskany plon. Analizując ilość zebranej biomasy wierzby po zakończonym sezonie wegetacyjnym stwierdzono, że największy plon zebrano z powierzchni, na której wierzba nawożona była refulatem (osadem dennym pochodzącym ze zbiornika Sulejowskiego), natomiast najmniejszy, nie licząc kontroli, z powierzchni

nawożonej osadem. Z dwóch pozostałych powierzchni wartości biomasy były bardzo zbliżone. Fakt, że z powierzchni nawożonej refulatem otrzymano najwyższą biomasę może wskazywać na odpowiednie jego właściwości fizyko-chemiczne, a jednocześnie na znikomą jego toksyczność, nie tylko dla organizmów testowych, ale także dla wierzby. Wyniki dotyczące wielkości zebranego plonu z kolejnych powierzchni, wskazują, iż dodanie kompostu do osadu i użycie takiej mieszaniny jako nawozu może być powodem obniżenia toksyczności osadu, co jednocześnie przekłada się na wzrost biomasy wierzby.

Wydaje się zasadne zatem nawożenie wierzby zarówno osadem jak i kompostem, co pozwoliłoby na utylizację tą drogą osadu ściekowego, nie powodując jednoczesnego obniżenia biomasy. Należy jednak wspomnieć, że obniżenie toksyczności nie musiało wiązać się bezpośrednio ze zmniejszeniem mobilności metali. Tym bardziej, że ilość żadnego z oznaczonych metali nie przekroczyła progu określonego przez Levy i in. (1999, za Pugh i in. 2002), powyżej którego mogą być one toksyczne dla roślin. Być może domieszka kompostu spowodowała obniżenie aktywności substancji, które nie były analizowane.

Elementem, który mógł wpłynąć na uzyskany plon była także ilość dostępnych dla roślin składników pokarmowych. Dolgen i in. (2004) testując wpływ różnorodnych podłoży (mieszanina osadu i kompostu w zmiennych proporcjach) wskazują, iż największy plon *Lactuca sativa* cv Salina uzyskano na podłożu: 75% osad ściekowy + 25% kompost, większy nawet od plonu z kontroli, którą był kompost, natomiast najmniejszy na podłożu: 100% osadu. Autorzy analizując wyniki stwierdzili, że takie różnice w biomasy są konsekwencją niedostatecznej ilości fosforu ( $P - PO_4$ ) oraz potasu w kompoście i jednocześnie dużych ilości azotu w postaci  $N - NO_3$  w osadzie. W związku z powyższym podłoże w postaci mieszaniny było najbardziej efektywne. W trakcie badań eksperymentalnych prezentowanych w niniejszej pracy nie wykazano znacznych różnic pomiędzy ogólną ilością analizowanych substancji biogenicznych na poszczególnych powierzchniach. Podkreślić należy jednak, że wyniki prezentowane w pracy są wynikami opisującymi formy ogólne azotu, fosforu i potasu.

Z punktu widzenia wykorzystania wierzby jako narzędzia w utylizacji osadów ściekowych istotny jest nie tylko plon, ale także ilość mikro- i makroelementów pobranych przez wierzbę. Z badań prezentowanych przez Ruttens i in. (2006a i 2006b) wynika, że domieszka kompostu może powodować tworzenie mobilnych kompleksów przez miedź i ołów, z drugiej strony jednak powodować mniejszą rozpuszczalność cynku i kadmu. Potwierdzają także badania eksperymentalne Dolgen i in. (2004). Badacze w liściach sałaty

rosnącej na podłożu: 75% osad + 25% kompost stwierdzili dużo większą ilość miedzi niż rosnącej na osadzie. W przypadku wspomnianego wcześniej cynku większą jego ilość oznaczono w liściach sałaty rosnącej na czystym osadzie. Wyniki uzyskane przez autorkę niniejszej rozprawy są potwierdzeniem powyższych eksperymentów.

Rozpatrując wyniki prezentowane w niniejszej pracy w kategoriach wpływu kompostu na ilość pobranych analizowanych metali ciężkich oraz pierwiastków biogennych (N, P, K) stwierdzić można, na podstawie współczynnika (zawartość w roślinie/zawartość w glebie), iż w przypadku pierwiastków biogennych domieszka kompostu mogła spowodować zwiększony pobór substancji pokarmowych przez roślinę. Takiego wpływu nie stwierdzono w przypadku metali.

Wyniki badań prezentowane w niniejszej rozprawie wskazały, iż wykorzystanie nawożenia w postaci osadów ściekowych może być optymalnym rozwiązaniem zarówno pod względem ekologicznym jak i ekonomicznym. Z uwagi jednak na to, iż czynnikiem limitującym ilość osadu możliwego do wykorzystania w obecnej sytuacji prawnej jest ilość w nim metali ciężkich konieczne są działania w mieście zmierzające w kierunku ograniczenia dopływu metali ciężkich do oczyszczalni. Działania podejmowane w obszarze ograniczonego użytkowania dla GOŚ są przykładem realizacji planu zrównoważonego rozwoju (ekorozwoju) rozumianego jako „podporządkowanie potrzeb i aspiracji społeczeństwa i państwa możliwościom jakie daje środowisko, którym dysponujemy” (Polityka ekologiczna państwa 1990). W obszarach miejskich, z istniejącymi jedynie seminaturalnymi elementami środowiska, zdegradowanymi cyklami biogeochemicznymi konieczne jest odejście od konserwatorskiego podejścia na rzecz aktywnego wykorzystania naturalnej odporności i zdolności do regeneracji systemów ekologicznych, czego służy fitoremediacja.

## 6 Wnioski

- W oparciu o przeprowadzone badania eksperymentalne wykazano toksyczny wpływ osadów ściekowych na wierzbę energetyczną, który ograniczono poprzez dodanie kompostu do podłoża. Stwierdzono, że z obszaru nawożonego mieszaniną osadu i kompostu zebrano w czasie ścinki sanitarnej o około 125% większy plon niż z powierzchni nawożonej samym osadem.
- Stwierdzono, że w celu zwiększenia plonu wierzby nawożonej osadem konieczne jest stosowanie dodatkowego nawożenia potasem. Określenie optymalnych stosunków ilościowych poszczególnych składników pokarmowych wymaga dalszych badań.
- Plantacja wierzby energetycznej nie tylko pozwala na utylizację osadów ściekowych, ale jest również narzędziem fitoremediacji. Czteroletnia wierzba zakumulowała od 64,5 do 127,1% azotu, od 21,7 do 29,7% fosforu, oraz od 5,2 do 7,4% ogólnej ilości metali ciężkich (Pb, Cd, Hg, Ni, Zn, Cu, Cr) dostarczonych na powierzchnię wraz z osadem, ograniczając tym samym kumulację w glebie i transfer tych substancji do wód gruntowych.
- Ilość metali ciężkich w osadach jest głównym ograniczeniem wielkości dawek osadu ściekowego możliwych do zastosowania na plantacjach wierzby energetycznej (*Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140*). Konieczne jest podjęcie działań dla ograniczenia dopływu metali ciężkich do oczyszczalni. Obniżenie stężeń metali i równoczesna kontrola ilości azotu w osadach, np. z wykorzystaniem biotechnologii opartych na procesie denitryfikacji, (*Dyrektywa Azotanowa 91/676/EC*) umożliwi utylizację całkowitej ilości osadów wytwarzanych przez łódzką oczyszczalnię (około 72 000 ton/rok) na powierzchni około 5 400 ha przy 3-letnim cyklu zbioru wierzby.
- Uzyskany średni plon czteroletniej wierzby: około  $400 \pm 150$  t s.m./20 ha (plantacja 60 ha – ścinka co trzy lata z kolejnych 20 ha) zapewnia Łodzi corocznie 0,75% całkowitej wymaganej przez prawodawstwo odnawialnej energii elektrycznej (2001/77/EC). W celu zwiększenia jej udziału konieczne jest przeprowadzenie nasadzeń wierzby na nowych powierzchniach lub podjęcie działań zmierzających do wzrostu zainteresowania lokalnych społeczności produkcją biomasy.
- Dane uzyskane z wielkoskalowych eksperymentów posłużyły do opracowania koncepcyjnego modelu matematycznego wspierania decyzji dla optymalizacji funkcjonowania plantacji wierzby energetycznej z wykorzystaniem osadu ściekowego. W celu kalibracji modelu konieczne są dalsze badania dotyczące roli potasu w plonowaniu wierzby, przyswajania metali przez rośliny, a także dalsze wieloletnie badania przyrostu biomasy wierzby i szczegółowe analizy ekonomiczne.

## 7 Podziękowania

Pragnę serdecznie podziękować wszystkim, którzy przyczynili się do powstania niniejszej pracy:

- *Promotorowi, Panu Prof. dr. hab. Maciejowi Zalewskiemu*, za życzliwość, cierpliwość i wszechstronną pomoc w trakcie realizacji pracy;
- *Szanownym Recenzentom* niniejszej rozprawy, za podjęcie się trudu jej oceny;
- *Pracownikom GOŚ oraz Wydziału Gospodarki Komunalnej UMŁ*, za udostępnienie wielu cennych informacji;
- *Dr Grzegorzowi Nałęcz-Jaweckiemu*, za pomoc w przeprowadzeniu badań z zakresu oceny toksyczności próbek i za życzliwość;
- *Dr Alicji Zawadzkiej*, za pomoc w oznaczeniach zawartości metali i biogenów w zebranych materiale;
- *Dr Dominice Bogusz*, za pomoc w wykonaniu modelu matematycznego;
- Osobom, które wykazały się dużą cierpliwością, z którymi prowadziłyśmy dużo konstruktywnych dyskusji dotyczących tematu pracy, *Dr Katarzynie Izdoreczyk* oraz *Mgr Aleksandrze Skowron*. Dziękuję Im także, za wsparcie w działaniach oraz pomoc w badaniach terenowych i ciepłą atmosferę w miejscu pracy;
- *Dr Iwonie Wagner*, za rozbudzenie motywacji do pracy i bardzo wiele cennych wskazówek;
- Osobie, która wspierała mnie na każdym kroku, *Dr Beacie Sumorok*;
- *Wszystkim Obecny i Byłym Pracownikom, Doktorantom, Studentom Katedry Ekologii Stosowanej UŁ, oraz Międzynarodowego Instytutu PAN Europejskiego Regionalnego Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO* za wsparcie przy realizacji niniejszej pracy oraz za życzliwą atmosferę;
- *Moim przyjaciółom, Kasi, Joli, Kasi i Damianowi*, za cierpliwość podczas powstawania pracy;
- *Moim Rodzicom oraz Braciom*, za Ich wsparcie, które było dla mnie bardzo ważne, za to, że zawsze są i zawsze we mnie wierzą;
- *Remikowi*, za bardzo wiele rad, cennych uwag, za to że był wtedy, kiedy Go potrzebowałam;

oraz  
*Słońcu, które ładowało moje akumulatory...*

Praca była realizowana w ramach następujących projektów badawczych:

- Projekt Komisji Europejskiej **SWITCH (6 FP EU, GOCE 018530-2)** – Zintegrowane Zarządzanie Wodą to Zdrowie w Mieście Jutra – Sustainable Water management Improves Tomorrow's Cities' Health Integrated (2006 – 2010), (wykonawca);
- Projekt MNiSW **nr 2 PO4 G 12027** – Analiza czasoprzestrzennej dynamiki procesów hydrologicznych i mikrobiologicznych determinujących skład osadów dennych Zbiornika Sulejowskiego pod kątem możliwości rolniczego ich wykorzystania – realizowany przez Międzynarodowy Instytut PAN ERCE pod auspicjami UNESCO w Łodzi (2004-2007), (wykonawca).

Praca finansowana była także przez **Urząd Miasta Łodzi i Grupową Oczyszczalnię Ścieków Sp z o.o. w Łodzi.**

## 8 Literatura

1. Abramowska A. 2006. *Artemia maritima* – gatunek roślin przystosowany do wzrostu na glebach skażonych metalami ciężkimi. Kosmos – Problemy Nauk Bionicznych. Tom 55. Numery 2 – 3 (271 – 227). Str. 217 – 227.
2. Adegbiidi H. G., Briggs R. D. 2003. Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment. Biomass and Bioenergy 25. Str. 665 – 673.
3. Adegbiidi 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 and Bioenergy 20. Str. 399–411.
4. Adler A., Verwijst T., Aronsson P. 2005. Estimation and relevance of bark proportion in a willow stand. Biomass and Bioenergy 29. Str. 102 -113
5. Åhman I. 1997. Growth, herbivory and disease in relation to gender in *Salix viminalis* L. Oecologia 111. Str. 61 – 68.
6. Akiko S., Takayuki N. 2007. Nitrogen and phosphorus economy of the riparian shrub *Salix gracilistyla* in western Japan. Wetlands Ecology and Management 15. Str. 165–174.
7. Alef K. 1998. Soil respiration. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Red. Alef K., Nannipieri P. Academic Press, Harcourt Brace & Company, Publishers, London, San Diego, New York, Boston, Sydney, Tokyo, Toronto. Str. 214 – 218.
8. Ali M.B., Vajpayee P., Tripathi R.D., Rai U.N., Singh S.N., Singh S.P. 2003. Phytoremediation of Lead, Nickel, and Copper by *Salix acmophylla* Boiss.: Role of antioxidant Enzymes and Antioxidant Substances. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 70. Str. 462 – 469.
9. Andersohn C. 1996. Phosphate cycles in energy crop systems with emphasis on the availability of different phosphate fractions in the soil. Plant and Soil 184. Str. 11-21.
10. Antrop M. 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. Landscape and Urban Planning 67. Str. 9 – 26.
11. Baranowska-Morek A. 2003. Roślinne mechanizmy tolerancji na toksyczne działanie metali ciężkich. Kosmos. Problemy Nauk Biologicznych. Tom 52, Numery 2 – 32 (259 – 260). Str. 283 – 298.
12. Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojka U., Prusinkiewicz Z. 2004. Badania ekologiczno – gleboznawcze. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
13. Bell P.F., Chaney R.L., Angle J.S. 1991. Free metal activity and total metal concentrations as indices of micronutrient availability to barley. Plant Soil 130. Str. 51-62.
14. Benninger-Truax M., Taylor D.H. 1993. Municipal sludge metal contamination of old-field ecosystems: do liming and tilling affect remediation. Environmental Toxicology and Chemistry 12. Str. 1931–1943.
15. Benton M.J. Malott M.L., Knight S.S., Cooper C.M., Benson W.H. 1995. Influence of sediment composition on apparent toxicity in a solid-phase test using bioluminescent bacteria. Environmental Toxicology and Chemistry 14. Str. 411– 4.
16. Bergkvist P., Ledin S. 1997. Effects of the herbicides propaquizafop and primisulfuronmetyl on *Salix* plant and weeds in energy plantations. Biomass and Bioenergy 12/1. Str. 25 – 33.
17. Berndes G. Fredrikson F., Börjesson P. 2004 Cadmium accumulation and *Salix*-based phytoextraction on arable land in Sweden. Agriculture, Ecosystems and Environment 103. Str. 207 – 223.
18. Bezkowski J. 2007. Światło dla rzeki Ner. Film fabularny.
19. Białobok St. 1990. Wierzby. Możliwości wykorzystania wierzby w Polsce dla potrzeb energetycznych. Str. 336 – 341. Instytut Dendrologii PAN. Warszawa – Poznań. Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
20. Bibin P., Siba D. P., Raj R. K., Pramod Ch. K. 2007. Effect of amendments on the extractability, retention and plant uptake of metals on a sewage-irrigated soil. Environmental Pollution 146. Str. 19 – 24.
21. Bocian J. 2004. Constructed wetlands: how to combine sewage treatment with phytotechnology. M. Zalewski i I. Wagner-Łotkowska (eds). Integrated Watershed Management – Ecohydrology & Phytotechnology – Manual. UNESCO IHP, UNEP-IETC. Str. 154 – 157.

