

Ewa STAŃCZYK-MAZANEK*, January BIEN, Urszula KĘPA

Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii Środowiska i Biotechnologii
Instytut Inżynierii Środowiska
ul. Dąbrowskiego 69, 42-200 Częstochowa
*e-mail: stanczyk@is.pcz.czyst.pl

Biomasa wierzby energetycznej z gleb piaszczystych nawożonych osadami ściekowymi

Procesowi oczyszczania ścieków zawsze towarzyszy wydzielenie osadów ściekowych. Jedną z metod utylizacji, wykorzystującą własności nawozowe osadów, jest ich przyrodnicze (jeśli tylko spełniają dopuszczalne normy biologiczne i chemiczne) zastosowanie. Istniejące przepisy rygorystycznie wskazują obszary, na których osady nie mogą być wykorzystywane. Celowa i opłacalna wydaje się możliwość wykorzystania nawozowych walorów osadów ściekowych do nawożenia upraw roślin energetycznych, w tym różnych odmian wierzby wiciowej. Uprawy takie często prowadzi się na gruntach ubogich lub zdegradowanych i w takich warunkach wykorzystanie osadów ściekowych wydaje się uzasadnione. Celem badań autorów pracy było określenie ilości i jakości uzyskanej biomasy wierzby wiciowej (*Salix viminalis*) z gleby piaszczystej, nawożonej wybranymi osadami ściekowymi i obornikiem. Badania prowadzono w warunkach doświadczenia lizymetrycznego przez okres 3 lat. Zastosowano następujące dawki osadów ściekowych i obornika: 0, 10, 50, 100 i 200 Mg·ha⁻¹. Analizowano ilość uzyskanej biomasy i zawartość skumulowanych w niej metali ciężkich.

Słowa kluczowe: osady ściekowe, nawożenie, gleba, wierzba energetyczna, biomasa, metale ciężkie

Wstęp

Powstające w procesie oczyszczania ścieków komunalnych osady ściekowe zawierają wiele cennych składników nawozowych i glebotwórczych. Jednak najczęściej z powodu znaczących ilości zanieczyszczeń chemicznych i biologicznych traktowane są jako uciążliwe odpady. Z racji swoich specyficznych właściwości nawozowych (porównywalnych nieraz do naturalnych nawozów organicznych), zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z 2010 [1], osady ściekowe mogą mieć zastosowanie w rolnictwie oraz do rekultywacji terenów zdegradowanych i gruntów bezglebowych, które zwykle nie stwarzają warunków dla rozwoju roślin z powodu m.in.: silnego zasolenia, niskiego lub nadmiernie alkalicznego odczynu, niedoboru składników pokarmowych i zwykle małej zawartości substancji organicznej. Stąd też podejmuje się różne próby poprawy ich właściwości, nawożąc osadami ściekowymi [2-5].

Wprowadzając do gruntów bezglebowych i gleb zdegradowanych osady ściekowe, które są zasobne w związki próchnicotwórcze, stwarza się warunki do powstania podłoża o właściwościach zbliżonych do gleby oraz przyczynia się do lepszego wzrostu i rozwoju roślin i aktywizuje życie mikrobiologiczne gleby [6-8].

Jedną z metod utylizacji, wykorzystującą własności nawozowe osadów, jest ich przyrodnicze, m.in. rolnicze, użytkowanie. Problemem, który pojawia się często przy doglebowym stosowaniu osadów ściekowych, może być nadmierna ilość metali ciężkich i skażenia sanitarne, które to parametry są dokładnie określone w normach dotyczących różnych sposobów wykorzystania osadów. Celowa i opłacalna wydaje się możliwość wykorzystania nawozowych walorów osadów ściekowych do nawożenia upraw roślin energetycznych, w tym różnych odmian wierzby wiciowej. Uprawy takie często prowadzi się na gruntach ubogich lub zdegradowanych i w takich warunkach wykorzystanie osadów ściekowych wydaje się uzasadnione. Bardzo ważnym czynnikiem warunkującym wykorzystanie osadów do nawożenia jest ich wpływ na plonowanie biomasy wierzby. Istotna jest również zawartość zakumulowanych metali ciężkich w uprawianych roślinach [9, 10].

1. Materiał i metody

Głównym celem badań zamieszczonych w publikacji była analiza wzrostu i plonowania wierzby energetycznej na glebie piaszczystej nawożonej różnymi dawkami osadów ściekowych. Badano również zawartość metali ciężkich w uzyskanej biomase roślinnej.

Charakterystykę chemiczną gleby, osadów ściekowych i obornika przedstawiono w tabeli 1. Do badań wegetacyjnych zastosowano glebę lekką, piaszczystą, słabogliniastą. Glebę w skrócie określono jako **P** i w mieszankach glebowo-osadowych (w tabelach). Zawierała ona 72% piasku, 5% pyłu grubego, 10% pyłu drobnego i 3% łu koloidalnego. Oznaczony odczyn gleby piaszczystej, słabogliniastej, zastosowanej w doświadczeniu, wynosił pH 6,5 i wg zaleceń nawozowych [11] był słabo kwaśny. Zawartość chromu w glebie kontrolnej wynosiła 1,6 mg/kg s.m. i mieściła się w zakresie wartości dopuszczalnych stężeń w glebie. Norma dla grupy gleb A, do których można zaliczyć badaną glebę wg wytycznych IUNG dla oceny stopnia zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi [12], wynosi 50 mg/kg s.m. Również zawartość rtęci mieściła się w dopuszczalnych normach dla gleb. W glebie wykorzystanej do doświadczenia ilość rtęci wynosiła 0,0018 mg/kg s.m. Normą dla tego typu gleb jest 0,5 mg/kg s.m. Według wytycznych IUNG stosowanych do oceny stopnia zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi zawartości pozostałych metali ciężkich: cynku (Zn), ołowiu (Pb), miedzi (Cu), kadmu (Cd) i niklu (Ni) w glebie piaszczystej można było określić jako ilość naturalną (0 stopień zanieczyszczenia gleb) [12]. Oznaczona koncentracja metali ciężkich kształtowała się poniżej dopuszczalnych zawartości tych pierwiastków w glebach zakwalifikowanych do nawożenia osadami ściekowymi [13]. Rozporządzenie to obowiązywało podczas założenia doświadczenia. W doświadczeniu do nawożenia zastosowano osady ściekowe pochodzące z trzech oczyszczalni ścieków na południu Polski: Pajęczna, Rokitnicy i Koluszek. Osady różniły się procesami przeróbki.

