

**ZESZYTY NAUKOWE
UNIwersytetu
PRZYRODNICZEGO
WE WROCŁAWIU**

NR 595

ROLNICTWO

AGRONOMY

CVI

**ZESZYTY NAUKOWE
UNIwersYTETU
PRZYRODNICZEGO
WE WROCŁAWIU**

NR 595

ROLNICTWO

AGRONOMY

CVI



WROCŁAW 2013

Redaktor merytoryczny
prof. dr hab. Zofia Spiak

Redakcja i korekta
Elżbieta Winiarska-Grabosz

Łamanie
Halina Sebzda

Projekt okładki
Grażyna Kwiatkowska

Covered by: Agro, Ulrich's Database, Copernicus Index, EBSCOhost

© Copyright by Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wrocław 2013

Print edition is an original (reference) edition

ISSN 1897-2098
ISSN 1897-208X

WYDAWNICTWO UNIWERSYTETU PRZYRODNICZEGO WE WROCŁAWIU

Redaktor Naczelny – prof. dr hab. inż. Andrzej Kotecki

ul. Sopotka 23, 50–344 Wrocław, tel./fax 71 328–12–77

e-mail: wyd@up.wroc.pl

Nakład 100 + 16 egz. Ark. wyd. 6,3. Ark. druk. 6,75

Druk i oprawa: Drukarnia PRINT Sp. j.

Z. Przyborowski, H. Ambroży

ul. Wykładowa 62, 51-520 Wrocław

SPIS TREŚCI

1.	M. Andrzejczak, A. Bogacz – Skład frakcyjny związków próchnicznych gleb organicznych w różnych częściach torfowiska przedzielonego linią kolejową.....	7
2.	M. Borkowska, M. Kruszyński – Wdrażanie działania odnowa i rozwój wsi w województwie dolnośląskim	21
3.	T. Czech, F. Gambuś, J. Wieczorek – Przemieszczanie się manganu w układzie gleba-roślina w terenie w różnym stopniu zanieczyszczonym metalami ciężkimi.....	33
4.	M. Gałczyńska, M. Gibczyńska, W. Michalcewicz, A. Małas – Pobieranie manganu, cynku i miedzi przez przęstkę pospolitą (<i>Hippuris vulgaris</i> L.) z roztworów ściekowych i podłoża glebowego zanieczyszczonego osadem ściekowym	45
5.	T. Lośák, T.V.F. Goncalves, L. Musilová, A. Zatloukalová, J. Fryč, T. Vítěz, M. Vítězová, P. Škarpa, J. Hlušek, J. Mareček, B. Wiśniowska-Kielian, P. Kováčik – Porównanie efektywności stosowania nawozów mineralnych i digestatu z biogazowni na plony oraz zawartość suchej masy i mikroskładników w nadziemnej biomase kukurydzy (<i>Zea mays</i> L.)	59
6.	M. Podlaska, M. Suhecki – Flora wrocławskich składowisk odpadów jako wskaźnik różnicowania warunków siedliskowych	69
7.	A. Podleśna – Pobranie manganu przez rośliny ziemniaka i grochu w warunkach integrowanej uprawy uwzględniającej nawożenie siarką i obornikiem.....	87
8.	B. Tańska-Hus, M. Nowak, S. Minta – Struktura i potencjalna wielkość rynku produktu regionalnego „wołowina sudecka”	95

CONTENTS

1.	M. Andrzejczak, A. Bogacz – Composition of humic fraction in organic soil in different parts of peatland splited by railway line.....	7
2.	M. Borkowska, M. Kruszyński – Implementation of renewal of action and rural development in Lower Silesia	21
3.	T. Czech, F. Gambuś, J. Wieczorek – Manganese translocation in soil-plant system in the area to various extent polluted with heavy metals.....	33
4.	M. Gałczyńska, M. Gibczyńska, W. Michalcewicz, A. Małas – Uptake of manganese, zinc and copper by <i>Hippuris vulgaris</i> L. from wastewater solutions and soil substrate polluted with sewage sludge	45
5.	T. Lošák, T.V.F. Goncalves, L. Musilová, A. Zatloukalová, J. Fryč, T. Vítěz, M. Vítězová, P. Škarpa, J. Hlušek, J. Mareček, B. Wiśniowska-Kielian, P. Kováčik – Comparison of the effectiveness of applications of mineral fertilisers and digestate from a biogas station on yields, content of dry matter and micronutrients in the aboveground biomass of maize (<i>Zea mays</i> L.)	59
6.	M. Podlaska, M. Suchecki – Flora of the waste dumps in Wrocław as a diversity indicator of habitat conditions.....	69
7.	A. Podleśna – Uptake of manganese by potato and pea plants in conditions of integrated cultivation with regard to sulfur and manure fertilization.....	87
8.	B. Tańska-Hus, M. Nowak, S. Minta – The structure and potential size of the regional product Sudeten beef market	95

Maria Andrzejczak, Adam Bogacz

**SKŁAD FRAKCYJNY ZWIĄZKÓW PRÓCHNICZNYCH GLEB
ORGANICZNYCH W RÓŻNYCH CZĘŚCIACH TORFOWISKA
PRZEDZIELONEGO LINIĄ KOLEJOWĄ**

**COMPOSITION OF HUMIC FRACTION IN ORGANIC SOIL
IN DIFFERENT PARTS OF PEATLAND SPLITED
BY RAILWAY LINE**

*Institut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
Institute of Soil Science and Environmental Protection, Wrocław University of Environ-
mental and Life Sciences*

Badano wydzielone fragmenty małego torfowiska przedzielonego trakcją kolejową. Opisano 8 profilów (47 próbek glebowych). Celem badań była charakterystyka substancji humusowych i porównanie składu frakcyjnego północnej i południowej części torfowiska oddzielonych nasypem kolejowym. Opisywane gleby klasyfikowano jako gleby torfowe i murszowe o wysokim lub średnim stopniu rozwoju procesu torfotwórczego (PtII-III) i średnim stopniu rozwoju procesu murszowego (MtII). Ilość wydzielonego C-kwasów huminowych (Ckh) dominowała nad ilością wydzielonego C-kwasów fulwowych (Ckf). W obrębie tych frakcji dominowały „wolne” kwasy huminowe i fulwowe. W północnej części torfowiska wykazano wysokie zawartości N, C, C-kwasów huminowych i wyższy stopień rozkładu materii organicznej niż w części południowej.

SŁOWA KLUCZOWE: związki próchniczne, skład frakcyjny, gleby organiczne, torfowisko, trakcja kolejowa

WSTĘP

Tworzenie różnego rodzaju budowli na obszarach torfowiskowych lub w pobliżu nich, takich jak drogi (Carsten 1995), tunele (Kvaerner, Snilberg 2008) czy linie kolejowe (Fortin 1993, Waltham 2000), może prowadzić do zmian warunków hydrologicznych, a często także zmian trofizmu wód zasilających obszar bagienny (Prince, Whitehead 2001). Gęstą sieć linii kolejowych, służących do przewożenia wydobywanego torfu, budowano w Irlandii na rozległych obszarach przygotowanych do eksploatacji tego surowca już od końca XIX w. (Thomas 1964, Newman 2010). Obszary na które wprowadzono kolej, były najczęściej wstępnie osuszane. Zmiany warunków siedliskowych, związane często z ich przesuszeniem, prowadziły do defragmentacji siedlisk (Newman 2010) ze znacznym udziałem traw. Zmiany te mogły wpływać w konsekwencji na ilość i jakość tworzących się związków próchnicznych (Bogacz 2005, Plotkina 1980, Okruszko 1993). Jak dotychczas nie prowadzono badań wpływu przebiegu linii kolejowych na skład ilościowy związków próchnicznych gleb torfowisk.

Celem pracy była charakterystyka związków próchnicznych gleb całego obszaru Torfowiska Przedzielonego Trakcją Kolejową oraz porównanie składu ilościowego związków próchnicznych tworzących się w częściach północnej i południowej oddzielonych nasypem kolejowym.

OBIEKT BADAŃ

Do badań wybrano obszar niewielkiego torfowiska należącego do kompleksu torfowiskowego Na Trzcinińskich Mokradłach, nazywanego w niniejszej pracy Torfowiskiem Przedzielonym Trakcją Kolejową (TPTK) o powierzchni około 6 ha zajmującego fragment doliny Bobru pomiędzy Janowicami a Trzcinińskiem (Staffa 1999). Obszar ten to część oddziału leśnego nr 41 wchodzącego w skład Parku Krajobrazowego Rudaw Janowickich i administrowanego przez Leśnictwo Janowice, Nadleśnictwo Śnieżka (Narkiewicz 1999). Nasyp rozdzielający na dwie części (TPTK) wykonano w 1886 r., budując linię kolejową do Berlina. Torfowisko opisywane jest w literaturze jako przejściowe, a miąższość wytworzonego tu torfu – początkowo wysokiego (Schube 1903), rzadko przekracza 1 m. Kotlina, w której wytworzył się torf, stanowi obszar bezodpływowy, wykształcony w strefie granitów (Duliba 1992). Z obszaru tego woda może przelewać się do Bobru przez niewielki wododział. Według Tarasiewicza (2002) geneza hydrogeologiczna torfowiska jest związana także z obecnością szeregu źródeł wód podziemnych, utrzymujących się do czasów współczesnych, a system szczelin umożliwia kontakt pomiędzy strefami wodonośnymi (Jeziński 2002). Zabagnieniu obszaru sprzyja obecność granitowych pagórów ostańcowych (Kondracki 1998). Na torfowisku tym pod koniec XIX w. i na początku XX prowadzono na niewielką skalę eksploatację torfu. Kształt i rozmieszczenie potorfii oraz rowów melioracyjnych, udokumentowane na starych mapach (Zimmerman, Berg 1941), widać obecnie w różnych, regenerujących się lub murszejących częściach torfowiska. Brzegowy fragment torfowiska jest przesuszany działającą siecią rowów odwadniających (Woźniak 2007). Na teren ten wkraczają intensywnie zbiorowiska leśne świerczyn i brzezin bagiennych. W częściach torfowiska obserwowany jest ak-

tualnie zachodzący proces torfotwórczy. Układ rowów odwadniających nasyp kolejowy chroni go przed zniszczeniem. Układ ten wypełnia woda, tworząc zbiorowiska łozowotrzciniowe (Andrzejczak 2010). Sam nasyp utrudnia przemieszczanie się wód zgodnie z jej naturalnym spływem oraz wyrównanie stanu wód po stronie południowej od torów kolejowych (Baranowska 1998). Badane torfowisko, ze względu na skład chemiczny zasilających je wód, określone zostało jako „weakly minerotrophic fen” według podziału Rydina i Jegluma (2006). Wartość pH wód mieściła się w przedziale 4,3–5,8, a zawartość wapnia w granicach 3–10 mg l⁻¹ (Andrzejczak 2010).

METODYKA BADAŃ

Badania prowadzono w latach 2008–2009 na glebach organicznych w obrębie obiektu Torfowisko Przedzielone Trakcją Kolejową, na powierzchniach reprezentowanych przez 8 profilów glebowych. Po cztery profile usytuowano na przylegających do siebie częściach: północnej (TN) – profile nr 1, 2, 3, 4 i południowej (TS) – profile 5, 6, 7, 8. Łącznie opisano i przeanalizowano 47 próbek glebowych, w tym 37 próbek organicznych.

W zebranym materiale glebowym oznaczono następujące właściwości :

- stopień rozkładu materii organicznej, na podstawie testu pirofosforanowego (SPEC) oraz wyliczono indeks pirofosforanowy (IP) (Lynn i in. 1974);
- zawartość włókna w materiale organicznym przed (A) i po roztarciu (B), za pomocą metody półstrzykawki (Lynn i in. 1974);
- pH w H₂O i 1 mol · dm⁻³ KCl, potencjometrycznie;
- udział jonów Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ w kompleksie sorpcyjnym, przy użyciu wyciągów glebowych z CH₃COONH₄ przy pH 7,0;
- zawartość kationów Al³⁺ i H⁺ metodą Sokołowa;
- na podstawie udziału kationów o charakterze zasadowym Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ oraz kwasowości wymiennej (Kw) wyliczono: efektywną pojemność kompleksu sorpcyjnego (CECe) i stopień wysycenia kompleksu glebowego kationami o charakterze zasadowym (V);
- zawartość węgla związków organicznych (Corg), przy użyciu aparatu CS-MAT 5500;
- zawartość azotu ogółem (Nog), metodą pomiaru objętości gazów na analizatorze firmy Buchi;
- skład frakcyjny związków próchnicznych, metodą Tiurina w modyfikacji Ponomarewej i Płotnikowej (1968) – dla próbek organicznych; w metodzie tej określono zawartość C-kwasów huminowych (Ckh) i C-kwasów fulwowych (Ckf); na podstawie C-ogółem i udziału Ckh i Ckf wyliczono zawartość frakcji C-niehydrolizującego (Cnh), a także stosunek Ckh/Ckf (Ponomarewa, Plotnikova 1968); poszczególne frakcje związków próchnicznych wydzielano zgodnie z procedurą IHSS (1997); wyliczono także tzw. index humifikacji IH=(Cnh)/(Ckh+Ckf) według Sequi (1986);
- wykonano również oznaczenie zachowanych szczątków roślinnych i na ich podstawie sklasyfikowano utwory do odpowiednich typów i rodzajów torfów (PN-86/G-2500).

WYNIKI I OMÓWIENIE

Opisywane gleby organiczne sklasyfikowano jako płytkie, niekiedy średnio głębokie gleby torfowe, o silnym lub średnim stopniu zabagnienia (PtIII-II), lub murszowe średnio zmruszone (MtII). Obiekty badawcze znajdujące się w północnej części torfowiska (TN) reprezentowały płytkie lub średnio głębokie gleby organiczne torfowe i murszowe z torfem mszarnym przejściowym, turzycowiskowo-sfagnowym albo brzezinowym. Niższe poziomy budowały torfy niskie i humotorfy niekiedy silnie zamulone, zalegające na utworach gliniastych i ilastych pochodzących z wietrzenia granitów i zieleńców, wykazujących najczęściej skład granulometryczny glin ciężkich pylastych oraz ilów (Andrzejczak 2010). Utwory te zostały przemieszczone na krótkim odcinku w wyniku procesów soliflukcyjnych i namycia (Biedroński i wsp. 1992, Duliba 1992). Gleby te tworzyły głównie zbiorowiska zdegradowanych brzezin bagiennych oraz łąk ze związku *Calthion* (tab. 1).

Obiekty znajdujące się w południowej części torfowiska (TS) reprezentowane były przez gleby torfowe płytkie, a układy poziomów glebowych i zbiorowiska roślinne opisano jako bliźniaczo podobne do tych znajdujących się w północnej części torfowiska (tab. 1).

Mięższość niektórych gleb została silnie zredukowana poprzez zapoczątkowane na przełomie XIX i XX w. wydobywanie torfu trwające do lat 40. ubiegłego wieku. Pod poziomami *fibric* występowały poziomy *hemic*, a w dalszej kolejności *sapric*. Poziomy torfów o niskiej popielności były często przedzielone poziomami silnie zamulonymi lub namulami (tab. 2).

Odczyn poziomów badanych gleb był zróżnicowany i kształtował się od silnie kwaśnego (3,3 w KCl i 4,2 w H₂O w poziomie Oi profilu nr 2) do kwaśnego (5,0 w KCl i 5,9 w H₂O w poziomie Oi1 profilu nr 8 (tab. 1). Stopień rozkładu torfu określony na podstawie zawartości włókna po roztarciu (B) wskazuje w większości poziomów organicznych, zwłaszcza głębszych, na występowanie torfu silnie rozłożonego *sapric* (tab. 2). Świadczy o tym związek z wartościami indeksu pirofosforanowego (IP) ($r=-0,54^*$, $n=37$, $p<0,05$). Stopień rozkładu torfu wykazywał wyraźną tendencję do zwiększania się wraz z głębokością w profilach glebowych ($r=-0,60^*$, $n=37$, $p<0,05$). Zawartość węgla w związkach organicznych Corg była na ogół znacznie wyższa w poziomach powierzchniowych niż głębiej leżących ($r=-0,78^*$, $n=37$, $p<0,05$). Kształtowała się ona od 121 g kg⁻¹ gleby w silnie zamulonym poziomie Oa4 do 516 g kg⁻¹ w średnio rozłożonym poziomie Oe profilu nr 2 (tab. 5). Wysoka zawartość Corg wpływała na pojemność kompleksu sorpcyjnego (CECe) ($r=0,61^*$, $n=37$, $p<0,05$). Gleby organiczne cechuje zazwyczaj duża zawartość ogólna azotu (Nog) (Kaunisto, Aro 1996). Zawartość tego pierwiastka w poziomach organicznych badanych gleb kształtowała się od 7,2 g kg⁻¹ gleby (w poziomie Oa2 profilu nr 4) do 21,8 g kg⁻¹ gleby (w poziomie Oe1 tego samego profilu). Wartości stosunku C/N, będące wskaźnikiem szybkości przemian biologicznych zachodzących w torfie (Lucas 1982), kształtowały się w badanych glebach w przedziale od 12,6 w silnie rozłożonym poziomie Oa2 do 36,1 w poziomie ściółkowym Oo profilu nr 2 (tab. 1). Iloraz C/N posiadał najmniejsze wartości w poziomach głębszych (tab. 2 i 5). Wysokie wartości pojemności wymiennej kationów (CECe) to charakterystyczna cecha torfów, silnie związana z obecnością grup karboksylowych i fenolowych (Thorpe 1971, Puustjarvi 1982). Pojemność wymienna (CECe) kształtowała się w zakresie od 21,89 cmol(+) kg⁻¹ gleby w poziomie torfowym Oe2, do 77,26 cmol(+) kg⁻¹ gleby w poziomie Oo ściółkowym.

Tabela 1
Table 1Fizyczne, fizykochemiczne i chemiczne właściwości gleb badanego torfowiska
Physical, physicochemical and chemical properties of study peatlands soils

Numer profilu Profil No.	Poziom glebowy Soil horizon	Głębokość poziomu (cm) Depth of horizon	Udział popiołu Ash (%) content	pH		Corg TOC	Nog TN	C/N	IP	Rodzaj utworu glebowego Kind of soil taxonomy 1975	Objętość włókna (%) Fiber volume	
				KCl	H ₂ O						g kg ⁻¹ gleby of soil	A
1	M1	0–10	38,43	3,9	4,4	368	15,9	23,1	3	sapric	65	6
	M2	10–18	42,85	3,8	4,4	335	13,7	24,5	2	sapric	85	4
	M3	18–29	25,06	4,0	4,6	467	19,6	23,8	2	sapric	86	1
	Oa1	29–32	58,45	3,8	4,4	251	16,5	15,2	1	sapric	62	0
	Oa2	32–48	64,60	4,2	5,0	223	10,6	21,0	2	sapric	56	2
2	Oo	0–3	4,27	5,0	5,7	515	14,2	36,1	7	fibric	–	–
	Oi	3–10	6,60	3,3	4,2	499	14,8	33,7	4	fibric	76	76
	Oe	10–22	10,79	3,6	4,0	516	20,0	25,6	1	hemic	79	30
	Oa1	22–31	17,35	3,9	4,4	486	16,0	30,4	2	sapric	69	7
	Oa2	31–42	22,28	3,8	4,4	463	18,4	25,1	4	sapric	63	5
	Oa3	42–55	66,84	3,9	4,5	213	12,0	17,7	7	sapric	55	5
	Oa4	55–100	79,46	4,2	5,0	121	8,4	14,5	–	sapric	32	3
3	Oi	0–13	5,92	3,5	4,2	499	11,7	35,0	6	fibric	84	69
	Oa1	13–32	23,15	4,4	4,9	460	14,5	27,0	2	sapric	52	2
	Oa2	32–65	46,92	4,6	5,0	171	14,5	22,7	2	sapric	37	4
4	Oi1	0–9	4,75	3,7	4,5	424	21,5	19,7	6	fibric	69	52
	Oi2	9–20	8,15	3,7	4,4	438	16,5	26,5	6	fibric	80	65
	Oe1	20–25	18,56	3,9	4,6	436	21,8	20,0	3	hemic	76	19
	Oe2	25–33	11,73	3,9	4,4	513	18,2	28,2	7	hemic	56	18
	Oe3	33–40	14,61	3,8	4,4	477	19,0	25,1	4	hemic	54	20
	Oa1	40–65	69,43	3,9	4,4	166	12,3	13,5	4	sapric	53	6
	Oa2	65–90	76,31	4,0	4,4	144	7,2	19,9	5	sapric	40	5
5	Oi1	0–5	9,10	4,1	4,8	462	17,3	26,7	6	fibric	86	54
	Oi2	5–24	25,07	4,2	5,2	431	14,0	30,8	6	fibric	69	54
	OC	24–37	n.o.	4,1	4,7	113	14,2	n.o.	–	–	–	–
	Oe2	37–55	79,75	4,1	4,6	128	8,10	15,9	4	hemic	36	22
	Oe3	55–80	73,66	4,6	5,1	156	9,20	16,9	4	hemic	41	18
6	Oi1	0–3	23,62	4,5	5,0	378	14,2	26,5	7	fibric	76	56
	Oi2	3–16	8,89	4,1	4,5	436	20,1	21,6	7	fibric	52	39
	Oa1	16–32	52,25	4,2	4,9	284	18,2	15,6	3	sapric	39	5
	Oa2	32–38	70,64	4,7	5,3	169	13,4	12,6	4	sapric	38	8
	Oa3	38–65	75,30	4,4	5,1	154	7,5	20,4	4	sapric	29	12
7	Oi	0–20	5,34	3,6	4,0	445	12,6	35,4	7	fibric	91	64
	Oe	20–35	59,24	4,6	5,5	241	13,7	17,6	4	hemic	51	23
	Oa	35–71	66,77	4,4	5,0	198	1,4	17,3	4	sapric	56	3
8	Oi1	0–3	7,84	5,0	5,9	465	16,5	28,2	6	fibric	83	67
	Oi2	3–31	6,16	4,2	4,5	450	13,7	32,8	7	fibric	88	59
	Oa1	31–43	29,57	5,0	5,2	473	16,5	28,6	2	sapric	68	3
	Oa2	43–66	65,83	4,4	4,9	202	9,2	21,9	2	sapric	72	5

Tabela 2
Table 2Sorpcyjne właściwości gleb badanego torfowiska
Sorpton properties in study peatland soils

Numer profilu Profile number	Poziom genetyczny Genetic horizon	Głębokość pobrania (cm) Depth of sampling	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Kw	S	CECe	V (%)
			cmol(+) kg ⁻¹							
1	M1	0–10	15,56	2,02	0,84	0,43	23,2	18,87	42,70	44,9
	M2	10–18	14,37	1,20	0,71	0,45	18,4	16,76	35,16	47,7
	M3	18–29	23,95	1,53	0,38	0,51	12,0	26,39	38,39	68,7
	Oa1	29–32	19,96	1,47	0,30	0,63	28,8	22,37	51,17	44,4
	Oa2	32–48	12,77	1,52	0,13	0,34	18,4	14,78	33,18	44,5
2	Oo	0–3	46,90	15,27	6,24	0,83	8,0	69,26	77,26	86,9
	Oi	3–10	20,95	7,66	2,11	1,03	27,3	31,76	59,06	46,2
	Oe	10–22	26,94	5,01	0,88	1,26	30,4	34,10	64,50	52,9
	Oa1	22–31	25,15	6,50	0,25	0,77	16,8	32,68	49,48	66,0
	Oa2	31–42	15,56	2,40	0,18	0,57	16,8	18,74	35,54	52,7
	Oa3	42–55	13,97	3,08	0,14	0,57	11,2	17,77	28,97	61,3
	Oa4	55–100	11,97	3,09	0,15	0,63	6,4	15,85	22,25	71,2
3	Oi	0–13	10,37	5,41	0,81	0,91	15,2	17,53	32,73	53,6
	Oa1	13–32	29,94	3,29	0,25	0,91	3,2	34,41	37,61	91,5
	Oa2	32–65	18,36	2,13	0,12	0,57	3,6	21,19	24,79	85,5
4	Oi1	0–9	19,56	4,94	1,40	0,91	22,4	26,83	49,50	54,2
	Oi2	9–20	25,15	5,15	0,48	1,06	17,6	31,85	49,45	64,4
	Oe1	20–25	18,96	3,07	0,25	0,63	17,6	22,93	40,53	56,6
	Oe2	25–33	23,95	3,74	0,17	0,68	14,4	28,56	42,96	64,5
	Oe3	33–40	26,34	4,24	0,17	0,86	13,6	31,63	45,23	69,9
	Oa1	40–65	11,97	2,10	0,12	0,43	12,8	14,64	26,44	55,4
	Oa2	65–90	8,98	2,03	0,12	0,34	12,0	11,49	23,49	48,9
5	Oi1	0–5	34,93	7,88	2,05	2,03	12,0	46,91	58,91	79,6
	Oi2	5–24	27,94	4,70	1,11	1,32	13,6	35,09	48,69	72,1
	C	24–37	13,97	2,73	0,16	0,57	5,6	17,45	23,05	75,7
	Oe2	37–55	12,77	2,16	0,11	0,43	6,4	15,49	21,89	70,8
	Oe3	55–80	13,97	2,24	0,14	0,54	8,8	16,90	25,70	65,8
6	Oi1	0–3	31,93	10,45	5,73	2,15	13,6	50,28	63,88	78,7
	Oi2	3–16	30,73	7,40	1,89	1,57	16,8	41,62	58,42	71,2
	Oe	16–32	25,54	4,08	0,32	0,74	8,0	30,70	38,70	79,3
	Oa1	32–38	19,96	3,78	0,20	0,57	4,8	24,52	29,32	83,6
	Oa2	38–65	16,36	3,45	0,16	0,54	4,0	20,53	24,53	83,7
7	Oi1	0–20	23,95	8,07	1,07	1,49	8,6	34,60	46,90	73,8
	Oi2	20–35	20,95	4,80	0,30	0,63	2,4	26,70	29,50	90,5
	Oa1	35–71	21,55	5,72	0,17	0,57	1,4	28,03	30,33	92,4
8	Oi1	0–3	28,34	10,76	5,88	2,00	12,0	47,00	59,00	79,7
	Oi2	3–31	29,94	8,36	1,12	1,49	12,0	39,92	51,92	76,9
	Oe	31–43	30,93	5,22	0,23	0,86	4,0	37,25	41,25	90,3
	Oa	43–66	18,96	3,94	0,23	0,63	3,2	23,77	26,97	88,1

Objaśnienia: S – suma kationów zasadowych, T – pojemność kompleksu sorpcyjnego, V – stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego, Kw – kwasowość wymienna

Explanation: S – sum of base cations, CECe – effective cation exchange capacity, V – base saturation, Kw – Exchange acidity

Wyższe wartości tego parametru były charakterystyczne dla poziomów powierzchniowych ($r=-0,63^*$, $n=37$, $p<0,05$) (tab. 2 i 4). Stopień wysycenia gleb kationami o charakterze zasadowym (V) klasyfikował większość badanych gleb jako Eutric Histosols. Spośród kationów o charakterze zasadowym największy udział w kompleksie posiadały jony wapnia i magnezu. Zawartość wapnia była zróżnicowana pomiędzy poszczególnymi glebami, osiągając w poziomach powierzchniowych wartości powyżej $40 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ gleby. Zawartość Mg^{2+} nie przekraczała na ogół wartości $10 \text{ cmol}(+) \text{ kg}^{-1}$ gleby. Udział kationów Na^+ i K^+ był znacznie niższy od powyżej opisywanych jonów, lecz ich suma znacznie przekraczała wartości podawane w literaturze przez Lisztwana i Korola (1975) dla większości gleb torfowych (tab. 3).

Skład frakcyjny związków próchnicznych gleb torfowiska

Wśród trzech wydzielonych rodzajów kwasów huminowych dominowała frakcja wolnych kwasów huminowych Ckh1. Najmniejszy udział na ogół posiadała frakcja kwasów huminowych związanych z wapniem (Ckh2). Ilość tej frakcji nie przekraczała 20% Corg, a niekiedy notowano jej brak. Łączny udział frakcji Ckh1 i Ckh3 stanowił nawet ponad 45% C organicznego. Najwięcej kwasów huminowych – aż 56% Corg – wyizolowano z poziomu torfowego Oe2 profilu nr 4, najmniej zaś 11,1% Corg z poziomu torfowego Oi2 profilu nr 8 (tab. 3). Udział frakcji Ckh wykazywał istotną zależność z głębokością w profilu glebowym ($r=0,59^*$, $n=65$, $p<0,05$) (tab. 4). Frakcje kwasów fulwowych występowały na ogół w znacznie mniejszych ilościach i stanowiły od 8,3% Corg w poziomie Oa1 profilu nr 8 do 43,8% Corg (w silnie zamulonym poziomie Oa4 profilu nr 2). Spośród czterech wydzielonych frakcji kwasów fulwowych dominowały kwasy fulwowe „wolne” Ckf1 i Ckf2, stanowiąc niekiedy ponad 33% Corg. Udział frakcji Ckf opisanej jako C-silnie związane z krzemianowymi formami R_2O_3 był niewielki, niekiedy przekraczając 10% Corg. Większy udział tej frakcji był obserwowany w poziomach powierzchniowych ściółek oraz torfów fibrowych Oi, a także w poziomach zalegających bezpośrednio na podłożu mineralnym. Zawartość sumy frakcji (Ckh+Ckf) była znacznie zróżnicowana od 24,9% Corg (w poziomie Oi2 profilu nr 8) do 83,2% Corg w poziomie Oa4 profilu nr 2 (tab. 3). Parametr ten był istotnie zależny od głębokości w profilu glebowym ($r=0,70^*$, $n=65$, $p<0,05$) (tab. 5). Zawartość C-niehydrolizującego mieściła się w szerokim przedziale, osiągając maksymalne wartości w poziomach powierzchniowych Oi (tab. 3). Stosunek Ckh/Ckf opisywany często jako wskaźnik humifikacji (Kononova 1961) kształtował się w szerokim przedziale od 0,5 (w poziomie Oa1 profilu nr 6) do 5,4 (w silnie rozłożonym poziomie Oa profilu nr 7) (tab. 3). Index humifikacji (IH) wg Sequi [1986] wykazywał wartości od 0,33 (w poziomie torfu fibrowego Oi2 w profilu nr 8) do 4,95 (w silnie zamulonym poziomie Oa4 profilu nr 2). Wartości tego indeksu wykazywały większe wartości w poziomach głębszych, zwykle silnie zhumifikowanych (tab. 4).