22. Bojakowska I., Gliwicz T. 2003. Wyniki geochemicznych badań osadów wodnych polski w latach 2000–2002. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa.
23. Börjesson P. 1999. Environmental effects of energy crop cultivation in Sweden – I: Identification and quantification. *Biomass and Bioenergy* 16. Str. 137 – 154.
24. Börjesson P.I.I. 1996. Emissions of CO<sub>2</sub> from biomass production and transportation in agriculture and forestry, *Energy Conversion Management* 37 (6–8). Str. 1235–1240.
25. Borkowska H. 2005. Zmiany zawartości suchej masy w plonie biomasy wierzby krzewiastej (wikliny) i ślazuwca pensylwańskiego w zależności od terminu zbioru. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska Lublin – Polonia Sectio E* 60. Str. 155 – 161.
26. Borkowska H., Lipiński W. 2007. Zawartość wybranych pierwiastków w biomase kilku gatunków roślin energetycznych. *Acta Agrophysica* 10 (2). Str. 287 – 292.
27. Brendecke J., Axelson R.D., Pepper I.L. 1993. Soil microbial activity as an indicator of soil fertility: long-term effects of municipal sewage sludge on an arid soil. *Soil Biology and Biochemistry* 25. Str. 751–758.
28. Bruins M.R., Kapil S., Oehme F.W. 2000. Microbial Resistance to Metals in the Environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 45. Str. 198-207.
29. Buczkowski R., Kondzielski I. Szymański T. 2002. Metody remediacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi. Uniwersytet Mikołaja Kopernika. Wydawnictwo Uniwersytetu Mikołaja Kopernika. Toruń.
30. Bungart R., Hüttl R.F. 2001. Production of biomass for energy in post-mining landscapes and nutrient dynamics. *Biomass and Bioenergy* 20. Str. 181 – 187.
31. Burchard J., Dembiński Z., Drożdż A. 1996. Ekspertyza w sprawie możliwości i zasadności naturalnego oczyszczania wód rzeki Ner na odpowiednio przygotowanych terenach w jej odcinku Kazimierz – Pęczniew. Łódź.
32. Catallo W.J. 1993. Ecotoxicology and wetland ecosystems: current understanding and future needs. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12. Str. 2209-2224.
33. Černohlávková J., Hofman J. 2006. Effects of selected pesticides and organic substrates on long-term respiration of soil microbial community. *Materiały konferencyjne: International conference on ecotoxicology – Trends and Perspectives*. Str. 33.
34. Chałupka Wł. 1990. Wierzby. Wybrane zagadnienia wzrostowe i rozwojowe. Warszawa – Poznań. Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Str. 61 – 71.
35. Chaundri A. M., Allain C. M. G., Barbosa-Jefferson V. L., Nicholson F. A., Chambers B. J., Mc Grath S. P. 2000. A study of the impacts of Zn and Cu on two rhizobial species in soils of a long-term field experiment. *Plant Soil* 221. Str. 167 -179.
36. Cheng Hefa, Xu Weipu, Junliang Zhao, He Yanqing, Chen Gang 2007. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. *Ecological engineering* 29. Str. 96 – 104.
37. Chial B., Persoone G. 2002. Cyst-Based Toxicity Tests XII—Development of a Short Chronic Sediment Toxicity Test with the Ostracod Crustacean *Heterocypris incongruens*: Selection of Test Parameters. *Environmental Toxicology* 17. Str. 520-527.
38. Chudzik A. 2004. Opinia w sprawie uwarunkowań prawnych i problemów założenia plantacji wikliny energetycznej na terenie Obszaru Ograniczonego Użytkowania wokół Grupowej Oczyszczalni Ścieków Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej w świetle ustaw i innych aktów prawnych. Łódź.
39. Clément B., Persoone G., Colin J., Ne Dû-Delepierre A. 1996 Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates. *Chemosphere* 11 (11). Str. 2303 – 2320.
40. Cogliastro A., Domon G., Daigle S. 2001. Effects of wastewater sludge and woodchip combinations on soil properties and growth of planted hardwood trees and willows on a restored site. *Ecological Engineering* 16. Str. 471 – 485.
41. Conant R. T., Dalla-Betta P., Klopatek C. C., Klopatek J. M. 2004. Controls on soil respiration in semiarid soils. *Soil Biology and Biochemistry* 36. Str. 945 – 951.
42. Crutzen P. J. 2002. The Antropocen. *Geology of mankind. Nature* 415. Str. 23 – 24.
43. Czerwiński W. 1977. Fizjologia roślin. Wydanie drugie. Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Warszawa.
44. Czyst G., Święciński A. 2005. Agrochemiczne badania gleb Wielkopolski w latach 200 – 2004. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Poznań.
45. Dar G. H. 1997. Impact of Lead and Sewage Sludge on Soil Microbial Biomass and Carbon and Nitrogen Mineralization. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 58. Str. 234-240.
46. Daubenmire R. F. 1973. Rośliny i środowisko. PWN Warszawa.

47. DeBusk W.F., Reddy K.R. 1998, Turnover of Detrital Organic Carbon in a Nutrient – Impacted Everglades Marsh. *Soil Science Society of America Journal* 62. Str. 1460-1468.
48. Dimitriou I., Eriksson J., Adler A., Aronsson P., Verwijst T. 2005. Fate of heavy metals after application of sewage sludge and woodeash mixtures to short-rotation willow coppice. *Environmental Pollution*. Str. 1 – 10.
49. Dolgen D., Alpaslan M.N., Delen N. 2004. Use of an agro-industry treatment plant sludge on iceberg lettuce growth. *Ecological Engineering* 23. Str. 117 – 125.
50. Dowgiałło J., Kleczkowski A. S., Macioszczyk T., Rózkowski A. 2002. Słownik hydrogeologiczny. Państwowy Instytut Geologiczny, ISBN 83-86986-57-3. Warszawa
51. Drobniewska A., Nałęcz-Jawecki G., Sawicki J., Sumorok B. 2007a. Testy bezpośredniego kontaktu w ocenie toksyczności próbek osadów rzecznych, gleb z teras zalewowych oraz osadów pościelowych, stosowane podczas monitoringu środowiskowego. Materiały konferencyjne: Ekotoksykologia w ochronie środowiska glebowego i wodnego. ISBN: 978-83-89576-49-1. Str. 30 – 31.
52. Drobniewska A., Sumorok B., Nałęcz-Jawecki G., Sawicki J. 2007b. Toxicity assessment of sediments and soil from rivers and floodplains in Central Poland using a battery of microbiotests – a case study. *Fresenius Environmental Bulletin*, Vol.16; No. 2. Str. 109 – 117.
53. Dubas J.W. 2003. Uprawa wierzby na cele energetyki cieplnej. *Czysta energia* 1 (17). Str. 12 – 13.
54. Dubas J.W. 2006. Wierzba. Polska Izba Biomasy. Album roślin energetycznych. Wokół energetyki. Kwiecień. Str. 48 – 53.
55. Dubas J.W., Grzybek A., Kotowski W., Tomczyk A. 2004. Wierzba energetyczna – uprawa i technologie przetwarzania. Wyższa Szkoła Ekonomii i Administracji w Bytomiu.
56. Dube A., Zbytniewski R., Kowalkowski T., Cukrowska E., Buszewski B. 2001. Adsorption and mitigation of heavy metals in soil. *J. Environ. Stud.* 10. Str. 1 – 10.
57. Dubova L., Zariņa Dz. 2004. Application of Toxkit Microbiotests for Toxicity Assessment in Soil and Compost. *Environmental Toxicology* 19. Str. 274-279.
58. Düring R.A., Gäth S. 2002. Utilization of municipal organic wastes in agriculture: where do we stand, where will we go? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165. Str. 544 – 556.
59. Dušek J., Květ J. 2006. Seasonal dynamics of dry weight, growth rate and root/shoot ratio in different seedlings of *Salix caprea*. *Biologia, Bratislava* 61/4. Section Botny. Str. 441 – 447.
60. Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140. Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych z dnia 27.08.2002 r.
61. Dz. U. Nr 203. poz. 1684. Protokół z Kioto do Ramowej Konwencji Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu, sporządzony w Kioto dnia 11 grudnia 1997 r. Dz. U. z dnia 17 października 2005 r.
62. Dz. U. Nr 236/16834/poz. 2369. Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 19 października 2004 roku w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu.
63. Dz. U. Nr 32/1732/poz. 284. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód.
64. Dz. U. Nr 62 poz. 628. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. o odpadach.
65. Dz.U. Nr 104/6949/poz. 971. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z 30 maja 2003 roku w sprawie szczegółowego zakresu obowiązku zakupu energii elektrycznej i ciepła z odnawialnych źródeł energii oraz energii elektrycznej wytwarzanej w skojarzeniu z wytwarzaniem ciepła.
66. Dziadowiec H., Pokojka U., Prusinkiewicz Zb. 2004. Materia organiczna, koloidy i roztwór glebowy jako przedmiot badań specjalistycznych. Red. Bednarek Renata, Dziadowiec Helena, Pokojka Urszula, Prusinkiewicz Zbigniew: Badania ekologiczno-gleboznawcze. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
67. Dziennik Urzędowy Województwa Łódzkiego Nr 244, poz. 2215. Rozporządzenie Wojewody Łódzkiego z dnia 22 sierpnia 2003 roku w sprawie utworzenia obszarów ograniczonego użytkowania dla Grupowej Oczyszczalni Ścieków Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej w Łodzi przy ul. Sanitariuszek.
68. Elowson S. 1999. Willow as a vegetation filter for cleaning of polluted drainage water from agricultural land. *Biomass and Bioenergy* 16. Str. 281 – 290.
69. Emmerling C., Liner C., Haubold-Rosar M., Katur J., Schröder D. 2000. Impact of application of organic waste materials on microbial and enzyme activities of mine soils in the Lusatian coal mining region. *Plant Soil* 220. Str. 129 – 138.