Osady z oczyszczalni ścieków w Pajęcznie - oznaczono je w skrócie jako **P** - powstawały po procesie oczyszczania ścieków hybrydową technologią złoża ruchomego (w reaktorach biologicznych), równocześnie z prowadzonym procesem osadu czynnego. Następnie stosowano symultaniczną stabilizację tlenową osadów. Później osady zagęszczano i odwadniano mechanicznie na prasie taśmowej.

Osady z oczyszczalni ścieków w Rokitnicy - oznaczono je w skrócie jako **R** - powstawały po oczyszczaniu i zagęszczaniu ścieków w osadnikach Imhoffa. Następnie były stabilizowane metodą fermentacji. Odwadniano je na ruchomych prasach filtracyjnych.

Osady z oczyszczalni ścieków w Koluszkach - oznaczono je jako **K** - powstawały po oczyszczaniu biologicznym ścieków, metodą osadu czynnego w reaktorach SBR typu Bioblok. Następnie stabilizowano je tlenowo. Osady nadmierne po odwodnieniu na prasach taśmowych były składowane na poletkach na terenie oczyszczalni i mieszane z wapnem. W doświadczeniu wykorzystano dwa rodzaje osadów z tej oczyszczalni: odwadniane mechanicznie z dodatkiem polielektrolitu - oznaczono je w dalszych badaniach jako **K** i odwadniane naturalnie bez dodatku polielektrolitu (o mazistej konsystencji) - oznaczono je w tabelach jako **Kbp**. Celem było określenie wpływu dodatku polielektrolitów i konsystencji osadów na parametry biologiczne i chemiczne nawożonych nimi gleb i plonowanie wierzby.

Do nawożenia do celów porównawczych wykorzystano również naturalny nawóz organiczny, słomiasty obornik bydłocy. Zarówno osady ściekowe, jak i obornik przed wykorzystaniem do nawożenia składowano przez okres 6 miesięcy. Oznaczona zawartość 7 normowanych metali ciężkich (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr) w osadach ściekowych nie przekraczała dopuszczalnych wartości warunkujących ich przyrodnicze wykorzystanie. Oznaczone ilości metali ciężkich w osadach ściekowych pozwalały nawet na wykorzystanie ich w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne. Również ilość metali ciężkich w glebie zastosowanej w badaniach nie przekraczała dopuszczalnych wartości przy rolniczym i rekultywacyjnym wykorzystaniu osadów ściekowych [13]. Oznaczony stan sanitarny osadów ściekowych (przedstawiony w innych badaniach) również umożliwiał ich przyrodnicze wykorzystanie [14]. Z osadów zastosowanych w doświadczeniu nie wyizolowano bakterii z rodzaju *Salmonella* i nie stwierdzono obecności jaj geohelminów, które to są głównymi wskaźnikami sanitarnymi, warunkującymi możliwość przyrodniczego zastosowania osadów ściekowych.

Doświadczenie prowadzono w warunkach naturalnych w wazonach polietylenowych o pojemności 10 kg. Wazono napełniono glebą piaszczystą słabogliniastą. Zastosowano nawożenie wzrastającymi dawkami wybranych osadów ściekowych i obornika. Dawki nawozów na wazon przeliczono tak, aby odpowiadały ilości 10, 50, 100 i 200 Mg s.m. \cdot ha⁻¹. Zastosowanie tak dużych dawek odpadów było możliwe, ponieważ w momencie założenia doświadczenia obowiązywało jeszcze rozporządzenie, które dopuszczało stosowanie wysokich dawek nawozowych osadów ściekowych [13]. W doświadczeniu uwzględniono również obiekt kontrolny, obejmujący glebę nienawożoną.

Poszczególne kombinacje nawożeniowe zastosowane w doświadczeniu oznaczono następującymi skrótami:

- **Kontrola** (gleba piaszczysta nienawożona),
- Mieszanki glebowo-osadowe z wykorzystaniem osadów ściekowych z Pajęczna (**PP**),
- Mieszanki glebowo-osadowe z wykorzystaniem osadów ściekowych z Rokity (Rokity) (**PR**),
- Mieszanki glebowo-osadowe z wykorzystaniem osadów ściekowych z Kolušek z polielektrolitem (**PK**),
- Mieszanki glebowo-osadowe z wykorzystaniem osadów ściekowych z Kolušek bez polielektrolitu (**PKbp**),
- Mieszanki glebowe z obornikiem bydlęcym (**PO**).

Zamieszczone po skrótach mieszanek cyfry **10, 50, 100 i 200** oznaczają zastosowaną w danej mieszance dawkę osadów ściekowych lub obornika w $\text{Mg s.m.}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Na użyzionych podłożach uprawiano wierzbę wiciową (*Salix viminalis*). Plony wierzby zbierano corocznie (przez okres 3 lat) po zakończeniu sezonu wegetacyjnego. Pędy ścinano przy sztoprze głównym i zbierano z każdego wazonu (powtórzenia), następnie ważono w celu określenia wielkości plonu uzyskanej biomasy. Wyrażono go w gramach biomasy z wazonu. Do dalszych analiz chemicznych biomasy roślinną płukano w wodzie destylowanej w celu usunięcia zanieczyszczeń pochodzących z powietrza.

Glebę, obornik, osady ściekowe i rośliny po wysuszeniu zhomogenizowano i poddano mineralizacji w mineralizatorze mikrofalowym (w mieszaninie mocnych kwasów). Następnie badano na zawartość metali ciężkich metodą spektrofotometrii atomowej ASA [11]. Badania prowadzono w 3 powtórzeniach. Uzyskane wyniki stanowią średnią z tych powtórzeń. Analizy wyników przeprowadzono za pomocą pakietu statystycznego STATISTICA 9,0. Analizy w przypadku badanych zmiennych wykonano dwuczynnikową analizę wariancji/kowariancji. Za istotne przyjęto prawdopodobieństwo testowe na poziomie $p < 0,05$, a za wysoce istotne przyjęto prawdopodobieństwo testowe na poziomie $p < 0,01$.