Tabela 3
Table 3

Skład frakcyjny związków próchnicznych gleb organicznych badanego torfowiska
Fractional composition of humic substances in organic soils of study peatlands

Numer profilu Profile No	Poziom genetyczny Genetic horizon	Głębokość pobrania (cm) Depth of sampling	Corg (g kg ⁻¹)	Frakcja kwasów huminowych (g kg ⁻¹) Humic fraction						Σ Ckh	Frakcja kwasów fulwowych Fulvic fraction						Σ Ckfh	Ckfh + Ckfh	C-niehyd. C-nonhydrol.	Ckh Ckfh	IH
				CKh 1	CKh 2	CKh 3	CKh 4	CKh 5	CKh 6		CKh 7	CKh 8	CKh 9	CKh 10	CKh 11	CKh 12					
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17					
	M1	0-10	36,8	18,7	3,0	13,9	33,6	4,8	2,8	9,2	0,8	17,7	53,3	46,7	2,0	1,14					
1	M2	10-18	33,6	12,8	4,9	16,4	34,1	5,7	7,1	0,0	3,3	16,1	50,2	49,8	2,1	1,01					
	M3	18-29	46,7	29,8	n.w.	3,1	32,9	2,1	2,6	15,5	4,2	24,4	57,3	42,7	1,3	1,34					
1	Oa1	29-32	25,2	43,0	9,5	2,9	55,3	7,2	0,0	0,6	3,8	11,6	67,0	33,0	4,8	2,03					
	Oa2	32-48	22,3	41,1	3,7	0,0	44,9	9,8	0,0	14,8	3,4	28,0	72,9	27,1	1,6	2,69					
2	Oo	0-3	51,6	8,2	3,1	3,7	15,0	4,2	4,8	5,6	2,3	16,8	31,9	68,1	0,9	0,47					
	Oi	3-10	50,0	10,7	n.w.	2,2	12,9	2,5	4,4	4,9	1,2	13,0	25,9	74,1	1,0	0,35					
2	Oe	10-22	51,7	6,3	19,3	2,3	28,0	3,2	29,9	0,0	3,2	36,3	64,3	35,7	0,8	1,80					
	Oa1	22-31	48,6	38,3	1,1	8,8	48,2	1,5	13,9	0,0	3,0	18,4	66,6	33,4	2,6	1,99					
2	Oa2	31-42	46,4	38,3	3,7	4,5	46,6	1,9	12,9	0,0	4,9	19,8	66,4	33,6	2,4	1,97					
	Oa3	42-55	21,3	29,3	n.w.	5,9	35,2	2,8	8,3	0,0	1,8	12,9	48,0	52,0	2,7	0,92					
2	Oa4	55-100	12,2	11,1	3,9	24,3	39,4	15,5	0,0	17,4	10,9	43,8	83,2	16,8	0,9	4,95					
	Oi	0-13	50,0	12,3	2,0	5,3	19,6	1,9	2,0	10,8	1,5	16,2	35,8	64,2	1,2	0,56					
3	Oa1	13-32	46,1	27,3	3,9	7,0	38,2	1,1	2,2	8,1	1,2	12,5	50,7	49,3	3,1	1,03					
	Oa2	32-65	17,2	33,4	n.w.	9,4	42,8	3,7	0,0	7,7	2,6	14,0	56,8	43,2	3,1	1,32					
3	Oi1	0-9	42,5	10,8	11,1	4,8	26,7	2,8	19,5	0,1	0,5	22,8	49,5	50,5	1,2	0,98					
	Oi2	9-20	43,8	11,2	12,2	5,1	28,5	2,1	13,7	0,0	3,3	19,1	47,7	52,3	1,5	0,91					
4	Oe1	20-25	43,7	22,7	10,7	6,5	39,9	1,4	13,1	0,0	0,8	15,3	55,2	44,8	2,6	1,23					
	Oa1	25-33	51,4	28,9	13,2	8,8	51,0	1,4	14,6	0,0	0,3	16,3	67,3	32,7	3,1	2,06					
4	Oe2	33-40	47,7	32,4	13,4	10,2	56,0	2,0	17,6	0,0	6,8	26,4	82,5	17,5	2,1	4,70					
	Oa2	40-65	16,6	26,9	n.w.	20,9	47,9	3,5	10,5	7,8	8,2	30,0	77,8	22,2	1,6	3,51					
4	Oa3	65-90	14,5	20,6	7,0	18,9	46,4	4,1	0,0	2,3	15,1	21,9	68,3	31,7	2,1	2,15					

Tabela 3 cd.
Table 3 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
5	Oi1	0-5	46,3	9,6	1,7	4,7	16,0	4,0	9,5	5,8	2,0	21,3	37,3	62,7	0,8	0,60
	Oi2	5-24	43,1	14,3	3,6	6,6	24,5	2,8	13,9	0,0	2,5	19,2	43,7	56,3	1,3	0,78
	Oe1	37-55	12,9	26,0	0,5	8,5	35,1	5,3	0,0	16,2	0,8	22,2	57,3	42,7	1,6	1,34
	Oe2	55-80	15,6	26,7	4,6	4,0	35,3	5,8	1,1	13,4	8,7	29,0	64,3	35,7	1,2	1,80
6	Oi	0-3	37,8	11,5	0,9	5,5	17,9	5,4	5,7	4,5	5,2	20,8	38,6	61,4	0,9	0,63
	Oa1	3-16	43,6	10,4	n.w.	4,3	14,7	5,2	3,1	8,7	12,0	29,0	43,7	56,3	0,5	0,78
	Oa2	16-32	28,4	27,0	3,3	8,6	38,8	6,4	0,0	11,8	4,0	22,2	61,0	39,0	1,7	1,57
	Oa3	32-38	17,0	23,8	14,7	6,1	44,6	2,4	4,7	0,0	2,6	9,7	54,3	45,7	4,6	1,19
7	Oa4	38-65	15,4	27,9	n.w.	4,0	31,9	10,8	0,0	22,2	3,4	36,3	68,2	31,8	0,9	2,15
	Oi	0-20	44,6	5,2	2,2	4,0	11,4	2,6	2,2	8,4	3,0	16,2	27,7	72,3	0,7	0,38
	Oe	20-35	24,2	23,6	8,5	4,5	36,6	4,0	7,4	0,0	0,5	11,9	48,5	51,5	3,1	0,94
	Oa	35-71	19,9	26,9	8,2	20,0	55,1	3,1	4,3	0,0	2,4	9,8	64,9	35,1	5,6	1,85
8	Oi1	0-3	46,6	7,3	6,6	3,3	17,2	3,4	8,4	0,0	5,4	17,1	34,3	65,7	1,0	0,52
	Oi2	3-31	45,0	7,4	1,3	2,5	11,1	2,4	5,6	1,3	4,4	13,8	24,9	75,1	0,8	0,33
	Oa1	31-43	47,3	34,0	4,9	5,8	44,7	1,8	5,4	0,0	1,2	8,3	53,0	47,0	5,4	1,13
	Oa2	43-66	20,2	31,4	1,9	7,7	41,0	3,4	0,6	17,6	11,7	33,2	74,2	25,8	1,2	2,88

Objaśnienia: Ckh1 – C-kwasów huminowych luźno związanych z wapniem, Ckh3 – C-kwasów huminowych związanych z R2O3, Ckf1 – C-kwasów fulwowych tzw. agresywnych, Ckf2 – C-kwasów fulwowych luźno związanych, Ckf3 – C-kwasów fulwowych związanych z wapniem, Ckf4 – C-kwasów fulwowych związanych z R2O3, IH – index humifikacji;

Explanation: Ckh1 – C-humic acids loosely connected, Ckh2 – C-humic acids connected with Ca, Ckh3 – C-humic acids connected with R2O3, Ckf1 – C-fulvic acids „agresive”, Ckf2 – C-fulvic acids loosely connected, Ckf3 – C-fulvic acids connected with Ca, Ckf4 – C-fulvic acids connected with R2O3, IH – humification index

Tabela 4

Table 4

Zależności pomiędzy składem frakcyjnym związków próchnicznych a niektórymi właściwościami badanych gleb organicznych

Correlation matrix between fractional composition of humus and some study organic soil properties

Zmienna Variable	pH	Głębok. Depth	IP	CECe	Włókno B Fiber B	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
C-org		-0,78*		0,61*		-0,52*	0,47*	0,41*	
Fracja Ckh Fraction CHA		0,59*	-0,46*	-0,51*			-0,63*	-0,61*	-0,59*
Fracja Ckf Fraction CFA									
Ckh+Ckf CHA+CHF		0,68*	-0,57*	-0,53*		-0,41*	-0,63*	-0,55*	-0,55*
C niehydrol. C nonhydrol.		-0,70*	0,54	0,54*		0,43*	0,64*	0,56*	0,56*
IH index		0,66*	-0,45*				-0,45*	-0,42*	-0,42*
IP					0,66*				
Głębokość Depth			-0,41*	-0,63*	-0,60*	-0,48*	-0,49*	-0,50*	-0,53*
CECe		-0,64*	-0,44*			0,91*	0,86*	0,75*	0,78*
V-BS	0,65*					0,54*	0,43*		

Tabela 5

Table 5

Parametry statystyczne dla analizowanych części badanego torfowiska

Statistical parameters for study peatland parts analyzed

Obiekt Object	Zmienna Value	Parametry statystyczne – Statistic parameters					
		min	max	x	dx	SD	CV
TN TS	Corg	12,2 12,9	51,7 47,3	37,3 24,9	2,40	14,4 13,6	0,80
TN TS	Ckh	12,9 11,4	56,0 44,7	37,4 34,2	3,20	12,1 13,2	1,10
TN TS	Ckf	11,6 8,3	43,8 36,3	19,8 20,0	0,18	8,12 8,22	0,10
TN TS	pH	4,0 4,0	5,7 5,9	4,5 5,0	0,50	0,37 0,45	0,08
TN TS	IH	0,35 0,33	4,95 2,88	1,78 1,18	0,60	1,24 0,71	0,53
TN TS	B	0 6	67 76	19 32	13	21,1 23,6	2,5
TN TS	Ckh+Ckf	25,9 24,9	83,2 74,2	58,1 54,6	3,5	15,3 15,5	0,20
TN TS	N	7,20 7,50	21,8 20,1	15,3 13,5	1,8	3,96 3,59	0,37

Objaśnienia: x – średnia arytmetyczna, dx – różnice średnich arytmetycznych, SD – odchylenie standardowe od wartości średniej, CV – wskaźnik wariancji, TN – torfowisko część północna, TS – torfowisko część południowa

Explanation: x – arithmetic means, dx – differences of arithmetics means, SD – standard deviation, CV – variancy coefficient, TN – northern part of peatland, TS – southeast part of peatland

Porównanie gleb organicznych północnej i południowej części (TPTK) pod względem ekstrahowanych związków próchnicznych i niektórych parametrów fizykochemicznych i chemicznych gleb wykazało, iż gleby północnej części torfowiska posiadały większą zawartość węgla organicznego, azotu ogólnego, frakcji C_{kh} oraz wyższy stopień rozkładu materii organicznej, o czym świadczą wskaźniki humifikacji IH (tab. 3 i 5). Poziomy organiczne północnej części torfowiska cechowały się bardziej kwaśnym odczynem od gleb części południowej. Taki układ odczynu gleb mógł wynikać z silniejszego zamulenia gleb południowej części torfowiska (tab. 1). W części południowej torfowiska stwierdzano większe ilości C_{kh} niż w północnej. Index humifikacji (IH) oraz stosunek C_{kh}/C_{kh} wyraźnie wskazują na silniejsze przeobrażenie się gleb części północnej (TPTK).

WNIOSKI

1. W badanych glebach Torfowiska Przedzielonego Trakcją Kolejową ilość kwasów huminowych dominowała nad ilością kwasów fulwowych.
2. Wśród kwasów huminowych przeważała frakcja wolnych kwasów huminowych C_{kh}, a najmniejszy udział miała frakcja C_{kh2} związana z wapniem.
3. W obrębie frakcji kwasów fulwowych zanotowano największy udział frakcji wolnych kwasów fulwowych C_{kh1} i C_{kh2}.
4. Utwory organiczne północnej części Torfowiska Przedzielonego Trakcją Kolejową wykazywały wyższy stopień humifikacji, o czym świadczy udział wydzielanych frakcji C_{kh}. Wskazuje on na bardziej korzystne warunki do przebiegu procesu humifikacji w tej części torfowiska.

PIŚMIENNICTWO

- Andrzejczak M., 2010. Właściwości i stan przeobrażenia gleb bagiennych i pobagiennych obiektu Trzczańskie Mokradła. Rozprawa doktorska, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, maszynopis.
- Baranowska A., 1998. Analiza stanu szaty roślinnej terenów mokradłowych Obniżenia Trzczańskiego, Instytut Botaniki, Uniwersytet Wrocławski, maszynopis.
- Biedroński B., Chmal H., Czerwiński J., Klementowski J., Traczyk A., 1992. Współczesna denudacja w górskich zlewniach Karkonoszy [w:] Systemy denudacyjne Polski, (red. A. Kotarba), Pr. Geogr., IGiPZ, 155: 151–169.
- Bogacz A. 2005. Właściwości i stan przeobrażenia wybranych gleb organicznych Sudetów. Zesz. Nauk. Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, z. 507.
- Carsten P., 1995. Constructed methods for roads in peatlands areas. Bulletin 11, Danish Geotechnika Society, Lungby.
- Duliba A., 1992. Morfogeneza Obniżenia Trzczańskiego. Instytut Geografii, Uniwersytet Wrocławski.
- Fortin J.C., 1993. Colonisation at comercialization de l'agricultur [in:] eds Fortin J.C., Lechasseur A. Histoire du Bas-Saint-Laurent Quebec, Institut Guebeois de Recherche sur la Culture: 429–472.

- Jeziński P., 2002. Chemizm wód podziemnych a ich dynamika na obszarze Rudaw Janowickich. Rozprawa doktorska, Instytut Nauk Geologicznych, Uniwersytet Wrocławski.
- Kaunisto S., Aro L., 1996. Forestry use of cut-away peatlands [w:] Peatlands in Finland. (ed. H. Vasander) Finish Peat Society, Helsinki: 130–134.
- Kondracki J., 1998. Geografia fizyczna Polski. PWN.
- Kononowa M.M., 1961. Soil organic matter. Its nature, Its role of soil formation and soil fertility. The Academy of Sciences of the USSR. The V.V. Dokuchaev Institute. Pergamon Press. New York.
- Kvaerner J., Snilberg P., 2008. The Romeriksporten railway tunnel – Drainage effects on peatlands in the lake Northern Puttjern area. *Engineering Geology*, 101, 3/4: 75–88.
- Lisztwan I.I., Korol N.T., 1975. Osnownyje swojstwa torfa i metody ich opredelenija. Izdatielstwo Nauka i Technika, Mińsk: 99–107.
- Lucas R.E., 1982. Organic soils (Histosols), formation, distribution, physical and chemical properties and management for crop production. Michigan State University. Reaserch Report, No. 435 (Farm Science).
- Lynn W.C., McKinzie W.E., Grossman R.B., 1974. Field laboratory tests for characterization of Histosols [in:] Histosols: their characteristics, classification and use. (ed.: M. Stelly), SSSA Spec. Pub. 6 Medison, WI.: 11–20.
- Narkiewicz C., 1999. Torfowisko na Trzczańskich Mokradłach w Kotlinie Jeleniogórskiej. *Przyroda Sudetów Zachodnich*, 2: 3–6.
- Newman P., 2010. Domestic and Industrial Peat Cutting on North-West Dartmoor Devonshire: An archaeological and historic investigation. Forest of Dartmoor Communes Association ESA in partnership with Natural England: 1–65.
- Okruszko H., 1993. Transformation of fen-peat soil under the impact of draining. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 406: 3–73.
- Plotkina Yu.M., 1980. Naprawlennost izmienenija organiczeskowo wieszczestwa w torfianno-bołotnych poczwach Białorusi pri ich osuszeniu i oswoienii. *Poczwowiedenie*, 2: 44–52.
- Ponomareva V.V., Plotnikova T.A., 1968. Methods and some results of charnozemu humus fractions. *Poczwowiedenie*, 11: 104–117.
- PN-85/G-2500, 1988. Torf. Genetyczny podział surowca. Polska Norma.
- Prince J.S., Whitehead G.S., 2001. Developing hydrologic thresholds for Sphagnum recolonization on abandoned cutover bog. *Wetlands*, 21: 32–42.
- Puutsjarvi V., 1982. Peat and Plant Yearbook 1981–1982. Peat Research Institute, Helsinki, Finland.
- Rydin H., Jeglum J., 2006. The Biology of Peatlands. The biology of habitat series, Oxford University Press.
- Schube T., 1903. Die Verbreitung der Gafabplahen in Schilesien. Breslau, preussischen und osterreichischen Anteils, Druck von R. Nischkarsky.
- Sequi P., De Nobili M., Leita L., Cercibnani G., 1986. A new index of humification. *Agrochemica*, 30: 175–179.
- Staffa M., 1999. Słownik geografii turystycznej Sudetów, Kotlina Jeleniogórska. Wydawnictwo I-BIS, 4: 518.
- Tarasiewicz P., 2002. Wiek Torfowiska koło Janowic Wielkich w Kotlinie Jeleniogórskiej w świetle badań palinologicznych. Instytut Nauk Geologicznych, Uniwersytet Wrocławski (maszynopis).
- Thomas K.W., 1964. The stratigraphy and pollen analysis of a raised Peat Bog at Llanlhuch, near Carmarthen. *New Phytologist*, 64, 1: 101–117.

- Thorpe V.A., 1971. Collaborative study of the cation exchange capacity of peat materials. *J. Association of Analytical Chemistry*, 56, 1: 154–156.
- Waltham T., 2000. Landmark of geology in the East Meadlands. *Mercian Geologist*, 15(1), 49–51.
- Woźniak M., 2007. Trzczańskie Mokradła. *Sudety*, 2: 32–33.
- Zimmerman E., Berg G., 1941. Erläuterungen zu Blatt Kaufung Geol. Karta Deutsch. Reiches 1:25 000, Preussischen Geologischen Landesanstalt, Berlin.

COMPOSITION OF HUMIC FRACTION IN ORGANIC SOIL IN DIFFERENT PARTS OF PEATLAND SPLIT BY RAILWAY LINE

Summary

This study separated a fragment of small peatland split by railway traction. Described 8 profiles (47 soil samples). The aim of the study was to characterize humic substances and to compare fractional composition in the northern and southern part of peatland separated by railway embankment. Described soils were classified as peat soils or moorsh soils, with a high or medium degree of peat process (PtII-III) and medium degree of moorsh process (MtII). Quantity of isolated C-humic acids (C_{kh}) dominated over the amount of C-fulvic acids (C_{kf}). Within these fractions, humic acids accounted for the largest percentage of “free” humic and fulvic acids. The soils in the northern parts of peatland showed a higher content of N, C, C-humic acids and a higher degree of decomposition of organic matter than in the southern part.

KEY WORDS: humic substances, composition of fraction, organic soils, peatland, railway traction

Małgorzata Borkowska, Michał Kruszyński

**WDRAŻANIE DZIAŁANIA ODNOWA I ROZWÓJ WSI
W WOJEWÓDZTWIE DOLNOŚLĄSKIM
IMPLEMENTATION OF RENEWAL OF ACTION AND RURAL
DEVELOPMENT IN LOWER SILESIA**

*Institut Nauk Ekonomicznych i Społecznych, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
Institute of Economic and Social, Wrocław University of Environmental and Life Sciences*

W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczące oceny stopnia wykorzystania środków pieniężnych dostępnych w działaniu Odnowa i rozwój wsi realizowanym przez Lokalne Grupy Działania (LGD) z terenu województwa dolnośląskiego.

Przeprowadzona analiza źródeł wtórnych wskazuje na zróżnicowanie przestrzenne w pozyskaniu i zagospodarowaniu środków dostępnych w zakresie działania 4.1/413 Wdrażanie lokalnych strategii rozwoju. Beneficjentem, do którego trafiła największa pula środków publicznych na terenie analizowanego województwa, jest LGD Kraina Łęgów Odrzańskich. Pod względem liczby wniosków złożonych w obszarze działania 4.1/413 woj. dolnośląskie znajduje się na szóstej pozycji w kraju.

Proces wdrażania działania Odnowa i rozwój wsi w wymiarze społecznym przyczynia się do budowania relacji międzyludzkich, tworzenia inicjatyw oddolnych, tak ważnych w podejściu Leader oraz buduje poczucie tożsamości wśród mieszkańców obszarów wiejskich.

SŁOWA KLUCZOWE: odnowa i rozwój wsi, lokalna strategia rozwoju, lokalna grupa działania, aktywność lokalna, Dolny Śląsk

WSTĘP

Akcesja Polski do Unii Europejskiej dała mieszkańcom obszarów wiejskich możliwość uczestniczenia w mechanizmach Wspólnej Polityki Rolnej, obowiązującej we wszystkich państwach członkowskich Wspólnoty.

Do cytowania – For citation: Borkowska M., Kruszyński M., 2013. Wdrażanie działania Odnowa i rozwój wsi w województwie dolnośląskim. Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol. CVI, 595: 21–32.

Lata 2004–2006 były okresem wdrażania dwóch programów pomocowych adresowanych do mieszkańców wsi: Planu Rozwoju Obszarów Wiejskich 2004–2006 (PROW 2004–2006) oraz Sektorowego Programu Operacyjnego „Restrukturyzacja i modernizacja sektora żywnościowego oraz rozwój obszarów wiejskich 2004–2006” (SPO ROL). Istotą Planu Rozwoju Obszarów Wiejskich (2004–2006) było wsparcie różnych działań społecznych i gospodarczych realizowanych na obszarach wiejskich w celu polepszenia sytuacji materialnej rolników i ich rodzin. PROW miał na celu także zainicjowanie zmian strukturalnych na polskiej wsi, polegających na wymianie pokoleniowej rolników oraz wsparcie inicjatyw oddolnych realizowanych przez lokalne społeczności. Z kolei głównym zadaniem SPO ROL było realizowanie celów zawartych w Narodowym Planie Rozwoju na lata 2004–2006, które zmierzały do:

- poprawy konkurencyjności oraz trwałego i zrównoważonego rozwoju sektora rolnego,
- wsparcia przemysłu przetwórczego w celu poprawy jego pozycji konkurencyjnej,
- wsparcia wielofunkcyjnego rozwoju obszarów wiejskich.

Działaniem, które w znacznym stopniu przyczyniło się do rozwoju terenów wiejskich poprzez wsparcie oddolnych inicjatyw mieszkańców, był Pilotażowy Program Leader+, będący częścią SPO ROL (Sektorowy Program Operacyjny „Restrukturyzacja i modernizacja sektora żywnościowego oraz rozwój obszarów wiejskich 2004–2006”), w którym w latach 2004–2006 powstało w Polsce 149 Lokalnych Grup Działania obejmujących swym zasięgiem 7 mln osób. Obecnie jego założenia kontynuowane są przez działania osi IV Leader Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007–2013.

Mając na uwadze informację, iż 56% mieszkańców 27 państw tworzących Unię Europejską zamieszkuje obszary wiejskie stanowiące 91% obszaru Wspólnoty (w perspektywie finansowej obejmującej lata 2007–2013), podejście Leader zostało ściśle zintegrowane z polityką dotyczącą rozwoju obszarów wiejskich realizowaną w Unii Europejskiej (Janiak i wsp. 2008). Finansowanie Programu Leader w latach 2007–2013 realizowane jest ze środków Europejskiego Funduszu Rolnego na Rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich (EFRROW). W Polsce w ramach PROW 2007–2013 przypada kwota 17 217 mln euro, w tym środki na działania osi Leader 787 500 euro.

W celu wsparcia działań realizowanych poprzez Leadera powołano Forum Aktywizacji Obszarów Wiejskich FAOW, będące związkiem stowarzyszeń wspierających wielofunkcyjny rozwój obszarów wiejskich.

Droga zmierzająca do osiągnięcia zgody Komisji Europejskiej (KE) na wdrażanie w krajach przystępujących do Unii Europejskiej w roku 2004 wspólnotowej inicjatywy Leader+ nie była prosta, bowiem jeszcze w roku 2002 KE prezentowała stanowisko, iż Leader+ jest zbyt skomplikowanym działaniem, które nie przyjmie się w nowo wstępujących państwach Wspólnoty. Podobny punkt widzenia prezentowany był także przez polski resort rolnictwa (Knieć, Halasiewicz 2008).

Leader jest podejściem odnoszącym się do terenów wiejskich, które polega na oddolnym tworzeniu przez mieszkańców Lokalnych Strategii Rozwoju (LSR) na obszarach wiejskich oraz realizacji przedsięwzięć z nich wynikających, które łączą potencjał społeczności i zasoby danej wsi (Cygan, Klembowska 2010).

Założenia programowe Leadera kładą szczególny nacisk na szeroko rozumiane wsparcie procesów oddolnego rozwoju wsi, wymianę wiedzy i doświadczeń oraz usprawnienie współpracy między poszczególnymi Lokalnymi Grupami Działania, które zmierzają do spójnych i demokratycznych metod rozwoju terenów wiejskich (Daguete 2006).

Nowością w konstrukcji programu Leader jest podejście trójsektorowe, w obrębie którego sformalizowano współpracę samorządu lokalnego, podmiotów gospodarczych i wiejskich organizacji społecznych (Wasilewski 2009). Partnerstwa te wypracowały mechanizmy zapewniające transparentność wydawania środków pieniężnych, co jest bardzo ważne w przypadku lokalnych społeczeństw.

Podejście Leader to stosunkowo tania, a zarazem efektywna metoda inicjowania i finansowego wspierania oddolnych procesów rozwojowych na terenach wiejskich (Budzych-Szukała 2008).

Doświadczenia z realizacji Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich w zakresie instrumentów wdrażanych przez samorządy wojewódzkie pokazują, że największym zainteresowaniem beneficjentów cieszyło się dotychczas działanie Odnowa wsi oraz zachowanie i ochrona dziedzictwa kulturowego, które realizowane jest obecnie pod nazwą Odnowa i rozwój wsi.

W założeniu ustawodawcy działanie to ma przyczyniać się do poprawy jakości życia mieszkańców terenów wiejskich poprzez zaspokojenie ich potrzeb w zakresie społecznym i kulturalnym oraz ma prowadzić do promowania obszarów wiejskich, co przełoży się na zwiększenie dochodów ludności wiejskiej. Finansowa zasobność mieszkańców obszarów wiejskich umożliwi zachowanie tożsamości i dziedzictwa kulturowego polskiej wsi oraz zwiększy atrakcyjność turystyczną tych terenów.

Według Kamińskiego (2008) „najważniejszą zasadą odnowy wsi jest mobilizacja społeczności lokalnej do uczestniczenia w procesie identyfikacji problemów najbliższego otoczenia, jak i ich rozwiązywania”.

Beneficjentem omawianego działania mogą być m.in. organizacje pozarządowe legitymujące się statusem organizacji pożytku publicznego, jednostki kulturalne prowadzone przez samorządy terytorialne, a także związki wyznaniowe, kościoły i gminy. Warunki niezbędne do uzyskania wsparcia finansowego zakładają, że:

1. Inwestycja nie ma charakteru komercyjnego i realizowana jest:
 - w gminie wiejskiej,
 - w gminie miejsko-wiejskiej,
 - w miastach poniżej 5 tys. mieszkańców;
2. Inwestycja jest objęta Planem Odnowy Miejscowości;
3. Beneficjent (podmiot występujący o dofinansowanie) funkcjonuje w obszarze zbieżnym z celami działania Odnowa i rozwój wsi;
4. W przypadku projektu składanego przez instytucję kultury, dla której organem prowadzącym są jednostki samorządu terytorialnego (JST), musi mieć on jej akceptację;
5. Jeżeli inwestycja realizowana jest na nieruchomości niebędącej własnością podmiotu, który uzyskał wsparcie, to posiada on prawo do władania nią w okresie siedmiu lat po zakończeniu realizacji inwestycji (Rozporządzenie... 2008).

Forma pomocy ma postać zwrotu maksymalnie 75% kosztów kwalifikowanych inwestycji, przy czym maksymalna suma dofinansowania projektów wdrażanych na terenie jednej miejscowości nie może przekroczyć 500 000 zł.

Idea odnowy wsi zrodziła się w krajach Europy Zachodniej w połowie lat siedemdziesiątych ubiegłego wieku. Wielu znawców tematu podaje różne definicje odnowy wsi, Werner Grolly¹ ujmując rzecz następująco: „Odnowa wsi jest dynamicznym procesem po-

¹ Burmistrz gminy Schratenthal, animator odnowy wsi w Dolnej Austrii.

prawy warunków życia na wsi. (...) Oprócz wzmocnienia poczucia odpowiedzialności własnej wymaga stworzenia dogodnych warunków dla rozwoju jednostki w społeczeństwie i wzmocnienia poczucia odpowiedzialności za najbliższe otoczenie”. Z kolei wojewoda opolski Wilczyński (2003), uchodzący w Polsce za autorytet w temacie odnowy wsi, w taki oto sposób definiuje ten proces: „Odnowa wsi to proces kształtowania warunków życia ludzi na obszarach wiejskich, którego animatorem i podmiotem jest społeczność lokalna. Oddziałuje on na standard życia i jego jakość oraz źródła utrzymania mieszkańców, jednocześnie zachowując tożsamość wsi wyrażającą się wartościami życia wiejskiego, wzmocnianiem i rozwojem dziedzictwa duchowego, kulturowego i materialnego wsi. (...) Odnowa wsi uaktywnia osobiste zaangażowanie mieszkańców wpływające z odpowiedzialności za własną przyszłość. Daje możliwość samorealizacji i poczucia uczestnictwa we wspólnocie i współtworzeniu”.

Podejmowanie działań w obszarze odnowy wsi wymusza zgodne współdziałanie mieszkańców terenów wiejskich i władz samorządowych, ale przede wszystkim wymaga silnego zaangażowania konkretnych osób, liderów lokalnych społeczności silnie utożsamiających się z miejscem zamieszkania (Golinowska, Kutkowska 2009).

Warunki jakie musi spełnić gmina, by uczestniczyć w programie odnowy wsi, to przede wszystkim:

- podjęcie uchwały gminy potwierdzające chęć przystąpienia do programu;
- wyznaczenie na drodze administracyjnej gminnego koordynatora programu odnowy, odpowiadającego za: wykorzystanie przez poszczególne sołectwa wsparcia udzielanego przez samorząd województwa, przepływ informacji, sprawozdawczość, koordynację działań sołectw w kwestiach formalnych i relacjach z urzędami gmin i samorządem wojewódzkim;
- ustalenie systemu wsparcia sołectw uczestniczących w programie (warunek zgłoszenia sołectwa do programu);
- monitoring i ocena stopnia zaawansowania sołeckich programów odnowy wsi;
- aktywne wspieranie przedsięwzięć określonych w sołeckich programach odnowy wsi oraz wsparcie uczestnictwa w warsztatach dotyczących opracowywania sołeckich strategii rozwoju, które organizowane są przez urzędy marszałkowskie.

Odnowa wsi jest procesem ciągłym, który nie polega jedynie na architektonicznym uporządkowaniu obszarów wiejskich i rewitalizacji wsi, ale ma także szerszy wymiar, bowiem zmienia sposób myślenia społeczeństw, uczy je współpracy w dążeniu do realizacji działań na rzecz dobra wspólnego. Jest siłą napędową, która buduje poczucie więzi i tożsamości ludności wiejskiej oraz daje szansę na pozbycie się anonimowości w miejscu zamieszkania.

MATERIAŁ I METODY

Celem badań była ocena stopnia wykorzystania wsparcia finansowego dostępnego w działaniu Odnowa i rozwój wsi, realizowanym w zakresie Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007–2013 przez Lokalne Grupy Działania funkcjonujące na terenie województwa dolnośląskiego.

W pracy wykorzystano źródła wtórne (Kędzior 2005) opracowane i udostępnione przez: Urząd Marszałkowski Województwa Dolnośląskiego, Krajową Sieć Obszarów Wiejskich oraz Lokalne Grupy Działania, którymi były dane zbiorcze dotyczące wielkości i struktury wsparcia finansowego przekazanego LGD poprzez oś Leader. Okres badań obejmował lata 2007–2010, a dobór obiektów badań – Lokalnych Grup Działania – był celowy.

Materiał badawczy opracowano za pomocą metody opisowej i porównawczej. Do prezentacji danych wykorzystano technikę tabelaryczną opracowaną przez Kopcia (1983).

WYNIKI BADAŃ

Według danych Krajowej Sieci Obszarów Wiejskich obszarem działania LGD (Lokalnych Grup Działania) zostało objętych na terenie województwa dolnośląskiego 41,85% mieszkańców. W zakresie działania Leader stanowiącego IV oś Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich 2007–2013 podmioty te mają do dyspozycji budżet o łącznej wartości 175 900 812 zł, który jest wypadkową liczby mieszkańców zameldowanych na pobyt stały na obszarze objętym LSR (Lokalną Strategią Rozwoju) i stawek pieniężnych, jakie odpowiadają trzem działaniom Leadera.