70. Ericsson K., Rosenqvist H., Pisarek M., Nilsson L. 2006. An agro-economic analysis of willow cultivation on Poland. *Biomass and Bioenergy* 30. Str. 16 – 27.
71. Faliński J. B. 1990. Wierzby. Zarys ekologii. Instytut Dendrologii PAN. Warszawa – Poznań. Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Str. 71 – 139.
72. Fernández M. D., Cagigal E., Vega M. M., Urzelai A., Babin M., Pro J., Tarazona J. V. 2005. Ecological risk assessment of contaminated soils through direct toxicity assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62, Str. 174 – 184.
73. Figaj J. 1990. Wierzby. Uprawa wierzby do produkcji drewna. Instytut Dendrologii PAN. Warszawa – Poznań. Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Str. 341 – 365.
74. Fischer Günther, Prieler Sylvia, Velthuisen van Harrij 2005. Biomass potentials of miscanthus, willow and poplar: results and policy implications for Eastern Europe, Northern and Central Asia. *Biomass and Bioenergy* 28. Str. 119 – 132.
75. Fischer Z. 1995. The effect of temperature and moisture on the rate of soil metabolism. *Ekologia Polska* 43 (3-4). Str. 193 – 203.
76. Fließbach A., Martens R., Reber H.H. 1994. Soil microbial biomass and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage sludge. *Soil Biology and Biochemistry* 26. Str. 1201–1205
77. Furczak J. 2006. Aktywność biochemiczna gleby płowej pod soją uprawianą w różnych systemach. *Acta Agrophysica* 8 (4). Str. 815 – 824.
78. Gambuś F., Gorlach E. 2001. Problemy zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi. *Aura* 6: 11-13, 7: 10-12, 8. Str. 10 – 11.
79. Gawroński St., Ruzik R. 2007. Zmiany specjacji wybranych pierwiastków toksycznych jako mechanizm obronny roślin. *Bioskop* 02/07. Str. 11 – 14.
80. Gondek K., Filipek-Mazur B. 2006. Akumulacja mikroelementów w biomasie owsa oraz ich dostępność w glebie nawożonej kompostem z odpadów roślinnych. *Acta Agrophysica* 8 (3). Str. 579 – 590.
81. Gorlach E., Mazur T. 2002. *Chemia rolna*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
82. GOŚ 2005. Folder Grupowa Oczyszczalnia Ścieków w Łodzi. Spółka z o.o.
83. Goździk J., Wieczorkowska J. 2002. Plansza VIII: Rzeźba terenu. Red. Stanisław Liszewski. Atlas Miasta Łodzi. Urząd Miasta Łodzi, Wydział Geodezji, Katastru i Inwentaryzacji. Łódzkie Towarzystwo Naukowe. Łódź.
84. Gradziuk P. 2003. Uwarunkowania polityki energetycznej w XXI wieku. Red. Gradziuk Piotr., Grzybek Anna, Kowalczyk Krzysztof, Kościuk Bogdan 2003. *Biopaliwa*. Wydawnictwo „Wież Jutra” Sp. z o.o. Warszawa. Str. 7 – 10.
85. Gradziuk P., Grzybek A. 2003. Charakterystyka odnawialnych źródeł energii. Red. Gradziuk Piotr., Grzybek Anna, Kowalczyk Krzysztof, Kościuk Bogdan 2003. *Biopaliwa*. Wydawnictwo „Wież Jutra” Sp. z o.o. Warszawa. Str. 10 – 22.
86. Gradziuk P., Grzybek A., Kowalczyk K., Kościuk B. 2003, „*Biopaliwa*”. Wydawnictwo „Wież Jutra” Sp. z o.o. Warszawa.
87. Greger M., Wang Y., Neuschütz C. 2005. Absence of Hg transpiration by shoot after Hg uptake by roots of six terrestrial plant species. *Environmental Pollution* 134. Str. 201-208.
88. GUS 2007. Opracowanie Urzędu Statystycznego: Ochrona Środowiska. Informacje i opracowania statystyczne. Warszawa. ISSN 0867-3217.
89. Hartl W., Erhart E. 2005. Crop nitrogen recovery and soil nitrogen dynamics in 10-years field experiment with biowaste compost. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168. Str. 781–788.
90. Heller M.C., Keoleian G.A., Mann M.K., Volk T.A. 2004. Life cycle energy and environmental benefits of generating electricity from willow biomass. *Renewable Energy* 29. Str.: 1023–1042.
91. Hillman J. P., Hill J., Morgan J. E., Wilkinson J. M. 2003. Recycling of sewage sludge to grassland: a review of the legislation to control the localization and accumulation of potential toxic metals in grazing systems. Blackwell Publishing Ltd. *Grass and Forage Science*, 58. Str. 101–111.
92. Hobbs R.J., Arico S., Aronson J., Baron J.S., Bridgewater P., Cramer V.A. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order, *Global Ecology and Biogeography* 15. Str. 1 – 7.
93. Huculak W., Makowiec M. 1977. Wyznaczanie meteorologicznego okresu wegetacyjnego na podstawie jednorocznych materiałów obserwacyjnych. *Zesz. Nauk. SGGW AR w Warszawie, Leśnictwo* 25. Str. 65 – 73.
94. Hytönen J., Kaunisto S. 1999. Effect of fertilization on the biomass production of coppiced mixed birch and willow stands on a cut-away peatland. *Biomass and Bioenergy* 17. Str. 455 – 469.

95. Iżewska A. 2007. Wpływ nawożenia obornikiem, osadem ściekowym i kompostem z osadów ściekowych na właściwości gleby. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* z. 518. Str. 85-92.
96. Jabłoński R. 2004. Rośliny energetyczne – wyniki badań energetyczności. *Czysta Energia* 10. Str. 33 – 34.
97. Jakubowski M., Trzcinka-Ochocka M., Rażniewska G. 2000. Monitoring biologiczny narażenia zawodowego i środowiskowego na metale – metody oznaczania, interpretacja wyników. Oficyna Wydawnicza Instytutu Medycyny Pracy im. Prof. J. Nofera.
98. Jędrzak A. 2007. Biologiczne przetwarzanie odpadów. Wydawnictwo PWN. Warszawa.
99. Jokiel P., Maksymiuk Z. 2002. Plansza IX: Wody. Atlas Miasta Łodzi. Urząd Miasta Łodzi, Wydział Geodezji, Katastru i Inwentaryzacji. Łódzkie Towarzystwo Naukowe. Łódź.
100. Kalembsa D. 2006. Ilość i skład chemiczny popiołu z biomasy roślin energetycznych. *Acta Agrophysica* 7 (4). Str. 909 – 914.
101. Kalisz L., Sałbut J. 1996. Wpływ żelaza na efekt oczyszczania ścieków w złożu z trzciną i z wierzbą. Oczyszczalnia hydrobotaniczne. II Międzynarodowa konferencja naukowo-techniczna. Poznań 1996.
102. Karuppiah M., Liggans G., Gupta G. 1997. Effect of river and wetland sediments on toxicity of metolachlor. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 36. Str. 180-182.
103. Kaszak M. 2006. Efektywność energetyczna produkcji nośników energii z biomasy Praca inż. ATR WM, MiBM.
104. Kaza M., Mankiewicz-Boczek J., Izydorczyk K., Sawicki J. 2007. Toxicity assessment of water samples from rivers in Central Poland using a battery of microbiotests – a pilot study. *Polish Journal of Environmental Studies* 16(1). Str. 81-89.
105. Khan M., Scullion J. 1999. Microbial activity in grassland soil amended with sewage sludge containing varying rates and combinations of Cu, Ni and Zn. *Biol Fertil Soils* 30. Str. 202 – 209.
106. Kiedrzyńska E., Wagner I., Zalewski M. 2008. Quantification of phosphorus retention efficiency by floodplain vegetation and a management strategy for a eutrophic reservoir restoration. *Ecological Engineering* 33. Str. 15–25.
107. Kieft T.L., Rosacker L.L. 1991. Application of respiration - and adenylate - based soil microbiological assay to deep subsurface terrestrial sediments. *Soil Biology and Biochemistry* 23. Str. 563 – 568.
108. Klonowski M. 2006. Praca magisterska: Wykorzystanie fitotechnologii w utylizacji osadów pościekowych i kompostu na wybranych kompleksach obszaru ograniczonego użytkowania GOŚ-ŁAM. (nr albumu 111628).
109. Kłysik K. 1993. Główne cechy klimatu. Środowisko geograficzne Polski Środkowej. Red. Pączka S., Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego. Łódź.
110. Kłysik K., Wibig J., Fortuniak K., Rembowski K., Fokczyński J., Podstawczyńska A. 2002. Plansza X: Klimat. Atlas Miasta Łodzi. Urząd Miasta Łodzi, Wydział Geodezji, Katastru i Inwentaryzacji. Łódzkie Towarzystwo Naukowe. Łódź.
111. Koelbener A., Ramseier D., Suter M. 2008. Competition alters plant species response to nickel and zinc. *Plant Soil* 303. Str. 241–251.
112. Kolasa R. 2005. Praca magisterska: Wpływ zastosowania trzyletniej dawki osadu na przyrost różnych odmian wierzby energetycznej na plantacji eksperymentalnej Grupowej Oczyszczalni Ścieków w Łodzi. (nr albumu 118562).
113. Kondracki J. 2000. Geografia regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
114. Korabiewski B. 2006. Materiały do ćwiczeń z Gleboznawstwa. Materiały dla studentów II roku Geografii. Wrocław.
115. Kościk B. 2003. Wieloletnie rośliny energetyczne. Red. Piotr Gradziuk. Anna Grzybek, Krzysztof Kowalczyk, Bogdan Kościk. Biopaliwa. Warszawa.
116. Koter M., Liszewski ST., Suliborski A. 2000. Łódź i region Polski Środkowej. Podręcznik wiedzy o regionie dla liceów. Łódzkie Towarzystwo Naukowe. Łódź.
117. Kowalik P. 1990. Wierzby. Techniczne możliwości wykorzystania wierzb dla potrzeb energetycznych. Str. 365 – 375. Instytut Dendrologii PAN. Warszawa – Poznań. Państwowe Wydawnictwo Naukowe.
118. Kowalik P. 1999. Ochrona środowiska glebowego. Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej. Gdańsk.
119. Kowalik P. 2001. Ochrona środowiska glebowego. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
120. Kronberger B. 2006. Wypowiedź: Konferencja „Termiczne przekształcanie osadów ściekowych” - Warszawa, 12 grudnia.

121. Kucharski R., Sas-Nowosielska A., Kuperberg M. 2004. Phytoremediation of soils. M. Zalewski i I. Wagner-Łotkowska (Red.). Integrated Watershed Management – Ecohydrology & Phytotechnology – Manual. UNESCO IHP, UNEP-IETC. Str. 139 – 143.
122. Kucharski R., Sas-Nowosielska A., Malkowski E., Pogrzeba M. 1998. Report prepared for the U.S Department of Energy. Integrated approach to the remediation of heavy metal contaminated land. IETU Katowice.
123. Kunito T., Saeki K., Oyaizu H., Matsumoto S. 1999. Influences of Copper Forms on the Toxicity to Microorganisms in Soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 44. Str. 174 – 181.
124. Labrecque M., Teodorescu T. I. 2001. Influence of plantation site and wastewater sludge fertilization on the performance and foliar nutrient status of two willow species grown under SRIC in southern Ouebec (Canada). *Forest Ecology and Management* 150. Str. 223 – 239.
125. Labrecque M., Teodorescu T. I. 2003. High biomass yield achieved by *Salix* clones in SRIC following two 3-year coppice rotations on abandoned farmland in southern Quebec, Canada. *Biomass and Bioenergy* 25. Str. 135 – 146.
126. Lahr J., Maas-Diepeveen J.L., Stuijzand S.C., Leonards P.E.G., Drüke J.M., Lückner S., Espeldoorn A., Kerkum L.C.M., Leo L.P., Van Stee and Hendriks A.J. 2003. Responses in sediment bioassays used in the Netherlands: can observed toxicity be explained by routinely monitored priority pollutants? *Water Research* 37. Str. 1691-1710.
127. Landberg T., Greger M. 1996. Differences in uptake and tolerance to heavy metals in *Salix* from unpolluted and polluted areas. *Applied Geochemistry*, Vol. 11. Str. 175 – 180.
128. Landberg T., Greger M. 2002. Differences in oxidative stress in heavy metal resistant and sensitive clones of *Salix viminalis*. *Journal Plant Physiology* 159. Str. 69 – 75.
129. Latif M. and Licek E. 2004. Toxicity assessment of wastewaters, river waters, and sediments in Austria using cost-effective microbiotests. *Environmental Toxicology* 19. Str. 302-309.
130. Lavigne M. B., Foster R. J., Goodine G. 2004. Seasonal and annual changes in soil respiration in relation to soil temperature, water potential and trenching. *Tree Physiology* 24. Str. 415 – 425.
131. Lorenz S.E., Hamon R.E., Holm P.H., Domingues H.C., Sequeira E.M., Christensen T.H., McGrath S.P. 1997. Cadmium and zinc in plants and soil solutions from contaminated soils. *Plant Soil* 189. Str. 21- 31.
132. Łabętowicz J., Rutkowska B., Ożarowski G., Szulc W. 2002. Możliwości wykorzystania rolnictwie kompostu ze śmieci miejskich „Dano”. *Acta Agrophysica* 70. Str. 247-255.
133. Mankiewicz-Boczek J., Nałęcz-Jawecki G., Drobniewska A., Kaza M., Sumorok B., Izydorczyk K., Zalewski M., Sawicki J. 2008. Application of a microbiotests battery for complete toxicity assessment of rivers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. W druku;
134. Manusadzianas L, Balkelyte L, Sadauskas K, Blinova I, Pollumaa L., Kahru A. 2003. Ecotoxicological study of Lithuanian and Estonian wastewaters: selection of the biotests and correspondence between toxicity and chemical-based indices. *Aquat Toxicol*, 63. Str. 27-41.
135. Marsalek J., Jiménez-Cisneros B.E, Malmaquist P.-A., Karamouz M., Goldenfum J., Chocat B. 2006. Urban water cycle processes and interactions. IHP-VI. Technical Documents in Hydrology. Nr. 78. UNESCO. Paryż.
136. Marsalek J., Rousseau D. Van Der Steen P., Bourguès S., Francey M. 2007. Ecosensitive approaches to managing urban aquatic habitats and their integration with urban infrastructure. Red. Iwona Wagner, Jiri Marsalek i Pascal Breil: *Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management: Science, Policy and Practice*. Taylor & Francis Group, London. Str. 43 – 70.
137. Marshall J. 2005. Megacity, mega mess... *Nature* 9/15. Str. 312 – 314.
138. Mazur T. 2002. Nawozy: podział, ocena i zużycie nawozów mineralnych. Nawozy organiczne i ich stosowanie. Red. Eugeniusz Gorlach, Teofil Mazur: *Chemia rolna*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa. Str. 134 – 178.
139. McCauley D.J., Degraeve G.M., Linton T.K. 2000. Sediment quality guidelines and assessment: overview and research needs. *Environmental Science and Policy* 3. Str. 133 – 144.
140. Meagher B.R. 2000. Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Plant Biology* 3. Str. 153 – 162.
141. Meers E., Vandecasteele B., Ruttens A., Vangronsveld J., Tack F.M.G. 2007. Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany* 60. Str. 57–68.
142. Meregalli G., Angelo C., Vermeulen A.C., Ollevier F. 1999. The Use of Chironomid Deformation in an in Situ Test for Sediment Toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 47. Str. 231-238.
143. Meybeck M. 2002. Riverine quality at the Anthropocene: Propositions for global space and time analysis, illustrated by the Seine River, *Aquat. Sci.* 64. Str. 376-393.