2. Wyniki

Wyniki badań chemicznych gleby wykorzystanej w doświadczeniu, osadów ściekowych i obornika przedstawiono w tabeli 1. Badana zawartość 7 normowanych metali ciężkich: Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Cr w osadach ściekowych nie przekraczała dopuszczalnych wartości warunkujących ich przyrodnicze wykorzystanie.

Ilość uzyskanej biomasy wierzby w poszczególnych latach trwania doświadczenia zestawiono w tabeli 2. W tabelach 3-9 przedstawiono zawartość normowanych metali ciężkich w wyrosłej biomacie *Salix viminalis* podczas 3 lat badań wegetacyjnych.

Tabela 1. Charakterystyka chemiczna gleby, osadów ściekowych i obornika

Table 1. Chemical characterization of soil, sewage sludges and manure

Parametr	Jednostka	Gleba	Osady ściekowe				Obornik
			Pajęczno	Rokitnica	Koluszki (bez polielektrolitu)	Koluszki (z polielektrolitem)	
Substancja organiczna	% s.m.	0,7	46,0	41,3	51,1	47,3	60,05
Odczyn (pH _{H₂O})	-	6,5	8,08	6,82	6,71	8,16	9,13
Cr	mg·kg ⁻¹ s.m.	1,6	19	21	18	17	2,2
Zn		3,5	777	629	912	910	125
Pb		7,1	27	41	25	23	7,6
Cu		1,1	156	129	144	145	19
Cd		0,1	2,6	2,8	2,3	3,1	1,4
Ni		0,92	120,1	104,3	125,0	106,0	2,4
Hg		0,0018	0,52	1,9	2,8	1,2	0,13

Tabela 2. Biomasa wierzby, g s.m.·wazon⁻¹Table 2. Biomass of willow, g d.m.·pot⁻¹

Numer obiektu	Kombinacja	Rok I		Rok II		Rok III				
		Średnia	Odczylenie standardowe	Średnia	Odczylenie standardowe	Średnia	Odczylenie standardowe			
1	Kontrola	121,17		2,37	117,77		1,19	112,83		1,27
2	PP 10	436,97	**	10,14	421,80	**	4,12	313,00	**	2,89
3	PP 50	314,40	**	2,75	308,73	**	1,55	259,87	**	2,80
4	PP 100	241,70	**	7,69	237,13	**	7,98	232,07	**	7,02
5	PP 200	-			-			-		
6	PR 10	542,93	**	6,93	538,90	**	6,75	314,17	**	5,01
7	PR 50	624,03	**	7,00	618,43	**	6,94	413,83	**	4,96
8	PR 100	140,10	**	3,36	136,30	**	2,76	132,47	**	2,90
9	PR 200	-			-			-		
10	PK 10	131,07	n.s.	0,40	128,30	*	2,19	119,60	n.s.	1,30
11	PK 50	142,83	**	2,83	141,00	**	2,43	131,33	**	1,64
12	PK 100	323,30	**	2,42	318,37	**	3,33	303,57	**	1,89
13	PK 200	241,00	**	0,35	236,90	**	1,61	225,90	**	1,01
14	PKbp 10	401,50	**	1,04	395,03	**	4,11	384,73	**	2,83
15	PKbp 50	-			-			-		
16	PKbp 100	-			-			-		
17	PKbp 200	-			-			-		
18	PO 10	155,03	**	3,93	156,27	**	3,39	151,73	**	1,74
19	PO 50	233,83	**	2,71	241,47	**	5,91	232,80	**	3,58
20	PO 100	61,87	**	0,12	67,60	**	1,51	59,37	**	0,93
21	PO 200	-			-			-		
ANOVA	Efekt roku		Efekt dawki		Efekt mieszanki					
	0,0231		< 0,0001		< 0,0001					

*p < 0,05, ** p < 0,01, n.s. - różnica nieistotna statystycznie, - brak biomasy

Stwierdzono istotne różnice ($p = 0,0231$) w ilości uzyskanej biomasy między kolejnymi latami. Obserwowano spadek wielkości masy wierzby w trakcie trwania doświadczenia. Stwierdzono wysoce istotne różnice ($p < 0,0001$) w zależności od dawki. Wierzba nawożona osadami ściekowymi wytwarzała więcej biomasy niż po użyźnianiu obornikiem. Największą ilość biomasy uzyskano z mieszanek gleby piaszczystej z osadami ściekowymi z Rokitnicy, które powstawały po oczyszczaniu i zagęszczaniu ścieków w osadnikach Imhoffa i następnie były stabilizowane metodą fermentacji. Odpowiednio po zastosowaniu dawek 10 i 50 Mg s.m. \cdot ha⁻¹ uzyskano 542,93 i 624,03 g s.m. \cdot wazon⁻¹ wierzby wiciowej. Był to wzrost odpowiednio o 348 i 415% w porównaniu do plonu biomasy z gleby kontrolnej. Mało przydatne w doświadczeniu okazały się osady ściekowe z Koluszek bez dodatku polielektrolitu i nieodwodnione. Dawki większe niż 10 Mg s.m. \cdot ha⁻¹ powodowały zagniwanie i zamieranie roślin.

Tabela 3. Zawartość chromu (Cr) w biomacie wierzby, mg \cdot kg⁻¹ s.m.

Table 3. The content of chromium (Cr) in the willow biomass, mg \cdot kg⁻¹ d.m.