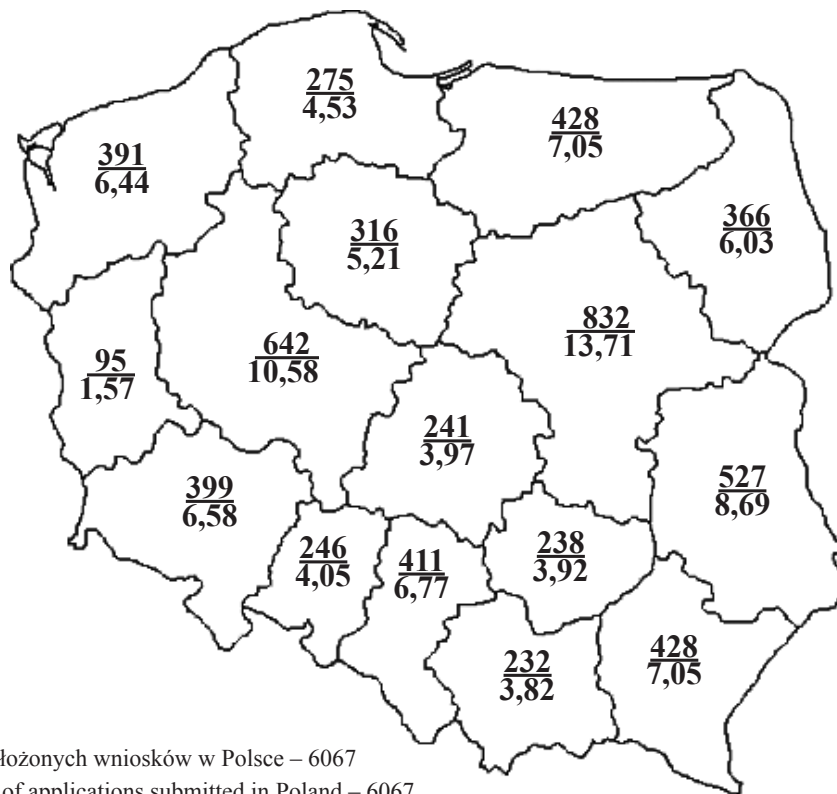
Przedsięwzięcia zmierzające do odnowy wsi dolnośląskiej i poprawy jakości życia jej mieszkańców realizowane m.in. poprzez rewitalizację tych terenów, modernizację infrastruktury technicznej czy budowę bądź rozbudowę bazy szkoleniowo-integracyjnej finansowane są w ramach działań dwóch osi Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich 2007–2013:

- oś III Jakość życia na obszarach wiejskich i różnicowanie gospodarki wiejskiej
 - Działanie 313,322,323 Odnowa i rozwój wsi;
- oś IV Leader
 - Działanie 413 Wdrażanie lokalnych strategii rozwoju.

W zakresie działania Odnowa i rozwój wsi (313,322,323), zawartego w osi III PROW 2007–2013 pt. Jakość życia na obszarach wiejskich i różnicowanie gospodarki wiejskiej, limit środków Europejskiego Funduszu Rolnego na Rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich (EFRROW) wynosi dla Polski 442 185 000 euro.

Z danych aktualnych na dzień 31 grudnia 2010 r. wynika, że liczba złożonych wniosków w skali kraju wyniosła 6067, natomiast liczba zawartych umów 3367. Poziom realizacji alokacji dostępnych środków wyniósł 16,04%.

Pod względem liczby złożonych wniosków Dolny Śląsk plasuje się na siódmej pozycji – 399 wniosków (rys. 1). Najkorzystniej w tym względzie sytuacja kształtuje się na Mazowszu (832 wnioski) oraz w Wielkopolsce (642 wnioski). Najmniejsze zainteresowanie Odnową i rozwojem wsi zanotowano w województwie lubuskim (95 wniosków). Średnia krajowa dla województwa wyniosła 379,2 wniosków.



Liczba złożonych wniosków w Polsce – 6067

Number of applications submitted in Poland – 6067

399 – liczba złożonych wniosków – number of applications

6,58 – udział % w odniesieniu do Polski – share % for the Polish

Rys. 1. Liczba złożonych wniosków w ramach działania Odnowa i rozwój wsi – oś. III PROW 2007–2013 (stan na dzień 31.12.2010 r.)

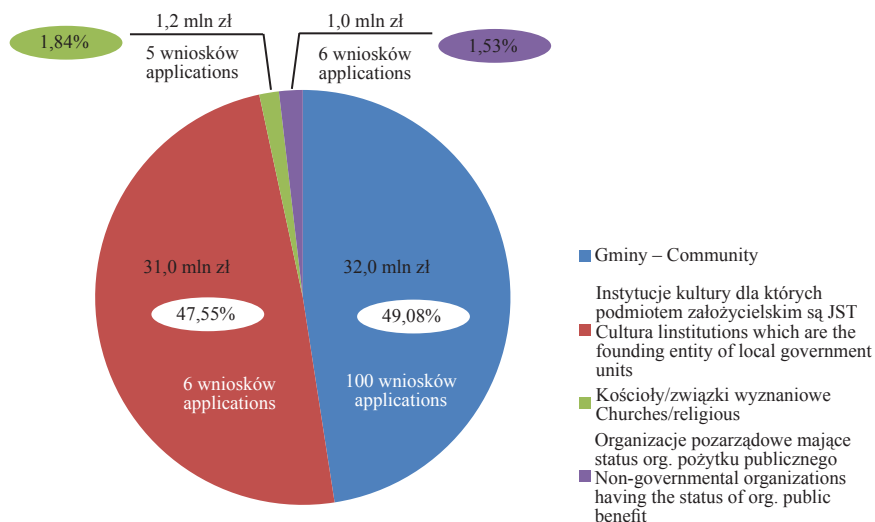
Fig. 1. Number of applications submitted under the measure Village renewal and development – axis. III RDP 2007–2013 (as of 31.12.2010)

Wnioskowana kwota dofinansowania z Europejskiego Funduszu Rolnego na Rzecz Rozwoju Obszarów Wiejskich (EFFROW) dla złożonych wniosków wynosi 141 157 842,74 zł. Dotychczas podpisano z beneficjentami 179 umów opiewających na kwotę 53 460 428,00².

Z danych uzyskanych z Urzędu Marszałkowskiego Województwa Dolnośląskiego wynika, że na dzień 31.10.2010 r. do samorządu województwa wpłynęło 117 wniosków złożonych przez Lokalne Grupy Działania w ramach działania Wdrażanie lokalnych strategii rozwoju (413) dla operacji, które odpowiadają warunkom przyznania pomocy w obszarze działania „Odnowa i rozwój wsi. Wnioskowana suma wsparcia opiewała na kwotę 62,5 mln zł.

² Kwota zrealizowanych płatności przez Agencję Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa obejmuje wyłącznie środki unijne, wymagany krajowy wkład środków publicznych pochodzi ze środków własnych beneficjenta.

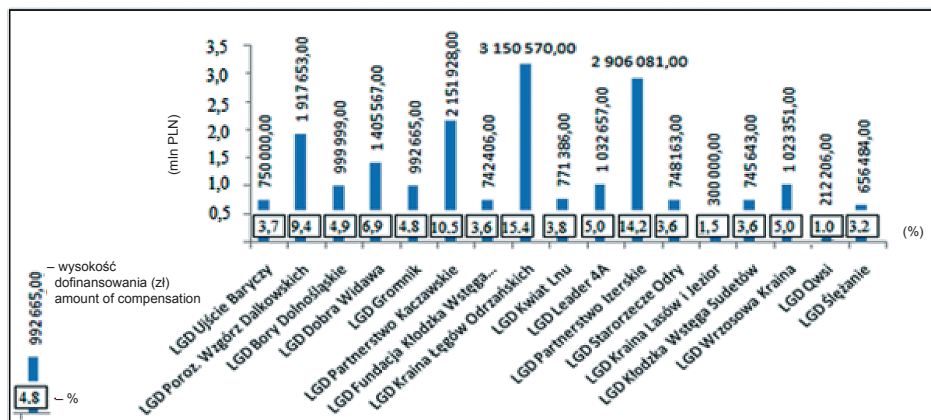
Pod względem rodzaju podmiotu aplikującego o dofinansowanie projektów przodują gminy, z których do Samorządu Województwa jako instytucji pośredniczącej wpłynęło 100 wniosków na kwotę dofinansowania wynoszącą ok. 32,0 mln zł (rys. 2).



Rys. 2. Podział złożonych wniosków ze względu na rodzaj beneficjenta
Fig. 2. Breakdown of applications due to the type of beneficiary

W dalszej kolejności pod względem kwotowym znajdują się instytucje kultury prowadzone przez jednostki samorządu terytorialnego (JTS), które złożyły 6 wniosków wymagających dofinansowania w kwocie 31,0 mln zł, kościoły i związki wyznaniowe oczekiwały dofinansowania w wysokości 1,2 mln zł, a organizacje pożytku publicznego przygotowały 6 wniosków na kwotę 1,0 mln zł.

W wyniku analizy Uchwał Zarządu Województwa Dolnośląskiego w sprawie zatwierdzenia list przedsięwzięć wybranych przez Lokalne Grupy Działania dotyczących operacji odpowiadającym warunkom przyznania pomocy w ramach działania Odnowa i rozwój wsi sporządzono zestawienie, pokazujące przyznaną kwotę dofinansowania dla poszczególnych Lokalnych Grup Działania, dane ujęto również w zestawieniu procentowym (rys. 3).



Rys. 3. Dofinansowania inwestycji działania 413 Wdrażanie LSR dla operacji, które odpowiadają warunkom przyznawania pomocy w ramach działania „Odnowa i rozwoju wsi” przez LGD na Dolnym Śląsku

Fig. 3. Investment subsidy of 413 Implementation of LSR for operations that meet the conditions for granting aid under the measure Village renewal and rural development by the LAG in Lower Silesia

Najwięcej środków pieniężnych otrzyma Lokalna Grupa Działania Kraina Łęgów Odrzańskich, w kwocie 3 150 570,00 zł na realizację ośmiu przedsięwzięć:

- modernizację świetlicy wiejskiej w Serbach wraz z zagospodarowaniem terenu;
- budowę Wiejskiego Centrum Kultury, Sportu i Rekreacji w miejscowości Stary Dwór;
- rozbudowę świetlicy wiejskiej o pomieszczenia zaplecza kuchennego w Wierzchni oraz zagospodarowanie najbliższego otoczenia na cele sportowo-rekreacyjne;
- odbudowę centrum kulturalnego we wsi Psary, remont i rozbudowę świetlicy wiejskiej wraz z otoczeniem;
- budowę chodników we wsi Głoska;
- aktywizację mieszkańców pododrzańskich miejscowości – Rzeczycy, Lipnicy oraz Brodna poprzez modernizację świetlic wiejskich oraz budowę zaplecza socjalno-szkoleniowego z przeznaczeniem na centrum aktywności wiejskiej przy OSP w Brodnie;
- budowę świetlicy we wsi Dębice;
- modernizację zabytkowego budynku na salę informacyjną wraz z zapleczem sanitarnym na potrzeby Gminnego Ośrodka Upowszechniania Kultury w Wińsku – etap II.

Celowo wymienione przedsięwzięcia realizowane przez LGD Kraina Łęgów Odrzańskich są przykładem inwestycji możliwych do realizacji w całym kraju przy wsparciu środków Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich.

Oceniając stopień absorpcji środków pieniężnych przeznaczonych na działanie 413 Wdrażanie lokalnych strategii rozwoju, w którym Lokalne Grupy Działania realizują działanie Odnowa i rozwój wsi, widać, że oprócz LGD Krainy Łęgów Odrzańskich kwoty przekraczające 2 mln złotych udało się pozyskać LGD Partnerstwa Izerskiego (2 906 081,00 zł) i LGD Partnerstwa Kaczawskiego (2 151 928,00 zł). Najmniejszą kwotę wsparcia wynoszącą 212 206,00 zł otrzyma LGD Qwsi na realizację projektów:

Remont i zakup wyposażenia Gminnego Ośrodka Kultury i Promocji w Ciepłowodach oraz Remont świetlicy wiejskiej w miejscowości Zwrócona na terenie gminy Ząbkowice Śląskie. Z informacji UMWD wynika, iż wnioski o dofinansowanie przedsięwzięć dotyczących Odnowy i rozwoju wsi złożyło 17 Lokalnych Grup Działania funkcjonujących na terenie województwa dolnośląskiego.

Analizując budżety Lokalnych Grup Działania, funkcjonujących na omawianym terenie, w perspektywie lat 2007–2015 stwierdza się, że największa wartość inwestycji przypada na projekty Odnowy i rozwoju wsi realizowane przez LGD Partnerstwo Izerskie –13,62% oraz LGD Kraina Łęgów Odrzańskich – 13,44% (tab. 1). Projekty wymagające najmniejszych nakładów w skali województwa realizowane są przez LGD Partnerstwo Integracja Turystyka, która na realizację projektów Odnowy i rozwoju wsi zapisała w swym budżecie kwotę 1 066 667 zł (1,28%).

Pod względem wysokości środków przypadających na jednego mieszkańca obszaru objętego zasięgiem działania Lokalnej Strategii Rozwoju z tytułu realizacji operacji odpowiadających warunkom przyznania pomocy w ramach działania Odnowa i rozwój wsi produkuje LGD Partnerstwo Kaczawskie, w której kwota ta wynosi 97,5 zł na mieszkańca. Korzystnie sytuacja kształtuje się także w LGD Kraina Łęgów Odrzańskich – 92,7 zł oraz w LGD Partnerstwa Izerskiego i LGD Ujścia Baryczy, odpowiednio po 87,7 i 87,4 zł na mieszkańca. Najmniej środków przypada na mieszkańca terenów objętych LSR opracowaną przez LGD Wzgórz Trzebnickich – jest to jedynie 1,20 zł na osobę. Tak niska wartość spowodowana jest znacznie większą liczbą mieszkańców – wynoszącą niemal 3 mln osób – w porównaniu z terenami, na których funkcjonują pozostałe partnerstwa.

Sytuację można również rozpatrywać pod względem wielkości budżetów na realizację Odnowy i rozwoju wsi w przeliczeniu na powierzchnię objętą zasięgiem LSR. W takim ujęciu najkorzystniejszą sytuacją przedstawia się w przypadku LGD Qwsi, której projekty w przeliczeniu na km² opiewają na kwotę 7500,00 zł. Podobnie sytuacja wygląda w odniesieniu do Partnerstwa Izerskiego i Ducha Gór, dla których wielkości te wynoszą w kolejności 6459,04 i 6454,49 zł na km².

Projekty realizowane przez Lokalne Grupy Działania przy współudziale środków osi IV Leader Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich 2007–2013 są dowodem na zmieniający się obraz polskiej wsi. Nowe inwestycje w zakresie infrastruktury wiejskiej, ochrony środowiska czy budowy bazy szkoleniowo-rekreacyjnej sprawiają, że następuje istotna z punktu widzenia społecznego poprawa jakości życia na obszarach wiejskich i różnicowanie gospodarki wiejskiej – co oznacza, że Leader realizuje pośrednio założenia III osi PROW 2007–2013.

Efektywność działań związanych z funkcjonowaniem LGD, a co się z tym wiąże – ilość środków płynących na wieś – mogą być jeszcze większe, jeżeli jej mieszkańcy pozbędą się historycznie i instytucjonalnie zakorzenionego deficytu zaufania w obrębie swych wiejskich wspólnot (Fedyszak-Radziejowska 2006). Jest to niezwykle ważne, bowiem przy podejmowaniu decyzji o skierowaniu określonej sumy pieniędzy do poszczególnych partnerstw czynnikiem wiodącym jest ocena stanu zorganizowania społeczności lokalnej oraz jakość wypracowanej przez nie lokalnej strategii rozwoju. Wynika to z przeświadczenia, że wszelkie inwestycje i rozwiązania modernizacyjne muszą być dostosowane do kontekstu lokalnego – ten zaś jest najlepiej rozpoznany przez Lokalne Grupy Działania reprezentujące społeczność wiejską (Duriasz-Bułhak, Milewski 2003).

Tabela 1

Table 1

Wydatki LGD na realizację Odnowy i rozwoju wsi w ramach działania 413 Wdrażanie lokalnych strategii rozwoju

LAG expenditure for implementation of Rehabilitation and Rural Development under Measure 413 Implementing local development strategies

Lp. No.	Nazwa LGD Name of the LAG	Koszty całkowite Total costs		Koszty do refundacji (mln zł) Costs for a refund	Koszty całkowite na 1 mieszkańca (zł/os.) Total costs per 1 inhabitant (zł/person)	Ranking	Koszty całkowite na 1 km ² (zł/km ²) Total costs per 1 km ²	Ranking
		Wartość (mln zł) Value	(%)					
1.	LGD Kraina Łęgów Odrzańskich	11,20	13,44	8,40	92,7	2	5957,45	4
2.	LGD Starorzecze Odry	2,00	2,40	1,50	49,5	15	4024,14	13
3.	LGD Kwiat Lnu	1,80	2,16	1,80	43,3	16	2960,53	17
4.	LGD Partnerstwo Ducha Gór	2,33	2,79	2,33	70,2	9	6454,49	3
5.	LGD Kraina Wzgórz Trzebnickich	3,50	4,20	3,50	1,2	17	175,46	19
6.	LGD Partnerstwo Kaczawskie	5,87	7,04	4,40	97,5	1	4913,46	9
7.	LGD Partnerstwo Integracja Turystyka	1,07	1,28	0,80	56,8	12	3155,82	16
8.	LGD Ujście Baryczy	2,95	3,53	2,21	87,4	4	4794,91	11
9.	LGD Dobra Widawa	4,67	5,60	3,50	74,1	8	4871,77	10
10.	LGD Gromnik	3,47	4,16	2,60	78,3	6	5573,42	5
11.	LGD Lider A4	2,88	3,46	2,16	56,0	13	5288,58	8
12.	LGD Qwsi	5,18	6,22	5,18	81,2	5	7500,01	1
13.	LGD Kłodzka Wstęga Sudetów	6,13	7,36	4,60	76,7	7	4518,14	12
14.	LGD Wrzosowa Kraina	4,00	4,80	3,00	65,6	10	2846,98	18
15.	LGD Ślężanie	2,80	3,36	2,80	57,6	11	3943,66	14
16.	LGD Partnerstwo Izerskie	11,36	13,62	8,50	87,7	3	6459,04	2
17.	LGD Partnerstwo dla Doliny Baryczy	5,33	6,40	4,00	55,0	14	3208,16	15
18.	LGD Szlakiem Granitu	4,67	5,60	3,50	56,0	13	5490,20	7
19.	LGD Partnerstwo Sowiogórskie	2,16	2,59	1,60	65,6	10	5515,72	6
Razem – Total		83,37	100,0		66,38	–	–	–

WNIOSKI

Na podstawie analizy zebranych materiałów wyciągnięto następujące wnioski:

1. Wykorzystanie pomocy finansowej w ramach działania 4.1/413 Wdrażanie lokalnych strategii rozwoju dla operacji, które odpowiadają warunkom przyznawania pomocy w zakresie działania Odnowa i rozwoju wsi przez LGD na Dolnym Śląsku wykazuje duże zróżnicowanie. Najkorzystniej sytuacja przedstawia się w przypadku Lokalnej Grupy Działania Kraina Łęgów Odrzańskich, która otrzyma 3 150 570,00 zł dofinansowania na realizację zgłoszonych przedsięwzięć, natomiast najmniej środków popłynie do LGD Qwsi – 212 206,00 zł.

2. Pod względem liczby złożonych wniosków woj. dolnośląskie znajduje się na szóstym miejscu w skali kraju z liczbą 399 złożonych wniosków.

3. W ujęciu społecznym proces wdrażania działania Odnowa i rozwój wsi ma szerszy wymiar aniżeli tylko realizowanie zadań polegających na rewitalizacji i architektonicznym uporządkowaniu obszarów wiejskich. Przyczynia się ono do budowania relacji międzyludzkich, uczy współdziałania dla dobra lokalnej społeczności oraz buduje poczucie więzi i tożsamości wśród mieszkańców wsi.

PIŚMIENNICTWO

- Budzich-Szukała U., 2008. Program Leader w Polsce – sposób na aktywizację wsi [w:] Wilkin J., Nurzyńska I., Polska wieś 2008 – Raport o stanie wsi. Warszawa, 120.
- Cygan K., Klembowska D., 2010. Program Leader jako narzędzie wspierania rozwoju obszarów wiejskich. Roczniki Naukowe SERiA, Tom XII, Zeszyt 2, Warszawa, 67.
- Daguete D., 2006. Networking: The Leader experience, dostępna także na <http://ec.europa.eu/agriculture/rur/leaderolus/library>.
- Duriasz-Bulhak J., Milewski R., 2003. Partnerstwo w rozwoju lokalnym. Fundacja Wspomagania Wsi, Warszawa: 4–24.
- Fedyszak-Radziejowska B., 2006. Kapitał społeczny wsi – w poszukiwaniu utraconego zaufania [w:] Szafranek K. (red.) Kapitał ludzki i zasoby społeczne wsi: Ludzie–społeczność lokalna–edukacja. Wyd. IRWiR, Warszawa: 144.
- Golinowska M., Kutkowska B., 2009. Odnowa wsi i ochrona dziedzictwa kulturowego na obszarach wiejskich województwa dolnośląskiego. Wieś i Rolnictwo, 1, Warszawa: 146–166.
- Janiak K., Jakubowicz M., Kucharska B., 2008. Leader w Unii Europejskiej Pilotażowy Program Leader+ w Polsce [w:] Leader szansą dla polskiej wsi. FAPA, Warszawa: 11.
- Kamiński R., 2008. Aktywność społeczności wiejskich. Lokalne inicjatywy organizacji pozarządowych. Wyd. IRWiR PAN, Warszawa: 103–119.
- Kędzior Z., 2005. Badania rynku. Metody zastosowania. Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa: 35.
- Knieć W., Halasiewicz A., 2008. Leader – Budowanie potencjału społecznego. FAPA, Warszawa: 7.
- Kopeć B., 1983. Metodyka badań ekonomicznych w gospodarstwach rolnych. Skrypt AR Wrocław: 166–199.

- Wasilewski K., 2009. Tworzenie partnerstw lokalnych i ich sieci na obszarach wiejskich. Doświadczenia z funkcjonowania programu Leader w Polsce w latach 2004–2009. Wyd. Wyższej Szkoły Gospodarki w Bydgoszczy, 8.
- Wilczyński R., 2003. Odnowa wsi perspektywą rozwoju obszarów wiejskich w Polsce. KCDRRiOW, Poznań: 13–15.
- Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 14 lutego 2008 r. w sprawie szczegółowych warunków i trybu przyznawania pomocy finansowej w ramach działania Odnowa i rozwój wsi objętego Programem Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007–2013.

IMPLEMENTATION OF RENEWAL OF ACTION AND RURAL DEVELOPMENT IN LOWER SILESIA

S u m m a r y

This paper presents the results of the assessment of the degree of utilization of funds available under the operation Village renewal and development carried out by the Local Action Groups (LAGs) in the Province of Lower Silesia.

The analysis of secondary sources indicate spatial variations in acquisition and development funds under the action 4.1/413 Implementing local development strategies. The beneficiary of which hit the largest pool of public funds in the region is analyzed LAG Kraina Łęgów Odrzańskich.

In terms of number of applications under the action 4.1/413 province. Lower Silesia is located on the sixth position in the country.

The implementation of actions Village renewal and development in the social dimension helps to build relationships, create a bottom-up initiatives that are so important for the Leader approach and builds a sense of identity among the inhabitants of rural areas.

KEY WORDS: village renewal and development, local development strategy, local action group, local activity, Lower Silesia

Tomasz Czech, Florian Gambuś, Jerzy Wiczorek

**MANGANESE TRANSLOCATION IN SOIL-PLANT SYSTEM
IN THE AREA TO VARIOUS EXTENT POLLUTED
WITH HEAVY METALS**

**PRZEMIESZCZANIE SIĘ MANGANU W UKŁADZIE
GLEBA–ROŚLINA W TERENIE W RÓŻNYM STOPNIU
ZANIECZYSZCZONYM METALAMI CIĘŻKIMI**

*Department of Agricultural and Environmental Chemistry, Faculty of Agriculture
and Economics, University of Agriculture in Kraków
Katedra Chemii Rolnej i Środowiskowej, Wydział Rolniczo-Ekonomiczny,
Uniwersytet Rolniczy w Krakowie*

Manganese belongs to a group of elements classified as heavy metals. Plants absorb it mainly as Mn^{2+} from the soil solution or soil sorption complex. Because in soil manganese participation in oxidation-reduction processes it affects the activity of other trace elements in soils. Therefore their strong binding by Mn-Fe concretions may be the cause of secondary deficiency of these elements necessary for plants.

The main objective of presented paper is defining and describing, using Surfer 8.0. programme, manganese transfer in food chain in the areas to various extent polluted with heavy metals.

The investigated area covers 100 km² in the vicinity of Bolesław Mine and Metallurgical Plant (ZGH) in Bukowno near Olkusz. Soil and plant material was sampled from 139 points in the months from June to August 2008. Samples of:

- soil from two levels: 0–10 cm and 40–50 cm,
- vmaterial of uni- and dicotyledonous plants were collected.

Manganese content was assessed in dissolved plant and soil samples using AAS atomic absorption spectrometer made by Soolar M6.

The analyzed soils surrounding Bolesław Mine and Metallurgical Plant (ZGH) reveal strongly diversified manganese content and the highest concentrations, reaching 6396 mg Mn kg⁻¹ d.m., occur in the 40–50 cm soil layer close to the Plant. Like in case of manganese concentration in soil, also its accumulation in shoots of uni- and dicotyledonous plants growing around ZGH “Bolesław”

For citation – Do cytowania: Czech T., Gambuś F., Wiczorek J., 2013. Manganese translocation in soil-plant system in the area to various extent polluted with heavy metals. Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol. CVI, 595: 33–44.

is characterized by considerable diversification, however unicotyledonous plants accumulated maximum twice smaller amounts of manganese in comparison with dicotyledonous plants.

KEY WORDS: manganese, soils, uni- and dicotyledonous plants, Bolesław Mine and Metallurgical Plant

INTRODUCTION

Manganese is a natural component of the Earth's crust, commonly present in soil, water and air. It is counted to a group of elements called heavy metals. In the area free of anthropogenic pollutants it occurs in waters ranging from 10 to 10 000 $\mu\text{g dm}^{-3}$, in soils within the range from 1 to 4000 mg kg^{-1} d.m. whereas in the air on average from 0.5 to 14 ng m^{-3} (How et al. 2005). Natural sources of manganese in the environment comprise: rocks of the Earth's crust, water evaporation from the oceans, forest fires, activities of volcanoes and plant vegetation (manganese originating from dead plant remnants). Beside natural manganese forms in the environment, another important source are its anthropogenic forms, including among others: municipal sewage, sewage sludges, extraction and processing of minerals, emission from iron and steel metallurgy or fuel burning, etc. (How et al. 2005).

In soils manganese occurs on three oxidation levels Mn(II), Mn(III) and Mn(IV). Divalent ions are the only form which is stable in the soil solution, whereas the forms on the third and fourth oxidation level are stable only at the solid soil phase (Guest et al. 2002, Nadaska et al. 2010).

Numerous processes determine manganese content in bioavailable forms in soils, of which the most important are soil pH and oxidation-reduction processes (How et al. 2005). Due to specific physical properties of manganese, it affects the activity of other trace elements in soils, may cause their strong bonding, which often results in a secondary deficiency of these elements for plants (Kabata-Pendias and Pendias 1999).

Plants absorb manganese mainly in Mn^{2+} form from the soil solution or from the soil sorption complex (Gorlach and Mazur 2002). They contain diversified amounts of Mn, usually ranging from 20 to 500 mg kg^{-1} d.m. (How et al. 2005). It is assumed that its concentrations in terrestrial plant shoots within the range of 20 to 50 mg kg^{-1} d.m. fully covers physiological requirements for this element (Kabata-Pendias and Pendias 1999, How et al. 2005).

Manganese belongs to microelements crucial for physiological processes of microorganisms, plants and animals (Millaleo et al. 2010).

Output and processing of zinc-lead ores belong to an activity which has a strong influence on the surrounding environment (Krzaklewski 1990), mainly by enriching this area with considerable amounts of heavy metals, particularly zinc, lead, cadmium but also the other elements like manganese (Maciejewska 2003). The excessive quantities of manganese it becomes toxic both for animal organisms and plants (Clausen and Rastogi 1977, Millaleo et al. 2010).

The main objective of presented article is defining and describing manganese transfer between the soil and plants in the area strongly diversified regarding the environment pollution, mainly with cadmium, lead and zinc in the vicinity of Bolesław Mine and Metallurgical Plant in Bukowno near Olkusz. Analysis of the effect of physical and

chemical properties of the studied soils on manganese concentrations in the investigated plant shoots was conducted as part of the main goal formulated in this way.

MATERIAL AND METHODS

The investigated terrain is situated in the southern part of Poland, on the border of Malopolska and Silesia regions (Fig. 1). It covers the area of 100 km² surrounding the Bolesław Mine and Metallurgical Plant in Bukowno near Olkusz.

The terrain of sample collection was divided into two regions: the first located in the immediate vicinity of the Plant (from the surface of twenty square kilometers, smaller square Fig. 1), where samples were collected in two points from the area of 1 km² and the second at a farther distance between 5 to 10 kilometer from the Plant, where soil and plant samples were taken from one spot within 1 km². Samples of soil from two layers: 0–10 cm and 40–50 cm and samples of uni- and dicotyledonous plants were collected from surface of 5 m² in each 139 points during the period from June to August 2008.

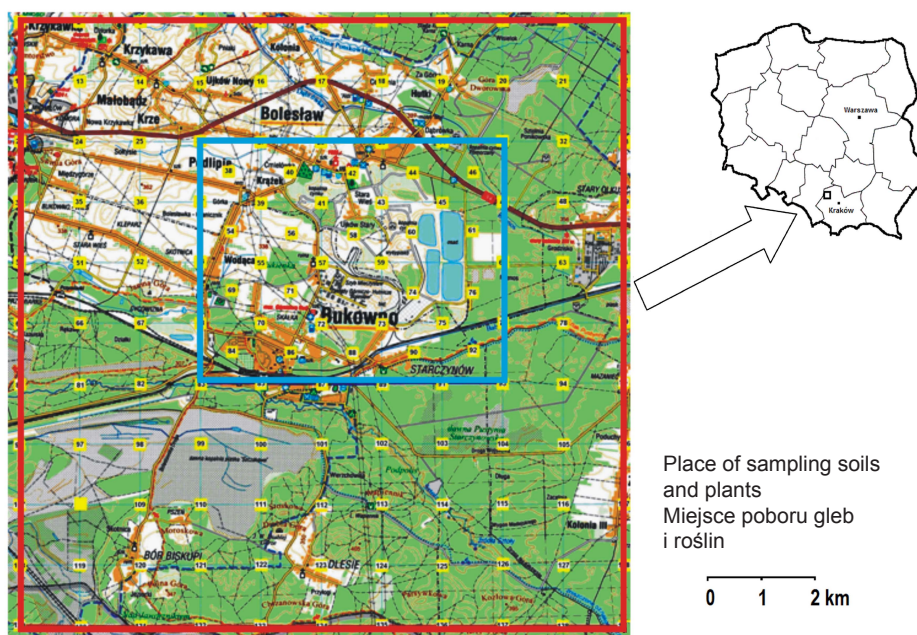


Fig. 1. Sampling points in the vicinity of Bolesław Mine and Metallurgical Plant in Bukowno (map of the Olkusz District, <http://www.wsipnet.pl>)

Ryc. 1. Miejsca poboru próbek w rejonie Zakładów Górniczo-Hutniczych “Bolesław” w Bukowno (mapa powiatu olkuskiego, <http://www.wsipnet.pl>)

Soil samples collected from both soil layers were transported to the laboratory and air-dried until constant weight. Following the appropriate preparation, essential soil properties were determined in the soil material:

- pH by potentiometer in 1 mol KCl dm⁻³ solution suspension;
- granulometric composition using Bouyoucose-Casagrande method in Prószyński's modification,
- organic carbon content using Tiurin's method;
- soil sorption capacity (hydrolytic acidity and Base Exchange Capacity) using Kappen's method (Ostrowska et al. 1991)

Manganese and other elements content was assessed in all soils samples. The samples were dissolved in a mixture of nitric (V) and chlorous (VII) acids (2:1) after previous organic matter mineralization in a muffle furnace at 460°C (Ostrowska et al. 1991).