- 144.Meybeck M. 2003. Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. The royal society 358. Str. 1935 – 1955.
- 145.Meybeck M., Vörösmarty Ch. 2005. Fluvial filtering of land – to – ocean fluxes: from natural Holocene variations to Anthropocene, R.C. Geoscience 337. Str. 107-123.
- 146.Microtox Manual 2003, SDI.
- 147.Mielczarski W. 2006. Czy w elektroenergetyce może być normalnie? Wokół Energetyki 10. Str.: 21 – 24.
- 148.Mosiej J. 2004. Uwagi na temat możliwości wykorzystania osadów ściekowych z GOŚ do nawożenia plantacji energetycznych w dolinie rzeki Ner. Dokument udostępniony przez GOŚ.
- 149.Myślińska E. 2001. Laboratoryjne badania gruntów. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- 150.Nałęcz-Jawecki G., Sawicki J. 1996. Microtox- szybki system bioindykacyjny do oceny toksyczności wód i ścieków. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 70. Str. 47-51
- 151.Nałęcz-Jawecki G., Sawicki J., Demkowicz-Dobrzański K. 2000. Bioindykacja – biologiczne metody badania toksyczności Środowiska, Dział Wydawnictw Akademii Medycznej w Warszawie.
- 152.Nannipieri P., Grego S., Ceccanti B. 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. Soil Biochemistry. Red. Bollag J.M., Stotzky G. Marcel Dekker, New York. Str. 293 – 355.
- 153.Niebosiedzka K. 2000. Formy biodostępne metali ciężkich w glebach. Chemia i Inżynieria Ekologiczna 7 (5). Str. 521 – 530.
- 154.Nissen, L.R., Lepp, N.W. 1997. Baseline concentrations of copper and zinc in shoot tissues of a range of *Salix* species. Biomass and Bioenergy. Vol. 12 No. 2. Str. 115-120
- 155.Obarska-Pempkowiak H., KołECKA K. 2005. Doświadczenia związane z wykorzystaniem wikliny *Salix viminalis* w usuwaniu zanieczyszczeń z wód i ścieków. Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe 56 Ochrony Środowiska 5. Str. 56 – 69.
- 156.Oleszkiewicz A. 2007a. Osad ściekowy jako paliwo alternatywne. Ekopartner – środowisko i rozwój gospodarczy 7 (189). Str. 32 – 33.
- 157.Oleszkiewicz J. 2007b. Decyzje Komisji Europejskiej wymagają interwencji polskiego rządu. Ekopartner 5 (187). Str. 2 – 5.
- 158.Ortiz O., Alcañiz J.M. 1994. Respiration potential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. Geomicrob J. 11. Str. 333–340.
- 159.Orwińska L. 2004. Dziesięcioletnie doświadczenie w plantacji wierzby w Marzęcinie. Czysta energia 10.
- 160.Ostracodtoxkit F<sup>TM</sup> 2001. Chronic „direct contact” toxicity test for freshwater sediments, Microbiotests. Belgium.
- 161.Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z. 1991. Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin. Katalog Instytutu Ochrony Środowiska. Warszawa.
- 162.Paul E. A., Clark F. E. 2000. Mikrobiologia i biochemia gleb. Wydawnictwo Uniwersytetu Marii Curie – Skłodowskiej. Lublin. Str. 165 – 194.
- 163.Persoone G., Marsalek B., Blinova I., Törökne A., Zarina D., Manusadzianas L., Nałęcz-Jawecki G., Tofan L., Stepanova N., Tothova L., Kolar B. 2003. A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. Environ Toxicol, 18. Str. 395-402.
- 164.Persoone G., Vangheluwe M. 2000. Toxicity determination of the sediments of the river Seine in France by application of a battery of microbiotests. [w]: Persoone, G., Janssen, C., De Coen, W., [Red.], New microbiotests for routine toxicity screening and biomonitoring, New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. Str. 427-439.
- 165.Phytotoxkit<sup>TM</sup>, 2004, Seed germination and early wrowth microbiotest with higher plants. MicroBioTests Inc. Nazareth, Belgium.
- 166.Piotrowski K., Wiltowski T., Mondal K. 2004. Biomasa – kłopotliwe pozostałości, czy strategie rezerwy czystej energii? Czysta Energia 10. Str. 16 – 19.
- 167.Planquart P., Bonin G., Prone A., Massiani C. 1999. Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. Science of the Total Environment. 241. Str. 161 – 179.
- 168.Płaza G., Pinyakong O., Margesin R. 2007. Aktywność mikrobiologiczna – wskaźnik oceny zanieczyszczenia gleb. Materiały konferencyjne: Ekotoksykologia w ochronie środowiska glebowego i wodnego. ISBN: 978-83-89576-49-1. Str. 36 – 38.
- 169.Polityka ekologiczna państwa 1990. Dokument przyjęty przez Radę Ministrów i w 1991 r. zaakceptowany przez Sejm i Senat RP.

170. Prokop Z., Vangheluwe M.L., Van Sprang P.A., Janssen C.R., Holoubek I. 2003. Mobility and toxicity of metals in sandy sediments deposited on land. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 54. Str. 65–73.
171. Pugh R.E., Dick D.G., Fredeen A.L. 2002. Heavy Metal (Pb, Zn, Cd, Fe, and Cu) Contents of Plant Foliage near the Anvil Range Lead/Zinc Mine, Faro, Yukon Territory. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 52. Str. 273 – 279.
172. Pulford I.D., Watson C. 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review. *Environmental International* 29. Str. 529 – 540.
173. Quemada M., Menacho E. 2001. Soil respiration 1 year after sewage sludge application. *Biol Fertil Soils* 33. Str. 344 – 346.
174. Raport ONZ Programu Narodów Zjednoczonych ds. Rozwoju (UNDP). 2006. Więcej, niż niedobór: władza, ubóstwo i globalny kryzys wodny.
175. Richards B. K., Steenhuis S., Peverly J. H., McBride M. B. 1998. Metal mobility at an old, heavily loaded sludge application site. *Environmental Pollution* 99. Str. 365 – 377.
176. Rodriguez-Iturbe I., Porporato A., Laio F., Ridolfi L. 2001. Plants in water – controlled ecosystems: active role in hydrologic processes and response to water stress I. Scope and general outline. *Advances in Water Resources* 24. Str. 695-705
177. Rogalewicz M. 2003. Wykorzystanie wierzby wiciowej *Salix viminalis* w zabiegach fitoremediacyjnych stosowanych w zanieczyszczonych dolinach rzecznych. Praca magisterska. Katedra Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego. Łódź.
178. Rojíčková-Padrova R. Maršálek B., Holoubek I. 1998. Evaluation of alternative and standard toxicity assays for screening of environmental samples: selection of an optimal test battery. *Chemosphere* 37 (3). Str. 495-507.
179. Ruttens A., Colpaert J.V., Mench M., Boisson J., Carleer R., Vangronsveld J. 2006b. Phytostabilization of a metal contaminated sandy soil. II: Influence of compost and/or inorganic metal immobilizing soil amendments on metal leaching. *Environmental Pollution* 144. Str. 533 – 539.
180. Ruttens A., Mench M., Colpaert J.V., Boisson J., Carleer R., Vangronsveld J. 2006a. Phytostabilization of a metal contaminated sandy soil: I: Influence of compost and/or inorganic metal immobilizing soil amendments on phytotoxicity and plant availability of metals. *Environmental Pollution* 144. Str. 524 – 532.
181. Ryszkowski L., Kędziora A. 2004. Control of diffuse pollutant inputs to water bodies. M. Zalewski i I. Wagner-Lotkowska (eds) *Integrated Watershed Management – Ecohydrology & Phytotechnology – Manual*. UNESCO IHP, UNEP-IETC. Str. 150 – 153.
182. Sas-Nowosielska A., Galimska-Stypa R., Kucharski R., Zielonka U., Małkowski E., Gra L. 2008. Remediation aspect of microbial changes of plant rhizosphere in mercury contaminated soil. *Environmental Monitoring and Assessment* 137. Str. 101–109.
183. Sądej W., Namiotko A. 2007. Zmiany właściwości fizykochemicznych gleby użyźnianej kompostami z odpadów komunalnych o różnym stopniu dojrzałości. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* . Z. 520. Str. 371-378.
184. Siuta J. 1988. Przyrodnicze wykorzystanie osadów ściekowych. PWN, Warszawa.
185. Siuta J. 1995. Gleba – diagnozowanie stanu i zagrożenia. Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa.
186. Siuta J. 1998. Rekultywacja gruntów. Poradnik. Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa.
187. Stolarski M. J. 2004. Produktywność i pozyskiwanie biomasy wierzby energetycznej. *Czysta energia* 10. Str. 30 – 31.
188. Stoltz E., Greger M. 2002. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. *Environmental and Experimental Botany* 47. Str. 271 – 280.
189. Sumorok B., Drobniewska A., Zdanowicz A. 2006. Wstępna analiza oddychania gleby w zbiorowiskach roślinnych i uprawach zbożowych występujących w dolinie rzeki Kurówki (otulina NPN). *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*. Nr 4/3/2006, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi. Str. 153–160.
190. Szczukowski S., Budny J. 2003. Wierzba krzewiasta – roślina energetyczna. Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko – Mazurskiego. Olsztyn.
191. Szczukowski S., Tworkowski J., Wiwat M., Przyborowski J. 2002. Wiklina (*Salix sp.*): uprawa i możliwości wykorzystania. Wyd. Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego. Olsztyn.
192. Szczygieł J. 2004. Energia z osadów ściekowych. *Czysta energia* 10 (36). Str. 34 – 35.
193. Szmidt A. 1990. Wierzby. Ważniejsze szkodniki Instytut Dendrologii PAN. Warszawa – Poznań. Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Str. 287 – 317.

194. Tezer A. 2008. Urban planning tools for flood mitigation: the assessment of laws and regulations in Turkey. International Conference On Ecohydrological Processes And Sustainable Flood Plain Management: Opportunities and Concepts for Water Hazard Mitigation, and Ecological and Socioeconomic Sustainability in the Face of Global Changes.
195. Tlustoš P., Száková J., Vysloužilová M., Pavlíková D., Weger J., Javorská H. 2007. Variation in the uptake of Arsenic, Cadmium, Lead, and Zinc by different species of willows *Salix* spp. grown in contaminated soils. Central European Journal of Biology 2(2) Str. 254–275.
196. Tomczyk A. 2004. Liście wierzby zagrożone. Energetyka nr III (9)-III kw. Warszawa.
197. Twórkowski J., Szczukowski S., Stolarski M. 2005. Czysta Energia 9. Str. 17 – 19.
198. Umesh C. Gupta, 1967. Carbohydrates. Soil biochemistry. Red. McLaren A.D., Peterson G.H. Marcel Dekker. INC. New York. Str. 91 – 118.
199. Usman Abdul R.A., Kuzyakov Yakov Klaus, Stahr Karl 2006. Remediation of a soil contaminated with heavy metals by immobilizing compounds. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169. Str. 2005 – 2012.
200. Veecken A. H. M., de Wilde V., Hamelers H. V. M., Moolenaar S. W., Postma R. 2003. OxiTp® measuring system for standardised determination of the respiration rate and N-mineralisation rate of organic matter in waste material, compost and soil.
201. Venturi P., Gigler J.K., Huisman W. 1999. Economical and technical comparison between herbaceous (*Miscanthus X Giganteus*) and woody energy crops (*Salix viminalis*). Renewable energy 16. Str. 1023 – 1026.
202. Vervaeke P., Luyssaert S., Mertens J., Meer S. E., Tack F.M.G., Lust N. 2003. Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. Environmental Pollution 126. Str. 275 – 282.
203. Volk T.A., Abrahamson L.P., Nowak C.A. Smart L.B., Tharakan P.J. White E.H. 2006. The development of short-rotation willow in the northeastern United States for bioenergy and bioproducts, agroforestry and phytoremediation. Biomass and Bioenergy 30. Str. 715 – 727.
204. Wagner I., Bocian J., Zalewski M. 2007a. Integrated management of urban aquatic habitats to enhance quality of life and environment in cities: Selected Case Studies Ecohydrological dimension of small urban rivers management for stormwater and pollution loads mitigation. Str. 28 – 41.
205. Wagner I., Bocian J., Zalewski M. 2007b. The ecohydrological dimension of small urban river management for stormwater and pollution loads mitigation: Lodz, Poland. Aquatic habitats in sustainable urban water management. science, policy and practice. Red. I. Wagner, Jiri Marsalek Pascal Breil. Urban Water Series UNESCO-IHP UNESCO PUBLISHING. TAYLOR @FRANCIS.
206. Wagner I., Kiedrzyńska E., Sumorok B. 2004. Floodplains and natural wetlands: reduction of nutrient transport. M. Zalewski i I. Wagner-Lotkowska (eds) Integrated Watershed Management – Ecohydrology & Phytotechnology – Manual. UNESCO IHP, UNEP-IETC. Str. 163 – 168.
207. Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., Peakall D.B. 2002. Podstawy ekotoksykologii. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
208. Wang Ch., Wan S., Xing X., Zhang L., Han X. 2006. Temperature and soil moisture interactively affected soil net N mineralization in temperate grassland in Northern China, Soil Biology and Biochemistry 38. Str. 1101-1110.
209. Watson C., Puford I.D., Riddell-Black D. 1999. Heavy metal toxicity responses of two willow (*Salix*) varieties grown hydroponically: development of a tolerance screening test. Environment Geochemistry and health 21. Str. 359 – 364.
210. Wenzel A., Nendza M., Hartman P., Kanne R. 1997. Test battery for the assessment of aquatic toxicity, Chemosphere 35. Str. 307-322.
211. WIOŚ 2006. Praca zbiorowa. Raport o Stanie Środowiska w Województwie Łódzkim w roku 2005. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Łódź.
212. WIOŚ 2005. Praca zbiorowa. Raport o Stanie Środowiska w Województwie Łódzkim w roku 2004. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Łódź.
213. WIOŚ 2004. Praca zbiorowa. Raport o Stanie Środowiska w Województwie Łódzkim w roku 2003. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Łódź.
214. Wojnowska-Baryła I., Hasso-Agopsowicz M. 2007. The controlling of landfill leachate evapotranspiration from soil-plant system: *Salix amigdalina* L. Waste Management and Research. Vol. 5, no. 1. Str. 61 – 67.
215. Wójcik M. 2000. Fitoremediacja – sposób oczyszczania środowiska. Kosmos. Problemy Nauk Biologicznych. Tom 49, Numery 1 – 2 (246 – 247). Str. 135 – 147.