Numer obiektu	Kombinacja	Rok I		Rok II		Rok III				
		Średnia	Odechylenie standardowe	Średnia	Odechylenie standardowe	Średnia	Odechylenie standardowe			
1	Kontrola	0,4067		0,0153	0,3767		0,0252	0,3400		0,0265
2	PP 10	0,4467	n.s.	0,0208	0,4267	n.s.	0,0115	0,4100	n.s.	0,0100
3	PP 50	1,4467	**	0,0473	1,1833	**	0,0208	1,0500	**	0,0500
4	PP 100	2,0167	**	0,0764	1,9533	**	0,0569	1,8167	**	0,0493
5	PP 200	-			-			-		
6	PR 10	0,4067	n.s.	0,0208	0,3767	n.s.	0,0306	0,3300	n.s.	0,0265
7	PR 50	0,5267	n.s.	0,0451	0,4967	n.s.	0,0351	0,4500	n.s.	0,0361
8	PR 100	0,8133	**	0,0551	0,7700	**	0,0458	0,7300	**	0,0436
9	PR 200	-			-			-		
10	PK 10	0,5600	n.s.	0,0361	0,5333	**	0,0306	0,5233	**	0,0208
11	PK 50	0,7100	**	0,0700	0,6833	**	0,0586	0,6467	**	0,0473
12	PK 100	0,8033	**	0,0586	0,7700	**	0,0458	0,7333	**	0,0321
13	PK 200	1,8233	**	0,0551	1,7933	**	0,0306	1,7567	**	0,0451
14	PKbp 10	1,2167	**	0,2021	1,1500	**	0,1411	1,0700	**	0,1253
15	PKbp 50	-			-			-		
16	PKbp 100	-			-			-		
17	PKbp 200	-			-			-		
18	PO 10	0,4500	n.s.	0,0265	0,4000	n.s.	0,0300	0,3700	n.s.	0,0265
19	PO 50	0,4900	n.s.	0,0200	0,4733	n.s.	0,0306	0,4233	n.s.	0,0252
20	PO 100	0,5267	n.s.	0,0379	0,5100	**	0,0361	0,4333	n.s.	0,0321
21	PO 200	-			-			-		
ANOVA		Efekt roku		Efekt dawki		Efekt mieszanki				
		0,0898		< 0,0001		< 0,0001				

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, n.s. - różnica nieistotna statystycznie, - brak biomasy

Nie stwierdzono istotnych różnic ($p = 0,0898$) w zawartości chromu w roślinach między kolejnymi latami trwania doświadczenia. Ilości chromu kumulowane w roślinach nie były nadmierne w odniesieniu do obowiązujących norm. Stwierdzono wysoce istotne różnice ($p < 0,0001$) w zależności od dawki oraz wysoce istotną różnicę ($p < 0,0001$) między zastosowanymi mieszankami.

Tabela 4. Zawartość cynku (Zn) w biomacie wierzby, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.Table 4. The content of zinc (Zn) in the willow biomass, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ d.m.

Numer obiektu	Kombinacja	Rok I		Rok II		Rok III				
		Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe			
1	Kontrola	23,33		1,53	22,00		1,73	20,67		2,08
2	PP 10	29,33	n.s.	3,51	26,67	n.s.	3,06	24,00	n.s.	2,65
3	PP 50	40,00	**	3,61	36,00	**	4,36	33,00	*	3,61
4	PP 100	84,00	**	2,00	71,20	**	6,22	69,30	**	3,11
5	PP 200	-			-			-		
6	PR 10	35,00	**	2,65	31,67	**	3,06	29,33	**	2,52
7	PR 50	58,33	**	2,08	52,33	**	1,53	51,33	**	1,53
8	PR 100	92,00	**	2,65	65,54	**	2,65	64,80	**	2,10
9	PR 200	-			-			-		
10	PK 10	30,00	n.s.	2,65	25,33	n.s.	3,06	22,33	n.s.	2,52
11	PK 50	43,33	**	3,21	41,67	**	3,06	38,67	**	3,51
12	PK 100	75,33	**	2,52	72,00	**	2,65	69,33	**	2,08
13	PK 200	117,00	**	3,00	113,00	**	2,65	106,00	**	3,61
14	PKbp 10	44,67	**	1,53	41,67	**	1,53	40,00	**	1,73
15	PKbp 50	-			-			-		
16	PKbp 100	-			-			-		
17	PKbp 200	-			-			-		
18	PO 10	28,67	n.s.	2,89	28,33	n.s.	2,08	24,33	n.s.	3,06
19	PO 50	33,33	**	4,04	31,67	**	3,51	29,00	**	2,65
20	PO 100	43,33	**	2,52	41,33	**	1,53	36,67	**	1,53
21	PO 200	-			-			-		
ANOVA		Efekt roku		Efekt dawki		Efekt mieszanki				
		< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001				

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, n.s. - różnica nieistotna statystycznie, - brak biomasy

Obserwowano wysoce istotne różnice ($p < 0,0001$) w ilości cynku w roślinach w kolejnych latach trwania doświadczenia. Ilość kumulowanego przez wierzbę energetyczną cynku spadała w 2 i 3 roku badań wegetacyjnych. Stosowanie osadów ściekowych powodowało większy wzrost zawartości tego pierwiastka w roślinach niż nawożenie obornikiem. We wszystkich kombinacjach nawożeno-

wych dawki większe niż 10 Mg s.m. \cdot ha⁻¹ powodowały istotny wzrost kumulacji cynku w biomacie wierzby. Jednak nie były to ilości świadczące o skażeniu uzyskanego plonu.

Tabela 5. Zawartość ołowiu (Pb) w biomacie wierzby, mg·kg⁻¹ s.m.

Table 5. The content of lead (Pb) in the willow biomass, mg·kg⁻¹ d.m.

Numer obiektu	Kombinacja	Rok I		Rok II		Rok III				
		Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe			
1	Kontrola	0,55		0,04	0,49		0,02	0,48		0,01
2	PP 10	1,58	**	0,18	1,34	**	0,15	1,23	**	0,05
3	PP 50	1,72	**	0,07	1,42	**	0,07	1,37	**	0,07
4	PP 100	2,23	**	0,25	2,03	**	0,11	1,95	**	0,13
5	PP 200	-			-			-		
6	PR 10	1,20	**	0,20	1,02	**	0,12	0,94	**	0,06
7	PR 50	2,67	**	0,15	2,30	**	0,20	2,10	**	0,10
8	PR 100	4,07	**	0,15	3,69	**	0,16	3,36	**	0,23
9	PR 200	-			-			-		
10	PK 10	1,58	**	0,13	1,37	**	0,15	1,27	**	0,10
11	PK 50	2,27	**	0,15	2,00	**	0,17	1,88	**	0,17
12	PK 100	3,37	**	0,25	3,20	**	0,20	3,18	**	0,19
13	PK 200	4,27	**	0,21	4,07	**	0,12	3,89	**	0,06
14	PKbp 10	1,25	**	0,05	1,07	**	0,06	1,01	**	0,05
15	PKbp 50	-			-			-		
16	PKbp 100	-			-			-		
17	PKbp 200	-			-			-		
18	PO 10	0,95	*	0,15	0,66	n.s.	0,12	0,60	n.s.	0,12
19	PO 50	1,80	**	0,10	1,52	**	0,10	1,35	**	0,13
20	PO 100	2,32	**	0,16	2,32	**	0,14	1,91	**	0,07
21	PO 200	-			-			-		
ANOVA		Efekt roku		Efekt dawki		Efekt mieszanki				
		< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001				

*p < 0,05, ** p < 0,01, n.s. - różnica nieistotna statystycznie, - brak biomasy

Zaobserwowano wysoce istotne różnice (p < 0,0001) w zawartości ołowiu w roślinach w poszczególnych latach badań. W 2 i 3 roku doświadczenia akumulacja ołowiu w biomacie malała. Nawożenie zarówno osadami ściekowymi, jak i obornikiem powodowało wzrost ilości ołowiu w uprawianych roślinach w stosunku do obiektów kontrolnych. Nie były to jednak zawartości ponadnormatywne.