The next stage of research was determining manganese and other elements content in collected samples of plant material. Therefore, after their transporting to the laboratory, the samples were dried until constant weight in an air flow dryer at 70°C. Subsequently the plant material was crushed in a cutting mill.

The investigated plant material was dry mineralized in a muffle furnace at the temperature of 450°C for 12 hours. Incinerated samples were dissolved in a nitric acid (V) (1:2) (Ostrowska et al. 1991).

Each sample of both soil and plant material was analyzed in two replications and a blind sample was added to each series. If the results of analysis of two simultaneous replications differed from each other by more than 5%, two subsequent analyses of the same sample were conducted.

The content of manganese and other elements were assessed in dissolved plant and soil samples by means of ASA atomic absorption spectrometer made by Soolar M6.

Statistical analysis and presentation of obtained results were conducted using Microsoft Excell 2007 calculation sheet, Statistica 9.0 and SURFER 8.0 programme for data visualization. The latter served to draw maps of spatial distribution of manganese content in the studied samples of soil and plant material.

RESULTS AND DISCUSSION

Soil forming processes and content in the parent rock, as well as activity pursued in a given area are the main factors determining Mn distribution in soils.

Manganese content in the studied soil samples in the topsoil layer from the "Bolesław" Plant fell within the range from 12 to 2032.8 mg Mn kg⁻¹d.m.

Amounts of this element in the topsoil layer revealed considerable diversification reaching 132.9%, however its content was almost twice smaller in comparison with this element concentrations in the 40–50 cm soil layer (Tab. 1).

Sets of numerical data describing polluted environment are characterised by a rightward skewed distribution and in such circumstances geometric mean is close to median, so it is believed that it describes the dataset better than overestimated arithmetic means (Dudka 1992, Gambuś 1993). For this reason, geometric mean, which in most cases is more approximate to median of the dataset than arithmetic mean, will be used to characterize manganese content in samples collected in the neighbourhood of ZGH "Bolesław" Plant.

Table 1
Tabela 1
Statistical parameters of total Mn content in soils and plants from the ZGH "Bolesław"
neighbourhood

Parametry statystyczne zawartości całkowitej Mn w glebach i roślinach z okolic ZGH „Bolesław”

Parameter Parametr	Manganese content (mg kg ⁻¹ d.m.) Zawartość manganu (mg kg ⁻¹ s.m.)			
	Soil – Gleba		Plants – Rośliny	
	0–10 cm	40–50 cm	unicotyledonous jednoliścienne	dicotyledonous dwuliścienne
Minimum value Wartość minimalna	12.0	3.8	11.6	14.6
Maximum value Wartość maksymalna	2033	6396	380.9	667.5
Arithmetic mean Średnia arytmetyczna	279.5	306.5	81.3	111.9
Geometric mean Średnia geometryczna	130.5	66.1	59.4	71.8
Median – Mediana	116.1	44.1	53.3	63.1
Variation coefficient (%) Współczynnik zmienności	132.9	238.5	90.2	125.6

Generally manganese concentrations in the topsoil layer were about twice higher than in the deeper layers, as evidenced by the values of geometrical mean and median (Tab. 1). Considering a potential agricultural use of the investigated terrain and assumed limit value of manganese for agricultural lands, it was found that none of the samples from the topsoil layer and only three samples from the 40–50 cm layer revealed Mn content exceeding 3000 mg Mn kg⁻¹d.m. (Fig. 2 and 3), admissible Mn content in agricultural soils (Kabata-Pendias and Pendias 1999).

The highest Mn content was registered in soil samples from both investigated soil layers originating from the immediate vicinity of ZGH “Bolesław” and from the areas to the north and north-east from the Plant (Fig. 2 and 3). Mn content in the top and deeper soil layer was decreasing with growing distance from ZGH “Bolesław”.

The next stage of research conducted in the vicinity of Boleslaw Mine and Metallurgical Plant was Mn content assessment in uni- and dicotyledonous plant shoots collected in the same points where the soil material was collected.

Mean Mn concentrations in shoots of the studied uni- and dicotyledonous plants was respectively 59.4 and 71.8 mg kg⁻¹d.m., dicotyledonous plant shoots accumulated on average 17% bigger quantities of this element in comparison with unicotyledonous plants (Tab. 1). The highest content of the studied element noted in dicotyledonous plant tissues was 667.6 mg kg⁻¹ d.m. and was about twice bigger in comparison with the maximum value of manganese assessed in shoots of unicotyledonous plants.

Spatial distribution of the studied element in both plant groups was approximate, the highest concentrations of manganese were registered in points on the borders of the investigated area (to the north and south from the Plant) (Fig. 4 and 5). Growing Mn content in soil was not accompanied by increasing content of this element in both studied plant groups, as evidenced by the values of simple correlation coefficient. A negative (signifi-

cant at significance level $\alpha \leq 0.05$) dependence was established for Mn content in the top soil layer and the content in uni- and dicotyledonous plant shoots. Values of simple correlation coefficient describing the dependencies were respectively $r = -0.18$ and $r = -0.19$.

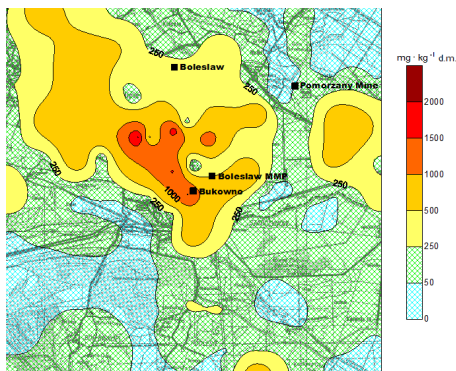


Fig. 2. Spatial distribution of manganese in soils from 0–10 cm level in the vicinity of ZGH "Bolesław" Plant

Ryc. 2. Przestrenny rozkład zawartości manganu w glebach z poziomu 0–10 cm w sąsiedztwie ZGH „Bolesław”

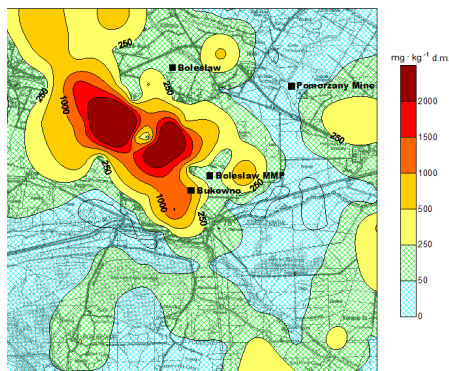


Fig. 3. Spatial distribution of manganese in soils from 40–50 cm level in the vicinity of ZGH "Bolesław" Plant

Ryc. 3. Przestrenny rozkład zawartości manganu w glebach z poziomu 40–50 cm w sąsiedztwie ZGH „Bolesław”

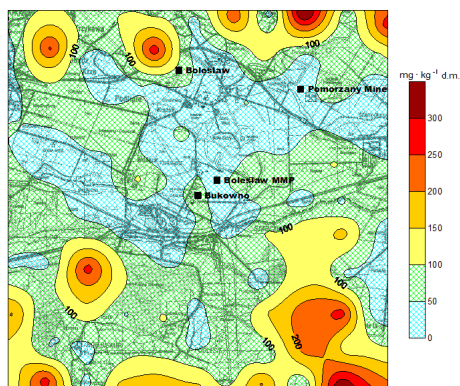


Fig. 4. Spatial distribution of manganese in unicotyledonous plant shoots in the vicinity of ZGH "Bolesław" Plant

Ryc. 4. Przestrenny rozkład zawartości manganu w nadziemnych częściach roślin jednoliściennych w sąsiedztwie ZGH „Bolesław”

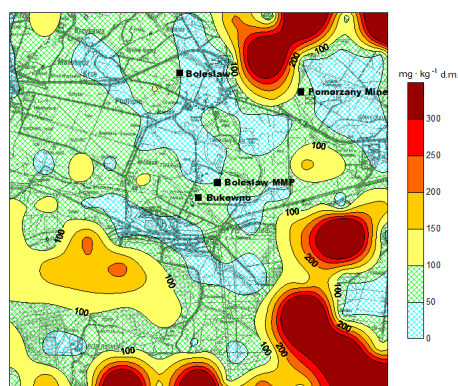


Fig. 5. Spatial distribution of manganese in dicotyledonous plant shoots in the vicinity of ZGH "Bolesław" Plant

Ryc. 5. Przestrenny rozkład zawartości manganu w nadziemnych częściach roślin dwuliściennych w sąsiedztwie ZGH „Bolesław”

Mn mobility in soil depends on many factors, among other on: the soil pH, soil granulometric composition (amount of floatable particles), content of organic matter, moisture and sorption capacity (Zagórski and Liškiewicz 2003, Niemyska-Lukaszuk and Miechówka 1999, Gworek 2000, Filipek and Pawłowski 1990, Dziadek and Waclawek

2005). Therefore the studied soil properties were investigated for manganese accumulation in plants grown in these soils.

Table 2
Tabela 2

Effect of soil substratum properties on total Mn content in both studied soil layers and in uni- and dicotyledonous plant shoots – simple correlation coefficients
Wpływ właściwości podłoża glebowego na całkowitą zawartość Mn w obu badanych warstwach gleby oraz w częściach nadziemnych roślin jedno- i dwuliściennych – współczynniki korelacji prostej

Soil characteristic Cecha gleby	Soil layer (cm) Warstwa gleby	Total Mn content Całkowita zawartość Mn		Mn content Zawartość Mn	
		soil layer warstwa gleby		unicoty- ledonous jednoli- ścienne	dicotyledonous dwuliścienne
		0–10	40–50		
pH _{KCl}	0–10	0.38***	0.30***	-0.60***	-0.47***
	40–50	0.47***	0.34***	-0.44***	-0.33***
Content of < 0.02 mm fractions Zawartość frakcji < 0,02 mm	0–10	0.55***	0.35***	-0.03	-0.16*
	40–50	0.42***	0.39***	-0.14	-0.15
Content of organic matter Zawartość materii organicznej	0–10	0.40***	0.09	0.05	0.11
	40–50	0.18*	0.26***	-0.15	-0.17*
Sorptions capacity [T] Pojemność sorpcyjna	0–10	0.44***	0.24**	-0.17*	-0.13
	40–50	0.56***	0.52***	-0.21**	-0.15

r significant at: * $\alpha \leq 0.05$ ** $\alpha \leq 0.01$, *** $\alpha \leq 0.001$

r istotny przy: * $\alpha \leq 0,05$ ** $\alpha \leq 0,01$, *** $\alpha \leq 0,001$

On the basis of obtained results it may be stated that the areas where the highest pH values were registered overlap the areas with the highest total content of manganese in both investigated soil layers (Tab. 2). Therefore, manganese most probably accompanies ore bearing layers in the vicinity of ZGH "Bolesław". It is at least partly contained in the smallest soil particles with diameters smaller than 0.02 mm, as pointed by correlation dependencies between its accumulation and content of floatable fraction ($\phi < 0.02$ mm) and soil sorption capacity (Tab. 2).

Due to the ability to form chelate bonds of complex humus compounds with heavy metals (Dziadek and Waclawek 2005) manganese may also accumulate in humus soil layer. The relationship was confirmed by a strong correlation dependence between these features, particularly with reference to the topsoil layer ($r = 0.40***$).

Trace element concentrations in plants are affected not only by their content in soil, but also, as stated by Fotyma and Mercik (1995), by plant species, variety, development phase, plant parts and many other environmental factors.

Presence of substantial amounts of calcium compounds (dolomite, calcite), as reported by Cabała and Sutkowska (2006), is beneficial because these minerals have alkalising effect on this environment and favour heavy metal binding in durable bonds, such hydroxides and carbonates. This process is carried to a reduction of their mobility, and thus the availability to plants.

Under conditions of conducted experiments Mn content in uni- and dicotyledonous plant sots was the most affected by soil pH. The regions of the highest concentrations of manganese (and other heavy metals) in soil to a great extent overlapped the areas where alkaline ore-bearing minerals occurred. On the other hand, the highest accumulation of this metal in uni- and dicotyledonous plants was registered on the boundaries of the region of investigations where slightly acid and acid soils occurred. Correlation coefficients describing the dependence of manganese content in both classes of plants and soil pH in the topsoil layer were strongly negative and significant at significance coefficient $\alpha \leq 0.001$ (Tab. 2).

Heavy metals coexist in the environment especially in region contaminated with them (Kabata-Pendias and Pendias 1999) therefore also coefficients describing dependencies between the contents of manganese and cadmium, lead and zinc in the studied soils and plants were computed (Tab. 3 and 4) (Czech 2011).

Table 3
Tabela 3

Dependence between content of manganese and quantities of cadmium, lead and zinc in both studied soil layers – simple correlation coefficients

Zależność pomiędzy zawartością manganu a ilością kadmu, ołowiu i cynku w obu badanych warstwach gleby – współczynniki korelacji prostej

Content Zawartość	Soil layer (cm) Warstwa gleby	Soil layer 0–10 cm Warstwa gleby 0–10 cm			Soil layer 40–50 cm Warstwa gleby 40–50 cm		
		Cd	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn
Mn	0–10	0.74***	0.44***	0.76***	0.23**	0.08	0.46***
	40–50	0.31***	0.09	0.62***	0.41***	0.18*	0.62***

r significant at: * $\alpha \leq 0.05$, ** $\alpha \leq 0.01$, *** $\alpha \leq 0.001$

r istotny przy: * $\alpha \leq 0,05$, ** $\alpha \leq 0,01$, *** $\alpha \leq 0,001$

Table 4
Tabela 4

Dependence between content of manganese and cadmium, lead and zinc in both classes of plants – simple correlation coefficients

Zależność pomiędzy zawartością manganu i kadmu, ołowiu i cynku w obu klasach roślin – współczynniki korelacji prostej

Content Zawartość	Plants Rośliny	Plant group – Grupa roślin					
		unicotyledonous jednoliścienne			dicotyledonous dwuliścienne		
		Cd	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn
Mn	unicotyledonous jednoliścienne	0.08	-0.05	-0.09	0.07	-0.07	-0.06
	dicotyledonous dwuliścienne	0.09	-0.05	-0.08	0.08	-0.05	-0.04

Compiled values of simple correlation coefficients fully corroborate a thesis of heavy metal coexistence in the environment. The content of Mn in the analyzed soils, heavily polluted with heavy metals pointed to a strong positive relationship with cadmium and zinc concentrations in both studied soil layers and lead content in the topsoil layer (0–10 cm).

However, no dependencies were noted between the content of these metals in both classes of plants. Most probably mechanisms of manganese absorption by plants are different, whereas manganese uptake by plants is in the first place determined by the soil pH.

CONCLUSION

1. Analyzed soils surrounding Bolesław Mine and Metallurgical Plant in Bukowno are characterized by strongly diversified Mn content and the greatest contents occur close to the Plant, reaching 2032 mg kg⁻¹ d.m. in the 0–10 cm soil layer and 6396 mg kg⁻¹ d.m. in the 40–50 cm layer.

2. Like in case of manganese concentrations in soil, also its accumulation in uni- and dicotyledonous plant shoots growing around ZGH “Bolesław” reveals considerable diversification. Dicotyledonous shoots accumulated on average about 17% bigger amounts of this element in comparison with monocotyledonous plant tissues.

3. Plants growing in soils with moderate content of this element, localized further from the Mine and Metallurgical Plant, on the northern and southern boundaries of the investigated area, accumulated the biggest quantities of manganese.

4. Manganese mobility in the environment was to the greatest extent regulated by the soil pH and humus content in soil.

REFERENCES

- Cabała J., Sutkowska K., 2006. Wpływ dawnej eksploatacji i przeróbki rud Zn-Pb na skład mineralny gleb industrialnych, rejon Olkusza i Jaworzna. *Prace Naukowe Instytutu Górniczego Politechniki Wrocławskiej*, ser. *Studia i Materiały*, 32: 13–22.
- Clausen J., Rastogi C., 1977. Heavy metals pollution among autworkers. II. Cadmium, chromium, copper, manganese and nickel. *British Journal of Industrial Medicine*, 34: 216–220.
- Czech T., 2011. Przemieszczanie się kadmu, ołowiu i cynku w układzie: gleba-roślina-zwierzę w środowisku w różnym stopniu zanieczyszczonym tymi metalami. *Rozprawa doktorska, Katedra Chemii Rolnej i Środowiskowej, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie*: 148.
- Dudka S., 1992. Ocena całkowitych zawartości pierwiastków głównych i śladowych w powierzchniowej warstwie gleb Polski. *Praca habilitacyjna, IUNG Puławy*: 293.
- Dziadek K., Waclawek W., 2005. Metale w środowisku. Cz. I. Metale ciężkie (Zn, Cu, Ni, Pb, Cd) w środowisku glebowym. *Chemia, Dydaktyka, Ekologia, Metrologia*, 10, 1–2: 33–44.
- Filipek T., Pawłowski L., 1990. Total and extractable heavy metal content of some soils of the Lublin coal mining region, *Science of The Total Environment*, 96, 1–2: 131–137.
- Fotyła M., Mercik S., 1995. *Chemia rolna*, PWN, Warszawa: 356.
- Gambuś F., 1993. Metale ciężkie w wierzchniej warstwie gleby i w roślinach regionu krakowskiego. *Zesz. Nauk. AR w Krakowie, Rozprawa habilitacyjna*, 176: 81.
- Gorlach E., Mazur T. 2002. *Chemia rolna*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa: 322.
- Guest C., Schulze D., Thompson I., Huber D., 2002. Correlating manganese X-ray absorption near-edge structure spectra with extractable soil manganese. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66: 1172–1181.

- Gworek B., Brogowski Z., Degórski M., Wawrzyniak J., 2000. Zmiany właściwości fizykochemicznych niektórych gleb Białowieskiego Parku Narodowego. *Rocz. Glebozn.*, 41,1/2: 87–99.
- How P.D., Malcolm H.M., Dobson S., 2005. Manganese and its compounds: environmental aspects. *International Chemical Assessment Document* 63: 70.
<http://www.wsipnet.pl>
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999. *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa: 364.
- Mapa Powiatu olkuskiego, Wydawnictwo Compass.
- Millaleo R., Reyes-Diaz M., Ivanov A.G., Mora M.L., Alberdi M., 2010. Manganese as essential and toxic element for plants: transpor, accumulation and resistance mechanism. *Journal Soil Science Plant Nutrition*, 10: 476–494.
- Nadaska G., Lesny J., Michalik I., 2010. Environmental aspect of manganese chemistry, *Hungarian Electronic Journal of Sciences* ISSN 1418-7108. Rękopis no.: ENV-100702-A, <http://heja.szif.hu/ENV/>.
- Niemyska-Łukaszuk J., Miechówka A., 1999. Cadmium in rankers from the non-forest areas of the Tatra National Park. *Polish Journal of Soil Science*, vol. XXX II/1: 61–69.
- Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z., 1991. *Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin-Katalog*. Instytut Ochrony Środowiska: 333.
- Zagórski Z., Liśkiewicz J., 2003. Sorpcja cynku i kadmu przez frakcje ilaste. *Instytut Ochrony Środowiska, Monografia Obieg Pierwiastków w Przyrodzie tom I*, Warszawa: 66–72.

PRZEMIESZCZANIE SIĘ MANGANU W UKŁADZIE GLEBA–ROŚLINA W TERENIE W RÓŻNYM STOPNIU ZANIECZYSZCZONYM METALAMI CIĘŻKIMI

Streszczenie

Mangan należy do grupy pierwiastków zaliczanych do metali ciężkich. Rośliny pobierają go głównie w formie Mn^{2+} z roztworu glebowego lub z kompleksu sorpcyjnego. Ze względu na udział manganu w glebie w procesach redox wpływa on na zachowanie się innych pierwiastków śladowych w glebach. Dlatego silne ich wiązanie przez konkretne Mn-Fe może być przyczyną wtórnego niedoboru tych pierwiastków niezbędnych dla roślin.

Głównym celem proponowanej pracy jest zdefiniowanie i opisanie transferu manganu w łańcuchu pokarmowym, w terenach w różnym stopniu zanieczyszczonych metalami ciężkimi, z wykorzystaniem programu Surfer 8.0.

Obszar badań obejmuje 100 km² w sąsiedztwie Zakładów Górniczo-Hutniczych „Bolesław” w Bukowni koło Olkusza. Próbkę gleby i materiału roślinnego pobrano ze 139 punktów w miesiącach od czerwca do sierpnia 2008 r. Pobrano:

- glebę z dwóch poziomów: 0–10 cm i 40–50 cm,
- materiał roślinny jedno- i dwulściennych.

W roztworzonych próbkach roślinnych i glebowych oznaczono zawartość manganu przy użyciu spektrometru absorpcji atomowej AAS firmy Soolar M6.

Analizowane gleby wokół Zakładów Górniczo-Hutniczych „Bolesław” w Bukowni charakteryzują się silnie zróżnicowaną zawartością manganu, a największe jego zawartości występują w warstwie gleby 40–50 cm w pobliżu Zakładów i sięgają 6396 mg Mn kg⁻¹ s.m. gleby. Podobnie

jak w przypadku zawartości manganu w glebie tak i jego nagromadzenie w częściach nadziemnych roślin jedno- i dwuliściennych rosnących wokół ZGH „Bolesław” charakteryzuje się bardzo dużym zróżnicowaniem. Przy czym rośliny jednoliścienne kumulowały maksymalnie 2-krotnie mniejsze ilości manganu w porównaniu z roślinami dwuliściennymi.

SŁOWA KLUCZOWE: zawartość mangan, rośliny jedno- i dwuliścienne, Zakłady Górniczo-Hutnicze „Bolesław”

**Małgorzata Gałczyńska¹, Marzena Gibczyńska¹,
Wiera Michalcewicz², Anna Małas¹**

**UPTAKE OF MANGANESE, ZINC AND COPPER
BY *HIPPURIS VULGARIS* L. FROM WASTEWATER SOLUTIONS
AND SOIL SUBSTRATE POLLUTED WITH SEWAGE SLUDGE**

**POBIERANIE MANGANU, CYNKU I MIEDZI
PRZEZ PRZĘSTKĘ POSPOLITĄ (*HIPPURIS VULGARIS* L.)
Z ROZTWORÓW ŚCIEKOWYCH I PODŁOŻA GLEBOWEGO
ZANIECZYSZCZONEGO OSADEM ŚCIEKOWYM**

¹Zakład Chemii Ogólnej i Ekologicznej, ²Zakład Mikrobiologii i Biotechnologii Środowiska, Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa, Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

¹Department of General and Ecological Chemistry, ²Department of Microbiology and Environmental Biotechnology, Faculty of Environmental Management and Agriculture, Western Pomeranian University of Technology

The efficiency of constructed wetlands for wastewater treatment depends on the adaptability of water and wetland plants to grow in artificial aquatic ecosystems contaminated with biogenic compounds and metals. The aim of this study was to determine the role of *Hippuris vulgaris* in the removal of manganese, zinc and copper from a created aquatic ecosystem contaminated with sewage and sewage sludge.

In a pot experiment conducted in the summer of 2007 in a vegetation hall *Hippuris vulgaris* was grown in 6 different types of pots without (object 0) and with the addition of one batch of raw municipal wastewater (objects Ia, Ib and Ic) and in pots with the addition of one batch of non-hygienized sludge (IIa and IIb). Samples of the solutions, the plant material and the soil substrate were taken for analysis at the beginning (0 term), after 6 weeks (1st term) and 12 weeks (2nd term). In the first and second term the measurements of fresh weight yield of *Hippuris vulgaris* were made. The concentrations of Zn, Cu and Mn in water and their content in plant and soil material samples

were determined with AAS technique. Measurement of pH of the soil and water were determined by potentiometry.

The results of biometric and chemical measurements were presented mainly in the form of *Hippuris vulgaris* tolerance index (I_p) and the indicators of the metal contamination level of the plant ($W_{r, Me}$), water ($W_{w, Me}$) and the substrate ($W_{p, Me}$). In the statistical analysis of the results a two-way analysis of variance was used (1st factor – the object – 5 levels, 2nd factor – the term – 2 levels), with a significance level of $\alpha = 0.05$. The analytical form of linear regression equation was carried out and the value of the determination coefficient between the metal content in the plant and its concentration in the water and in relation to the contents of these metals in the soil, as well as between the ratio of copper to zinc in the plant and the value of tolerance index were determined.

It was found that *Hippuris vulgaris* with optimum access to mineral nutrients may be involved in the removal of manganese, zinc and copper from solutions used in the experiment: municipal sewage and sewage sludge. The decrease in yield of *Hippuris vulgaris* can be influenced not only by the concentration of nutrients but it may also be affected by too high accumulation of zinc and copper in the tissues. The high availability of nutrients and an appropriate ratio, mostly between copper and zinc content in the biomass, can have a positive influence on the growth and development of *Hippuris vulgaris*.

KEY WORDS: hydrophytic wastewater treatment system, manganese, zinc, copper, *Hippuris vulgaris*

INTRODUCTION

Constructed wetlands for wastewater treatment have reached a high level of efficiency in the last five decades, and can be used for all types of sewage (domestic, industrial and agricultural, rainfall runoff and landfill leachate) (Vymazal 2010). There exist at least several thousand of such treatment systems (Szpindor et al. 1999, Masi, Martinuzzi 2007, Kadlec, Wallace 2008). During the wastewater treatment process, helophytes accumulate different amounts of biogenic elements in their tissues depending on their species and its subsequent ecology and biology (Vymazal 2007). Species such as *Phragmites australis* (Ghassemzadeh et al. 2008) or *Typha latifolia* (Lyubenova, Schröder 2010) accumulate significant amounts of metals in their biomass, thus diminishing their concentration in water. However, a high metal content in plant tissues and cells can affect their growth and development (Sawicki 1999). Both abiotic (temperature, pH, concentration of particular compounds, the relative concentrations of various elements, additives introduced into the soil substrate) (Wood, McAtamney 1996, Gondek 2010, Marchand et al. 2010, Sądej, Namiotko 2010, Despland et al. 2011) and biotic (the presence of eg. pathogens) (Cwalina-Ambroziak i in. 2010) factors play an important role in the process of metal uptake by plants. The interaction between a plant's growth environment and its adaptive skills is very significant for its selection for a constructed wetlands for wastewater treatment.

Hippuris vulgaris inhabits bodies of water that are high in alkalinity and rich in nutrients (Makela et al. 2004, Gałczyńska 2006, Stovall 2007). This plant inhabits areas that are affected by constant flooding (Barrat et al. 1998, Barrat, Bornette 1999). According to Matuszkiewicz (2001), *Hippuris vulgaris* may be divided into three types: underwa-

ter, land and amphibious. Because of its ability to adapt to different depths of inhabited water as well as its resistance to changing trophic conditions and hydraulic loading, *Hippuris vulgaris* was tested individually in vegetative experiments with domestic sewage (Gałczyńska et al. 2009) or with variable types of plant species in hydrophytic wastewater treatment systems (Qian et al. 1999). In the absence of data on the accumulation of trace elements by *Hippuris vulgaris* in hydrophytic systems, the aim of this research was to determine the role of this plant in the removal of manganese, zinc and copper from the created water ecosystem, which was contaminated with wastewater and sewage sludge.

MATERIAL AND METHODS

The pot experiment conducted in the vegetation hall of West Pomeranian University of Technology was the foundation of this research. In the summer of 2007 two seedlings of *Hippuris vulgaris* were planted into each of 36 pots containing soil material with a particle size corresponding to light clay (medium soil, pH=5.8). In the control object (O) the surface soil material was the only source of mineral nutrients for *Hippuris vulgaris* flooded with distilled water. In other objects the growth and development of plants was stimulated by additional nutrients and metals from single batch of wastewater or sewage sludge which came from a municipal wastewater treatment plant in Stargard Szczeciński (Tab. 1).

Table 1
Tabela 1

Selected physicochemical and microbiological parameters of soil, raw municipal wastewater and sewage sludge
Wybrane parametry fizyczno-chemiczne i mikrobiologiczne gleby, komunalnych ścieków surowych i osadów ściekowych

Parameter Parametry	Soil material (d.m.) Materiał glebowy (s.m.)	Raw municipal wastewater Komunalne ścieki glebowe	Sewage sludge (d.m.) Osady ściekowe (s.m.)
pH	5.8	7.6	7.2
Organic matter Materia organiczna	36.0 g·kg ⁻¹	–	600 g·kg ⁻¹
Suspended solids Zawiesina ogólna	–	900 mg dm ⁻³	–
N _{tot.} - N _{og.}	0.7 g·kg ⁻¹	20 mg dm ⁻³	40.0 g·kg ⁻¹
P _{tot.} - N _{og.}	22.0 mg·kg ⁻¹	2 mg dm ⁻³	20.0 g·kg ⁻¹
K	79.0 mg·kg ⁻¹	17 mg dm ⁻³	4.2 g·kg ⁻¹
Mn	143 mg·kg ⁻¹	3.2 mg dm ⁻³	687 mg·kg ⁻¹
Zn	29.9 mg·kg ⁻¹	0.2 mg dm ⁻³	320 mg·kg ⁻¹
Cu	6.6 mg·kg ⁻¹	0.09 mg dm ⁻³	38 mg·kg ⁻¹
Coli-form group/MPN Miano <i>coli</i> /NPL	–	≤ 0.04·10 ⁻³ /≥ 2400·10 ³ in 0.1 dm ³	2 / 62 in 0.1 dm ³

MPN – most-probable-number

NPL – najbardziej prawdopodobna liczba bakterii *coli* typu ogólnego

The first type of pots (Ia, Ib and Ic) was quenched with three types of raw municipal wastewater, and the second (IIa and IIb), where the soil material was mixed with two different doses of non-hygenized sewage sludge was quenched with distilled water (Tab. 2).

Table 2
Tabela 2

Habitat conditions of *Hippuris vulgaris* in the conducted pot experiment
Warunki siedliskowe *Hippuris vulgaris* w prowadzonym doświadczeniu wazonowym

Elements of aquatic ecosystems Elementy ekosystemu wodnego	Object – Obiekt					
		0	Ia	Ib	Ic	IIa
Distilled water Woda destylowana	2.0 dm ³	1.4 dm ³	0.8 dm ³	–	2.0 dm ³	2.0 dm ³
Raw municipal wastewater Ścieki surowe	–	0.6 dm ³	1.2 dm ³	2.0 dm ³	–	–
Soil material Materiał glebowy	0.80 kg	0.80 kg	0.80 kg	0.80 kg	0.80 kg	0.80 kg
Sewage sludge Osady ściekowe	–	–	–	–	0.12 kg	0.24 kg

During the experiment the plants were watered with distilled water to make up for shortages of water caused by evaporation and uptake by plants. The experiment was performed in two repetitions. The samples of solutions, plant material and soil substrate were taken for analysis in three terms: at the beginning (0 term), after 6 (1st term) and 12 weeks (2nd term) of the experiment. In the first and second term the measurements of the obtained *Hippuris vulgaris* fresh weight yield were conducted.

The concentration of zinc, copper and manganese was determined by the AAS technique (Sollar AA spectrometer) after prior mineralization of water samples in nitric (V) acid, the content of these metals in plant samples in a mixture of nitric(V) and chloric(VII) acids, and the content of the soil material was determined by employing the same technique after prior extraction of absorbable forms of metals from the soil sorption complex, using a solution of hydrochloric acid (Ostrowska et al. 1991).