216. Zagospodarowanie obszaru ograniczonego użytkowania dla Grupowej Oczyszczalni Ścieków Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej wierzba energetyczną z zachowaniem bioróżnorodności 2005. Dokument przygotowany przez Wydział Gospodarki Komunalnej Urzędu Miasta Łodzi dnia 17.06.2005 roku.
217. Zalewski 2002. The concept of phytotechnology for sustainable water resources use. [Red.] M. Zalewski. Guidelines for the Integrated Management of the Watershed-Phytotechnology and Ecohydrology. UNEP Division of Technology, Industry and Economics.
218. Zalewski M. 1997. Biotechnologie ekosystemowi – wykorzystanie procesów hydrologicznych, biogeochemicznych i biologicznych do poprawy jakości zasobów wodnych. [Red.] M. Zalewski, R.J. Wiśniewski. Zastosowanie biotechnologii ekosystemalnych do poprawy jakości wód. Zeszyt Naukowy Komitetu „Człowiek i Środowisko” 18. Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN, Dziekanów Leśny. Str. 5 – 21.
219. Zalewski M. 2007. Ecohydrology in the face of the Anthropocene. Red. Zalewski Maciej, Harper M. David, Roberts D. Richard. Ecohydrology and Hydrobiology. Volume 7. Nr 2. Str. 99 – 100.
220. Zalewski M., 2000, Ecohydrology – the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resource, Ecological Engineering 16. Str. 1 – 8.
221. Zalewski M., Janauer G.A., Jolankai G. 1997. Ecohydrology: A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources. UNESCO. Paris. Technical Documents in Hydrology 7.
222. Zalewski M., Wagner I. 2005. Ecohydrology – the use of water and ecosystem processes for healthy Urban environments. Ecohydrology and hydrobiology. Vol. 5. Nr 4. Str. 263 – 268.
223. Zalewski M., Wagner I. 2007. Ecohydrology of urban aquatic ecosystems for healthy cities. Red. Iwona Wagner, Jiri Marsalek i Pascal Breil: Aquatic Habitats in Sustainable Urban Water Management: Science, Policy and Practice. Taylor & Francis Group, London. Str. 95 – 106.
224. Zalewski M., Wagner I. 2008. Ekohydrologia terenów zurbanizowanych. Wodociągi Polskie. Nr 1 (45). Str. 28-32.
225. Zeman M., Chang S.X. 2004. Substrate type, temperature, and moisture content affect gross and N mineralization and nitrification rates in agroforestry systems. Biology and Fertility of Soils 39. Str. 269-279.
226. Zevenhoven-Onderwater M., Blomquist J.P., Skrifvars B.J., Beckman R., Hupa M. 2000. The prediction of ashes from five different solid fuels in fluidised bed combustion. Fuel, Vol.79. Str. 1353-1361.
227. Zimka J. 1989. Analysis of processes of element transfer in forest ecosystems. Polish Ecological Studies 15. PWN.
228. Ziomek J., Iwańcz T., Laskowski St. 2002. Plansza VII: Geologia i gleby. Red. Stanisław Liszewski. Atlas Miasta Łodzi. Urząd Miasta Łodzi, Wydział Geodezji, Katastru i Inwentaryzacji. Łódzkie Towarzystwo Naukowe. Łódź.
229. 2000/60/EC Directive of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. In: Official Journal of the European Communities, 22.12.2000. L 327/1 – 72.
230. 2001/77/EC Directive of the European Parliament and of the Council of 27 September 2001 on the promotion of electricity produced from renewable energy sources in the internal electricity market.
231. 86/278/EEC Directive on agricultural use of sewage sludge.
232. 91/676/EC The Nitrates Directive.
233. 92/43/EEC Directive. 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.

## 9 Załączniki

### 9.1 Metodyki analiz fizykochemicznych

#### Oszacowanie zawartości materii organicznej

##### Procedura według Ostrowskiej i in. (1991)

1. Zważyć parowniczkę porcelanową na wadze analitycznej, z dokładnością do 0,0001g,
2. Próbkę gleby powietrznie suchej umieścić w parownicze, dosuszyć ją w temperaturze 105°C przez 24 godziny i zważyć,
3. Parowniczkę z próbką umieścić w piecu mufowym na ok. 6 godzin w temperaturze 550°C,
4. Po wyjęciu parowniczkę umieścić w eksykatorze do studzenia,
5. Po wystudzeniu próbek zważyć parowniczkę z glebą,
6. Po odjęciu od otrzymanych wyników masy parowniczek obliczyć ubytek masy próby po wypaleniu,
7. Wyniki przeliczyć na procentową zawartość materii organicznej posługując się równaniem do określenia strat po prażeniu ( $I_z$ ) (Równanie 19):

$$I_z = (m_{st} - m_u) / (m_{st} - m_t) * 100\%$$

**Równanie 19**

gdzie:

$I_z$  – strata po prażeniu (%),

$m_{st}$  – masa tygielka z próbką gruntu wysuszoną do stałej masy [g],

$m_u$  – masa tygielka z próbka gruntu wyprażoną do stałej masy [g],

$m_t$  – masa wyprażonego tygielka [g].

#### Oznaczenie odczynu gruntów

##### Procedura według Myślińskiej (2001)

1. Powietrznie suchy grunt rozetrzeć w moździerzu i przesiać przez sito o wymiarach oczek 2 mm,
2. Z tak przygotowanej próbki odważyć 2 g i przenieść do zlewki o pojemności 100 ml (w przypadku gleb organicznych i organiczno – mineralnych); w przypadku gleb mineralnych: 10 g,

3. Do zlewki nalać 20 ml wody destylowanej (w przypadku gleb organicznych i organiczno – mineralnych); w przypadku gleb mineralnych: 25 ml i mieszać dokładnie przez kilka minut,
4. Zawiesinę pozostawić na około 24 h,
5. Po 24 h zawiesinę ponownie dokładnie wymieszać,
6. Zanurzyć w zawieszynie elektrody i odczytać wartość pH na skali pehametru (WTW 320).

### **Oznaczanie wilgotności aktualnej**

#### Procedura według Myślińskiej (2001) i Bednarek i in. (2004)

1. Zważyć cylinderki w których zostanie dokonany pomiar,
2. Pobrać próbki gleby do cylindereków,
3. Cylinderki po przywiezieniu do laboratorium zważyć,
4. Otwarte cylinderki z próbkami gleby wstawić do suszarki na 24 h i suszyć w temperaturze 105°C do całkowitego wysuszenia,
5. Wysuszone próbki ponownie zważyć,
6. Na podstawie uzyskanych wyników obliczyć aktualną wilgotność wyrażoną w procentach wagowych (Ww) posługując się poniższym równaniem (Równanie 20):

$$Ww [\%] = [(a - b) / (b - c)] * 100,$$

**Równanie 20**

gdzie:

a – masa cylinderka z glebą przed suszeniem [g],

b – masa cylinderka z glebą po wysuszeniu [g],

c – masa cylinderka [g];

d – objętość cylinderka [100 cm<sup>3</sup>]

## 9.2 Testy oceny toksyczności

### Test toksyczności Phytotoxkit™

#### Procedura wykonanie testu według Phytotoxkit™ (2004)

1. Określić właściwą ilość wody w glebie, niezbędną do prawidłowego przebiegu testu (WHC).
  - a. Potrzebna ilość wody (WHC) w glebie referencyjnej została określona doświadczalnie (35 ml destylowanej lub dejonizowanej wody musi zostać dodane do (90 cm<sup>3</sup>) gleby kontrolnej w płytce w celu osiągnięcia 100% nasączenia).
  - b. Do 90 ml przesianej badanej gleby nalewać 50 ml destylowanej lub dejonizowanej wody i ostrożnie mieszać wodę z glebą, aż cała gleba będzie nasączona.
  - c. Przenieść roztwór unoszący się na powierzchni do miarowego cylindra 50 ml, uważając aby nie przenieść gleby.
  - d. Obliczyć objętość wody (V<sub>sat</sub>) potrzebną do całkowitego nasączenia gleby badanej (Równanie 21).
$$V_{sat} = 50 - S$$
**Równanie 21**

gdzie:

50 ml – wody dodanej

S – objętość roztworu zebranego do miarowego cylindra z warstwy ponad glebą;
2. Wsypać zawartość jednej torebki z glebą kontrolną oraz glebę badaną do dolnej części płytki testowej.
3. Nawodnić glebę (ilość wody wyznaczona w punkcie 1) i rozprowadzić ją równomiernie na całej powierzchni dolnej części płytki testowej.
4. Umieścić papierowy filtr na wierzchu nasączonej gleby (kontrolnej i badanej) we wszystkich płytkach testowych i odczekać, aż filtr będzie całkowicie mokry.
5. Umieścić w jednej linii, w takiej samej odległości od siebie, 10 nasion tej samej rośliny na wierzchu papierowego filtra.
6. Ostrożnie umieścić pokrywkę na spodniej części płytki testowej i zacisnąć zatrzaskowe zamknięcia na obwodzie płytki.
7. Powtórzyć tę operację dla każdego nasiona w 3 powtórzeniach i 3 powtórzeniach gleby kontrolnej.

8. Umieścić płytki testowe pionowo w stojaku kartonowym, włożyć je do inkubatora i inkubować w temperaturze 25°C przez 3 dni.
9. Na końcu trwania testu dokonać rejestracji wyglądu płytki testowej przy użyciu aparatu cyfrowego.
10. W celu analizy obrazu wykorzystać program umożliwiający pomiar długości (np. „Image Tools”).

#### Obliczanie wyników:

11. Procentowe zahamowanie wzrostu korzeni kiełkujących roślin obliczyć korzystając z poniższego równania (Równanie 22):

$$(A - B/A) \cdot 100\%$$

**Równanie 22**

gdzie:

A – średnia długość korzeni w glebie kontrolnej [mm];

B – średnia długość korzeni w glebie badanej [mm].

#### **Test toksyczności Ostracodtoxkit F™**

##### Procedura wykonanie testu według Ostracodtoxkit F™ (2001)

1. Przygotować standardową pożywkę, która jest używana jako medium do wylęgu z cyst i jako medium do przygotowania pokarmu zawiesiny glonów.
2. Cysty organizmów umieścić na 52 godziny przed rozpoczęciem testu w przygotowanej pożywce i inkubować w temperaturze 25°C w ciągłym oświetleniu.
3. Po 48 godzinach inkubacji cyst nakarmić młode organizmy przygotowaną zawiesiną *Spirulia*.
4. Po wylęgu (tj. krótko po 52 h inkubacji) określić przy pomocy pasków mikrometrycznych długość organizmów.
5. Przygotować pokarm dla badanych organizmów konieczny w celu zapobieżenia przekłamania wyników spowodowanych głodem organizmów.
6. Umieścić próbki, przygotowany pokarm i organizmy w kubkach testowych.
7. Płytkę inkubować w ciemności przez 6 dni w temperaturze 25°C.
8. Po 6 dniach inkubacji całą zawartość kubków przenieść na sitko i przepłukać w celu eliminacji najdrobniejszych części badanego materiału. Organizmy przenieść pod mikroskop w celu ich dalszej obserwacji.
9. Policzyc żywe organizmy.

10. W przypadku gdy śmiertelność jest mniejsza niż 30% przeprowadzić pomiar długości organizmów.

Obliczanie wyników:

11. Obliczyć średnią procentową śmiertelność dla osadu kontrolnego i osadu testowego, z odchyleniem standardowym i współczynnikiem zmienności.
12. Obliczyć średnią wartość przyrostu organizmów w kubkach z osadem kontrolnym i w kubkach z osadem testowym, według poniższego równania (Równanie 23):

$$L_{\text{przyrostu}} = L_{\text{end}} - L_{\text{Start}}$$

**Równanie 23**

gdzie:

$L_{\text{start}}$  – średnia długość nowo wylęgłych organizmów zmierzonych na początku testu;

$L_{\text{end}}$  – średnia długość organizmów zmierzonych na zakończenie testu.

**Test MICROTOX® - SOLID PHASE TEST – BASIC**

Procedura wykonanie testu (1 kontrola + 5 rozcieńczeń badanych próbek) według Microtox Manual (2003)

1. Przygotować:
  - a. mieszadło magnetyczne
  - b. kuwety SPT, filtry i kuwety Microtox® w ilości po 12 sztuk na każdą badaną próbkę.
2. Do plastikowej zlewki zważyć po 7 g próbki oraz 35 g Microtox SPT (3,5% Na Cl),
3. Homogenizować w sonikatorze przez 1 minutę, następnie mieszać na mieszadle magnetycznym przez 20 min,
4. Do kuwet SPT (z wyjątkiem C1 – największego stężenia) umieszczonych w inkubatorze w temp. 15°C wprowadzić po 1,5 ml „Microtox SPT diluted” (kontrola),
5. Do kuwet C1 (100%) oraz C2 (50%) wlać po 1,5 ml zawiesiny. Wykonać szereg dwukrotnych rozcieńczeń. Probki umieścić w 15°C na 10 min,
6. Do wszystkich kuwet SPT dodać po 20 µl zawiesiny bakterii,
7. Całość inkubować 20 min w 15°C,
8. Do inkubatora Microtox wstawić kuwetki Microtox®
9. Wsunąć filtry Microtox®, nastawić pipetę na 0,5 ml, nastawić czas na 5 min,

10. Zamieszać kuwetą SPT (cały szereg – 6 kuwet), wcisnąć filtr do oporu, przenieść 0,5 ml do kuwetki w inkubatorze,
11. Odczytać wynik luminescencji,