Tabela 6. Zawartość miedzi (Cu) w biomacie wierzby, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.mTable 6. The content of copper (Cu) in the willow biomass, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ d.m.

Numer obiektu	Kombinacja	Rok I		Rok II		Rok III				
		Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe			
1	Kontrola	6,17		0,21	5,93		0,21	5,20		0,20
2	PP 10	6,37	n.s.	0,21	6,23	n.s.	0,15	5,57	n.s.	0,15
3	PP 50	8,47	**	0,25	8,23	**	0,21	8,10	**	0,10
4	PP 100	10,23	**	0,55	9,37	**	0,32	9,28	**	0,16
5	PP 200	-			-			-		
6	PR 10	7,03	**	0,25	6,89	**	0,19	6,68	**	0,28
7	PR 50	7,63	**	0,25	7,20	**	0,26	7,03	**	0,36
8	PR 100	8,43	**	0,42	8,28	**	0,41	8,01	**	0,44
9	PR 200	-			-			-		
10	PK 10	5,93	n.s.	0,25	5,77	n.s.	0,25	5,62	n.s.	0,28
11	PK 50	8,60	**	0,40	8,39	**	0,34	8,19	**	0,19
12	PK 100	10,67	**	0,25	10,44	**	0,28	10,39	**	0,28
13	PK 200	11,27	**	0,25	10,97	**	0,06	10,92	**	0,06
14	PKbp 10	11,13	**	0,31	10,15	**	0,32	9,11	**	0,36
15	PKbp 50	-			-			-		
16	PKbp 100	-			-			-		
17	PKbp 200	-			-			-		
18	PO 10	4,87	**	0,15	4,67	**	0,15	4,48	**	0,16
19	PO 50	5,30	*	0,40	5,00	**	0,30	4,58	**	0,39
20	PO 100	8,23	**	0,25	7,99	**	0,12	7,80	**	0,26
21	PO 200	-			-			-		
ANOVA	Efekt roku		Efekt dawki		Efekt mieszanki					
	< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001			

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, n.s. - różnica nieistotna statystycznie, - brak biomasy

Stwierdzono wysoce istotne różnice ($p < 0,0001$) w ilości miedzi w biomacie uprawianej wierzby w kolejnych latach badań. Największy pobór tego pierwiastka zaobserwowano w 1 roku doświadczenia. Dawki osadów ściekowych większe od $10 \text{ Mg s.m}\cdot\text{ha}^{-1}$ powodowały istotny wzrost ilości miedzi w uprawianych roślinach w porównaniu z roślinami z obiektów kontrolnych. Jednak biokumulacja z większości kombinacji nawozowych była zbliżona i mieściła się w dopuszczalnych normach.

Tabela 7. Zawartość kadmu (Cd) w biomase wierzby, mg·kg⁻¹ s.m.Table 7. The content of cadmium (Cd) in the willow biomass, mg·kg⁻¹ d.m.

Numer obiektu	Kombinacja	Rok I		Rok II		Rok III				
		Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe			
1	Kontrola	0,1533		0,0208	0,1400		0,0200	0,0900		0,0361
2	PP 10	0,1967	n.s.	0,0153	0,1867	n.s.	0,0153	0,1433	n.s.	0,0306
3	PP 50	0,2167	**	0,0208	0,2000	**	0,0200	0,1933	**	0,0153
4	PP 100	0,2300	**	0,0200	0,2167	**	0,0153	0,2167	**	0,0058
5	PP 200	-			-			-		
6	PR 10	0,1700	n.s.	0,0200	0,1267	n.s.	0,0208	0,1167	n.s.	0,0208
7	PR 50	0,2133	**	0,0153	0,2033	**	0,0289	0,1800	**	0,0265
8	PR 100	0,2333	**	0,0058	0,2233	**	0,0153	0,2200	**	0,0100
9	PR 200	-			-			-		
10	PK 10	0,2267	**	0,0252	0,2000	**	0,0265	0,1667	**	0,0252
11	PK 50	0,2500	**	0,0458	0,2133	**	0,0153	0,1833	**	0,0208
12	PK 100	0,5733	**	0,0351	0,5433	**	0,0306	0,5100	**	0,0361
13	PK 200	0,7833	**	0,0208	0,7333	**	0,0153	0,7100	**	0,0100
14	PKbp 10	0,2800	**	0,0265	0,2433	**	0,0289	0,2100	**	0,0200
15	PKbp 50	-			-			-		
16	PKbp 100	-			-			-		
17	PKbp 200	-			-			-		
18	PO 10	0,1833	n.s.	0,0153	0,1600	n.s.	0,0100	0,1333	n.s.	0,0058
19	PO 50	0,2200	*	0,0200	0,1900	*	0,0173	0,1367	n.s.	0,0208
20	PO 100	0,2333	**	0,0153	0,2000	**	0,0100	0,1600	**	0,0173
21	PO 200	-			-			-		
ANOVA	Efekt roku		Efekt dawki		Efekt mieszanki					
	< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001			

*p < 0,05, ** p < 0,01, n.s. - różnica nieistotna statystycznie, - brak biomasy

Stwierdzono wysoce istotne różnice ($p < 0,0001$) w ilości zakumulowanego kadmu w roślinach testowych między kolejnymi latami. Obserwowano spadek ilości tego pierwiastka w roślinach w 2 i 3 roku badań. Biokumulacja kadmu w roślinach z wszystkich obiektów nawożeniowych była zbliżona i nie świadczyła o skażeniu tym pierwiastkiem.