Determination of values of selected physiochemical parameters of soil, raw municipal wastewater and sewage sludge and was conducted according to Polish Standards.

The measurement of pH of the soil, sewage sludge and raw municipal wastewater was performed with potentiometric method using a laboratory pH meter CP-501 Microcomputer. The content of organic matter soil material and sewage sludge was determined as material loss during annealing at temperature 550°C, and the concentration of suspended solids in raw municipal wastewater was determined gravimetrically. Total nitrogen content (N_{total}) in soil and sewage sludge was determined with Kjeldahl method after mineralisation, and the concentration of nitrogen in raw municipal wastewater was determined with balancing the concentration of Kjeldahl nitrogen, nitrate nitrogen(V) and (III). Total phosphorus content (P_{total}) in soil and sewage sludge as well concentration of this element in raw municipal wastewater was determined spectrophotometrically. Potassium content in soil and in sewage sludge and concentration this element in raw municipal wastewater was determined by

means of AES method and manganese, copper and zinc content was determined after prior mineralisation with AAS method with the use of Sollar AA spectrometer.

Determination of coliform-group bacteria in raw municipal wastewater and sewage sludge was conducted by means of culturing in liquid media.

The results of biometric and chemical measurements were presented mainly in the form of *Hippuris vulgaris* tolerance index (I_t) the indicators of the level of metal contamination of the plant ($W_{p,Me}$), water ($W_{w,Me}$) and the substrate ($W_{s,Me}$). The values of these coefficients (Spiak et al. 2000, Kopcewicz, Lewak 2007) were obtained by calculating:

– indicator of the level of metal contamination of the plant, water and the substrate:

$$W_{p,w,s,Me} = \frac{Z_{Me,p,w,s,p}}{Z_{Me,p,w,s,c}}$$

where:

$Z_{Me,p,w,s,p}$ – content of metal in *Hippuris vulgaris* (mgMe·kg⁻¹d.m.) or concentration of metal in water (mgMe·dm⁻³) or content of metal in substrate (mgMe·kg⁻¹d.m.) in objects polluted with wastewater (Ia, Ib i Ic) or sewage sludge (IIa i IIb) according to the sampling period,

$Z_{Me,p,w,s,c}$ – content of metal in *Hippuris vulgaris* (mgMe·kg⁻¹d.m.) or concentration of metal in water (mgMe·dm⁻³) or content of metal in substrate (mgMe·kg⁻¹d.m.) w control object according to the sampling period,

– tolerance index:

$$I_t = \frac{y_p}{y_c}$$

where:

y_p – yield of dry matter *Hippuris vulgaris* in objects polluted with wastewater (Ia, Ib i Ic) or sewage sludge (IIa i IIb) according to the sampling period (g),

y_c – yield of dry matter *Hippuris vulgaris* w control object according to the sampling period (g).

An excess of value 1 of the indicator of the level of metal contamination of the plant and water indicates that, in comparison with control object, there was an increase in metal content or concentration in the analysed element of the created aquatic ecosystem (objects Ia, Ib i Ic oraz IIa i IIb) despite ongoing physiochemical processes. In turn an excess of value 1 of tolerance index reflects a positive influence of an increased metal content in soil on *Hippuris vulgaris* growth and development in the analysed objects as compared with control object – a decrease of value below 1 indicates a decrease in biomass of the tested plant.

The results were statistically developed using a two-way analysis of variance (1st factor – the object – 5 levels, 2nd factor – the term – 2 levels). In order to determine the significance of differences between the mean measurement values Tukey's confidence interval was used, with a significance level of $\alpha = 0.05$. The analytical form of linear regression equation was carried out and the value of the determination coefficient between the metal content in the plant and its concentration in the water and in relation to the contents of these metals in the soil, as well as between the ratio of copper to zinc in the plant and the value of tolerance index were determined. The calculations were performed using *Statistica 9*.

RESULTS AND DISCUSSION

In constructed wetlands for wastewater treatment the value of metal removal efficiency index depends on the type of element ($Hg > Mn > Fe, Cd > Pb, Cr > Zn, Cu > Al > Ni > As$), its ionic form, the properties of the substrate, the season and the plant species (Marchand et al. 2010). In the conducted experiment two sources of *Hippuris vulgaris* environment metal pollution were used: raw wastewater and non-hygienized municipal sewage sludge. It was found that in substrate soil material, water as well as in *Hippuris vulgaris* the relationship between the highest metal concentration values changed in the following order $C_{Mn} > C_{Zn} > C_{Cu}$ (Tab. 3).

Table 3

Tabela 3

The mean metal content in the dry matter of *Hippuris vulgaris* ($C_{p,Me}$), metal concentration in water ($C_{w,Me}$) and metal content in the dry matter of the substrate ($C_{s,Me}$) in 0, I and II terms Średnia zawartość metali w suchej masie przestki pospolitej ($C_{r,Me}$), ich stężenie w wodzie ($C_{w,Me}$) i zawartość w suchej masie podłoża ($C_{p,Me}$) w 0., I i II terminie

Parameter Parametr	Mn		Zn		Cu	
	Mean Średnia	SD Odchylenie standardowe	Mean Średnia	SD Odchylenie standardowe	Mean Średnia	SD Odchylenie standardowe
C_p (mg·kg ⁻¹ d.m.) C_p (mg·kg ⁻¹ s.m.)	439	460	498	221	055	37
C_w (mg·dm ⁻³)	0.186	0.203	0.035	0.020	0.005	0.005
C_p (mg·kg ⁻¹ d.m.) C_p (mg·kg ⁻¹ s.m.)	161	23	33.0	6.7	7.69	2.00

The ability to uptake and accumulate metals in biomass is the main factor taken into account in assessing the possibility of using *Hippuris vulgaris* in hydrophytic wastewater treatment systems. The studies of Sawicki (1999) and Kaniuczak et al. (2002), covering common reed, can attest to the impact of the accumulation of iron and cobalt (sometimes manganese and zinc) on the decrease in size of the plant dry matter yield obtained in the biological wastewater treatment plant in comparison with the yield from natural aquatic ecosystem (riparian river valleys of Tyśnienica and Wieprz). The concentration of metal ions in plant cells must be maintained in the appropriate range. If the concentration of an essential ion is too low (shortage), it causes the lowering of the growth and development of plants. When the ion concentration is greater than the lower threshold value, it is sufficient to fulfill the ion's biological function. However, the unlimited growth of the ion concentration contributes to the negative consequences. The condition of homeostasis and detoxification is the balance between the processes of absorption, use, storage and excretion of metal ions (Lippard, Berg 1998). Large differences in the content of the studied metals in different species of hydrophytes (Vardanyan, Ingole 2006, Senze et al. 2009) point to their diverse needs. Literature data on the chemical and physicochemical properties of waters, in which both *Hippuris vulgaris* and metal content in plants is present, is scarce (Paal, Trei 2004, Gałczyńska 2006, Vardanyan, Ingole 2006), making it difficult to interpret the test results. Because of the widespread occurrence of manganese in nature,

the deficiency of this element is rare. Zinc deficiency reduces synthesis of auxins and copper deficiency results in rapid changes in the color of leaves and wilting. On the other hand, the toxicity of manganese reduces plant growth. Chlorotic and necrotic changes in leaves and the reduction of plants growth are the symptoms of excessive concentrations of zinc. Toxic effect of copper is associated with damage of root cells, changes in permeability of cell membranes and limitation of photosynthesis (Balsberg Pählsson 1989).

Introduction of raw municipal wastewater and non-hygienized sewage sludge to the growth environment of *Hippuris vulgaris* (Tab. 1) generally had a significant impact on the diversity of values of the indicators of water, plant and substrate contamination with the analyzed metals (Tab. 4). Mineral nutrient availability and the level of manganese zinc and copper (Tab. 1) had an effect on the growth and development of *Hippuris vulgaris* (Tab. 5).

Tolerance index is a reliable indicator of toxic heavy metals in soil (Gregory, Bradshaw 1965, Spiak et al. 2000). In this experiment the values of this parameter differed by type of object and term of crop collection (Tab. 5). A significant interaction was also found between the main factors. The lowest values of the tolerance index ($I_t=0.2$) were recorded in both terms in objects with the highest dose of non-hygienized sewage sludge (IIb). Gałczyńska et al. (2009) pointed out that a very low yield of *Hippuris vulgaris* (decay and decomposition of the plant specimens) was due to very high concentrations of nutrients in the water (in 0 term $101 \text{ mgPO}_4^{3-}\cdot\text{dm}^{-3}$ and $20.0 \text{ mgN}_{\text{min}}\cdot\text{dm}^{-3}$, in I term 84 mgPO_4^{3-} and $23.0 \text{ mgN}_{\text{min}}\cdot\text{dm}^{-3}$, but in II term 48 mgPO_4^{3-} and $130.0 \text{ mgN}_{\text{min}}\cdot\text{dm}^{-3}$) and the substrate. The size of orthophosphate(V) concentration may be of a key importance in this case, because the value of the tolerance index close to 1 was observed in concentration $0.75 \text{ mgPO}_4^{3-}\cdot\text{dm}^{-3}$, in II term, in object 1b. In other variants of the experiment the smallest tolerance index values were observed in the objects with water with the lowest dose of raw municipal wastewater (Ia). Also, in this case (but this time too low), the low availability of phosphate ions could have an impact on the development of *Hippuris vulgaris* (Tab. 5). With regard to other experimental objects it would seem that the value of tolerance index depends on the level of concentration of metals in water and their content in plant and substrate (Tab. 4).

Hippuris vulgaris in this experiment (Tab. 3) grew in water, in which the average concentration of manganese ($0.186 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) was over ten times greater than that determined in small water reservoirs ($0.011 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) naturally inhabited by this plant (Gałczyńska 2006). The indicator of the degree of contamination of water by manganese (Tab. 4) significantly decreased in the second term of research. At object IIa, it was determined that with a simultaneous increase in the concentration of manganese in water and a decrease in the amount of the assimilable form of the metal in the soil substrate material the amount of manganese in the plant decreased linearly (Tab. 6). Under these conditions, an increase in the value of I_t was observed in the second term of research relative to that in the first term, along with the unchanged value of the indicator of the degree of contamination of water by this metal. The value of *Hippuris vulgaris* Zn and Cu contamination coefficient may affect the value of the toleration index. At object Ic, a significant negative linear correlation was determined between the amount of manganese present in the plant and the amount in the soil substrate material (Tab. 6). These results indicate that under suitable conditions in which biogenic elements are available (objects IIa and Ic) the plant has a great need for manganese, which can be absorbed both from the

water and the soil material of the base. Through comparison of the amount of manganese found in *Hippuris vulgaris* originating from the Sevan lake (Vardanyan, Ingole 2006) (2.48 g Mnkg⁻¹ d.m.) to the average value obtained in this experiment (0.44 g Mnkg⁻¹ d.m.), it may be concluded that such a level of metal content is not toxic for this plant.

Table 4

Tabela 4

Indicators of pollution of *Hippuris vulgaris* – $W_{p,Me}$ water – $W_{w,Me}$ and substrate – $W_{s,Me}$
with the studied metals

Wskaźniki stopnia zanieczyszczenia *Hippuris vulgaris* – $W_{r,Me}$ wody – $W_{w,Me}$
i podłoża – $W_{p,Me}$ badanymi metalami

Object – Obiekt	Term – Termin							
	I		II		I		II	
	$W_{p, Mn}$		$W_{p, Zn}$		$W_{p, Cu}$			
Ia	3.04	5.65	1.65	1.47	1.83	2.51		
Ib	2.77	8.29	0.99	0.74	1.08	0.64		
Ic	12.0	6.34	0.82	0.72	0.51	0.95		
IIa	16.1	16.6	0.63	0.48	0.27	0.44		
IIb	3.58	6.05	0.95	2.09	0.74	2.18		
LSD _{0.05} for T LSD _{0.05} dla T	**		**		0.44			
LSD _{0.05} for O LSD _{0.05} dla O	4.48		**		1.03			
LSD _{0.05} for T*O LSD _{0.05} dla T*O	7.63		**		1.75			
Object – Obiekt	$W_{w, Mn}$		$W_{w, Zn}$		$W_{w, Cu}$			
Ia	0.83	2.85	0.98	1.17	3.49	1.50		
Ib	13.3	0.61	0.70	0.51	1.12	1.31		
Ic	743	0.85	1.80	2.10	1.69	1.69		
IIa	610	40.1	0.67	1.17	0.15	0.12		
IIb	664	134	0.21	0.52	1.42	1.02		
LSD _{0.05} for T	269		0.38		**			
LSD _{0.05} for O	**		0.88		1.40			
LSD _{0.05} for T*O	**		1.50		2.38			
Object – Obiekt	$W_{s, Mn}$		$W_{s, Zn}$		$W_{s, Cu}$			
Ia	1.02	1.04	1.14	0.92	1.11	1.45		
Ib	1.02	0.96	0.78	0.67	1.01	1.31		
Ic	0.94	0.89	0.81	0.64	0.98	1.34		
IIa	1.37	1.31	1.13	1.18	1.61	2.11		
IIb	1.46	1.34	1.47	1.30	1.85	2.18		
LSD _{0.05} for T	0.03		0.03		0.15			
LSD _{0.05} for O	0.08		0.06		0.34			
LSD _{0.05} for T*O	0.13		0.10		0.58			

**n.s. – non significant

n.i. – brak istotności różnic

Table 5
Tabela 5

Hippuris vulgaris index of tolerance to pollution of its growth environment (I_p)
Indeks tolerancji *Hippuris vulgaris* na zanieczyszczenie środowiska ich wzrostu (I_p)

Object Obiekt	Index of tolerance Indeks tolerancji	
	Term I Termin I	Term II Termin II
Ia	0.4	0,3
Ib	0.7	1,1
Ic	1.8	3,5
IIa	0.6	3,0
IIb	0.2	0,2
LSD _{0.05} for T LSD _{0.05} dla T	0.5	
LSD _{0.05} for O LSD _{0.05} dla O	1.3	
LSD _{0.05} for T*O LSD _{0.05} dla T*O	2.1	

Table 6
Tabela 6

The linear regression and the statistically significant determination coefficients for correlation between the content of metal in *Hippuris vulgaris* (y_p) and its concentration in the water (x_w) or its content in the soil material of substrate (x_p)

Równania regresji liniowej i istotne statystycznie współczynniki determinacji dla zależności pomiędzy zawartością metalu w przętście pospolitej (y_p) a jego stężeniem w wodzie (x_w) lub zawartością w materiale glebowym podłoża (x_p)

Object Obiekt	Mn		Zn		Cu	
	water woda	substrate podłoże	water woda	substrate podłoże	water woda	substrate podłoże
Ia	–	–	–	$R^2=0.886^{**}$ $y_p = -0.04x_p + 1.99$	–	–
Ib		–		–	–	–
Ic		$R^2=0.710^*$ $y_p = -0.03x_p + 4.31$	$R^2=0.725^*$ $y_p = -2.88x_w + 0.58$	–	–	–
IIa	$R^2=0.689^*$ $y_p = -9.18x_w + 3.43$	$R^2=0.964^{**}$ $y_p = 0.04x_p - 5.76$		–	$R^2=0.697^*$ $y_p = 1.45x_w + 0.20$	$R^2=0.693^*$ $y_p = -0.007x_p + 0.10$
IIb	$R^2=0.866^{**}$ $y_p = -0.98x_w - 0.04$	–	–	–	–	–

* 0.05 > p > 0.001

** 0.001 > p > 0.005

In this experiment, the average amount of copper in water (0.005 mg dm^{-3}) was similar to the values recorded ($0.003 \div 0.006 \text{ mg dm}^{-3}$) in ponds inhabited by *Hippuris vulgaris* (Gałczyńska 2006). The calculated value of the indicator of the degree of the pollution of water by this metal (Tab. 4) off of object Ia did not undergo significant changes during within the first time period. Jadia and Fulekar (2008) noted that sunflower reacts by means of growth inhibition and a drop in yield at 40 to 50 ppm of copper contamination in the soil. In this experiment, the average amount of the assimilable form of copper in the soil substrate material was $7.69 \text{ mg kg}^{-1} \text{ d.m.}$ (Tab. 3), which does not seem to constitute the main factor affecting the yield of *Hippuris vulgaris*. Nonetheless, as with the case of manganese, a significant linear correlation was observed for copper at object IIa (Tab. 6). It was determined that with a decrease in the amount of the assimilable form of copper in the soil substrate material and with a simultaneous increase in the metal's concentration in water, there was an increase in the amount of the metal in the plant, what can point to its absorption mainly from the soil material of the base. In this experiment (Tab. 3), the average amount of copper in *Hippuris vulgaris* ($0.055 \text{ g Cu kg}^{-1} \text{ d.m.}$) was thrice that in the plant ($0.018 \text{ g Cu kg}^{-1} \text{ d.m.}$) originating from a natural aquatic ecosystem (Vardanyan, Ingole 2006). The indicator of the degree of copper contamination of the plant assumed the largest values at object Ia in both harvest periods, indicating a passive collection of the metal under conditions of limited access to biogenic compounds (Tab. 4). The value of the pollution tolerance index was very low for this object (Tab. 5), which could indicate a negative effect of excessive copper contamination in plants. Göthberg et al. (2004) noted that along with an increase in the concentration of mineral nutrients, a decrease in the amount of Cu, Cd and Pb in the tissues of *Ipomoea aquatica* as well as a decrease in the toxicity of these metals was also observed.

The average amount of zinc in *Hippuris vulgaris* in this experiment was $0.498 \text{ g Zn kg}^{-1} \text{ d.m.}$ and was more than twice that in the plant ($0.211 \text{ g Zn kg}^{-1} \text{ d.m.}$) obtained from the Sedan lake (Vardanyan, Ingole 2006). Information on the concentration of zinc in waters inhabited by *Hippuris vulgaris* was not found in available literature on this subject. In this experiment, the average concentration of this metal in water (Tab. 3) was 0.035 mg dm^{-3} , which corresponds to values recorded for natural water reservoirs (Trawczyńska et al. 2009). Although there were significant differences between values expressing the degree of water and soil substrate zinc contamination, such discrepancies did not arise between values indicating the degree of pollution in plants (Tab. 4). Contradictorily to manganese and copper (Tab. 6), a significant negative linear correlation was found in the objects with added raw municipal wastewater (Ia and Ic) between the amount of zinc found in *Hippuris vulgaris* and the concentration of zinc in water, as well as between the amount of zinc found in *Hippuris vulgaris* and the amount of zinc found in the soil substrate material. When access to the mineral nutrients was lower (Ia) *Hippuris vulgaris* obtained zinc from the ground and when it was higher (Ic) from the water.

Not only are the appropriate concentrations of copper, zinc or manganese necessary in plant tissue in order for proper growth to occur, but also their correct proportions relative to other elements. The most frequently occurring discord is that between Cu-Fe, Cu-Zn or Zn-Mn (Siedlecka 1995, Kabata-Pendias 2011). In this experiment, a disaccord was found between Cu and Mn and between Zn and Mn (Tab. 4) Moreover, it was found that in objects Ic and IIa there was a significant positive linear regression between the ratio of copper content to zinc content in the plant and the value of the pollution tolerance index

($I_t = 3.08 * (C_{p,Cu} / C_{p,Zn}) - 0.32$; $r = 0.884$; $0.001 > p > 0.005$). It was observed in objects IIa and IIb that with increasing the amount of nonstabilised sludge in the soil substrate, the C_{Cu} / C_{Zn} ratio in *Hippuris vulgaris* was reduced and narrowed. Similar results were obtained by Wiśniowska-Kielian, Niemiec (2008) in terms of an increasingly larger role of bottom sediment in the substrate of tested plants.

CONCLUSION

1. *Hippuris vulgaris* with optimum access to mineral nutrients may be involved in the removal of manganese, zinc and copper from solutions used in the experiment: municipal sewage and sewage sludge.
2. The decrease in yield of *Hippuris vulgaris* can be influenced not only by the concentration of nutrients but it may also be affected by too high accumulation of zinc and copper in the tissues.
3. The high availability of nutrients and an appropriate ratio mostly between copper and zinc content in the biomass can have a positive influence on the growth and development of *Hippuris vulgaris*.

REFERENCES

- Balsberg Pålsson A.M., 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. Water, Air, & Soil Pollution Vol., 47, No 3–4, 287–319, DOI: 10.1007/BF00279329.
- Barrat M., Bornette G., 1999. Regeneration and colonization abilities of aquatic plant fragments: effect of disturbance seasonality. Hydrobiologia, 421: 31–39.
- Barrat M., Bornette G., Hering A., 1998. Comparative abilities of vegetative regeneration among aquatic plants growing in disturbed habitats. Aquatic Botany, 60(3): 201–211.
- Despland L.M., Clark M.W., Vancov T., Erler D., Aragno M., 2011. Nutrient and trace-metal removal by Bauxsol pellets in wastewater treatment Environ. Sci. Technol., 45(13): 5746–5753.
- Cwalina-Ambroziak B., Bowszys T., Wierzbowska J., 2010. Fungi colonizing soil fertilized with composted sewage sludge and municipal waste. J. Elem., 15(1): 39–51.
- Gałczyńska M., 2006. Impact of Chemical Properties of Water in Small Reservoirs on Development of *Hippuris vulgaris* Sites. Polish J. Environ. Stud., 15(5d): 567–570.
- Gałczyńska M., Iżewska A., Małas A., 2009. Oddziaływanie przestki pospolitej (*Hippuris vulgaris* L. na redukcję stężeń azotu i fosforu w oczyszczanych roztworach ze ścieku i osadu komunalnego Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 537: 105–113.
- Ghassemzadeh F., Yousefzadeh H., Arbab-Zavar M.H., 2008. Removing arsenic and antimony by *Phragmites australis*: rhizofiltration technology. J. Appl. Sci., 8: 1668–1675.
- Gondek K., 2010. Zinc and cadmium accumulation in maize (*Zea mays* L.) and the concentration of mobile forms of these metals in soil after application of farmyard manure and sewage sludge. J. Elem., 15(4): 639–652.

- Gregory R.P.G., Bradshaw A.D., 1965. Heavy metal tolerance in populations of *Agrostis tenuis* Sibth. and other grasses. *New Phytologist*, 64: 131–143. doi: 10.1111/j.1469-8137.1965.tb05381.x
- Göthberg A., Greger M., Holm K., Bengtsson B-E., 2004. Influence of nutrient levels on uptake and effects of mercury, cadmium, and lead in water spinach. *J. Environ. Qual.*, 33: 1247–1255.
- Jadia C.D., Fulekar M.H., 2008. Phytoremediation: the application of vermicompost to remove zinc, cadmium, copper, nickel and lead by sunflower plant. *Environmental Engineering and Management Journal*, 7(5): 547–558.
- Kabata-Pendias A., 2011. Trace elements in soils and plants, fourth edition. CRC Press, Boca Raton FL. 1–520.
- Kadlec R.H., Wallace S.D., 2008. *Treatment Wetlands*, 2nd ed., CRC Press: Boca Raton, FL.
- Kaniuczak J., Gašior J., Błażej J., 2002. Pobranie składników mineralnych przez trzcinę pospolitą z biologicznej oczyszczalni ścieków. *PTIE Inżynieria Ekologiczna*, 7: 146–148.
- Lippard S.J., Berg J.M., 1998. *Podstawy chemii bionieorganicznej*. PWN, Warszawa: 17, 138–139.
- Lyubenova L., Schröder P., 2010. Plants for waste water treatment – Effects of heavy metals on the detoxification system of *Typha latifolia*. *Bioresour Technol.* 2010 Oct 14. [Epub ahead of print].
- Makela S., Huitu E., Arvola L., 2004. Spatial patterns in aquatic vegetation composition and environmental covariates along chains of lakes in the Kokemaenjoki watershed (S. Finland). *Aquatic Botany*, 80: 253–269.
- Marchand L., Mench M., Jacob D.L., Otte M.L., 2010. Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environmental Pollution*, 158: 3447–3461.
- Masi F., Martinuzzi N., 2007. Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. *Desalination*, 215: 44–55.
- Matuszkiewicz W., 2001. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z., 1991. *Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin*. IOŚ Warszawa: 1–334.
- Paal J., Trei T., 2004. Vegetation of Estonia watercourses, the drainage basin of the southern coast of the Gulf of Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 41: 157–177.
- Qian J.H., Zayed A., Zhu Y.L., Yu M., Terry N., 1999. Phytoaccumulation of Trace Elements by Wetland Plants. III. Uptake and Accumulation of Ten Trace Elements by Twelve Plant Species. *J-Environ-Qual.*, 28(5): 1448–1455.
- Sawicki B., 1999. Nowe spojrzenie na trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*). *Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis* 197 *Agricultura*, 75: 279–282.
- Sądej W., Namiotko A., 2010. Content of zinc in plants fertilized with municipal solid waste and urban green waste composts. *J. Elem.*, 15(4): 679–692.
- Senze M., Kowalska-Górska M., Pokorny P., 2009. Metals in chosen aquatic plants in a lowland dam reservoir. *J. Elem.*, 14(1): 147–156.
- Siedlecka A., 1995. Some aspects of interactions between heavy metals and plant mineral nutrients. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 64(3): 265–272.
- Spiak Z., Romanowska M., Radola J., 2000. Toksyczna zawartość cynku w glebach dla różnych roślin uprawnych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 471: 1125–1134.

- Stovall H., 2007. Natural Alternatives to Conventional Wastewater Treatment <http://lda.ucdavis.edu/people/2007/HStovall.pdf>
- Szpindor A., Wierzbicki K., Obrarska-Pempkowiak H., 1999. Gruntowo-roślinne oczyszczalnie ścieków. IBMER, Warszawa.
- Trawczyńska A., Tołoczko W., Niewiadomski A., 2009. Zawartość pierwiastków śladowych w wodach górnej Bzury. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 40: 491–496.
- Vardanyan L.G., Ingole B.S., 2006. Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolim (India) lake system. Environment International., 32(2): 208–218.
- Vymazal J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Sci. Total Environ., 380(1–3): 48–65.
- Vymazal J., 2010. Constructed wetlands for wastewater treatment. Water 2: 530–549; doi:10.3390/w2030530.
- Wiśniowska-Kielian B., Niemiec M., 2008. Effect of bottom sediment addition to the substrate on the Fe, Mn, Zn and Cu contents and on quantitative ratios between these elements in plant biomass. Ecological Chemistry and Engineering. A 15(10): 1183–1191.
- Wood R.B., McAtamney C.F., 1996. Constructed wetlands for waste water treatment: The use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal. Hydrobiologia Vol., 340 (1–3): 323–331.

POBIERANIE MANGANU, CYNKU I MIEDZI PRZEZ PRZĘSTKĘ POSPOLITĄ (*HIPPURIS VULGARIS* L.) Z ROZTWORÓW ŚCIEKOWYCH I PODŁOŻA GLEBOWEGO ZANIECZYSZCZONEGO OSADEM ŚCIEKOWYM

Streszczenie

Efektywność hydrofitowych systemów oczyszczania ścieków zależy od możliwości dostosowania roślin wodnych i bagiennych do rozwoju w sztucznych ekosystemach wodnych zanieczyszczonych związkami biogennymi i metalami. Celem pracy było określenie roli przęstki pospolitej w usuwaniu manganu, cynku i miedzi z zanieczyszczonych ściekami i osadami ściekowymi utworzonego ekosystemu wodnego.

W przeprowadzonym latem 2007 r. w hali wegetacyjnej doświadczeniu wazonowym uprawiano przęstkę pospolitą w 6 rodzajach wazonów zróżnicowanych brakiem (obiekt kontrolny) lub dodatkiem jednej partii komunalnych ścieków surowych (obiekty Ia, Ib i Ic) czy niehigienizowanych osadów ściekowych (IIa i IIb). Próbkę roztworów, materiału roślinnego i glebowego podłoża pobierano do analiz w trzech terminach: na początku (0. termin), po 6 tygodniach (I termin) i 12 tygodniach (II termin) trwania doświadczenia. W I i II terminie wykonano pomiary uzyskanego plonu świeżej masy przęstki pospolitej. Stężenia cynku, miedzi i manganu w próbkach wodnych, a także ich zawartość w próbkach roślinnych i materiale glebowym podłoża oznaczono techniką absorpcyjnej spektrometrii atomowej.

Wyniki pomiarów biometrycznych i chemicznych analizowano głównie w postaci wartości indeksu tolerancji przęstki pospolitej na zanieczyszczenie środowiska wzrostu tej rośliny (I_t)

i wskaźników stopnia zanieczyszczenia metalami rośliny ($W_{r,Me}$), wody ($W_{w,Me}$) i podłoża ($W_{p,Me}$). W analizie statystycznej wyników badań posłużono się dwuczynnikową analizą wariancji (I czynnik – obiekt – 5 poziomów, II czynnik – termin – 2 poziomy), przy poziomie istotności $\alpha=0,05$. Wyznaczono postać analityczną równań regresji liniowej i określono wartość współczynnika determinacji dla zależności pomiędzy zawartością metali w roślinie a ich stężeniem w wodzie oraz w stosunku do zawartości tych metali w podłożu, a także między stosunkiem zawartości miedzi do cynku w roślinie a wartością indeksu tolerancji.

Ustalono, że przętka pospolita przy optymalnym dostępie do mineralnych składników pokarmowych może uczestniczyć w usuwaniu manganu, cynku i miedzi z roztworów powstałych z zastosowanych w doświadczeniu ścieków komunalnych i osadów ściekowych. Na obniżenie plonu przętki pospolitej oprócz wielkości stężenia związków biogennych może mieć wpływ zbyt duża akumulacja cynku i miedzi. Duża dostępność związków biogennych i właściwa dla przętki pospolitej proporcja głównie między zawartością miedzi a cynku w biomacie mogą korzystnie wpływać na wzrost i rozwój rośliny.

SŁOWA KLUCZOWE: hydrofitowe systemy oczyszczania ścieków, mangan, cynk, miedź, *Hippuris vulgaris*

**Tomáš Lošák¹, Tatiana Verónica Faria Goncalves¹,
Ludmila Musilová¹, Andrea Zatloukalová¹, Jiří Fryč², Tomáš Vítěz²,
Monika Vítězová¹, Petr Škarpa¹, Jaroslav Hlušek¹, Jan Mareček²,
Barbara Wiśniowska-Kielian³, Peter Kováčik⁴**

**COMPARISON OF THE EFFECTIVENESS OF APPLICATIONS
OF MINERAL FERTILISERS AND DIGESTATE FROM
A BIOGAS STATION ON YIELDS, CONTENT OF DRY MATTER
AND MICRONUTRIENTS IN THE ABOVEGROUND BIOMASS
OF MAIZE (*ZEA MAYS* L.)**

**PORÓWNANIE EFEKTYWNOŚCI STOSOWANIA NAWOZÓW
MINERALNYCH I DIGESTATU Z BIOGAZOWNI NA PLONY
ORAZ ZAWARTOŚĆ SUCHEJ MASY I MIKROSKŁADNIKÓW
W NADZIEMNEJ BIOMASIE KUKURYDZY (*ZEA MAYS* L.)**

¹ *Department of Agrochemistry, Soil Science, Microbiology and Plant Nutrition, Faculty of Agronomy, Mendel University in Brno, Czech Republic – Katedra Agrochemii, Gleboznawstwa, Mikrobiologii i Roślin, Wydział Rolniczy, Uniwersytet Mendla w Brnie, w Czechach*

² *Department of Agricultural, Food and Environmental Engineering, Faculty of Agronomy, Mendel University in Brno, Czech Republic – Katedra Rolnictwa, Żywności i Inżynierii Środowiska, Wydział Rolniczy, Uniwersytet Mendla w Brnie, w Czechach*

³ *Department of Agricultural and Environmental Chemistry, University of Agriculture in Krakow, Poland – Katedra Chemii Rolnej i Środowiskowej, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie*

⁴ *Department of Agrochemistry and Plant Nutrition, Slovak University of Agriculture in Nitra, Slovak Republic – Katedra Żywienia Roślin i Agrochemia, Słowacki Uniwersytet Rolniczy w Nitrze na Słowacji*

For citation – Do cytowania: Lošák T., Goncalves T.V.F., Musilová L., Zatloukalová A., Fryč J., Vítěz T., Vítězová M., Škarpa P., Hlušek J., Mareček J., Wiśniowska-Kielian B., Kováčik P., 2013. Comparison of the effectiveness of applications of mineral fertilisers and digestate from a biogas station on yields, content of dry matter and micronutrients in the aboveground biomass of maize (*Zea mays* L.). Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol. CVI, 595: 59–68.