### 9.3 Wyniki analiz fizyko-chemicznych próbek glebowych i roślinnych

**Tabela 18.** Analiza parametrów fizyko-chemicznych wód gruntowych w obszarze ograniczonego użytkowania dla GOŚ

| parametr                  | rok  | powierzchni doświadczalna |                      | kompleks 11 i 12 |                      | kompleks 14     |                      | kompleks 19     |                      |
|---------------------------|------|---------------------------|----------------------|------------------|----------------------|-----------------|----------------------|-----------------|----------------------|
|                           |      | wartość średnia           | odchylenie standard. | wartość średnia  | odchylenie standard. | wartość średnia | odchylenie standard. | wartość średnia | odchylenie standard. |
| Przewodność elektrol. wł. | 2003 | 286,75                    | 17,95                | 448,25           | 23,96                | 324,50          | 22,10                | -               | -                    |
|                           | 2004 | 321,75                    | 33,84                | 518,75           | 60,55                | 379,00          | 48,79                | 591,29          | 92,63                |
|                           | 2005 | 328,75                    | 48,90                | 472,75           | 25,29                | 362,25          | 8,96                 | 793,75          | 169,39               |
|                           | 2006 | 339,00                    | 23,93                | 530,25           | 33,24                | 382,75          | 18,01                | 588,04          | 28,23                |
|                           | 2007 | 318,00                    | 4,36                 | 507,33           | 7,23                 | 343,33          | 4,93                 | 572,00          | 10,00                |
| Odczyn                    | 2003 | 7,72                      | 0,05                 | 7,27             | 0,05                 | 7,65            | 0,06                 | 7,03            | 0,06                 |
|                           | 2004 | 8,00                      | 0,12                 | 7,54             | 0,22                 | 7,96            | 0,23                 | 7,25            | 0,18                 |
|                           | 2005 | 7,93                      | 0,10                 | 7,45             | 0,13                 | 7,80            | 0,08                 | 7,21            | 0,13                 |
|                           | 2006 | 7,73                      | 0,20                 | 7,19             | 0,15                 | 7,72            | 0,26                 | 7,26            | 0,28                 |
|                           | 2007 | 7,77                      | 0,59                 | 7,30             | 0,48                 | 7,76            | 0,68                 | 7,08            | 0,45                 |
| Azot amonowy              | 2003 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,42            | 0,06                 |
|                           | 2004 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,89            | 0,79                 |
|                           | 2005 | 0,00                      | 0                    | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 15,24           | 0,70                 |
|                           | 2006 | 0,00                      | 0                    | 0,22             | 0,03                 | 0,10            | 0,14                 | 0,79            | 0,36                 |
|                           | 2007 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 1,51            | 0,00                 |
| Azot azotanowy            | 2003 | 3,14                      | 0,30                 | 0,05             | 0,04                 | 7,32            | 0,20                 | 3,63            | 1,83                 |
|                           | 2004 | 4,78                      | 4,80                 | 0,70             | 1,33                 | 8,27            | 1,39                 | 4,14            | 2,52                 |
|                           | 2005 | 3,78                      | 0,22                 | 0,05             | 0,00                 | 8,74            | 0,68                 | 3,15            | 1,72                 |
|                           | 2006 | 3,40                      | 1,12                 | 0,20             | 0,14                 | 7,14            | 3,79                 | 4,85            | 5,13                 |
|                           | 2007 | 9,23                      | 0,00                 | 1,93             | 0,00                 | 10,36           | 0,00                 | 4,51            | 0,00                 |
| Azot azotynowy            | 2003 | 0,04                      | 0,02                 | 0,02             | 0,01                 | 0,02            | 0,03                 | 0,01            | 0,00                 |
|                           | 2004 | 0,02                      | 0,01                 | 0,01             | 0,00                 | 0,01            | 0,00                 | 0,02            | 0,00                 |
|                           | 2005 | 0,03                      | 0,01                 | 0,01             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,01            | 0,00                 |
|                           | 2006 | 0,04                      | 0,03                 | 0,01             | 0,00                 | 0,02            | 0,01                 | 0,01            | 0,00                 |
|                           | 2007 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,01            | 0,00                 |
| Fosforany                 | 2003 | 0,51                      | 0,08                 | 0,29             | 0,16                 | 0,62            | 0,12                 | 0,38            | 0,30                 |
|                           | 2004 | 0,33                      | 0,03                 | 0,15             | 0,11                 | 0,45            | 0,04                 | 2,64            | 4,23                 |
|                           | 2005 | 0,11                      | 0,00                 | 0,01             | 0,00                 | 0,07            | 0,08                 | 0,09            | 0,03                 |
|                           | 2006 | 0,15                      | 0,06                 | 0,05             | 0,04                 | 0,15            | 0,02                 | 0,07            | 0,00                 |
|                           | 2007 | 0,08                      | 0,00                 | -                | -                    | 0,11            | 0,00                 | 0,10            | 0,00                 |
| Magnez                    | 2003 | 9,56                      | 2,73                 | 17,58            | 4,19                 | 8,61            | 2,29                 | 24,02           | 19,73                |
|                           | 2004 | 8,10                      | 0,42                 | 13,81            | 1,20                 | 7,80            | 3,37                 | 9,26            | 1,78                 |
|                           | 2005 | 9,47                      | 0,69                 | 16,19            | 1,55                 | 6,73            | 0,20                 | 18,43           | 3,68                 |
|                           | 2006 | 18,69                     | 10,07                | 19,20            | 2,35                 | 11,53           | 0,85                 | 13,34           | 4,29                 |
|                           | 2007 | 0,21                      |                      | 0,49             | 0,00                 | -               | -                    | 11,67           | 0,00                 |
| Mangan                    | 2003 | 0,07                      | 0,05                 | 0,30             | 0,04                 | 0,03            | 0,04                 | 0,89            | 0,26                 |
|                           | 2004 | 0,10                      | 0,08                 | 0,27             | 0,03                 | 0,00            | 0,00                 | 0,70            | 0,07                 |
|                           | 2005 | 0,10                      | 0,01                 | 0,28             | 0,08                 | 0,02            | 0,00                 | 0,83            | 0,14                 |
|                           | 2006 | 0,41                      | 0,29                 | 0,54             | 0,07                 | 0,38            | 0,10                 | 0,64            | 0,12                 |
|                           | 2007 | 11,56                     | 0,00                 | 16,70            | 0,00                 | 6,48            | 0,00                 | 0,48            | 0,00                 |
| Potas                     | 2003 | 4,73                      | 4,00                 | 2,39             | 1,30                 | 1,87            | 1,63                 | 9,89            | 1,63                 |
|                           | 2004 | 12,71                     | 4,25                 | 6,73             | 5,95                 | 9,30            | 8,18                 | 11,61           | 3,59                 |
|                           | 2005 | 10,23                     | 0,39                 | 10,60            | 3,63                 | 7,68            | 10,07                | 20,17           | 2,58                 |
|                           | 2006 | 17,44                     | 12,33                | 9,61             | 4,18                 | 19,03           | 2,52                 | 13,97           | 7,18                 |
|                           | 2007 | 7,19                      | 0,00                 | 7,62             | 0,00                 | 17,20           | 0,00                 | 15,17           | 0,00                 |
| Wapń                      | 2003 | 53,00                     | 5,59                 | 82,48            | 2,25                 | 61,49           | 4,97                 | 87,77           | 2,84                 |
|                           | 2004 | 45,19                     | 3,86                 | 79,33            | 13,04                | 74,26           | 33,74                | 87,57           | 4,09                 |
|                           | 2005 | 58,14                     | 2,24                 | 87,88            | 4,88                 | 62,00           | 0,03                 | 95,12           | 10,14                |
|                           | 2006 | 58,26                     | 5,99                 | 90,38            | 23,65                | 55,36           | 12,22                | 103,84          | 24,97                |
|                           | 2007 | 76,55                     | 0,00                 | 107,74           | 0,00                 | 64,90           | 0,00                 | 96,82           | 0,00                 |
| Żelazo                    | 2003 | 2,19                      | 1,78                 | 3,21             | 0,81                 | 0,26            | 0,28                 | 15,55           | 10,58                |
|                           | 2004 | 4,25                      | 2,63                 | 3,69             | 1,40                 | 0,28            | 0,26                 | 12,93           | 4,96                 |
|                           | 2005 | 4,15                      | 2,07                 | 10,90            | 8,64                 | 0,28            | 0,23                 | 28,52           | 6,35                 |
|                           | 2006 | 31,62                     | 28,37                | 21,71            | 16,50                | 20,03           | 7,72                 | 10,11           | 4,08                 |
|                           | 2007 | 11,22                     | 0,00                 | 8,62             | 0,00                 | 0,64            | 0,00                 | 3,36            | 0,00                 |
| Kadm                      | 2003 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 |
|                           | 2004 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 |
|                           | 2005 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,00            | 0,00                 |
|                           | 2006 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,02            | 0,00                 |
|                           | 2007 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,02            | 0,00                 |

| parametr | rok  | powierzchni doświadczalna |                      | kompleks 11 i 12 |                      | kompleks 14     |                      | kompleks 19     |                      |
|----------|------|---------------------------|----------------------|------------------|----------------------|-----------------|----------------------|-----------------|----------------------|
|          |      | wartość średnia           | odchylenie standard. | wartość średnia  | odchylenie standard. | wartość średnia | odchylenie standard. | wartość średnia | odchylenie standard. |
| Chrom +3 | 2003 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 |
|          | 2004 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 |
|          | 2005 | -                         | -                    | 0,04             | 0,00                 | -               | -                    | 0,02            | 0,00                 |
|          | 2006 | 0,10                      | 0,05                 | 0,00             | 0,00                 | 0,08            | 0,00                 | 0,05            | 0,00                 |
|          | 2007 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,00            | 0,00                 |
| Chrom +6 | 2003 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 |
|          | 2004 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 |
|          | 2005 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,00            | 0,00                 |
|          | 2006 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,05            | 0,00                 |
|          | 2007 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,00            | 0,00                 |
| Miedź    | 2003 | 0,03                      | 0,02                 | 0,01             | 0,02                 | 0,02            | 0,02                 | 0,01            | 0,01                 |
|          | 2004 | 0,04                      | 0,02                 | 0,01             | 0,02                 | 0,01            | 0,02                 | 0,03            | 0,02                 |
|          | 2005 | 0,03                      | 0,00                 | 0,08             | 0,09                 | 0,02            | 0,00                 | 0,05            | 0,01                 |
|          | 2006 | 0,05                      |                      | 0,03             | 0,00                 | 0,03            | 0,00                 | 0,03            | 0,02                 |
|          | 2007 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,05            | 0,00                 |
| Cynk     | 2003 | 0,03                      | 0,02                 | 0,02             | 0,03                 | 0,02            | 0,01                 | 0,05            | 0,03                 |
|          | 2004 | 0,05                      | 0,02                 | 0,02             | 0,01                 | 0,00            | 0,01                 | 0,08            | 0,02                 |
|          | 2005 | 0,10                      | 0,06                 | 0,11             | 0,06                 | 0,03            | 0,02                 | 0,15            | 0,03                 |
|          | 2006 | 0,13                      | 0,05                 | 0,11             | 0,02                 | 0,09            | 0,00                 | 0,04            | 0,03                 |
|          | 2007 | 0,03                      | 0,00                 | -                | -                    | -               | -                    | 0,05            | 0,00                 |
| Rtęć     | 2003 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 |
|          | 2004 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 |
|          | 2005 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,00            | 0,00                 |
|          | 2006 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 |
|          | 2007 | 0,00                      |                      | 0,00             |                      | 0,00            | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 |
| Ołów     | 2003 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 |
|          | 2004 | 0,00                      | 0,00                 | 0,00             | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 | 0,00            | 0,00                 |
|          | 2005 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,00            | 0,00                 |
|          | 2006 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,05            | 0,00                 |
|          | 2007 | -                         | -                    | -                | -                    | -               | -                    | 0,20            | 0,00                 |

**Tabela 19 Analiza partii komunalnego ustabilizowanego osadu ściekowego i kompostu, przeznaczonych do zastosowania do uprawy wierzby energetycznej**

| Data poboru próbki                               | Próba             | Ołów<br>[mg/kg<br>s.m.] | Kadm<br>[mg/kg<br>s.m.] | Rtęć<br>[mg/kg<br>s.m.] | Nikiel<br>[mg/kg<br>s.m.] | Cynk<br>[mg/kg<br>s.m.] | Miedź<br>[mg/kg<br>s.m.] | Chrom<br>[mg/kg<br>s.m.] | pH   | Azot<br>[% s.m.] | Fosfor<br>[% s.m.] | Potas<br>[% s.m.] | Materia<br>organicz-<br>na [%] | % s.m. |
|--|-------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|---------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|------|------------------|--------------------|-------------------|--------------------------------|--------|
| Kwiecień 2004                                    | Osad:<br>partia 1 | 77,9                    | 4,30                    | 3,90                    | 73,60                     | 1732,0                  | 461,6                    | 164,1                    | 7,62 | 1,71             | 1,03               | 0,21              | 62,31                          | 22,42  |
| Październik 2004                                 | Osad:<br>partia 1 | 41,2                    | 6,42                    | 2,72                    | 157,07                    | 1659,9                  | 266,3                    | 261,1                    | 7,77 | 4,21             | 0,17               | 0,46              | 57,61                          | 21,81  |
| Rozporządzenie (Dz.<br>U. nr 134, poz.<br>1140)* | 1                 | 1000,0                  | 25,00                   | 10,00                   | 200,00                    | 3500,0                  | 1200,0                   | 1000,0                   | -    | -                | -                  | -                 | -                              | -      |
|  | 2                 | 1500,0                  | 50,00                   | 25,00                   | 500,00                    | 5000,0                  | 2000,0                   | 2500,0                   | -    | -                | -                  | -                 | -                              | -      |
| 8-22 wrzesień 2004                               | Kompost           | 83,10                   | 1,19                    | 0,18                    | 5,00                      | 433,5                   | 176,1                    | 19,9                     | 8,70 | 0,36             | 0,30               | 0,94              | 60,85                          | 83,62  |
| Rozporządzenie (Dz.<br>U. nr 236, poz. 2369)     | -                 | 100,0                   | 3,00                    | 2,00                    | 30,00                     | 1500,0                  | 400,0                    | 100,0                    | -    | -                | -                  | -                 | -                              | -      |

\*Ilość metali ciężkich w mg/kg s.m. osadu nie większa niż przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych

<sup>1</sup> Do rekultywacji terenów na cele nierolne

<sup>2</sup> Przy dostosowaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nie przeznaczonych do spożycia i produkcji pasz

Analiza parazytologiczna:

W badanej partii osadu ściekowego odwodnionego nie stwierdzono żywych jaj pasożytów jelitowych *Ascaris spp.*, *Trichuris spp.*, *Toxocara spp.* w 1 kg suchej masy badanego osadu.