Tabela 8. Zawartość niklu (Ni) w biomase wierzby, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{s.m.}$ Table 8. The content of nickel (Ni) in the willow biomass, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{d.m.}$

Numer obiektu	Kombinacja	Rok I		Rok II		Rok III				
		Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe			
1	Kontrola	1,0000		0,1000	0,9067		0,0971	0,8600		0,1153
2	PP 10	1,1167	n.s.	0,1041	1,0833	n.s.	0,0764	1,0633	n.s.	0,0814
3	PP 50	1,4067	**	0,0950	1,3533	**	0,0503	1,3067	**	0,0404
4	PP 100	1,9400	**	0,1442	1,8767	**	0,1201	1,7633	**	0,1443
5	PP 200	-			-			-		
6	PR 10	1,0333	n.s.	0,2082	0,9500	n.s.	0,1803	0,8867	n.s.	0,1629
7	PR 50	1,7067	**	0,1007	1,6333	**	0,1172	1,5800	**	0,0964
8	PR 100	2,1333	**	0,0577	2,0433	**	0,0929	1,9533	**	0,1617
9	PR 200	-			-			-		
10	PK 10	1,1700	n.s.	0,0608	1,1167	*	0,0289	0,9800	n.s.	0,0265
11	PK 50	1,4067	**	0,0907	1,3600	**	0,0866	1,3033	**	0,0929
12	PK 100	1,7433	**	0,0208	1,6200	**	0,0346	1,5467	**	0,0404
13	PK 200	2,6600	**	0,0794	2,4900	**	0,0346	2,4533	**	0,0902
14	PKbp 10	1,2900	*	0,0361	1,2567	*	0,0231	1,1933	**	0,0416
15	PKbp 50	-			-			-		
16	PKbp 100	-			-			-		
17	PKbp 200	-			-			-		
18	PO 10	0,8433	n.s.	0,0513	0,7233	n.s.	0,0231	0,6767	n.s.	0,0586
19	PO 50	1,0367	n.s.	0,1002	1,0733	n.s.	0,0808	0,9400	n.s.	0,0529
20	PO 100	1,3300	**	0,0361	1,2333	**	0,0404	1,1300	*	0,0361
21	PO 200	-			-			-		
ANOVA	Efekt roku		Efekt dawki		Efekt mieszanki					
	< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001			

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, n.s. - różnica nieistotna statystycznie, - brak biomasy

Zaobserwowano wysoce istotne różnice ($p < 0,0001$) w ilości niklu w biomase wierzby w kolejnych latach doświadczenia (spadek). Ilość niklu kumulowana w biomase wierzby wzrastała istotnie po zastosowaniu dawek osadów ściekowych większych niż $10 \text{ Mg s.m.} \cdot \text{ha}^{-1}$. Jednak nie były to wartości świadczące o skażeniu biomasy tym pierwiastkiem.

Tabela 9. Zawartość rtęci (Hg) w biomase wierzby, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{s.m.}$ Table 9. The content of mercury (Hg) in the willow biomass, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{d.m.}$

Numer obiektu	Kombinacja	Rok I		Rok II		Rok III				
		Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe	Średnia	Odchylenie standardowe			
1	Kontrola	0,0117		0,0012	0,0097		0,0015	0,0077		0,0015
2	PP 10	0,0150	n.s.	0,0020	0,0113	n.s.	0,0015	0,0100	n.s.	0,0010
3	PP 50	0,0173	n.s.	0,0015	0,0150	n.s.	0,0020	0,0120	n.s.	0,0026
4	PP 100	0,0253	**	0,0025	0,0240	**	0,0020	0,0200	**	0,0010
5	PP 200	-			-			-		
6	PR 10	0,0180	n.s.	0,0026	0,0157	n.s.	0,0025	0,0123	n.s.	0,0025
7	PR 50	0,0207	*	0,0025	0,0190	**	0,0020	0,0170	**	0,0017
8	PR 100	0,0277	**	0,0032	0,0253	**	0,0031	0,0223	**	0,0025
9	PR 200	-			-			-		
10	PK 10	0,0150	n.s.	0,0040	0,0130	n.s.	0,0030	0,0100	n.s.	0,0020
11	PK 50	0,0193	n.s.	0,0025	0,0160	n.s.	0,0030	0,0130	n.s.	0,0026
12	PK 100	0,0300	**	0,0066	0,0263	**	0,0055	0,0237	**	0,0055
13	PK 200	0,0373	**	0,0075	0,0340	**	0,0062	0,0300	**	0,0046
14	PKbp 10	0,0307	**	0,0035	0,0303	**	0,0065	0,0273	**	0,0050
15	PKbp 50	-			-			-		
16	PKbp 100	-			-			-		
17	PKbp 200	-			-			-		
18	PO 10	0,0083	n.s.	0,0007	0,0072	n.s.	0,0009	0,0067	n.s.	0,0006
19	PO 50	0,0143	n.s.	0,0031	0,0103	n.s.	0,0015	0,0087	n.s.	0,0006
20	PO 100	0,0200	n.s.	0,0036	0,0163	n.s.	0,0032	0,0087	n.s.	0,0012
21	PO 200	-			-			-		
ANOVA	Efekt roku		Efekt dawki		Efekt mieszanki					
	< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001					

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, n.s. - różnica nieistotna statystycznie, - brak biomasy

Stwierdzono wysoce istotne różnice ($p < 0,0001$) w ilości pobranej rtęci w masie wierzby w kolejnych latach trwania doświadczenia. Obserwowano spadek biokumulacji w 2 i 3 roku badań wegetacyjnych. Zastosowanie wszystkich osadów ściekowych i obornika nie spowodowało skażenia biomasy wierzby rtęcią.

3. Dyskusja

Stosowanie osadów ściekowych do nawożenia gleb w celu późniejszej uprawy roślin energetycznych, w tym wierzby, jest jednym z lepszych sposobów utylizacji tych odpadów. Gleba nieurodzajna lub zdegradowana może być zrewitalizowana i dodatkowo być podłożem dla wzrostu roślin szybko rosnących, które można wykorzystać do celów zaopatrzenia w energię odnawialną. Bardzo ważna jest jednak jakość uzyskiwanej w ten sposób biomasy roślinnej. Jeżeli kumuluje ona zbyt duże ilości zanieczyszczeń chemicznych, np. metali ciężkich, może być problem z pozostałością popiołową, która po ewentualnym spaleniu może stanowić zagrożenie dla środowiska. Dlatego też bardzo ważne jest, aby do celów nawozowych na plantacjach roślin energetycznych (w tym wierzby) stosować osady ściekowe o niskiej zawartości zanieczyszczeń. Należy również optymalnie (najlepiej doświadczalnie) dobierać dawkę nawozową, ponieważ nie zawsze duże ilości osadów lub innych odpadów organicznych mogą działać korzystnie na wzrost i plonowanie roślin.