In a one-year vegetation pot experiment we compared the effect of digestate from a biogas station and mineral fertilisers on yields of the total aboveground biomass and content of selected microelements: zinc (Zn), manganese (Mn), copper (Cu), iron (Fe) of silage maize, 'Atletico' variety. Five treatments were used in the trial: 1) untreated control, 2) urea, 3) digestate during vegetation, 4) urea, triple superphosphate, KCl, MgSO₄, 5) digestate before sowing. The nitrogen (N) rate was the same in treatments 2–5, 3.0 g N to pot. In treatment 4 the phosphorus (P), potassium (K) and magnesium (Mg) rates corresponded to those supplied in the digestate treatments (3 and 5). The dry matter weight of the total aboveground biomass of one harvested plant (g) in treatments 1–5 was respectively as follows: 8.9 a; 27.1 c; 22.6 b; 33.0 d; 26.4 c (different letters indicate significant differences among treatments). The dry matter content of the aboveground biomass (%) for the respective treatments was as follows: 23.8 b; 24.7 b; 22.8 a; 22.7 a; 24.1 b. The content of micronutrients in the aboveground biomass fluctuated irregularly; however it was higher in all the fertilised treatments than in the control. It is true that the digestate (based on the date of application) yields were lower than the mineral fertiliser NPKMg (4) treatment; nonetheless applying digestates saves financial costs for the purchase of mineral fertilisers.

KEY WORDS: digestate, urea, mineral fertilisers, maize, yields, micronutrients

INTRODUCTION

Biogas and digestate are final products of anaerobic digestion of organic raw material which contributes to the increase in renewable energy consumption. Anaerobic digestion has been known for centuries, but rising prices of fossil fuel and increasing atmospheric pollution have boosted an interest in this process over the last few years (Holm-Nielsen et al. 2009, Weiland 2010) and has made anaerobic digestion attractive for investors and users (Midillia et al. 2006, Angelidaki et al. 2011). Biogas stations (BGS) produce digestate as a side product continuously all the year and can be used in various ways to fertilise plants.

Experts are divided in their opinions on the properties and possibilities of the practical use of digestate as an organic fertiliser (Kolář et al. 2010a, 2010b, Lošák et al. 2011a, Odlare et al. 2008). Based on the Government Decree No. 103/2003 Coll. (so-called Nitrate Directive) digestate is a fertiliser rapidly releasing nitrogen (C:N ratio less than 10); in vulnerable areas this fact limits or directly prohibits its use at a certain time and so makes higher demands on the storage capacities (Lošák 2010).

Digestion is connected with large losses of organic C (Möller 2009). During the digestion, 24–80% of the organic dry matter is transformed to methane and carbon dioxide. Digestion produces slurry (digestate) that has a higher NH₄⁺-N to total N ratio, decreased organic DM and total carbon (C) content, reduced biological oxygen demand, elevated pH value, smaller C:N ratio and reduced viscosity. No alterations arise in the total nutrient content (Kirchmann, Witter 1992).

The aim of the vegetation pot experiment with silage maize (*Zea mays* L.) was to compare the effect of applications of digestate and mineral fertilisers on yields of the total aboveground biomass and content of dry matter as well as changes in the contents of Zn, Mn, Cu and Fe in the aboveground biomass.

MATERIAL AND METHODS

The vegetation pot experiment with maize was established in the spring of 2011 in the outdoor vegetation hall of the arboretum of Mendel University in Brno, Czech Republic. The hybrid 'Atletico' (FAO 280) was used for the experiment. It is a medium early two-line silage hybrid characterised by higher growth, rich foliage and firm stem. This hybrid of the firm KWS is specifically intended for biogas stations.

The digestate for the experiment was obtained from the agricultural BGS which operates in a thermophilic regime with a performance of 0.5 MW. The input raw materials are 27 t of maize silage (KWS – 'Atletico') and 5 m³ of pig slurry a day. Table 1 gives the agrochemical analysis of the digestate. The dry matter content of this digestate was 8.3% and C:N ratio less than 10. The content of hazardous elements complies with the regulation-specified limit.

Plastic pots were filled with 9.5 kg of medium heavy soil characterised as Fluvizem which agrochemical properties gives Table 2. The low content of phosphorus and satisfactory content of potassium makes this soil suitable for this kind of experiment.

Table 1
Tabela 1

Chemical composition of the digestate used in the experiment
Skład chemiczny digestatu wykorzystanego w doświadczeniu

	Content (%) Zawartość							
	N	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	P	K	Ca	Mg	S
in dry matter w suchej masie	7.1	2.5	0.02	0.6	4.5	1.4	0.7	0.4
in fresh matter w świeżej masie	0.60	0.21	0.002	0.05	0.37	0.11	0.06	0.03

Table 2
Tabela 2

Agrochemical properties of the soil before establishment of experiment (Mehlich III)
Właściwości chemiczne gleby przed założeniem doświadczenia (Mehlich III)

pH/CaCl ₂	Content (mg kg ⁻¹) Zawartość			
	P	K	Ca	Mg
7.5	34	159	6,262	303
Rating – Wskaźnik				
alkalic zasadowy	low niska	suitable odpowiednio	very high bardzo wysoka	good dobra

We sowed out 12 seeds per pot on 18 April 2011. In the course of vegetation the number of plants was reduced to 5 and these were harvested. On 31 May 2011 mineral fertilisers and the digestate were applied in the form of watering (treatments 2–4) the surface of the pot after emergence of the maize plants in the stage of 5–6 leaves. Part of the digestate applied on the surface of the pot (treatment 3) soaked into the soil and part remained

on the surface and formed something resembling a crust. Table 3 gives the layout of the experiment. In treatment 5 the digestate was mixed with the soil prior to sowing.

During vegetation the plants were treated in a standard way, i.e. they were watered on a regular basis and the soil was kept free of weeds.

On 25 August when the plants were fully mature they were harvested manually. Harvested were 5 plants per pot. After drying the plants the moisture content of the total aboveground biomass was assessed as well as the dry matter weight of one plant. The dried and homogenised material was used to determine the micro biogenic elements. After wet mineralisation ($\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$) the contents of Zn, Mn, Cu and Fe were determined using the AAS method.

The results were evaluated statistically using the variance analysis followed by Scheffe's test ($p < 0.05$); different letters (a, b, c, ...) indicate significant differences among the treatments.

Table 3
Tabela 3

Scheme of the experiments
Schemat doświadczenia

Object Obiekt	Scheme Schemat	Dose of N-P-K-Mg (g pot ⁻¹) Dawka N-P-K-Mg g·wazon ⁻¹	Fertiliser Nawóz
1.	Control Kontrola	–	–
2.	N	3.0	Urea – Mocznik
3.	Digestate during vegetation Digestat w okresie wegetacji	3.0–0.5–1.85–0.3	Digestate – Digestat
4.	NPKMg	3.0–0.5–1.85–0.3	Urea, TSP, PC, KS Mocznik
5.	Pre-sowing digestate Digestat – przedsiewnie	3.0–0.5–1.85–0.3	Digestate – Digestat

TSP – triple superphosphate; PC – potassium chloride; KS – kieserite
Superfosfat potrójny; chlorek potasu; kizeryt

RESULTS AND DISCUSSION

Maize is a very demanding crop in terms of nutrition and responds well to nutrients applied in the form of mineral or organic fertilisers (Prokeš 2008). Among these fertilisers is a group of fertilisers of plant and animal origin, including the digestate which is very efficient in the production of maize (Lošák et al. 2011b).

Yields of the total aboveground biomass of silage maize can be expressed in fresh matter (t ha^{-1}). However this datum is inaccurate and, above all, incomparable because of the different content of water in the biomass; it is definitely more suitable and more objective to express yields in dry matter. The dry matter weight of one plant ranged between 8.9 and 33.0 g (Tab. 4). Dry matter yields were the lowest in the control unfertilised treatment (treatment 1).

Table 4
Tabela 4

Total dry matter yields of aboveground biomass and dry matter content (%)

Plon i zawartość suchej masy w nadziemnych częściach roślin

Object Obiekt	Scheme Schemat	Dry matter yields Plon suchej masy		Dry matter content (%) Zawartość suchej masy
		(g per plant) (g na rośliny)	relative (%) względnie	
1.	Control Kontrola	8.9 a	32.8	23.8 b
2.	N	27.1 c	100.0	24.7 c
3.	Digestate during vegetation Digestat w okresie wegetacji	22.6 b	83.4	22.8 a
4.	NPKMg	33.0 d	121.8	22.7 a
5.	Pre-sowing digestate Digestat przedsiewnie	26.4 c	97.4	24.1 b

Different letters indicate significant differences among the treatments at a level of significance of $p < 0.05$
Różne litery oznaczają istotne różnice między obiektami przy poziomie istotności $p < 0,05$

After the application of nitrogen in the mineral fertiliser – urea (treatment 2) the yields increased significantly by 304.5% as against the control. Applications of phosphorus, potassium and magnesium fertilisers (treatment 4) stimulated the yields even more (Tab. 4) as compared to nitrogen fertilisation proving that on soils with a low or satisfactory supply of available nutrients these mineral fertilisers significantly stimulated yields. Prokeš (2008) came to the same conclusions and reported that an application of a NP fertiliser stimulated yields which however fluctuated in dependence on the hybrid, rate of fertiliser and method of application.

The digestate (treatments 3 and 5) increased yields only in comparison with the unfertilised control treatment (1) by 253.9–296.7%. The reason may be the loss of nitrogen by volatilisation (Marschner 2002) when applied on the surface and a certain proportion of organically fixed nitrogen from the total nitrogen which has to undergo the process of mineralisation in order to be available to plants. In this respect the digestate has a certain handicap compared to the rapidly soluble mineral fertilisers. As mentioned above the digestate applied during vegetation (treatment 3) made a crust on the surface of the soil in the pot. This could affect some soil properties (e.g. air content) and also total growth and development of the plant. Nevertheless this method of application modelled the very frequent method of application of the digestate during vegetation between the rows of maize plants. Pre-sowing application of the digestate to the soil (treatment 5) resulted in dry matter yields comparable to urea application (treatment 2).

Obtained results are partly in accord with Bermejo et al. (2010); in field experiments they compared the effect of liquid and solid digestates with mineral fertilisers and farmyard manure on yields of sorghum. Treatments with liquid and solid digestates resulted in dry matter yields of sorghum lower by 23 and 19%, respectively, than treatments with mineral fertilisers. Cigánek (2011) reported that the dry matter yields of the total aboveground biomass of maize grown in pots were higher after the application of mineral fertilisers compared to the same rates of nutrients in digestates. Cigánek et al. (2010) presented two-year results of a small-plot field experiment (on soil with a low supply

of K and Mg and satisfactory supply of P and Ca) monitoring the effect of fertilisation using two kinds of digestate on yield parameters of winter rape and winter wheat. The digestates were applied as single applications in the spring of 2008 to winter rape (stage of leaf rosette) at rates of 33.4 and 32.2 t ha⁻¹; in this way both treatments received the same amount of fertiliser, i.e. respectively 140 kg N ha⁻¹ and 39 kg P₂O₅ ha⁻¹. The input of K₂O was 101 kg ha⁻¹ (digestate I) and 39 kg ha⁻¹ (digestate II). In the first experimental year after the application of the digestates the seed yields of winter rape increased statistically significantly by 38.5–57.7% compared to the unfertilised treatment; no statistically significant differences were found between the digestates. The results were similar in the second experimental year; fertilisation with digestates gave yields of winter wheat grain higher by 63.9% (digestate I) and 30% (digestate II) than in the control treatment. In their studies Lošák et al. (2011b, 2012) described the positive effect of the digestate on yield parameters of kohlrabi which was comparable to the effect of mineral fertilisers.

The dry matter content of the total aboveground biomass (absolute %) at harvest (Tab. 4) varied within a range between 22.7 and 24.7%. Rather surprising was the highest content of dry matter in the biomass of maize treated with nitrogen only (treatment 2) because literary sources usually report that nitrogen fertilisation prolongs the vegetation period and reduces the dry matter content of the biomass, and/or increases the proportion of water (Richter, Hlušek 1994, Fecenko, Ložek 2000, Prokeš 2008). Biomass of maize grown in the unfertilised control treatment showed the third highest dry matter content (23.8%) which corresponds to literary sources. No significant differences were seen between treatments where the digestate was applied during vegetation (treatment 3) and the mineral fertilisers (treatment 4); maize grown in both of them had the lowest dry matter content of all treatments (22.7–22.8%). All the dry matter contents of the biomass were lower than the generally given value for silage making (about 30%) and in practice would be connected with a higher production of silage juices (Richter, Hlušek 1994).

In the harvested aboveground biomass were detected the following micro biogenic elements: Fe, Zn, Mn and Cu (Tab. 5). Zinc is the most important element for maize (Mengel, Kirkby 2001, Prokeš 2008, Lošák et al. 2011a).

Table 5
Tabela 5

Microelement content in aboveground biomass of maize
Zawartość mikroelementów w biomacie części nadziemnych

Object Objekt	Scheme Schemat	Content in dry matter (mg kg ⁻¹) Zawartość suchej masy			
		Fe	Zn	Mn	Cu
1.	Control Kontrola	48 a	24 a	26 a	3.76 a
2.	N	76 bc	45 c	46 bc	6.91 b
3.	Digestate during vegetation Digestat w okresie wegetacji	68 b	31 b	39 b	4.59 a
4.	NPKMg	83 c	42 c	50 c	6.30 b
5.	Pre-sowing digestate Digestat przedsiewnie	61 b	29 b	26 a	2.46 a

Different letters indicate significant differences among the treatments at a level of significance of $p < 0.05$
Różne litery oznaczają istotne różnice między obiektami przy poziomie istotności $p < 0,05$

Contents of individual micro biogenic elements varied irregularly among the treatments; the contents of all microelements were the lowest in biomass of maize grown in the unfertilised control treatment. These elements were not used as fertilisers but they were contained in the digestates. The soil used in the experiments showed alkali reaction ($\text{pH} = 7.5$) which worsens (with the exception of Mo) the uptake of micro biogenic elements (Mengel, Kirkby 2001).

Maize is very sensitive to chlorosis caused by iron deficiency (Wirén et al. 1994), particularly on soils with an alkalic reaction (Marschner 2002). The amount of iron in plant tissues was 48–83 mg kg^{-1} , and the Fe content was markedly higher in all the fertilised treatments (Tab. 5). In 20 maize hybrids grown in Croatia for 2 years in field conditions Kovacevic et al. (2004) discovered high contents of Fe (137–222 mg kg^{-1}), however in the leaves below the ear.

The zinc content (Tab. 5) in the biomass ranged between 24 and 45 mg kg^{-1} . No significant differences were seen among treatments fertilised with mineral fertilisers (treatments 2 and 4) and the Zn contents in the biomass of maize grown in both of them were the highest of all treatments. Mengel and Kirkby (2001) reported as a sufficient content of Zn in maize leaves rates of 21–70 mg kg^{-1} , and these values range was achieved. The Zn content increased in the biomass of maize grown in all treatments fertilised with nitrogen and is in accordance with results presented by Karimian (1995). In a glasshouse experiment with maize grown on soil with a high content of calcium he observed that the Zn content in plant tissues increased with increasing rates of nitrogen (0, 75, and 150 mg kg^{-1}). Wiśniowska-Kielian and Balík (2005) reported Zn content of around 55 mg kg^{-1} DM in biomass of maize grown in control treatment of pot experiment when NH_4NO_3 was applied. Digestates also contain micronutrients and if pig slurry is used as the input raw material for the BGS the Zn contents in the resulting digestate usually range in hundreds ppm (the limit value is 1200 ppm). Although only in the digestate–applied treatments (3 and 5) some of the zinc entered the soil, the zinc content in the plant biomass increased only when compared to the unfertilised treatment (31 and 29 mg kg^{-1} as against 24 mg kg^{-1} , respectively).

The content of manganese (Tab. 5) ranged between 26 and 50 mg kg^{-1} . The Mn content in the plant biomass was higher in the fertilised treatments (with the exception of treatment 5) than in the unfertilised control. This finding is in accordance with the conclusions of Soliman et al. (1992) who discovered that the uptake of manganese by plants increased with an increasing rate of nitrogen (100–200–400 mg N kg^{-1}). Tong et al. (1997) reported that in plants fertilised with an ammonium form of nitrogen on calcareous (alkali) soils the availability of Mn increased due to acidification of the rhizosphere.

The content of Cu (Tab. 5) in the aboveground biomass of maize was the lowest of all the microelements and ranged between 3.76 and 6.91 mg kg^{-1} . Wiśniowska-Kielian and Balík (2005) found even smaller Cu content, 1.4–2.0 mg kg^{-1} DM, in biomass of maize grown in pot experiment. According to Nan and Cheng (2001) the average Cu content in maize stems in the stage of maturity was 5.40 mg kg^{-1} , and corresponds with our findings. The copper content in the biomass of maize grown in both treatments fertilised with mineral fertilisers (treatments 2 and 4) was higher than in the unfertilised control (treatment 1) and the digestate–applied treatments (3 and 5); no significant differences between them were seen.

CONCLUSIONS

1. The yields of the total aboveground biomass of maize were the highest after the application of mineral fertilisers (27.1–33.0 g DM per plant) followed by digestate treatment (22.6–26.4 g DM per plant) as against the unfertilised control (8.9 g DM per plant).
2. Pre-sowing applied digestate to the soil was reflected in yields more than its application during vegetation on the soil surface.
3. Among the treatments the dry matter content of the maize aboveground biomass at harvest fluctuated irregularly within a close range of 22.7–24.7%.
4. The contents of Zn, Mn, Cu and Fe in the aboveground biomass of maize fluctuated irregularly among the treatments, and the contents were the lowest in the unfertilised control treatment.
5. Digestates can significantly save costs for the purchase of mineral fertilisers.

ACKNOWLEDGEMENT

The study was financed by the Internal Grant Agency of the Faculty of Agronomy MENDELU in Brno No. TP 9/2011 and by the Research plan No. MSM6215648905 “Biological and technological aspects of sustainability of controlled ecosystems and their adaptability to climate change“, which is financed by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic.

REFERENCES

- Angelidaki I., Karakashev D., Batstone D.J., Plugge C.M., Stams A.J.M., 2011. Biomethanation and its potential. *Method Enzymol.*, 494: 327–351.
- Bermejo G., Ellmer F., Krück S., 2010. Use of dry and wet production digestates from biogas plants as fertilizer in plant. *Proceedings of the 14th Ramiran International Conference*. www.ramiran.net. http://www.ramiran.net/index.php?page=14_ramiran.
- Cigánek K., Lošák T., Szostková M., Zatloukalová A., Pavlíková D., Vítěz T., Fryč J., Dostál J., 2010. Verification of the effectiveness of fertilisation with digestates from biogas stations on yields of winter rape and winter wheat. *Agrochémia*, 50: 16–21 (in Czech).
- Cigánek K., 2011. The verification of the efficiency of different digestates in different systems of organic fertilization. *Doctors thesis* 108 p. (in Czech).
- Fecenko J., Ložek O., 2000. Nutrition and fertilisation of field crops. *Nitra: SPU*, 452 p. (in Slovak). Government Decree No 103/2003 Coll. (in Czech).
- Holm-Nielsen J.B., Seadi T.A.I., Oleskowicz-Popiel P., 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technol.*, 100: 5478–5484.
- Karimian N., 1995. Effect of nitrogen and phosphorus on zinc nutrition of corn in a calcareous soil. *J. Plant Nutr.*, 18: 2261–2271.
- Kirchmann H., Witter E., 1992. Composition of fresh aerobic and anaerobic farm animal dungs. *Bioresource Technol.*, 40: 137–142.

- Kolář L., Kužel S., Peterka J., Borová-Batt J., 2010a. Agrochemical value of the liquid phase of wastes from fermenters during biogas production. *Plant Soil Environ.*, 56: 23–27.
- Kolář L., Kužel S., Štindl P., Peterka J., Brouček J., 2010b. Is digestate from biogas stations excellent organic fertiliser?. *Úroda*, 4: 88–89 (in Czech).
- Kovacevic V., Brkic I., Simic D., Bukvic G., Rastija M., 2004. The role of genotypes on phosphorus, zinc, manganese and iron status and their relations in leaves of maize on hydromorphic soil. *Plant Soil Environ.*, 50: 535–539.
- Lošák T., 2010. Advantages and disadvantages of digestate for fertilisation of crops. *Farmář*, 2: 22–23 (in Czech).
- Lošák T., Hlušek J., Martinec J., Jandák J., Szostková M., Filipčík R., Maňásek J., Prokeš K., Peterka J., Varga L., Ducsay L., Orosz F., Martensson A., 2011a. Nitrogen fertilization does not affect micronutrient uptake in grain maize (*Zea mays* L.). *Acta Agr. Scand. B-S. P.*, 61(6): 543–550.
- Lošák T., Zatloukalová A., Szostková M., Hlušek J., Fryč J., Vítěz T., 2011b. Comparison of the effectiveness of digestate and mineral fertilisers on yields and quality of kohlrabi (*Brassica oleracea* L.). *Acta Univ. Agric. et Silv. Mendel. Brun.*, 59(3): 117–122.
- Lošák T., Musilová L., Zatloukalová A., Vítězová M., Hlušek J., Fryč J., Vítěz T., Haitl M., Von Bennowitz Álvarez E.A., Martensson A. 2012. Digestate is equal or a better alternative to mineral fertilization of kohlrabi. *Acta Univ. Agric. et Silv. Mendel. Brun.*, 60(1): 91–96.
- Marschner H., 2002. Mineral nutrition of higher plants. 2 nd Edition. London, Academic Press, 889 p.
- Mengel K., Kirkby E.A., 2001. Principles of Plant Nutrition. 5th Edition, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht / Boston / London, 849 p.
- Midillia A., Dincerb I., Aya M., 2006. Green energy strategies for sustainable development. *Energ. Policy*, 34: 3623–3633.
- Möller K., 2009. Influence of different manuring systems with and without biogas digestion on soil organic matter and nitrogen inputs, flows and budget in organic cropping systems. *Nutr. Cycl. Agroecosys.*, 84: 179–202.
- Nan Z., Cheng G., 2001. Copper and zinc uptake by spring wheat (*Triticum aestivum* L.) and corn (*Zea mays* L.) grown in Baiyin region. *Bulletion of Environmental Contamination and Toxicology*, 67: 83–90.
- Odlare M., Pell M., Svensson K., 2008. Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. *Waste Manage.*, 28: 1246–1253.
- Prokeš K., 2008. The nutrition of maize in a potato-growing region. Brno: MZLU, Doctor thesis, 170 p. (in Czech).
- Regulations No 474/2000 Coll., Determination of requirements to fertilisers (in Czech).
- Richter R., Hlušek J., 1994. Nutrition and fertilisation of plant I. General part. Brno: VŠZ, 177 p. (in Czech).
- Soliman M.F., Kostandi S.F., Van Beusichem M.L., 1992. Influence of sulfur and nitrogen fertilizer on the uptake of iron, manganese, and zinc by corn plants grown in calcareous soil. *Commun. Soil Sci. Plan.*, 23: 1289–1300.
- Tong Y., Rengel Z., Graham R.D., 1997. Interactions between Nitrogen and Manganese Nutrition of Barley Genotypes Differing in Manganese Efficiency. *Ann. Bot.-London*, 79: 53–58.
- Weiland P., 2010. Biogas production: current state and perspectives. *Appl. Microbiol. Biot.*, 85: 849–860.

- Wirén N., Mori S., Marschner H., Römheld V., 1994. Iron inefficiency in maize mutant ys1 (*Zea mays* L. cv Yellow-Stripe) is caused by a defect in uptake of iron phytosiderophores. *Plant Physiol.*, 106: 71–77.
- Wiśniowska-Kielian B., Balík J., 2005. Effect of form and dose of potassium fertiliser on heavy metal uptaking by plants under conditions of elevated cadmium content in soil Part I. Zinc and copper. *Ecological Chemistry Engineering*, 12(1-2): 135–143.

PORÓWNANIE EFEKTYWNOŚCI STOSOWANIA NAWOZÓW MINERALNYCH I DIGESTATU Z BIOGAZOWNI NA PLONY ORAZ ZAWARTOŚĆ SUCHEJ MASY I MIKROSKŁADNIKÓW W NADZIEMNEJ BIOMASIE KUKURYDZY (*ZEAMAYS* L.)

Streszczenie

W jednorocznym wazonowym doświadczeniu wegetacyjnym porównano wpływ digestatu z biogazowni i nawozów mineralnych na plony całkowitej nadziemnej biomasy oraz zawartość wybranych mikroelementów: cynku (Zn), manganu (Mn), miedzi (Cu) i żelaza (Fe) w kukurydzy kiszunkowej, odmiany 'Atletico'. Doświadczenie obejmowało pięć obiektów: 1) kontrola bez nawożenia, 2) mocznik, 3) digestat w okresie wegetacji, 4) mocznik, superfosfat potrójny, KCl, MgSO₄, 5) digestat przed siewem. Dawka azotu (N) w obiektach 2–5 była taka sama i wynosiła 3,0 g N na wazon. W obiekcie 4 dawki fosforu (P), potasu (K) i magnezu (Mg) korespondowały z tymi stosowanymi w obiektach, w których wykorzystywano digestat (3 i 5). Plon suchej masy całkowitej zebranej z nadziemnej biomasy jednej rośliny (g) w obiektach 1–5 wynosił odpowiednio: 8,9; 27,1; 22,6; 33,0; 26,4. Zawartość suchej masy (%) w nadziemnej biomacie kukurydzy z poszczególnych obiektów wynosiła odpowiednio: 23,8; 24,7; 22,8; 22,7; 24,1. Zawartość mikrośladników w nadziemnej biomacie zmieniała się nieregularnie; jednak była większa w kukurydzy z obiektów nawożonych w porównaniu z obiektem kontrolnym. Co prawda, z obiektów nawożonych w różnym terminie digestatem uzyskano niższe plony niż po zastosowaniu nawozu mineralnego NPKMg (4), niemniej wykazano, że użycie digestatu ogranicza koszty zakupu nawozów mineralnych.

SŁOWA KLUCZOWE: digestat, mocznik, nawozy mineralne, kukurydza, plony, mikrośladniki

Magda Podlaska, Michał Suchecki

**FLORA WROCŁAWSKICH SKŁADOWISK ODPADÓW
JAKO WSKAŹNIK ZRÓŻNICOWANIA WARUNKÓW
SIEDLISKOWYCH**

**FLORA OF THE WASTE DUMPS IN WROCŁAW
AS A DIVERSITY INDICATOR OF HABITAT CONDITIONS**

*Katedra Botaniki i Ekologii Roślin, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
Department of Botany and Plant Ecology, Wrocław University of Environmental
and Life Sciences*

Na trzech wrocławskich składowiskach odpadów przeanalizowano florę pod kątem jej wymagań siedliskowych. Na poszczególnych obiektach są zróżnicowane. Większość przebadanych gatunków to eurybionty w stosunku do warunków siedliskowych. Tak znaczny ich udział świadczy o wyrażonej niejednorodności i mozaikowatości siedlisk na składowiskach.

Na składowiskach dominują gatunki wymagające pełnego lub umiarkowanego światła. Wymagania w stosunku do parametrów glebowych są bardziej zróżnicowane. Na podstawie analizy flory ustalono, że dominującym typem siedlisk są siedliska świeże, a liczna grupa gatunków euryhydrycznych wskazuje na obecność siedlisk zarówno suchych, jak i wilgotnych czy mokrych. Znaczny udział gatunków o określonych wymaganiach troficznych wskazuje, że odnaleźć tu można zarówno siedliska żyzne, jak i umiarkowanie ubogie. Znaczna liczba eurybiontów o skrajnie zróżnicowanych wymaganiach świadczy jednak o dużej mozaikowatości pokrywających składowiska utworów antropogenicznych. Dominującą grupą odnośnie do odczynu gleby są gatunki gleb obojętnych, jednak liczne są też eurybionty. Na składowiskach nie stwierdzono natomiast obecności metalofitów, nieliczne gatunki tolerują podwyższoną zawartość metali ciężkich w podłożu. Również nieliczne są gatunki tolerujące podwyższone stężenie NaCl w glebie, a tylko 1 gatunek wymaga podwyższonego stężenia soli.

SŁOWA KLUCZOWE: składowiska odpadów, flora, warunki siedliskowe, Wrocław

WSTĘP

Składowiska odpadów na terenie miast to stosunkowo młode (wiek do kilkudziesięciu lat), specyficzne formy, powstałe w wyniku składowania odpadów komunalnych oraz powojennych gruzów. Na składowiskach panują niezwykle trudne, niejednorodne i odmienne niż w środowisku naturalnym warunki siedliskowe. Oprócz parametrów glebowych inne są tu również warunki termiczne, co wynika zarówno z lokalizacji (miejska wyspa ciepła), jak i ciepła generowanego podczas rozkładu odpadów. Pokrywa roślinna na składowiskach, składająca się z gatunków rodzimych i obcych, jest najczęściej wypadkową naturalnych procesów sukcesji oraz działań człowieka. Dlatego flora i roślinność takich siedlisk jest specyficzna (Sunborg 1950, Bornstein 1968, Podbielkowski 1995, Cabała, Jarząbek 1999b, Sudnik-Wójcikowska 2011).

Celem opracowania było określenie warunków siedliskowych na wybranych składowiskach wrocławskich, opierając się na florze roślin naczyniowych.

MATERIAŁ I METODY

Badania terenowe na trzech wrocławskich składowiskach odpadów (składowisko odpadów komunalnych Wrocław-Maślice oraz składowiska gruzu Wzgórze Andersa i Wzgórze Gajowe) wykonano w sezonie wegetacyjnym 2011. Przeprowadzono inwentaryzację naczyniowej flory zielnej (łącznie z siewkami drzew i krzewów) na wybranych powierzchniach (łącznie 27 powierzchni, po 25 m² każda). Zinventaryzowano również dendroflorę, jednak z uwagi na jej pochodzenie (nasadzenia) nie włączono odnalezionych gatunków do analiz.

Zróżnicowanie warunków siedliskowych na badanych składowiskach określono na podstawie ekologicznych liczb wskaźnikowych (Zarzycki i wsp. 2002), uwzględniając następujące wskaźniki: świetlny (L), termiczny (T), wilgotności gleby (W), trofizmu (Tr), kwasowości gleby (R), odporności na zawartość NaCl w glebie (S) oraz odporności na zwiększoną zawartość metali ciężkich w glebie (M).

Gatunki roślin oznaczono za pomocą kluczy Rothmalera (2000, 2002) oraz Rutkowskiego (2006), a nomenklaturę roślin naczyniowych podano za Mirkiem i wsp. (2002).