(dane GOŚ ŁAM)

**Tabela 20.** Zestawienie wyników analiz metali metodą ASA opisujących jakość gleby w obszarze ograniczonego użytkowania wokół GOŚ w Łodzi.

| Stanowisko poboru próbki          | Próbki z lagun |         |         | Kompleks 11 | Kompleks 12 | Kompleks 14 | Kompleks 19 | Rozporządzenie (Dz. U. Nr 134/8568/poz. 1140)* |               |
|-----------------------------------|----------------|---------|---------|-------------|-------------|-------------|-------------|--|---------------|
| Nazwa próbki                      | Gleba 1        | Gleba 2 | średnia | GX/43/4     | GO/628/4    | GO/628/6    | GO/628/9    | Gleby lekkie                                   | Gleby średnie |
| Ołów [mg/kg s.m.]                 | <20,00         | <20,00  | <20,00  | 12,30       | 14,68       | 14,30       | 11,91       | 50,00  | 75,00         |
| Kadm [mg/kg s.m.]                 | <0,40          | < 0,40  | < 0,40  | 0,27        | 0,23        | 0,18        | 0,28        | 3,00   | 4,00          |
| Rtęć [mg/kg s.m.]                 | <0,05          | < 0,05  | < 0,05  | <0,05       | <0,05       | <0,05       | <0,05       | 1,00   | 1,50          |
| Nikiel [mg/kg s.m.]               | <9,00          | < 9,00  | < 9,00  | 4,85        | 4,84        | 4,72        | 3,87        | 30,00  | 45,00         |
| Cynk [mg/kg s.m.]                 | 19,60          | 19,50   | 19,55   | 30,21       | 56,70       | 33,65       | 27,84       | 150,00   | 220,00        |
| Miedź [mg/kg s.m.]                | 16,20          | 15,60   | 15,90   | 3,40        | 9,9         | 4,70        | 5,20        | 50,00  | 75,00         |
| Chrom [mg/kg s.m.]                | 3,31           | 4,22    | 3,77    | 8,70        | 2,1         | 10,65       | 8,84        | 100,00   | 150,00        |
| Mangan [mg/kg s.m.]               | 104,00         | 98,50   | 101,25  | n.a.        | n.a.        | n.a.        | n.a.        | -  | -             |
| Sód [mg/kg s.m.]                  | 787,00         | 914,00  | 850,50  | n.a.        | n.a.        | n.a.        | n.a.        | -  | -             |
| Srebro [mg/kg s.m.]               | <2,00          | < 2,00  | <2,00   | n.a.        | n.a.        | n.a.        | n.a.        | -  | -             |
| Żelazo [mg/kg s.m.]               | 3574,00        | 4009,00 | 3791,50 | n.a.        | n.a.        | n.a.        | n.a.        | -  | -             |
| Azot [mg/kg s.m.]                 | 111,21         | 98,12   | 104,67  | 8,29        | 0,86        | 4,93        | 0,93        | -  | -             |
| Fosfor [mg/ kg s.m.]              | 2001,00        | 1987,00 | 1994,00 | 1307,00     | 1707,00     | 1057,00     | 1007,00     | -  | -             |
| Potas [mg/ kg s.m.]               | 20,00          | 13,00   | 16,50   | 34,28       | 5,71        | 20,00       | 12,80       | -  | -             |
| Magnez [mg/kg s.m.]               | 53,00          | 57,00   | 55,00   | 10,00       | 0,71        | 11,43       | 4,29        | -  | -             |
| Wapń [mg/kg s.m.]                 | 7,30           | 9,00    | 8,15    | 81,30       | 78,40       | 68,20       | 42,10       | -  | -             |
| Odczyn                            | 5,90           | 5,90    | 5,90    | 4,40        | 4,80        | 4,50        | 4,20        | -  | -             |
| Zawartość materii organicznej [%] | 2,71           | 2,35    | 2,53    | 2,64        | 3,45        | 2,84        | 3,54        | -  | -             |
| Wilgotność [%]                    | 6,65           | 8,37    | 7,51    | 6,71        | 7,83        | 7,21        | 7,01        | -  | -             |

\*Ilość metali ciężkich w wierzchniej (0 – 25 cm) warstwie gruntu przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych do rekultywacji terenów na cele nierolne, do uprawy przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz oraz przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu.

**Tabela 21.** Zmienność czasowa zawartości analizowanych pierwiastków w glebie**a) Powierzchnia doświadczalna**

| Powierzchnia | Powierzchnia 1 |               |              |               | Powierzchnia 2 |               |              |               | Powierzchnia 3 |               |               |               | Powierzchnia 4 |               |               |               |
|--------------|----------------|---------------|--------------|---------------|----------------|---------------|--------------|---------------|----------------|---------------|---------------|---------------|----------------|---------------|---------------|---------------|
| [mg/kg s.m]  | 2004           | 2005          | 2006         | 2007          | 2004           | 2005          | 2006         | 2007          | 2004           | 2005          | 2006          | 2007          | 2004           | 2005          | 2006          | 2007          |
| Pb           | 33,47          | 14,37         | 6,47         | 5,35          | 19,97          | 18,30         | 12,32        | 8,76          | 38,07          | 20,36         | 7,58          | 5,15          | 23,63          | 12,35         | 9,23          | 8,97          |
| Cd           | 0,09           | 0,20          | 0,51         | 0,59          | 0,03           | 0,10          | 0,85         | 0,87          | 0,04           | 0,28          | 0,36          | 0,43          | 0,01           | 0,15          | 0,29          | 0,65          |
| Hg           | 0,71           | 0,01          | 0,17         | 0,12          | 0,41           | 0,30          | 0,09         | 0,08          | 0,14           | 0,04          | 0,06          | 0,09          | 0,39           | 0,20          | 0,09          | 0,04          |
| Ni           | 2,60           | 2,90          | 2,61         | 2,36          | 1,97           | 2,15          | 3,12         | 2,14          | 1,17           | 1,18          | 2,13          | 2,15          | 1,70           | 1,00          | 1,27          | 1,54          |
| Zn           | 76,00          | 33,90         | 61,08        | 78,63         | 94,47          | 62,32         | 53,61        | 74,36         | 45,53          | 30,26         | 49,92         | 53,56         | 64,77          | 45,23         | 58,37         | 63,08         |
| Cu           | 8,47           | 4,97          | 9,65         | 10,35         | 13,53          | 12,36         | 9,68         | 13,98         | 10,80          | 9,65          | 8,65          | 12,38         | 8,90           | 7,00          | 15,42         | 16,72         |
| Cr           | 14,33          | 7,53          | 7,98         | 5,67          | 11,87          | 4,23          | 5,46         | 5,04          | 9,93           | 4,56          | 5,38          | 4,08          | 15,17          | 9,63          | 4,86          | 6,62          |
| SUMA         | <b>135,67</b>  | <b>63,88</b>  | <b>88,47</b> | <b>103,07</b> | <b>142,25</b>  | <b>99,76</b>  | <b>85,13</b> | <b>105,23</b> | <b>105,68</b>  | <b>66,33</b>  | <b>74,08</b>  | <b>77,84</b>  | <b>114,57</b>  | <b>75,56</b>  | <b>89,53</b>  | <b>97,62</b>  |
| N            | 180,63         | 152,0         | 132,00       | 114,00        | 153,67         | 137,00        | 127,00       | 66,00         | 170,3          | 96,00         | 76,00         | 40,00         | 165,87         | 121,00        | 87,00         | 75,00         |
| P            | 3410,3         | 3200          | 120          | 1150          | 2000           | 900           | 800          | 1500          | 3067           | 3400          | 1700          | 900,00        | 2771           | 2800          | 1800          | 1600          |
| K            | 20,30          | 32,00         | 34,00        | 41,00         | 63,70          | 25,00         | 37,00        | 28,00         | 79,50          | 32,00         | 19,00         | 28,00         | 117,60         | 87,00         | 45,00         | 33,00         |
| Mg           | 61,30          | 45,00         | 25,00        | 16,00         | 80,60          | 24,00         | 18,00        | 13,60         | 73,30          | 13,10         | 22,00         | 18,00         | 86,20          | 18,20         | 27,00         | 11,00         |
| Ca           | 62,30          | 42,50         | 35,50        | 29,40         | 38,40          | 23,50         | 12,30        | 12,30         | 61,80          | 46,00         | 37,10         | 23,40         | 43,80          | 33,50         | 36,70         | 36,80         |
| SUMA         | <b>3734,8</b>  | <b>3471,5</b> | <b>346,5</b> | <b>1350,4</b> | <b>2336,3</b>  | <b>1109,5</b> | <b>994,3</b> | <b>1619,9</b> | <b>3451,9</b>  | <b>3587,1</b> | <b>1854,1</b> | <b>1009,4</b> | <b>3184,4</b>  | <b>3059,7</b> | <b>1995,7</b> | <b>1755,8</b> |

**b) Kompleksy**

| kompleks    | Kompleks 11 |               |              |              | Kompleks 12 |              |              |               | Kompleks 14 |               |               |               | Kompleks 19 |               |               |               |
|-------------|-------------|---------------|--------------|--------------|-------------|--------------|--------------|---------------|-------------|---------------|---------------|---------------|-------------|---------------|---------------|---------------|
| [mg/kg s.m] | 2004        | 2005          | 2006         | 2007         | 2004        | 2005         | 2006         | 2007          | 2004        | 2005          | 2006          | 2007          | 2004        | 2005          | 2006          | 2007          |
| Pb          | -           | 17,63         | 14,37        | 6,1          | -           | 15,70        | 9,56         | 4,2           | -           | 15,9          | 10,98         | 9,26          | -           | 12,03         | 17,65         | 14,3          |
| Cd          | -           | 0,30          | 0,52         | 0,51         | -           | 0,26         | 0,25         | 0,35          | -           | 0,25          | 0,3           | 0,42          | -           | 0,30          | 0,42          | 0,68          |
| Hg          | -           | 0,01          | 0,03         | 0,01         | -           | 0,01         | 0,03         | 0,01          | -           | 0,01          | 0,01          | 0,01          | -           | 0,01          | 0,03          | 0,01          |
| Ni          | -           | 4,93          | 5,98         | 5,22         | -           | 5,61         | 7,02         | 6,53          | -           | 5,33          | 6,36          | 7,54          | -           | 4,40          | 6,37          | 7,7           |
| Zn          | -           | 35,33         | 29,49        | 19,4         | -           | 61,10        | 52,37        | 39,54         | -           | 35,37         | 27,86         | 15,62         | -           | 29,33         | 24,39         | 13,8          |
| Cu          | -           | 4,73          | 15,32        | 16,2         | -           | 14,10        | 12,56        | 23,21         | -           | 6,10          | 21,15         | 19,65         | -           | 5,63          | 16,59         | 12,8          |
| Cr          | -           | 10,07         | 7,45         | 3,5          | -           | 2,30         | 6,62         | 3,8           | -           | 11,10         | 9,34          | 3,9           | -           | 9,27          | 10,45         | 5,9           |
| SUMA        | -           | <b>72,96</b>  | <b>73,16</b> | <b>50,94</b> | -           | <b>99,08</b> | <b>88,41</b> | <b>77,64</b>  | -           | <b>74,06</b>  | <b>76</b>     | <b>56,4</b>   | -           | <b>60,97</b>  | <b>75,9</b>   | <b>55,19</b>  |
| N           | -           | 286,5         | 258          | 202          | -           | 360          | 344          | 198           | -           | 193,5         | 182           | 213           | -           | 265,4         | 237           | 261           |
| P           | -           | 2830          | 1900         | 800          | -           | 1990         | 1600         | 900           | -           | 1340          | 900           | 750           | -           | 1410          | 1200          | 1100          |
| K           | -           | 98,3          | 38,8         | 20,3         | -           | 87           | 25,6         | 28            | -           | 58,6          | 42,00         | 26,00         | -           | 18,3          | 41            | 33            |
| Mg          | -           | 44,7          | 47           | 24           | -           | 82,2         | 86           | 11            | -           | 66            | 64            | 12            | -           | 61            | 20,5          | 9             |
| Ca          | -           | 118,2         | 106,2        | 19,7         | -           | 133,80       | 113,4        | 35,1          | -           | 76,3          | 46,5          | 18,6          | -           | 81,4          | 62,3          | 34,4          |
| SUMA        | -           | <b>3377,7</b> | <b>2350</b>  | <b>1066</b>  | -           | <b>2653</b>  | <b>2169</b>  | <b>1172,1</b> | -           | <b>1734,4</b> | <b>1234,5</b> | <b>1019,6</b> | -           | <b>1836,1</b> | <b>1560,8</b> | <b>1437,4</b> |