Wiele własności osadów ściekowych zależy od ich sposobu stabilizacji i dalszej przeróbki [15, 16]. Inaczej na własności gleby mogą wpływać osady po stabilizacji tlenowej, a inaczej fermentowane. W przeprowadzonych badaniach zastosowano do celów nawozowych osady ściekowe, które były składowane przez okres 6 miesięcy. Osady te nie zawierały ponadnormatywnych ilości metali ciężkich i były dopuszczone do wykorzystania w celach nawozowych. Osady spełniały również wymagania sanitarne zalecane przy przyrodniczym wykorzystaniu. Nie wyizolowano z nich bakterii z rodzaju *Salmonella* i nie stwierdzono obecności jaj helmintów, które są głównymi wskaźnikami sanitarnymi, warunkującymi możliwość przyrodniczego odzysku osadów ściekowych. Osady ściekowe wykorzystane do badań według obowiązującego rozporządzenia (podczas zakładania doświadczeń) nadawały się do przyrodniczego, w tym rolniczego, wykorzystania.

Uzyskane w pracy wyniki badań potwierdziły, że osady ściekowe nadają się do celów nawozowych, jednak tylko w określonych dawkach. Podobne zjawisko zaobserwowali w swoich badaniach inni autorzy [7, 14, 17, 18]. Stwierdzono istotne statystycznie różnice w plonowaniu wierzby między kolejnymi latami trwania doświadczenia. Ilość uzyskanej biomasy roślin w 2 i 3 roku spadała. Wierzba plonowała najlepiej po nawożeniu dawkami (większości osadów ściekowych) 10 i 50 Mg·ha⁻¹ na hektar. Po zastosowaniu dawek 100 Mg·ha⁻¹ następował spadek biomasy wierzby średnio o około 55% w stosunku do ilości roślin z obiektów kontrolnych. Dawka 200 Mg·ha⁻¹ najczęściej powodowała zagniwanie i obumieranie roślin. Najmniej przydatne do nawożenia wierzby wiciowej okazały się osady z Kuluszek (bez dodatku polielektrolitu i nieodwodnione). Wykorzystane w dawkach 50, 100 i 200 Mg·ha⁻¹ powodowały choroby roślin i późniejsze ich zamieranie. Podobne wyniki badań uzyskała w swoich doświadczeniach Stańczyk-Mazanek, która na takich samych podłożach uprawiała trawę kupkówkę (*Dactylis glomerata*) [14].

Rośliny testowe na mieszankach nawożonych osadami ściekowymi plonowały lepiej niż po zastosowaniu obornika. Najmniej przydatne do nawożenia wierzby

wiciowej okazały się osady bez polielektrolitu, o mazistej konsystencji, z oczyszczalni ścieków w Kuluszkach. Pomimo dużej ilości wody, której do prawidłowego wzrostu i plonowania potrzebuje wierzba, tylko dawki $10 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ przyczyniały się do wzrostu biomasy roślin. Po nawożeniu większymi dawkami, prawdopodobnie ze względu na tendencje tych osadów do zagniwania w glebie piaszczystej, zamierał system korzeniowy roślin m.in. z powodu powstawania związków toksycznych w podłożu. Inni naukowcy w badaniach nad produkcją biomasy wierzby po aplikacji osadów największy plon uzyskali po zastosowaniu dawek $22,5 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ [10].

Uzyskane w pracy wyniki badań zawartości: chromu, cynku, ołowiu, miedzi, kadmu, niklu i rtęci w roślinach udowodniły, że zastosowanie osadów ściekowych o dopuszczalnej ilości metali ciężkich do nawożenia gleb piaszczystych w większości przypadków nie powodowało zanieczyszczenia uprawianych roślin tymi pierwiastkami. W badaniach potwierdzono znane zjawisko, że biokumulacja metali ciężkich w roślinach rosła wraz ze zwiększaniem dawki nawozów. Jednak wzrost zawartości metali ciężkich w roślinach (nawet po zastosowaniu bardzo dużych dawek) nie powodował ponadnormatywnego skażenia roślin. W większości przypadków ilość metali ciężkich (poza cynkiem) w biomacie wierzby mieściła się w zakresie zawartości występujących w roślinach z gleb niezanieczyszczonych.

Wnioski

1. Osady ściekowe wykorzystane do badań według obowiązującego podczas zakładania doświadczeń rozporządzenia nadawały się do przyrodniczego, w tym rolniczego, wykorzystania.
2. Wyniki badań potwierdziły, że osady ściekowe nadają się do celów nawozowych, jednak tylko w określonych dawkach, które należy dobierać doświadczalnie dla różnych gatunków roślin.
3. Największą ilość biomasy wierzby uzyskano po nawożeniu dawkami (większości osadów ściekowych) 10 i $50 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ na hektar.
4. Po nawożeniu wierzby dawkami $100 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ następował spadek ilości uzyskanej biomasy średnio o około 55% w porównaniu do plonu uzyskanego z obiektów kontrolnych. Zastosowanie dawek w ilości $200 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ najczęściej powodowało zagniwanie i obumieranie roślin.
5. Do nawożenia wierzby wiciowej najmniej nadawały się osady z Kuluszek (bez dodatku polielektrolitu i nieodwodnione) po procesach stabilizacji tlenowej. Wykorzystane w dawkach 50 , 100 i $200 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ powodowały pojawianie się grzybowych chorób roślin i późniejsze ich zamieranie.
6. Wierzba wiciowa na mieszankach nawożonych osadami ściekowymi dawała większe plony niż po zastosowaniu obornika.
7. W uzyskanej biomacie wierzby ze wszystkich kombinacji nawożeniowych nie stwierdzono ponadnormatywnego skażenia roślin metalami ciężkimi.