CHARAKTERYSTYKA OBIEKTÓW

Składowiska gruzu budowlanego Wzgórze Andersa i Wzgórze Gajowe znajdują się w południowo-wschodniej, a składowisko odpadów komunalnych Wrocław-Maślice w północno-zachodniej części Wrocławia. Według fizjograficznego podziału Polski badane obiekty leżą na obszarze Pradoliny Wrocławskiej, natomiast według podziału geobotanicznego – w Okręgu Nadodrzańskim (Szafer, Zarzycki 1977, Kondracki 2009). Klimat Wrocławia jest łagodny, ze średnią roczną temperaturą na poziomie 9,0°C i roczną sumą opadów wynoszącą 583 mm (Bac, Rojek 1999, Woś 1999). Utwory glebowe występujące na składowiskach są pochodzenia antropogenicznego, naniesione zostały podczas rekul-

tywacji lub wytworzyły się na bazie gruntów oraz odpadów organicznych deponowanych na składowiskach.

Składowisko odpadów komunalnych Wrocław-Maślice eksploatowano w latach 1967–2000, po czym zostało ono zrehabilitowane (skład mieszkanki rekultywacyjnej nie jest znany). Miąższość utworów glebowych użytych do rekultywacji wynosi od 0,8 m na wierzchołku do 1,0 m na zboczach składowiska; na jego powierzchnię naniesiono również warstwę humusu (Hydrobudowa... 2005). Utwory naniesione jako warstwa rekultywacyjna pochodzą z nieistniejącego już składowiska powojennych gruzów, tzw. Górki Legnickiej (obserwacja własna). Pomimo rekultywacji biologicznej nadal występują tu obszary słabo zadarnione, a wierzchołki składowiska okresowo ulega przesunięciu. Wysokość bryły składowiska wynosi 48 m, a objętość zdeponowanych odpadów – 1,9 mln³. Bryła składowiska zajmuje obszar 11,42 ha (powierzchnia wierzchołku 5 ha; rzeczywista powierzchnia czaszy 11,68 ha). Odległość dolnej krawędzi składowiska od brzegu koryta Odry wynosi około 75 m (Hydrobudowa... 2005, Suchecki 2011).

Wzgórze Andersa i Wzgórze Gajowe, powstałe w wyniku odgruzowywania miasta, pokryte są zróżnicowanymi rodzajami gruntów (grunt rodzimy z ceramiką budowlaną, złomem oraz pozostałościami konstrukcji drewnianych) (Proxima... 2009). Wzgórze Andersa usypano z gruzów wojennych, usuwanych z południowej części miasta. Jest ono zrehabilitowane, pokryte warstwą rekultywacyjną o małej miąższości. Do rekultywacji biologicznej użyto ozdobnych gatunków krzewów oraz drzew. Składowisko stanowi część projektowanego terenu rekreacyjnego (Czerwiński 2000) i jest wykorzystywane przez wrocławian. Wzgórze Gajowe jest hałdą powstałą w wyniku powojennego odgruzowywania miasta i późniejszego składowania odpadów komunalnych. Było ono eksploatowane od lat 50. do 80. XX w. Powierzchnia zajmowana przez bryłę składowiska wynosi 8 ha, wysokość mieści się w przedziale 15–20 m. Rekultywację obiektu przeprowadzono w niewłaściwy sposób, dlatego na składowisku występują odsłonięte grzyzy (Proxima... 2009).

WYNIKI BADAŃ

Na podstawie spisów gatunków roślinności zielnej, przeprowadzonych na wszystkich składowiskach (Suchecki 2012), dokonano analizy parametrów siedliskowych (tab. 1), opierając się na liczbach ekologicznych (Zarzycki i wsp. 2002). Na podstawie obecności lub braku określonych gatunków można jedynie oszacować parametry siedliskowe, gdyż większość roślin ma zdecydowanie szerszą amplitudę ekologiczną. Często jednak oszacowanie takie pozwala dość dokładnie zorientować się, jakie warunki panują w danym siedlisku, zwłaszcza zmienionym antropogenicznie.

Składowiska odpadów na terenie Wrocławia, mimo licznych podobieństw, różnią się jednak znacznie pod względem florystycznym. Różnorodność ta wynika z uwarunkowań lokalnych, jak i działań prowadzonych po zakończeniu eksploatacji. Warunki siedliskowe mogą być silnie zróżnicowane również w obrębie jednego obiektu.

Tabela 1

Table 1

Wymagania siedliskowe flory badanych składowisk na podstawie liczb ekologicznych
(za: Zarzycki i wsp. 2002)

Habitat requirements of the dumps examined based on ecological indicators (Zarzycki et al. 2002)

Gatunek – Species	Wskaźnik – Value						
	L	T	W	Tr	R	S	M
1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Acer campestre c</i>	4	4–5	3	3–4	4	1	.
<i>Acer negundo c</i>	4	4	3–4	3–4	3–5	.	.
<i>Acer pseudoplatanus c</i>	3	3	3/4	4	3–5	.	.
<i>Achillea millefolium</i>	4	4–3	2–3	3–4	3–4	1	.
<i>Achillea pannonica</i>	5	4–5	2	3	5	.	.
<i>Aegopodium podagraria</i>	3–4	4–3	3/4	4	4	.	.
<i>Aethusa cynapium</i>	4	4	3	4	4–5	.	.
<i>Agrostis capillaris</i>	4	4–3	2–3	3–4	3–4	1	.
<i>Alliaria petiolata</i>	3	4	3/4	5	4	.	.
<i>Amaranthus retroflexus</i>	5–4	4	3	5	4	.	.
<i>Anagallis arvensis</i>	4	4–3	3	3–4	3–5	.	.
<i>Anchusa arvensis</i>	5–4	4	2–3	3	3–4	.	.
<i>Anthriscus sylvestris</i>	4	4–3	3	4–5	4	.	.
<i>Arctium lappa</i>	5	4	3	5	4	.	.
<i>Arctium minus</i>	4	4	3	4–5	4	.	.
<i>Armoracia rusticana</i>	4	4–3	3	4	4	.	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	4	4	3	4	4–5	1	1
<i>Artemisia vulgaris</i>	5	4	3	4	4–5	.	.
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	4	4	3	3	4	.	.
<i>Atriplex nitens</i>	5	4	2	3	4–5	.	.
<i>Ballota nigra</i>	4	4	3	4–5	4	.	.
<i>Bellis perennis</i>	4	4–3	3–4	4	3–4	1	1
<i>Berteroa incana</i>	5	4	2	3	4–5	.	.
<i>Brassica napus</i>
<i>Bromus hordeaceus</i>	4	4	3	4	4	1	.
<i>Bromus inermis</i>	5	4–5	2–3	3	4–5	.	.
<i>Bromus sterilis</i>	5	4–5	2	3	4	.	.
<i>Calamagrostis epigeios</i>	4	4–3	3	3	3	1	1
<i>Calystegia sepium</i>	3	4	4	4	5	.	.
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	5	4–2	3	4	4	.	.
<i>Cardaria draba</i>	5	4	2–3	3	3–4	.	.
<i>Carduus acanthoides</i>	5	5–3	2–3	3–4	4	.	.
<i>Carduus crispus</i>	4	4	4	4	5	.	.
<i>Carex hirta</i>	4	4–3	2–4	2–4	3–5	.	1
<i>Centaurea stoebe</i>	5	4–5	2	2	5	.	.
<i>Cerastium arvense</i>	5	4	2	2	3–5	.	1
<i>Chaenorhinum minus</i>	5	3–4	3	3	4–5	.	.
<i>Chamomilla suaveolens</i>
<i>Chelidonium majus</i>	3–4	4–3	3	4–5	4–5	.	.
<i>Chenopodium album</i>	5	4–3	3	4–5	4	.	.

Tabela 1 cd.
Table 1 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Cichorium intybus</i>	5-4	4-3	3	3	3-5	1	1
<i>Cirsium arvense</i>	5	5-3	2-3	3-4	3-5	.	.
<i>Clematis vitalba</i>	4	5	2	3	4-5	.	.
<i>Convolvulus arvensis</i>	5	4-5	2-3	3	3-5	.	1
<i>Conyza canadensis</i>	5	4-3	2-3	3	3-4	.	.
<i>Coronilla varia</i>	5	4-5	2	3	4-5	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>	4	4-2	3	4-5	4-5	1	.
<i>Daucus carota</i>	5	5-3	3	4	4-5	1	.
<i>Descurainia sophia</i>	4	4	3	4	4	.	.
<i>Echium vulgare</i>	5	5-3	2	3	4-5	.	.
<i>Elymus repens</i>	4	3-4	3	3-4	3-5	1	.
<i>Erigeron annuus</i>	5-4	4-3	3	3	3-4	.	.
<i>Euphorbia cyparissias</i>	5	5-3	2	3	3-5	.	.
<i>Euphorbia helioscopia</i>	5	4-3	3	4	4	.	.
<i>Fallopia dumetorum</i>	3	4	3	4	3-4	.	.
<i>Festuca arundinacea</i>	4	4-3	3-4	4	4	2	.
<i>Festuca ovina</i>	4	4-3	2	2	3-5	1	1
<i>Festuca rubra</i>	4	4-3	2-4	3	4	1	1
<i>Fumaria officinalis</i>	5-4	4-3	3	4	4	.	.
<i>Galium aparine</i>	5-4	4-3	4-3	4-5	4	.	.
<i>Geranium pusillum</i>	5	4-3	3	4	3-4	.	.
<i>Geranium robertianum</i>	2-3	4-3	3	3-4	4	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	4-2	4-3	3-4	4	4	1	.
<i>Helianthus tuberosus</i>	5-4	4-3	3-4	4	4	.	.
<i>Hieracium umbellatum</i>	3-5	4-3(2)	3	3	3-5	.	.
<i>Humulus lupulus</i>	3	4	4-5	4-5	4-5	.	.
<i>Lactuca serriola</i>	5	4	2-3	3	5	.	.
<i>Lamium amplexicaule</i>	5	4-3	2-3	3-4	5	.	.
<i>Lamium purpureum</i>	5	4-3	3	4	4-5	.	.
<i>Lathyrus tuberosus</i>	5	4-5	2-3	3-4	3-5	.	.
<i>Linaria vulgaris</i>	5	4-3	2-3	3-4	3-5	.	.
<i>Lolium perenne</i>	4	4-3	3	4	4	1	1
<i>Lotus corniculatus</i>	4	4-2	3-4	4-3	3-5	1	1
<i>Malva sylvestris</i>	5	4-3	3	4	3-4	.	.
<i>Matricaria maritima subsp. inodora</i>	5	4-3	3	4	4	.	.
<i>Medicago lupulina</i>	5	4-3	2-3	3-4	3-5	.	.
<i>Melandrium album</i>	5	4-3	3	4	4	1	.
<i>Melilotus albus</i>	5	4-3	2-3	3	4	.	.
<i>Melilotus officinalis</i>	5	4-3	2	3	4	.	.
<i>Oenothera biennis</i>	5	4	2-3	3-4	3-4	.	.
<i>Papaver rhoeas</i>	5	4-5	3	4	4(5)	.	.
<i>Papaver somniferum</i>
<i>Phragmites australis</i>	4-5	4-3	5-6	4-3	4	1	.
<i>Pimpinella major</i>	4	4-2	3	4	4-5	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	4	5-3	2-4	3-4	4	1	.
<i>Plantago major</i>	5	4-2	3-4	4-5	4	1	.

Tabela 1 cd.
Table 1 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Poa palustris</i>	4	4-3	4-5	4	4-5	.	.
<i>Poa pratensis</i>	4	4-3	3	4	4	1	.
<i>Poa trivialis</i>	4	4-3	4	4	4	.	.
<i>Polygonum aviculare</i>	5	4-3	3	4-3	4-5	.	.
<i>Polygonum persicaria</i>	5	4-3	3	4-3	4	.	.
<i>Potentilla collina</i>	5	5-4	2	2	3-5	.	.
<i>Potentilla reptans</i>	5	4-3	3-4	3-4	5-4	1	.
<i>Potentilla supina</i>	5	4	4	3	4	.	.
<i>Quercus robur c</i>	4	4-3	3-4	3-4	3-4	.	.
<i>Ranunculus bulbosus</i>	5	5-4	2-3	3	5	.	1
<i>Reseda lutea</i>	5	4-3	2-3	3-4	4	.	.
<i>Reynoutria x bohemica</i>
<i>Rosa canina c</i>	4-5	3-5	3-4	3-5	3-4	.	.
<i>Rubus caesius c</i>	4-5	4-5	2-4	3	3-5	1	1
<i>Rumex crispus</i>	5	4-3	3-4	4	4	1	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	3-5	4-2	3-4	4-5	3-5	.	.
<i>Saponaria officinalis</i>	4	4	4	3-4	4-5	.	.
<i>Senecio vulgaris</i>	5	4-3	3	3-4	4	.	.
<i>Setaria viridis</i>	5	4	3	3	3-4	.	.
<i>Silene vulgaris</i>	4	4-3	3	3	5-4	.	.
<i>Sinapis arvensis</i>	5	5-3	3	4	4-5	.	.
<i>Sisymbrium loeselii</i>	5	4	2	3	4-5	.	.
<i>Solidago canadensis</i>	4-5	4	3-4	4	4	.	.
<i>Solidago gigantea</i>	4-5	4	3-4	4	.	.	.
<i>Sonchus oleraceus</i>	5	4-3	3	4	4	.	.
<i>Stellaria media</i>	5	4-2	3-4	4-5	4	.	.
<i>Tanacetum vulgare</i>	5	4-3	3-4	4	4	.	.
<i>Taraxacum officinale</i>	4	4-1	3	4	4-5	1	.
<i>Thlaspi arvense</i>	5	5-3	2	1-2	3-5	.	.
<i>Trifolium arvense</i>	5	5-3	2	1-2	3-5	.	.
<i>Trifolium campestre</i>	5	4-3	2	3	3-5	.	.
<i>Trifolium pratense</i>	4	4-2	3	4	4	1	.
<i>Trifolium repens</i>	4	4-2	3-4	4	4	1	.
<i>Urtica dioica</i>	2-5	4-2	3-4	4-5	4	.	.
<i>Verbascum phlomoides</i>	5	4	2-3	4	4	.	.
<i>Veronica persica</i>	5	4-3	3	4-5	4	.	.
<i>Vicia angustifolia</i>	4	4-3	3-2	4-3	4-5	.	.
<i>Vicia cracca</i>	4	4-3	3	4	4-5	.	.
<i>Vicia sepium</i>	4-3	4-2	3	4	4-5	.	.
<i>Vicia tenuifolia</i>	4	5-4	2	4-3	5	.	.
<i>Vicia tetrasperma</i>	5	4	3	4-3	3-4	.	.
<i>Viola arvensis</i>	5	4-3	3	3-4	3-4	.	.
<i>Viola odorata</i>	2-3	4-3	3-4	3-4	4	.	.

Objaśnienia: L – wskaźnik świetlny, T – wskaźnik termiczny, W – wskaźnik wilgotności gleby, Tr – wskaźnik trofizmu, R – wskaźnik kwasowości gleby, S – wskaźnik odporności na zawartość NaCl w glebie, M – wskaźnik odporności na zwiększoną zawartość metali ciężkich

Explanations: L – light value, T – temperature value, W – soil moisture value, Tr – trophy value, R – soil acidity value, S – value of resistance to NaCl content in soil, M – value of resistance to increased heavy metal content in the soil

Analiza siedliska flory na podstawie składowisk

Składowiska odpadów komunalnych i gruzu, z racji zróżnicowanego składu deponowanych na nich odpadów oraz zróżnicowanego materiału użytego do ich rekultywacji, stanowią mozaikę mikrosiedlisk. Dotyczy to zwłaszcza parametrów glebowych takich jak: odczyn, trofia, uwilgotnienie, zawartość NaCl i metali ciężkich. Zróżnicowanie parametrów termicznych i świetlnych zależy natomiast głównie od obecności na składowisku drzew i krzewów, które mogą zacieniać poszczególne partie bryły składowiska.

Na badanych składowiskach przeważają gatunki światłoządne i światłolubne, brak natomiast gatunków wybitnie cieniulubnych (tab. 1–2). Gatunki euryfotyczne występują liczniej na składowiskach gruzu, stanowiąc tam po 17% ogółu flory (m.in.: *Glechoma hederacea*, *Hieracium umbellatum*, *Rumex obtusifolius*, *Urtica dioica*).

Pod względem wymagań termicznych (tab. 1, 3) najliczniejszą grupę (ponad 70% ogółu flory) stanowią gatunki eurytermiczne, o bardzo szerokich zakresach tolerancji (m.in.: *Capsella bursa-pastoris*, *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense*, *Dactylis glomerata*, *Daucus carota*, *Echium vulgare*, *Euphorbia cyparissias*, *Hieracium umbellatum*, *Lotus corniculatus*, *Pimpinella major*, *Plantago lanceolata*, *Rosa canina*, *Rumex obtusifolius*, *Sinapis arvensis*, *Stellaria media*, *Taraxacum officinale*, *Thlaspi arvense*, *Trifolium arvense*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*, *Urtica dioica*, *Vicia sepium*).

Tabela 2
Table 2

Wymagania świetlne flor składowisk odpadów
Light requirements of the flora

Siedlisko Habitat type	Wrocław-Maślice		Wzgórze Andersa		Wzgórze Gajowe	
	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora
głęboki cień – deep shade	0	0	0	0	0	0
umiarkowany cień moderate shade	0	0	0	0	0	0
półcień – half-shade	0	0	2	4	3	3
umiarkowane światło moderate light	15	34	20	43	30	30
pełne światło – full light	26	59	16	34	48	48
eurybionty eurybionts	3	7	8	17	16	16
nieznane wymagania ekologiczne ecological demands unknown	0	0	1	2	3	3

Zaobserwowano znaczny udział gatunków euryhydrycznych (tab. 1, 4), co świadczy o znacznej mozaikowości siedlisk na składowiskach. Do gatunków o najszerszych zakresach tolerancji należą: *Carex hirta*, *Festuca rubra* i *Plantago lanceolata*. Znaczny jest udział gatunków preferujących siedliska suche (powyżej 10%).

Tabela 3
Table 3Wymagania termiczne flor składowisk odpadów
Thermal requirements of the flora

Siedlisko Habitat type	Wrocław-Maślice		Wzgórze Andersa		Wzgórze Gajowe	
	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora
najzimniejsze regiony kraju coldest regions in the country	0	0	0	0	0	0
umiarkowanie zimne warunki klimatyczne moderately cold areas	0	0	0	0	0	0
obszary o umiarkowanie chłodnych warunkach klimatycznych moderately cool climatic conditions	0	0	1	2	0	0
regiony o umiarkowanie ciepłych warunkach klimatycznych moderately warm climatic conditions	11	25	10	21	24	24
najcieplejsze obszary kraju i mikrosiedliska warmest regions and microhabitats	0	0	1	2	1	1
eurybionty – eurybionts	33	75	34	71	72	72
nieznane wymagania ekologiczne ecological demands unknown	0	0	1	4	3	3

W odniesieniu do wymagań troficznych zaznacza się znaczny udział (34–38%) eurybiontów (tab. 1, 5), jednak o stosunkowo wąskim zakresie tolerancji. Najszerszy zakres wykazuje *Carex hirta*.

Odczyn gleby na siedliskach antropogenicznych jest zróżnicowany (tab. 1, 6), co wynika najczęściej z charakteru składowanych odpadów. Analiza wykazała dominację eurybiontów (wszędzie powyżej 50%; m.in.: *Acer negundo*, *Acer pseudoplatanus*, *Anagallis arvensis*, *Carex hirta*, *Cerastium arvense*, *Cichorium intybus*, *Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Elymus repens*, *Euphorbia cyparissias*, *Festuca ovina*, *Hieracium umbellatum*, *Lathyrus tuberosus*, *Linaria vulgaris*, *Lotus corniculatus*, *Medicago lupulina*, *Potentilla collina*, *Rubus caesius*, *Rumex obtusifolius*, *Thlaspi arvense*, *Trifolium arvense*, *Trifolium campestre*) oraz gatunków wskaźnikowych dla gleb obojętnych (35–45%).

Zawartość NaCl jest na składowiskach podwyższona (tab. 1, 7), na co wskazuje obecność takich gatunków, jak m.in.: *Acer campestre*, *Achillea millefolium*, *Agrostis capillaris*, *Bromus hordeaceus*, *Dactylis glomerata*, *Daucus carota*, *Elymus repens*, *Glechoma hederacea*, *Melandrium album*, *Phragmites australis*, *Plantago lanceolata*, *Plantago major*, *Poa pratensis*, *Potentilla reptans*, *Rumex crispus*, *Taraxacum officinale*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens* (22–38% flory). Odnaleziono zaledwie 1 gatunek (*Festuca arundinacea*) preferujący siedliska o zwiększonej zawartości NaCl. Na składowiskach brak metalofitów (tab. 1, 8), a gatunki tolerujące zwiększoną zawartość metali ciężkich w glebie reprezentują m.in.: *Carex hirta*, *Cerastium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Ranunculus bulbosus*. Stwierdzono również występowanie grupy gatunków, tolerujących zarówno podwyższoną zawartość NaCl, jak i metali ciężkich. Należą do nich: *Arrhenatherum elatius*, *Bellis perennis*, *Calamagrostis epigeios*, *Cichorium intybus*, *Festuca ovina*, *Festuca rubra*, *Lolium perenne*, *Lotus corniculatus*, *Rubus caesius*.

Tabela 4
Table 4

Wymagania wilgotnościowe flor składowisk odpadów
Moisture requirements of the flora

Siedlisko Habitat type	Wrocław-Maślice		Wzgórze Andersa		Wzgórze Gajowe	
	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora
bardzo suche – very dry	0	0	0	0	0	0
suche – dry	6	14	5	11	15	15
świeże – fresh	16	36	20	42	44	44
wilgotne – moist	1	2	1	2	3	3
mokre – wet	0	0	0	0	0	0
woda – aquatic	0	0	0	0	0	0
eurybionty – eurybionts	21	48	20	43	35	35
nieznane wymagania ekologiczne ecological demands unknown	0	0	1	2	3	3

Warunki siedliskowe panujące na składowisku odpadów komunalnych **Wrocław-Maślice** są silnie zróżnicowane. Z racji krótkiego czasu, jaki upłynął od rekultywacji oraz regularnego koszenia bryły składowiska, teren nie jest porośnięty przez krzewy czy drzewa. Powierzchnia składowiska jest silnie nasłoneczniona, stąd dominacja gatunków światłolubnych (59% flory) oraz wymagających umiarkowanego światła (34%) (tab. 2). Na składowiskach dominują gatunki eurytermiczne (75%), będące słabymi wskaźnikami warunków termicznych. Znaczny jest jednak udział gatunków preferujących klimat umiarkowanie ciepły (25%), co wynika z lokalizacji na terenie miasta i trwającego procesu rozkładu odpadów organicznych (tab. 3). Już samo ukształtowanie brył składowisk sprawia, że w ich obrębie występują mikrosiedliska o nieraz bardzo zróżnicowanych

warunkach wilgotnościowych. Na składowisku dominują gatunki euryhydryczne (48%), a rozpiętość warunków wilgotnościowych waha się w granicach od gleb suchych do wilgotnych. Liczne są też gatunki wskaźnikowe siedlisk świeżych (36%) (tab. 4). Antropogeniczne pochodzenie utworów pokrywających składowiska sprawia, że ich zasobność może się zdecydowanie różnić nawet na sąsiadujących ze sobą mikrosiedliskach – rozpiętość warunków troficznych jest szeroka, od siedlisk ubogich do bardzo zasobnych. Dlatego grupą dominującą są tu eurybionty (36%). Rośliny wskaźnikowe gleby umiarkowanie ubogich stanowią 30%, równie liczną grupę tworzą gatunki wskaźnikowe gleb zasobnych (tab. 5). Gleba pokrywająca składowisko jest zróżnicowana pod względem odczynu (umiarkowanie kwaśna do zasadowej). Fakt ten potwierdza dominacja roślin eurybiontycznych (57%). Liczną grupę stanowią jednak gatunki wskaźnikowe gleb obojętnych (39%) (tab. 6). Na występowanie miejsc o zwiększonej zawartości soli w glebie wskazuje obecność gatunków tolerujących NaCl (30%) oraz zaledwie jednego gatunku (*Festuca arundinacea*), preferującego siedliska zasolone. Az 68% gatunków nie ma określonego wskaźnika tolerancji zasolenia (tab. 7). Gleba tylko lokalnie zanieczyszczona jest metalami ciężkimi – jedynie 14% gatunków toleruje zwiększoną zawartość metali ciężkich w podłożu, zupełnie brak metalofitów. W przypadku 86% flory brak opracowanego wskaźnika tolerancji metali ciężkich (tab. 8).

Tabela 5
Table 5

Wymagania troficzne flor składowisk odpadów
Trophic requirements of the flora

Siedlisko Habitat type	Wrocław-Maślice		Wzgórze Andersa		Wzgórze Gajowe	
	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora
gleby skrajnie ubogie soil extremely poor	0	0	0	0	0	0
gleby ubogie soil poor	1	2	2	4	3	3
gleby umiarkowanie ubogie soil moderately poor	13	30	6	13	25	25
gleby zasobne soil rich	13	30	18	39	34	34
gleby bardzo zasobne soil very rich	1	2	2	4	1	1
eurybionty – eurybionts	16	36	18	38	34	34
nieznane wymagania ekologiczne ecological demands unknown	0	0	1	2	3	3

Na **Wzgórzu Andersa** także panują niejednorodne warunki siedliskowe. Warunki świetlne są zróżnicowane, zawierają się pomiędzy półcieniem a pełnym światłem, co wynika z obecności nasadzonych tu drzew i krzewów. Na składowisku dominują siedliska umiarkowanie oświetlone (43% flory), a 34% flory to gatunki światłoządne (tab. 2). Podobnie jak na składowisku Wrocław-Maślice dominują tu gatunki eurytermiczne (71%), jednak 21% flory wskazuje na klimat umiarkowanie ciepły (co związane jest z lokalizacją składowiska w centrum miasta) (tab. 3). Warunki wilgotnościowe panujące na składowisku są niejednolite (liczne gatunki euryhydryczne – 43%), zawierają się pomiędzy siedliskami suchymi a wilgotnymi. Na składowisku dominują gatunki wskaźnikowe siedlisk świeżych (42%) (tab. 4). Warunki troficzne wahają się w zakresie od siedlisk ubogich do bardzo zasobnych. Heterogeniczność warunków troficznych potwierdza liczne występowanie eurybiontów (38%), jednak dominują gatunki wskaźnikowe siedlisk zasobnych w składniki pokarmowe (39%) (tab. 5). Utwory glebowe występujące na składowisku mają zróżnicowany odczyn (51% eurybiontów), pH zawiera się pomiędzy obojętnym a zasadowym. Przeważają gatunki wskaźnikowe siedlisk obojętnych (45%) (tab. 6). Na składowisku brak gatunków halofilnych, zdecydowaną większość stanowią rośliny niemające określonego wskaźnika zawartości NaCl w podłożu (62%). Rośliny tolerujące podwyższoną zawartość NaCl w utworach glebowych stanowią 38% (tab. 7). Brak tu również metalofitów, a tylko 15% gatunków akceptuje podwyższoną zawartość metali ciężkich. W przypadku 85% gatunków brak wskaźnika (tab. 8).

Tabela 6
Table 6

Wymagania flor składowisk odpadów odnośnie do odczynu gleby
Soil acidity requirements of the flora

Siedlisko Habitat type	Wrocław-Maślice		Wzgórze Andersa		Wzgórze Gajowe	
	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora
gleby silnie kwaśne highly acidic soils	0	0	0	0	0	0
gleby kwaśne acidic soils	0	0	0	0	0	0
gleby umiarkowanie kwaśne moderately acidic soils	1	2	0	0	1	1
gleby obojętne neutral soils	17	39	21	45	35	35
gleby zasadowe alkaline soils	1	2	1	2	7	7
eurybionty – eurybionts	25	57	24	51	53	53
nieznane wymagania ekologiczne ecological demands unknown	0	0	1	2	4	4

Na składowisku **Wzgórze Gajowe** również panują niejednolite warunki siedliskowe. Warunki świetlne zawierają się w przedziale od półcienia do pełnego światła, heterogeniczność potwierdzają licznie występujące eurybionty (16%). Dominują siedliska w pełni oświetlone, z gatunkami światłoządnymi (48%) (tab. 2). Stwierdzono dominację gatunków eurytermicznych (72%), znaczną grupę stanowią też gatunki wskaźnikowe siedlisk umiarkowanie ciepłych (24%) (tab. 3). Niejednorodność panujących warunków wilgotnościowych potwierdza dominacja gatunków euryhydrycznych (35%). Warunki wilgotnościowe mieszczą się w przedziale od suchych do wilgotnych, przy czym dominują gatunki wskaźnikowe siedlisk świeżych (44%) (tab. 4). Warunki troficzne są również zróżnicowane (34% eurybiontów). Dominują gatunki wskaźnikowe siedlisk zasobnych (34%) oraz umiarkowanie ubogich (25%) (tab. 5). Odczyn gleby pokrywającej składowisko jest niejednorodny (53% eurybiontów), od umiarkowanie kwaśnego do zasadowego. Dominują gatunki wskaźnikowe siedlisk obojętnych (35%) (tab. 6). Na składowisku brak halofitów, a 22% gatunków wskazuje na podwyższoną zawartość NaCl w glebie. W przypadku 78% flory brak opracowanego wskaźnika (tab. 7). Brak tu również metalofitów, a gatunki tolerujące zwiększoną zawartość metali ciężkich stanowią 10% flory. U 90% gatunków brak opracowanego wskaźnika (tab. 8).

Tabela 7
Table 7

Odporność flor składowisk odpadów na zawartość NaCl w glebie
The NaCl content in the soli tolerance requirements of the flora

Siedlisko Habitat type	Wrocław-Maślice		Wzgórze Andersa		Wzgórze Gajowe	
	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora
gatunki tolerujące podwyższoną zawartość NaCl species tolerating increased NaCl content	14	30	19	38	22	22
gatunki preferujące stanowiska o zwiększonej zawartości NaCl species growing mainly on soils with increased NaCl content	1	2	0	0	0	0
eurybionty – eurybionts	0	0	0	0	0	0
nieznane wymagania ekologiczne ecological demands unknown	30	68	29	62	78	78

Tabela 8
Table 8

Odporność flor składowisk odpadów na zwiększoną zawartość metali ciężkich w glebie
The increased content of heavy metals in the soil tolerance requirements of the flora

Siedlisko Habitat type	Wrocław-Maślice		Wzgórze Andersa		Wzgórze Gajowe	
	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora	liczba gatunków number of species	udział we florze (%) share in the flora
gatunki akceptujące zwiększoną zawartość metali ciężkich species tolerating increased heavy metal content	6	14	7	15	10	10
gatunki wymagające podwyższonej zawartości metali ciężkich species requiring increased heavy metal content	0	0	0	0	0	0
nieznane wymagania ekologiczne ecological demands unknown	38	86	40	85	90	90

WYNIKI I OMÓWIENIE

Składowiska różnią się między sobą, ale również w obrębie danego składowiska może występować znaczne zróżnicowanie mikrosiedlisk. Z drugiej strony, pewne cechy mogą być wspólne dla składowisk odpadów komunalnych i gruzu oraz w przypadku innego typu składowisk – np. odpadów przemysłowych lub kopalnianych. Wpływ na warunki siedliskowe panujące na składowiskach ma niewątpliwie ich rekultywacja, której zadaniem jest wytworzenie optymalnych warunków wzrostu i rozwoju roślin (rośliny nie muszą rozwijać się w często toksycznych utworach o specyficznych właściwościach fizykochemicznych). Zastosowanie nawet niewielkiej ilości gleby znacznie ułatwia rozwój roślin, nadkład użyty do rekultywacji powinien jednak charakteryzować się określonymi właściwościami: odczynem, zawartością materii organicznej, zdolnością retencjonowania wody. Na składowisku zrekultywowanym może trwać wiele gatunków roślin, a nie tylko specyficzne gatunki, dostosowane do nietypowych warunków siedliska (Huber-Humer, Klug-Pümpel 2004, Piotrowski i wsp. 2006). Na składowiska niezrekultywowane roślinność wkracza samoistnie w wyniku sukcesji naturalnej (Kiteczak i wsp. 1999, Meller i wsp. 1999), a skład gatunków roślin pionierskich zależy od wieku nieużytku oraz od toksyczności zdeponowanych materiałów (Majtkowski i wsp. 1999).