**Tabela 22.** Zmienność czasowa zawartości analizowanych pierwiastków w tkankach wierzby.**a) Powierzchnia doświadczalna**

| Odmiana     | Odmiana 1    |               |              |              | Odmiana 2    |               |              |              | Odmiana 3/5  |              |              |              | Odmiana 4    |               |              |              |
|-------------|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------|--------------|
| [mg/kg s.m] | 2004         | 2005          | 2006         | 2007         | 2004         | 2005          | 2006         | 2007         | 2004         | 2005         | 2006         | 2007         | 2004         | 2005          | 2006         | 2007         |
| Pb          | 3,70         | 12,90         | 6,70         | 15,23        | 2,50         | 20,30         | 5,50         | 10,23        | 2,30         | 18,90        | 7,30         | 5,60         | 3,50         | 14,60         | 8,30         | 8,70         |
| Cd          | 0,09         | 0,35          | 0,09         | 0,42         | 0,11         | 0,27          | 0,11         | 0,21         | 0,15         | 0,27         | 0,06         | 0,35         | 0,18         | 0,32          | 0,15         | 0,11         |
| Hg          | 0,01         | 0,002         | 0,01         | 0,01         | 0,01         | 0,001         | 0,01         | 0,04         | 0,01         | 0,02         | 0,02         | 0,12         | 0,02         | 0,002         | 0,01         | 0,17         |
| Ni          | 0,33         | 5,10          | 0,33         | 2,01         | 0,31         | 5,30          | 0,31         | 1,95         | 0,26         | 6,2          | 0,36         | 0,85         | 0,27         | 5,60          | 0,26         | 1,21         |
| Zn          | 26,93        | 25,00         | 26,9         | 35,42        | 30,82        | 28,00         | 30,80        | 29,65        | 35,64        | 33,00        | 27,6         | 54,23        | 29,11        | 45,30         | 35,6         | 48,72        |
| Cu          | 4,50         | 5,25          | 4,90         | 5,20         | 4,90         | 7,10          | 5,10         | 4,56         | 4,30         | 6,30         | 5,30         | 15,65        | 5,10         | 5,90          | 4,50         | 14,56        |
| Cr          | 0,29         | 9,80          | 0,29         | 8,56         | 0,31         | 10,20         | 0,31         | 4,75         | 0,30         | 6,90         | 0,29         | 6,59         | 0,29         | 8,70          | 0,30         | 8,56         |
| SUMA        | <b>35,85</b> | <b>58,402</b> | <b>39,22</b> | <b>66,85</b> | <b>38,96</b> | <b>71,171</b> | <b>42,14</b> | <b>51,39</b> | <b>42,96</b> | <b>71,59</b> | <b>40,93</b> | <b>83,39</b> | <b>38,47</b> | <b>80,422</b> | <b>49,12</b> | <b>82,03</b> |
| N           | 1200         | 6500          | 7230         | 7800         | 2700         | 4800          | 5580         | 5800         | 3300         | 5500         | 6600         | 7200         | 4100         | 3900          | 6700         | 6900         |
| P           | 1400,00      | 1200,00       | 1200         | 1100         | 940,00       | 1400,00       | 1200         | 800          | 1100,00      | 1000,00      | 1250         | 1500         | 1300,00      | 1150,00       | 900          | 1400         |
| K           | 3100         | 3500          | 3700         | 4200         | 2500         | 2700          | 2800         | 2800         | 3500         | 4200         | 4280         | 4980         | 3600         | 4300          | 5500         | 5980         |
| SUMA        | <b>5700</b>  | <b>11200</b>  | <b>12130</b> | <b>13100</b> | <b>6140</b>  | <b>8900</b>   | <b>9580</b>  | <b>9400</b>  | <b>7900</b>  | <b>10700</b> | <b>12130</b> | <b>13680</b> | <b>9000</b>  | <b>9350</b>   | <b>13100</b> | <b>14280</b> |

**b) Kompleksy**

| Kompleks    | Kompleks 11 |                |              |              | Kompleks 12 |                |              |             | Kompleks 14 |                |              |              | Kompleks 19 |                |              |              |
|-------------|-------------|----------------|--------------|--------------|-------------|----------------|--------------|-------------|-------------|----------------|--------------|--------------|-------------|----------------|--------------|--------------|
| [mg/kg s.m] | 2004        | 2005           | 2006         | 2007         | 2004        | 2005           | 2006         | 2007        | 2004        | 2005           | 2006         | 2007         | 2004        | 2005           | 2006         | 2007         |
| Pb          | -           | 17,00          | 10,5         | 11,30        | -           | 15,53          | 9,9          | 12,30       | -           | 17,20          | 11,4         | 13,20        | -           | 18,50          | 8,23         | 11,70        |
| Cd          | -           | 0,6            | 0,28         | 0,65         | -           | 0,24           | 0,04         | 0,07        | -           | 0,38           | 0,22         | 0,55         | -           | 0,32           | 0,21         | 0,60         |
| Hg          | -           | 0,0026         | 0,01         | 0,02         | -           | 0,0021         | 0,01         | 0,01        | -           | 0,0009         | 0,02         | 0,02         | -           | 0,0013         | 0,01         | 0,01         |
| Ni          | -           | 6,3            | 0,27         | 0,35         | -           | 7,68           | 0,32         | 0,28        | -           | 5,50           | 0,29         | 0,31         | -           | 4,73           | 0,41         | 0,42         |
| Zn          | -           | 33,47          | 29,1         | 27,91        | -           | 35,57          | 28,4         | 31,23       | -           | 33,10          | 31,6         | 23,65        | -           | 37,80          | 29,8         | 19,65        |
| Cu          | -           | 6,05           | 5,1          | 6,30         | -           | 5,3            | 3,2          | 5,60        | -           | 5,50           | 5,1          | 5,10         | -           | 6,40           | 4,6          | 3,60         |
| Cr          | -           | 11,6           | 0,29         | 0,16         | -           | 8,37           | 0,26         | 0,31        | -           | 10,67          | 0,42         | 0,39         | -           | 11,00          | 0,37         | 0,45         |
| SUMA        |             | <b>75,0226</b> | <b>45,55</b> | <b>46,69</b> |             | <b>72,6921</b> | <b>42,13</b> | <b>49,8</b> |             | <b>72,3509</b> | <b>49,05</b> | <b>43,22</b> |             | <b>78,7513</b> | <b>43,63</b> | <b>36,43</b> |
| N           | -           | 3700           | 4100         | 5400         | -           | 1700           | 2900         | 4500        | -           | 3100           | 3900         | 4300         | -           | 2600           | 3700         | 4500         |
| P           | -           | 700            | 450          | 750          | -           | 900            | 850          | 1300,00     | -           | 1300           | 800          | 1100,00      | -           | 900            | 800          | 1000         |
| K           | -           | 8900           | 2500         | 1870         | -           | 2400           | 1300         | 1350        | -           | 8800           | 3800         | 2980         | -           | 4700           | 2400         | 2100         |
| SUMA        | -           | <b>13300</b>   | <b>7050</b>  | <b>8020</b>  | -           | <b>5000</b>    | <b>5050</b>  | <b>7150</b> | -           | <b>13200</b>   | <b>8500</b>  | <b>8380</b>  | -           | <b>8200</b>    | <b>6900</b>  | <b>7600</b>  |

**Tabela 23.** Ilość makro- i mikroelementów pobranych przez biomasę wierzby z 1 ha powierzchni.**a) Powierzchnia doświadczalna**

| Powierzchnia                   | Powierzchnia 1 |               |               |                | Powierzchnia 2 |              |               |                | Powierzchnia 3 |              |               |                | Powierzchnia 4 |              |               |                |
|--------------------------------|----------------|---------------|---------------|----------------|----------------|--------------|---------------|----------------|----------------|--------------|---------------|----------------|----------------|--------------|---------------|----------------|
| Rok                            | 2004           | 2005          | 2006          | 2007           | 2004           | 2005         | 2006          | 2007           | 2004           | 2005         | 2006          | 2007           | 2004           | 2005         | 2006          | 2007           |
| Pb                             | 1,55           | 47,20         | 124,45        | 328,51         | 3,52           | 22,72        | 128,93        | 279,48         | -              | 22,36        | 31,38         | 87,64          | 3,30           | 5,67         | 82,42         | 107,53         |
| Cd                             | 0,04           | 1,28          | 1,67          | 9,06           | 0,15           | 0,30         | 2,58          | 5,74           | -              | 0,31         | 0,26          | 5,48           | 0,17           | 0,12         | 1,49          | 1,36           |
| Hg                             | 0,00           | 0,01          | 0,19          | 0,22           | 0,01           | 0,00         | 0,23          | 1,09           | -              | 0,00         | 0,09          | 1,88           | 0,02           | 0,00         | 0,10          | 2,10           |
| Ni                             | 0,14           | 18,66         | 6,13          | 43,36          | 0,44           | 5,93         | 7,27          | 53,27          | -              | 7,33         | 1,55          | 13,30          | 0,25           | 2,18         | 2,58          | 14,96          |
| Zn                             | 11,27          | 91,48         | 500,22        | 764,01         | 43,41          | 31,33        | 722,50        | 810,04         | -              | 39,04        | 118,63        | 848,70         | 27,43          | 17,60        | 353,91        | 602,18         |
| Cu                             | 1,88           | 19,21         | 91,02         | 112,16         | 6,90           | 7,95         | 119,56        | 124,58         | -              | 7,45         | 22,78         | 244,92         | 4,81           | 2,29         | 44,69         | 179,96         |
| Cr                             | 0,12           | 35,86         | 5,39          | 184,64         | 0,44           | 11,41        | 7,27          | 129,77         | -              | 8,16         | 1,25          | 103,13         | 0,27           | 3,38         | 2,98          | 105,80         |
| <b>SUMA<br/>[g/ha]</b>         | <b>15,00</b>   | <b>213,70</b> | <b>729,06</b> | <b>1441,95</b> | <b>54,88</b>   | <b>79,65</b> | <b>988,33</b> | <b>1403,97</b> |                | <b>84,66</b> | <b>175,93</b> | <b>1305,05</b> | <b>36,25</b>   | <b>31,25</b> | <b>488,17</b> | <b>1013,89</b> |
| N                              | 0,50           | 23,78         | 134,29        | 168,25         | 3,80           | 5,37         | 130,81        | 158,46         | -              | 6,51         | 28,37         | 112,68         | 3,86           | 1,52         | 66,53         | 85,28          |
| P                              | 0,59           | 4,39          | 22,29         | 23,73          | 1,32           | 1,57         | 28,13         | 21,86          |                | 1,18         | 5,37          | 23,48          | 1,22           | 0,45         | 8,94          | 17,30          |
| K                              | 1,30           | 12,81         | 68,73         | 90,59          | 3,52           | 3,02         | 65,64         | 76,50          | -              | 4,97         | 18,40         | 77,94          | 3,39           | 1,67         | 54,62         | 73,91          |
| <b>SUMA<br/>[kg/ha]</b>        | <b>2,39</b>    | <b>40,98</b>  | <b>225,31</b> | <b>282,57</b>  | <b>8,64</b>    | <b>9,96</b>  | <b>224,58</b> | <b>256,82</b>  | -              | <b>12,66</b> | <b>52,14</b>  | <b>214,10</b>  | <b>8,47</b>    | <b>3,64</b>  | <b>130,09</b> | <b>176,49</b>  |
| <b>BIOMASA<br/>[t s.m./ha]</b> | <b>0,42</b>    | <b>3,66</b>   | <b>18,57</b>  | <b>21,57</b>   | <b>1,41</b>    | <b>1,12</b>  | <b>23,44</b>  | <b>27,32</b>   | -              | <b>1,18</b>  | <b>4,30</b>   | <b>15,65</b>   | <b>0,94</b>    | <b>0,39</b>  | <b>9,93</b>   | <b>12,36</b>   |

## b) Kompleksy

| Powierzchnia               | kompleks 11 |              |               |               | kompleks 12 |              |               |                | kompleks 14 |             |               |               | kompleks 19 |              |               |               |
|----------------------------|-------------|--------------|---------------|---------------|-------------|--------------|---------------|----------------|-------------|-------------|---------------|---------------|-------------|--------------|---------------|---------------|
| Rok                        | 2004        | 2005         | 2006          | 2007          | 2004        | 2005         | 2006          | 2007           | 2004        | 2005        | 2006          | 2007          | 2004        | 2005         | 2006          | 2007          |
| Pb                         | -           | 16,73        | 32,07         | 108,82        | -           | 16,93        | 163,17        | 262,73         | -           | 2,00        | 75,83         | 147,31        | -           | 4,43         | 37,30         | 101,21        |
| Cd                         | -           | 0,59         | 0,86          | 6,26          | -           | 0,26         | 0,66          | 1,50           | -           | 0,04        | 1,46          | 6,14          | -           | 0,08         | 0,95          | 5,19          |
| Hg                         | -           | 0,00         | 0,03          | 0,19          | -           | 0,00         | 0,16          | 0,21           | -           | 0,00        | 0,13          | 0,22          | -           | 0,00         | 0,05          | 0,09          |
| Ni                         | -           | 6,20         | 0,82          | 3,37          | -           | 8,37         | 5,27          | 5,98           | -           | 0,64        | 1,93          | 3,46          | -           | 1,13         | 1,86          | 3,63          |
| Zn                         | -           | 32,93        | 88,92         | 268,77        | -           | 38,78        | 468,07        | 667,07         | -           | 3,84        | 210,19        | 263,93        | -           | 9,05         | 135,06        | 169,97        |
| Cu                         | -           | 5,95         | 15,58         | 60,67         | -           | 5,78         | 52,74         | 119,62         | -           | 0,64        | 33,92         | 56,92         | -           | 1,53         | 20,85         | 31,14         |
| Cr                         | -           | 11,41        | 0,89          | 1,54          | -           | 9,13         | 4,29          | 6,62           | -           | 1,24        | 2,79          | 4,35          | -           | 2,63         | 1,68          | 3,89          |
| <b>SUMA [g/ha]</b>         | -           | <b>73,81</b> | <b>139,17</b> | <b>449,62</b> | -           | <b>79,26</b> | <b>694,36</b> | <b>1063,73</b> | -           | <b>8,39</b> | <b>326,27</b> | <b>482,34</b> | -           | <b>18,86</b> | <b>197,74</b> | <b>315,12</b> |
| N                          | -           | 3,64         | 12,52         | 52,00         | -           | 1,85         | 47,80         | 96,12          | -           | 0,36        | 25,94         | 47,99         | -           | 0,62         | 16,77         | 38,93         |
| P                          | -           | 0,69         | 1,37          | 7,22          | -           | 0,98         | 14,01         | 27,77          | -           | 0,15        | 5,32          | 12,28         | -           | 0,22         | 3,63          | 8,65          |
| K                          | -           | 8,76         | 7,64          | 18,01         | -           | 2,62         | 21,43         | 28,84          | -           | 1,02        | 25,28         | 33,26         | -           | 1,13         | 10,88         | 18,17         |
| <b>SUMA [kg/ha]</b>        | -           | <b>13,09</b> | <b>21,53</b>  | <b>77,23</b>  | -           | <b>5,45</b>  | <b>83,24</b>  | <b>152,73</b>  | -           | <b>1,53</b> | <b>56,54</b>  | <b>93,53</b>  | -           | <b>1,97</b>  | <b>31,28</b>  | <b>65,75</b>  |
| <b>BIOMASA [t s.m./ha]</b> | -           | <b>0,98</b>  | <b>3,05</b>   | <b>9,63</b>   | -           | <b>1,09</b>  | <b>16,48</b>  | <b>21,36</b>   | -           | <b>0,12</b> | <b>6,65</b>   | <b>11,16</b>  | -           | <b>0,24</b>  | <b>4,53</b>   | <b>8,65</b>   |