Podziękowania

Badania prowadzono w Instytucie Inżynierii Środowiska Politechniki Częstochowskiej i finansowano w ramach BS-PB-401/301/13.

Literatura

- [1] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych, DzU Nr 137, poz. 924.
- [2] Richards B.K., Steenhuis T.S., Pevery J.H., McBride M.B., Effect of sludge-processing mode, soil texture and soil pH on metal mobility in undisturbed soil columns under accelerated loading, *Environmental Pollution* 2000, 109, 327-346.
- [3] Roca-Pérez L., Martínez C., Marcilla P., Boluda R., Composting rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil-plant system, *Chemosphere* 2009, 75, 781-787.
- [4] Rathod P., Patel J., Shah M., Jhala A., Recycling gamma irradiated sewage sludge as fertilizer: A case study using onion (*Alium cepa*), *Applied Soil Ecology* 2009, 41, 223-233.
- [5] Achiba W., Gabteni N., Lakhdar A., Laing G.D., Verloo M., Jedidi N., Gallali T., Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 2009, 130, 156-163.
- [6] Adesodun J.K., Davidson D.A., Hopkins D.W., Micromorphological evidence for changes in soil faunal activity following application of sewage sludge and biocide, *Applied Soil Ecology* 2005, 29, 39-45.
- [7] Gondek K., Aspekty nawozowe i środowiskowe przemian i dostępności dla roślin wybranych pierwiastków w warunkach nawożenia różnymi materiałami organicznymi, *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Rolniczego im. H. Kołłątaja w Krakowie* 2009, 452, Rozprawy, z. 329.
- [8] Jezierska-Tys S., Frąc M., Liczebność mikroorganizmów w glebie nawożonej osadem z oczyszczalni ścieków mleczarskich na tle nawożenia mineralnego, *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 2009, 535, 153-161.
- [9] Joniec J., Furczak J., Biochemical characterization of podzolic soil under willow culture after three years from its amendment with sewage sludge, *Polish Journal of Soil Science* 2007, XL/2, 207-215.
- [10] Labrecque M., Teodorescu T.I., Dajgle S., Biomass productivity and wood energy of *Salix* species after 2 years growth in fertilized with wastewater sludge, *Biomass and Bioenergy* 1997, 12, 6, 409-417.
- [11] Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z., *Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin*, Katalog. Instytut Ochrony Środowiska, 1991.
- [12] Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T. i in., *Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb (metale ciężkie, siarka i WWA)*, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska IUNG w Puławach, Puławy 1995.
- [13] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 sierpnia 2002 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych, DzU Nr 134, poz. 1140.
- [14] Stańczyk-Mazanek E., *Zagrożenia środowiskowe w procesach przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych*, Seria Monografie Nr 246, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2012.
- [15] Zawieja I., Wolski P., Effect of thermal disintegration of excess sludge on the effectiveness of hydrolysis process in anaerobic stabilization, *Archives of Environmental Protection* 2012, 38, 1, 103-114.

- [16] Wolski P., Zawieja I., Effect of ultrasound field on dewatering of sewage sludge, Archives of Environmental Protection 2012, 38, 2, 25-31.
- [17] Iżewska A., Wpływ nawożenia obornikiem, osadem ściekowym i kompostem z osadów ściekowych na właściwości gleby, Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych 2007, 518, 85-92.
- [18] Stańczyk-Mazanek E., Kępa U., Stępnia L., Variation in the acidity of soils after fertilization with sewage sludge, Polish Journal of Environmental Studies 2007, 16, 3B, 470-473.

Biomass of Energy Willow from Sandy Soils Fertilized with Sewage Sludge

The process of sewage treatment is always accompanied by development of sewage sludge. One of the methods of sewage sludge disposal, which is based on its fertilization capacity, is its use in nature, e.g. in farming (if all the permissible biological and chemical standards are met). One of the problems that often occur during application of sewage sludge in soils is excessive content of heavy metals and sanitary contaminants. The ordinance that controls the use of sewage sludge in nature in Poland determines sanitary conditions and content of heavy metals in the sewage sludge for non-industrial use and in soils where this sludge cannot be used. Legal regulations show specific areas where sewage sludge cannot be used. Utilization of fertilizing capability of sewage sludge in cultivation of energy crops, including various species of *Salix viminalis*, seems to be purposive and profitable. These crops are often cultivated in low-productive and degraded soils and utilization of sewage sludge in such conditions appears to be justified. The aim of the study was to determine the amount and quality of biomass obtained from *Salix viminalis* cultivated in sandy soil fertilized with selected types of sewage sludge. The examinations were carried out under conditions of lysimetric experiment for the period of 3 years. The following doses of organic fertilizers were used: 0, 10, 50, 100 and 200 Mg·ha⁻¹. Sludge from different types of treatment was added to degraded sandy soil. The amount of biomass obtained and heavy metals content were analysed. Statistically significant differences in *Salix viminalis* yields were found between consecutive years of the experiment. The amount of biomass was declining in the 2nd and 3rd years. The best yielding of *Salix viminalis* was observed after fertilization with the doses (the majority of sewage sludge) of 10 and 50 Mg·ha⁻¹. The use of the doses of 100 Mg·ha⁻¹ caused a decline of biomass of *Salix viminalis* by ca 55% compared to the content of the plant from control objects. The dose of 200 Mg·ha⁻¹ caused usually by plant dying (most probable due to excessive salination of the soil). The least useful sludge for fertilizing of *Salix viminalis* was from Kolutzki, Poland (without addition of polyelectrolyte and non-dewatered). This sludge, used with the doses of 50, 100 and 200 Mg·ha⁻¹ caused plant diseases followed by plant dying. The results of the evaluation of the content of chromium, zinc, lead, copper, cadmium, nickel and mercury in plants demonstrated that the use of sewage sludge with acceptable content of heavy metals for fertilization of sandy soils usually did not cause the contamination of the plants cultivated with these elements. The well-known phenomenon of bioaccumulation of heavy metals in plants was intensifying for higher doses of the fertilizers. However, the increase in the content of heavy metals in plants (even after application of greater doses) did not cause an over-normative contamination of plants. The content of heavy metals (apart from zinc) in *Salix viminalis* biomass was similar to the contents found in the plants from non-contaminated soils.

Keywords: sewage sludge, fertilizing, soil, energy willow, biomass, heavy metals