Na wrocławskich składowiskach przeważają gatunki światłolubne (34–59%). Analogiczne dane podawane są dla hałd powęglowych „Silesia” oraz „Brzeszcze” (Rostański,

Stawowczyk 2006) oraz dla wałbrzyskich zwałowisk (dominują gatunki światłożądne i światłolubne) (Klimko i wsp. 2004). Podobnie Cabała i Jarząbek (1999a) wskazują na przewagę gatunków preferujących pełne światło na składowiskach przemysłowych Chorzowa. Koszelnik-Leszek i wsp. (2013) podają dla 4 dolnośląskich hałd różnego pochodzenia udział gatunków światłożądnych na poziomie 37–50%.

Heterogeniczność warunków termicznych potwierdza fakt występowania na wszystkich składowiskach licznych gatunków eurytermicznych (71–75%). Gatunki charakterystyczne dla siedlisk umiarkowanie ciepłych stanowią tu drugą pod względem liczebności grupę. Rostański i Stawowczyk (2006) podają natomiast dla hałd pokopalnianych dominację flory wymagającej siedlisk umiarkowanie ciepłych. Na zwałowiskach Chorzowa również dominują gatunki preferujące umiarkowane warunki termiczne (Cabała, Jarząbek 1999a). Koszelnik-Leszek i wsp. (2013) podają dominację gatunków preferujących warunki od umiarkowanie chłodnych po umiarkowanie ciepłe (38–47%). Hewelke i Żakowicz (2004) zwracają jednak uwagę, że zwłaszcza stoki o wystawie południowej i zachodniej są narażone w większym stopniu na przegrzewanie gleby i roślin, zaś wyeksponowana na działanie wiatru powierzchnia oraz panujące warunki termiczne istotnie ograniczają rozwój wielu gatunków roślin.

Pod względem parametrów wilgotnościowych na badanych składowiskach występuje mozaika mikrosiedlisk, w przedziale od suchych do wilgotnych. Na składowisku Wrocław-Maślice dominują gatunki euryhydryczne (48%), a na Wzgórzu Gajowym najwięcej gatunków preferuje siedliska świeże (44%). Z wałbrzyskich składowisk Klimko i wsp. (2004) podają natomiast dominację gatunków wilgociolubnych oraz mezofilnych, zaś Cabała i Jarząbek (1999a) ze zwałowisk chorzowskich – dominację gatunków charakterystycznych dla gleb świeżych. Składowiska, w związku ze znacznym nachyleniem skarp i ich zróżnicowaną wystawą, są obiektami urozmaiconymi fizjograficznie, co przyczynia się do zróżnicowania uwilgotnienia w poszczególnych ich fragmentach. Ze względu na słabsze zadarnienie do powierzchni składowiska dociera dużo większa ilość opadu atmosferycznego (Hewelke, Żakowicz 2004).

Bardziej zróżnicowane są warunki troficzne. Na składowiskach Wrocław-Maślice i Wzgórze Andersa mieszczą się one w przedziale od siedlisk ubogich do bardzo zasobnych, przy czym na składowisku Wrocław-Maślice najliczniej występują gatunki eurytopowe (36%) względem zasobności gleby. Na Wzgórzu Gajowym warunki troficzne mieszczą się w zakresie od siedlisk umiarkowanie ubogich do zasobnych. Niejednorodność tych warunków potwierdza występowanie wielu eurybiontów (34%); obok gatunków eurytopowych równie liczną grupę stanowią gatunki siedlisk zasobnych w składniki pokarmowe (34%). Analogicznie kształtują się wymagania troficzne flory na Wzgórzu Andersa. Składowiska odpadów nie są jedynymi typami hałd, na których dominują gatunki eurybiontyczne względem trofizmu gleby. Analogiczne dane podają Rostański i Stawowczyk (2006) w przypadku hałd pokopalnianych GOP-u. Na hałdach wałbrzyskich również przeważają gatunki eurybiontyczne względem zasobności gleby w składniki pokarmowe (Klimko i wsp. 2004). Natomiast na zwałowiskach Chorzowa dominują gatunki preferujące siedliska zasobne w składniki pokarmowe (Cabała, Jarząbek 1999a).

Utwory glebowe występujące na składowiskach mają zróżnicowany odczyn. Na składowiskach Wrocław-Maślice i Wzgórze Gajowe zawiera się on pomiędzy umiarkowanie kwaśnym a zasadowym, na Wzgórzu Andersa – od obojętnego do zasadowego. Odczyn gruntu na składowiskach zawierających gruz i odpady budowlane (beton, cegły, szkło,

wapno) jest początkowo wysoki ($\text{pH} > 10$), po czym w miarę upływu czasu obniża się. Zawartość uwodnionych krzemianów oraz wodorotlenku wapnia wpływa korzystnie na immobilizację jonów metali ciężkich. Niekorzystny wpływ na stan gleby ma natomiast obecność w odpadach gipsu (zakwasza glebę poprzez wzrost stężenia jonów siarczanowych) (Hupka, Rzechuła 2004). Wrocławskie składowiska są na tyle starymi obiektami, że zawarty w okrywie rekultywacyjnej i samych bryłach składowisk gruz budowlany nie wpływa w istotny sposób na podniesienie odczynu gleb. Flora zasiedlająca składowiska gruzu zbliżona jest do nitrofilnej, eurytopowej flory gruzowisk powojennych (Elmendorf 2010).

Na składowisku odpadów komunalnych Wrocław-Maślice dominują gatunki nietolerujące podwyższonej zawartości NaCl oraz metali ciężkich. Na pozostałych wrocławskich składowiskach również brak gatunków halofilnych i metalofilnych. Koszelnik-Leszek i wsp. (2013) podają z hałd poserpentynitowych i pokutnicznych 7–33% gatunków tolerujących zwiększoną zawartość metali ciężkich (brak tu metalofitów) oraz 4–7% takich gatunków z hałd zużła i odpadów komunalnych. Jedynie na hałdzie odpadów komunalnych gatunki wymagające podwyższonej zawartości metali ciężkich stanowią 1%. W przypadku zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi obecność okrywy roślinnej ogranicza kontakt ze skażoną glebą, a niektóre rośliny mogą pochłaniać i detoksykować zanieczyszczenia (Wilkowski 2004, Karczevska 2008).

WNIOSKI

1. Na niezacienionym składowisku Wrocław-Maślice zdecydowanie dominują gatunki światłozadne (59% flory), a umiarkowanego oświetlenia wymaga tu 34% flory. Podobnie na składowisku Wzgórze Gajowe dominują gatunki wymagające światła pełnego (48%) i umiarkowanego (30%). Na składowisku Wzgórze Andersa, najbardziej ocienionym spośród badanych obiektów, przeważają gatunki wymagające światła pełnego (43%) nad wymagającymi światła umiarkowanego (34%). Na żadnym obiekcie nie zaobserwowano skiofitów.

Wymagania termiczne flor składowisk są natomiast zbliżone – 21–25% flory jest wskaźnikiem klimatu umiarkowanie ciepłego, natomiast aż 71–75% to gatunki eurytermiczne. Świadczy to, że większość gatunków jest słabymi wskaźnikami warunków termicznych.

2. Wymagania wilgotnościowe flory składowisk są stosunkowo słabo zróżnicowane. Dominującą grupą są gatunki wskaźnikowe gleb świeżych (36–44% flory na poszczególnych obiektach). Liczna, bo wynosząca od 35 do 48%, jest też grupa gatunków euryhydrycznych. Na wszystkich składowiskach stosunkowo liczne są też gatunki wymagające siedlisk suchych (11–15%).

3. Najbardziej zróżnicowane są wymagania troficzne poszczególnych gatunków. Znaczna część gatunków na poszczególnych składowiskach preferuje gleby zasobne w składniki pokarmowe (30–39%). Prawie równie liczną grupę stanowią gatunki wymagające siedlisk umiarkowanie ubogich (25–30%). Istotny jest też udział eurybiontów względem zawartości składników pokarmowych, stanowiący od 34 do 38%.

Odczyn gleb na składowiskach jest zazwyczaj znacznie zróżnicowany, stąd liczna grupa eurybiontów względem tego wskaźnika, obejmująca od 51 do 57% flor składowisk. Liczne są także gatunki wskaźnikowe gleb o odczynie obojętnym (35–45%).

4. Grunty antropogeniczne, używane do rekultywacji składowisk lub na nich powstające, zawierają zwykle znaczne ilości soli i metali ciężkich. Analizowane składowiska nie są jednak silnie skażone NaCl, czego dowodzi odnalezienie tylko 1 gatunku (*Festuca arundinacea*; Wrocław-Maślice), wymagającego siedlisk o podwyższonej zawartości tej soli. Na poszczególnych obiektach od 22 do 38% flory toleruje podwyższoną zawartość chlorku sodu, natomiast aż 62–78% gatunków wymaga siedlisk wolnych od soli. Zwiększoną zawartość metali ciężkich toleruje na poszczególnych obiektach zaledwie 10–15% flory. Nie odnaleziono typowych metalofitów.

PIŚMIENNICTWO

- Bac S., Rojek M., 1999. Meteorologia i klimatologia w inżynierii środowiska. Wyd. AR we Wrocławiu, Wrocław.
- Bornstein R.D., 1968. Observation of the urban heat island effect in New York City [w:] Fortuniak K., 2003. Miejska wyspa ciepła. Podstawy energetyczne, studia eksperymentalne, modele numeryczne i statystyczne. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź: 14–17.
- Cabała S., Jarząbek Z., 1999a. Szata roślinna zwałowisk przemysłowych Chorzowa. Część I: Analiza flory. Archiwum Ochrony Środowiska. Z. 1. Uniwersytet Śląski. Katowice: 133–153.
- Cabała S., Jarząbek Z., 1999b. Szata roślinna zwałowisk przemysłowych Chorzowa. Część II: Roślinność zielna. Archiwum Ochrony Środowiska. Z. 2. Uniwersytet Śląski. Katowice: 131–148.
- Czerwiński J., 2000. Encyklopedia Wrocławia. Wydawnictwo Dolnośląskie, Wrocław.
- Elmendorf F. (opracowane przez: Preisinger H., Bertram H.), 2010. Die Flora auf den Trümmern Hamburgs. Auszug aus den Tagebüchern Franz Elmendorfs vom August / September 1945. Berichte des Botanischen Vereins zu Hamburg, Heft, 25: 35–54.
- Hewelke P., Żakowicz S., 2004. Wytyczne technologii nawadniania roślin na składowiskach odpadów komunalnych. SGGW, Warszawa.
- Huber-Humer R., Klug-Pümpel B., 2004. The vegetation on different top covers of an abandoned solid waste landfill. Die Bodenkultur, 55 (4): 155–163.
- Hupka J., Rzechuła J., 2004. Gruz budowlany na składowiskach odpadów komunalnych. Recykling, 3 (39): 12.
- Hydrobudowa Polska S.A. i CTL Maczki-Bór Sp. z o.o., 2005. Projekt architektoniczno-budowlany. Projekt budowlany zamienny rekultywacji stałych odpadów komunalnych Wrocław-Maślice. Maszynopis, Wrocław: 12–30.
- Karczewska A., 2008. Ochrona gleb i rekultywacja terenów zdegradowanych. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Wrocław.
- Kitczak T., Gos A., Czyż H., Trzaskoś M., 1999. Roślinność hałd popioło-żużli. Zesz. Nauk. AR Szczecin, 75: 179–186.
- Klimko M., Czarna A., Bałuka B., 2004. Flora naczyniowa siedlisk przemysłowych miasta Wałbrzycha. Acta Botanica Silesiaca, 1: 7–22.
- Kondracki J., 2009. Geografia regionalna Polski. PWN, Warszawa.

- Koszelnik-Leszek A., Podlaska M., Tomaszewska K., 2013. Diversity of Vascular Flora of Waste Dumps and Dumping Grounds in Lower Silesia. *Archives of Environmental Protection*, vol. 39, no. 1: 81–105.
- Majtkowski W., Głazewski M., Schmidt J., 1999. Roślinność trawiasta składowiska fosfogipsów w Wiślince koło Gdańska. *Zesz. Nauk. AR Szczecin*, 75: 207–210.
- Meller E., Kutyna I., Niedźwiecki E., Meller J., 1999. Zbiorowiska roślinne oraz skład chemiczny wybranych gatunków roślin na składowisku popiołów elektrowni „Dolna Odra”. *Zesz. Nauk. AR Szczecin*, 78: 179–188.
- Mirek Z., Zając A., Zając M., Piękoś-Mirkowa H., 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. PAN, Kraków.
- Piotrowski M., Szyszkowski P., Wolski K., 2006. Ocena składu gatunkowego pokrywy rekultywacyjnej składowiska odpadów komunalnych Żerniki we Wrocławiu. *Zesz. Nauk. UP Wroc.*, 545: 205–209.
- Podbielkowski Z., 1995. Wędrówki roślin. WSiP, Warszawa.
- Proxima S.A., PIG., 2009. Baza danych geologiczno-inżynierskich wraz z opracowaniem atlasu geologiczno-inżynierskiego aglomeracji wrocławskiej. Maszynopis, Wrocław.
- Rostański A., Stawowczyk E., 2006. Wpływ zabiegów rekultywacyjnych na skład flory spontanicznej zwałowisk po górnictwie węgla kamiennego. *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej*. Nr kol. 1732: 105–119.
- Rothmaler W., 2000. *Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Atlasband. Band 3*, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Rothmaler W., 2002. *Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Kritischer Band. Band 4*, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Rutkowski L., 2006. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej. PWN, Warszawa.
- Suchecki M., 2011. Dobór odpowiednich gatunków roślin do zagospodarowania rekreacyjnego składowiska odpadów komunalnych Wrocław-Maślice. Praca inżynierska, maszynopis, UP Wrocław.
- Suchecki M., 2012. Różnorodność florystyczna składowisk odpadów we Wrocławiu. Praca magisterska, maszynopis, UP Wrocław.
- Sudnik-Wójcikowska B., 2011. Rośliny synantropijne. *Flora Polski*. MULTICI Oficyna Wydawnicza, Warszawa.
- Sunborg A., 1950. Local climatological studies of the temperature condition in an urban area [w:] Fortuniak K., 2003. Miejska wyspa ciepła. Podstawy energetyczne, studia eksperymentalne, modele numeryczne i statystyczne. Wyd. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź: 14–17.
- Szafer W., Zarzycki K., 1977. Szata roślinna Polski tom II. PWN, Warszawa.
- Wilkowski J., 2004. Rośliny przeciw truciznom. *Czasopismo EkoŚwiat*, Nr 7–8: 132–133.
- Woś A., 1999. *Klimat Polski*. PWN, Warszawa.
- Zarzycki K., Trzcinańska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U., 2002. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. *Polish Academy of Sciences*, Kraków.

FLORA OF THE WASTE DUMPS IN WROCLAW AS A DIVERSITY INDICATOR OF HABITAT CONDITIONS

S u m m a r y

The flora on three waste dumps in Wrocław was analyzed in relation to its habitat requirements. The ecological demands of the species occurring on the particular objects are differentiated. Most of analyzed species are eurybionts relating to habitat conditions, what shows visible heterogeneity of habitats on landfills.

Species that need full or moderate light dominate. Requirements of soil parameters are more varied. According to flora analysis it was established that fresh habitats dominate and a numerous group of eurybiontic species relating to soil moisture conditions indicates presence of habitats both dry and moist or wet. A significant share of species with specific trophic requirements indicates that rich habitats as well as moderately poor can be found. The dominant group in relation to soil pH are neutral soil species, but there is also a number of eurybionts present. However there was no metalophytes presence, but few species tolerate increased content of heavy metals in the soil. Also, very few species are tolerant to high concentrations of NaCl in the soil, and only one species requires high salt concentration.

KEY WORDS: waste dumps, flora, habitat conditions, Wrocław

Anna Podleśna

**UPTAKE OF MANGANESE BY POTATO AND PEA PLANTS
IN CONDITIONS OF INTEGRATED CULTIVATION
WITH REGARD TO SULFUR AND MANURE FERTILIZATION**

**POBRANIE MANGANU PRZEZ ROŚLINY ZIEMNIAKA
I GROCHU W WARUNKACH INTEGROWANEJ UPRAWY
UWZGLĘDNIAJĄCEJ NAWOŻENIE SIARKĄ I OBORNIKIEM**

*Department of Plant Nutrition and Fertilization, Institute of Soil Science
and Plant Cultivation, State Research Institute in Pulawy
Zakład Żywienia Roślin i Nawożenia, Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa,
Państwowy Instytut Badawczy w Puławach*

The study was carried out to evaluate the influence of sulfur fertilization and manure application on sandy, loess and loamy soils on the status of potato and pea plants supply with manganese. The experiment was conducted at lysimetric station where each plot has an area 1 m². Plant material used to analysis was a mean sample of mature plants harvested from 3 plots as a fertilizer object. Manganese content determination at plants was performed with using AAS method. The increase of Mn content and uptake after separate sulfur and manure application was observed only on sandy and loamy soils. Whereas, the effect of these factors was not observe on loess soil because the highest content and accumulation of Mn at plants was found at control object (fertilized with NPK). Both fertilization with sulfur and manure caused the increase of Mn supply of potato cultivated on loamy soil.

KEY WORDS: manganese uptake, sulfur, manure, potato, pea

INTRODUCTION

Manganese (Mn) is an essential micronutrient throughout all stages of plant development (Dučić, Polle 2005, Millaleo et al. 2010). It is necessary for vital functions of plants because it plays an important role in the main physiological processes (Millaleo et al. 2010). Both potato and pea are sensitive on this element deficit (Dudziak et al. 1981, Zarzecka 2004). However, there are some factors governing the availability of Mn^{2+} ions which leading to manganese status (deficiency or excess) in plants (Millaleo et al. 2010). Fertilization has important effect on plants composition and applying of natural fertilizers are the main element of fertilization at integrated system of plant cultivation (Mazur, Mazur 2010). Balanced fertilization require also applying of sulfur as an deficit element at soils and plants of many regions of Poland (Szulc 2008). However, there is lack of information on the influence of fertilization with sulfur and manure on uptake of manganese by plants in dependence on soil type.

The aim of presented paper was the evaluation of effect of differentiated fertilization and kind of soil on potato and pea plants supply with manganese.

MATERIAL AND METHODS

The experiment was conducted at lysimetric station in Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute in Puławy in the years 2009–2010. The lysimeter plots have an area $1m^2$ and depth 1.3 m. The first experimental factor was the type of soil: sandy (brown soil generated from loamy sand), loess (brown soil generated from loess) and loam (grey-brown podsolic soil generated from loam). The second factor was fertilization: NPK, NPK + sulfur (S), NPK + farmyard manure (FYM) and NPK + sulfur (S) + farmyard manure (FYM). The pH_{KCl} of soils before applying of fertilizers amounted: 6.1, 6.5 and 6.2, respectively for sandy, loess and loamy soil. Concentration of sulfur in experimental soils was classified as low and amounted: 2.85, 5.64 and 4.18 $mg \cdot kg^{-1}$ soil, respectively for sandy, loess and loamy soil. Concentration of manganese in manure was 246 $mg \cdot kg^{-1}$, and in soils: 117, 175 and 138 $mg \cdot kg^{-1}$ dry soil, respectively for sandy, loess and loamy soil. Potato var. Irga was cultivated in the first year of experiment and in the second – pea var. Ramrod. Doses of N, P_2O_5 and K_2O were established on the base of soils fertility and nutritive requirements of plants and they amounted for potato: 90–90–90, 60–90–90 and 135–135–135 $kg \cdot ha^{-1}$ and for pea: 30–30–30, 20–25–40 and 65–90–65 $kg \cdot ha^{-1}$, respectively for sandy, loess and loamy soil. Manure was applied in a dose 30 $t \cdot ha^{-1}$, in the autumn 2008, before planting of potato, while doses of sulfur were the same for all soils and amounted 15 (at single superphosphate) and 20 $kg \cdot ha^{-1}$ (at potassium sulphate), respectively for potatoes and pea. There was not use any mineral fertilization with manganese. The experiment was conducted at 3 replications for each fertilizer object. Plants were harvested at full maturity. Concentration of Mn at plant material was performed according to AAS method. Presented results are the mean for particular fertilizer objects. The results were statistically processed with the analysis of variance and the significance of differences was determinate using Tukey's test.

RESULTS AND DISCUSSION

Concentration of manganese in potato and pea organs was differentiated in dependence on a plant, type of soil and applied fertilization (Tab. 1 and 2). According to Dučić and Polle (2005) plant species differ considerably in their normal or adequate Mn leaf concentration. Generally, vegetative parts of plants contained more manganese than seeds and tubers what effects from its concentration in chloroplasts (Podlešna, Wojcieszka-Wyskupajty 1996, Kabata-Pendias, Pendias 1993). It was observed that changes of Mn content concerned mainly the vegetative organs of plants similarly to results of Sykut et al. (1998). However, Mn concentration in potato tubers was lower than a mean content for Irga variety which was found by Zarzecka (2004) and Klikocka (2011). While manganese content in pea seeds did not exceed values presented by Dudziak et al. (1981) but it was lower at straw of pea plants. Application of S and FYM caused increase of Mn concentration at potato and pea plants cultivated on sandy and loamy soils in comparison to values obtained in control plants (fertilized with NPK). Brzeziński and Sosulski (2009) found that fertilization with manure caused significant increase of manganese mobile forms in the light soil. Then, Olek and Filipek (1997) observed that nitrogen and potassium applied in the form with sulfur effected on increase of manganese content in the light-loamy soil. However, Orman (2012) was found that concentration of Mn in tomato plants were not significantly affected by separate and both sulfur and farmyard manure application to loam soil. In the author's studies the highest concentration of manganese showed plants fertilized with NPK+S (potato) and NPK+FYM (pea), NPK and NPK+S, cultivated on sandy, loess and loamy soil, respectively.

Table 1
Tabela 1

Concentration of Mn in potato plants ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ d.m.) in dependence on kind of soil and its reaction
Zawartość manganu w roślinach ziemniaka ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) w zależności od rodzaju gleby i jej odczynu

Object Obiekt	Soil Gleba								
	sandy piaszczysta			loess lessowa			loamy gliniasta		
	pH	tubers bulwy	stalks łęty	pH	tubers bulwy	stalks łęty	pH	tubers bulwy	stalks łęty
NPK*	5.9	5.0	337	6.2	4.7	375	6.3	4.1	208
NPK+S	5.3	5.1	463	6.3	4.1	337	5.8	5.3	328
NPK+FYM	5.9	5.6	407	6.5	4.4	286	6.1	4.7	229
NPK+S+ FYM	5.7	4.3	251	6.4	5.0	345	5.6	5.1	257
NIR; LSD p-0.05	0.2	0.3	16.7	0.1	0.2	10.9	0.3	0.4	14.3

*NPK – NPK fertilization, S – sulfur fertilization, FYM – farmyard manure
NPK – nawożenie NPK, S – nawożenie siarką, FYM – obornik

Table 2
Tabela 2

Concentration of Mn at seeds and straw of pea ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ d.m.) in dependence on type of soil and its reaction
Zawartość manganu w roślinach grochu ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.) w zależności od rodzaju gleby i jej odczynu

Object Obiekt	Soil – Gleba								
	sandy – piaszczysta			loess – lessowa			loamy – gliniasta		
	pH	straw słoma	seeds nasiona	pH	straw słoma	seeds nasiona	pH	straw słoma	seeds nasiona
NPK*	5.9	39.7	11.0	6.1	33.2	11.1	6.4	25.3	8.3
NPK+S	5.9	55.0	11.9	6.2	27.7	9.6	5.9	31.7	10.1
NPK+FYM	6.1	56.8	14.2	6.5	23.4	9.5	6.2	24.5	8.1
NPK+S+FYM	6.3	42.0	11.4	6.4	25.6	9.4	6.2	25.9	8.3
NIR; LSD p-0.05	0.2	2.7	1.2	0.2	2.8	1.0	0.3	1.9	r. n.; n. s.**

* explanations of objects under the Table 1 – objaśnienia obiektów pod tabelą 1

** n.s. – not significant differences – r.n.– różnice nieistotne

Fertilization with sulfur and manure effected on significant increase of Mn uptake by plants cultivated on sandy and loamy (potato) soils while it did not increase its uptake on loess soil in compare to control plants fertilized with NPK (Tab. 3 and 4). In the case of loess soil the greatest content and uptake of manganese were found in plants fertilized with NPK while addition of sulfur and manure caused decrease of these values. According to Rutkowska et al. (2009), soil application of manure significantly increased the concentration of microelements in soil solution. However, manganese bioavailability from organic materials after their application to the soils is conditioned by the rate of organic matter mineralization, to which considerable amounts of manganese is bound (Hsu, Lo 2000). The results of Rahman et al. (2011) experiments clearly showed that Mn uptake increased significantly by corn plants when grown with moderate levels of S° , while Klikocka (2011) was found that content and uptake of Mn in dry mass of potato tubers was highest in plots without S. Generally, the highest manganese content showed potato and pea plants cultivated at sandy soil whereas, the highest uptake of this microelement was found in plants cultivated at sandy (pea) and loess soil (potato). Sandy soil was characterized with the lowest content of Mn and simultaneously, the lowest pH what probably had effect on its uptake by plants. Then, loess soil had the greatest content of Mn and, at object fertilized with NPK, the lowest pH. Availability of manganese is greater in acid soils what results from better solubility of manganese compounds at lower value of pH (Dučić, Polle 2005, Millaleo et al. 2010). It is known that the availability of Mn increases as soil pH decreases. So, the highest content and uptake of manganese by plants cultivated at all studied soils were, in many cases, found at objects with the lowest reaction of soil (Tab. 1 and 2).

Table 3
Tabela 3

Uptake of Mn by potato plants (mg·m⁻²)
Pobranie manganu przez rośliny ziemniaka

Object Obiekt	Soil – Gleba								
	sandy – piaszczysta			loess – lessowa			loamy – gliniasta		
	tubers bulwy	stalks łęty	total razem	tubers bulwy	stalks łęty	total razem	tubers bulwy	stalks łęty	total razem
NPK	3.1	21.1	24.2	4.8	38.1	42.9	3.7	18.4	22.1
NPK+S	3.9	36.3	40.2	3.1	34.8	37.9	4.6	25.7	30.3
NPK+FYM	5.0	33.3	38.3	3.8	32.7	36.5	5.2	21.5	26.7
NPK+S+FYM	4.8	22.3	27.1	4.7	34.0	38.7	4.4	30.0	34.4
NIR; LSD p-0.05	0.5	4.8	3.2	0.4	3.2	2.8	0.7	2.5	2.1

Table 4
Tabela 4

Uptake of Mn by potato plants (mg·m⁻²)
Pobranie manganu przez rośliny ziemniaka

Object Obiekt	Soil – Gleba								
	sandy – piaszczysta			loess – lessowa			loamy – gliniasta		
	straw słoma	seeds nasiona	total razem	straw słoma	seeds nasiona	total razem	straw słoma	seeds nasiona	total razem
NPK	18.4	4.9	23.3	16.4	5.3	21.7	6.6	4.2	10.8
NPK+S	20.2	5.2	25.4	11.0	5.2	16.1	12.6	4.1	16.7
NPK+FYM	27.4	6.4	33.8	12.7	5.5	18.2	6.0	3.4	9.4
NPK+S+FYM	19.3	5.5	24.8	13.7	5.2	18.9	6.3	3.7	10.1
NIR; LSD p-0.05	1.5	0.7	1.2	1.4	r.n.;n.s.*	2.0	0.9	0.8	1.1

* n.s. – not significant differences

r.n. – różnice nieistotne

CONCLUSIONS

1. Concentration and uptake of manganese by plants increased after application of S and FYM on sandy and loamy soils.

2. Plants cultivated on loess soil and fertilized with NPK showed the highest content and uptake of manganese.

3. Both plants cultivated on sandy soil had the highest content of manganese. The greatest uptake of this microelement was found on loess (potato) and sandy soils (pea).

REERENCES

- Brzeziński M., Sosulski T., 2009. Wpływ wieloletniego nawożenia na zawartość ruchomych form manganu i żelaza w glebie lekkiej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 541: 73–79.
- Dućlć T., Polle A., 2005. Transport and detoxification of manganese and copper in plants. *Braz. J. Plant Physiol.*, 17(1): 103–112.
- Dudziak S., Bartuzi J., Rzepliński H., 1981. Zawartość mikroelementów w nasionach i słomie kilku odmian roślin strączkowych. *Pam. Puł.*, 76: 191–205.
- Hsu J-H., Lo S-L., 2000. Characterization and extractability of copper, manganese and zinc in swine manure compost. *J. Environ. Qual.*, 29: 447–453.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1993. *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. PWN, Warszawa.
- Klikocka H., 2011. The effect of sulphur kind and dose on content and uptake of micro-nutrients by potato tubers (*Solanum tuberosum* L.). *Acta Sci. Poi., Hortorum Cultus*, 10(2): 137–151.
- Mazur T., Mazur Z., 2010. Współczesne problemy zrównoważonego nawożenia. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 556: 873–878.
- Millaleo R., Reyes-Diaz M., Ivanov A.G., Mora M.L., Alberdi M. 2010. Manganese as essential and toxic element for plants: transport, accumulation and resistance mechanisms. *J. Soil Sci. Plant Nutr.*, 10 (4): 476–494.
- Olek J., Filipek T., 1998. Effect of fertilization on the content of some manganese fractions in acid soils. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 456: 387–391.
- Orman S., 2012. Effects of elemental sulphur and farmyard manure application to calcareous saline clay loam soil and some nutrient concentration of tomato plants. *J. Food Agric. Emdron.*, 10(2): 720–725.
- Podleśna A., Wojcieszka-Wyskupajtyś U., 1996. Absorption of micronutrients during pea plant ontogenesis. *Proc. of IXth Int. Colloquium for the Optimization of Plant Nutrition*, 8–15 September 1996, Prague, Czech Republic: 355–357.
- Rahman M.M., Soaud A.A., Al Darwish F.H., Sofian-Azirun M., 2011. Responses of sulfur, nitrogen and irrigation water on *Zea mays* growth and nutrient uptake. *Aust. J. Crop Sci.*, 5(3): 350–360.
- Rutkowska B., Szulc W., Łabętowicz J., 2009. Influence of soil fertilization on concentration of microelements in soil solution of sandy soil. *J. Element.* 14(2): 349–355.
- Sykut S., Ruskowska M., Wojcieszka U., Kusio M., 1998. Zawartość manganu w roślinach jako wskaźnik stopnia zakwaszenia gleby. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 456: 233–236.
- Szulc W., 2008. *Potrzeby nawożenia roślin uprawnych siarką oraz metody ich wyznaczania*. Rozprawy Naukowe i Monografie, 332, SGGW Warszawa, 98.
- Zarzecka K., 2004. Zawartość żelaza i manganu w bulwach ziemniaka w zależności od sposobów zwalczania chwastów. *Acta Sci. Pol., Agricultura* 3(1): 165–173.

**POBRANIE MANGANU PRZEZ ROŚLINY ZIEMNIAKA I GROCHU
W WARUNKACH INTEGROWANEJ UPRAWY UWZGLĘDNIAJĄCEJ
NAWOŻENIE SIARKĄ I OBORNIKIEM**

Streszczenie

Celem pracy była ocena wpływu nawożenia siarką i stosowania obornika na zaopatrzenie w mangan roślin ziemniaka i grochu uprawianych na glebie piaszczystej, lessowej i gliniastej. Doświadczenie było prowadzone w stacji lizymetrycznej, w której każde poletko ma powierzchnię 1 m². Do analiz chemicznych przekazano materiał roślinny, który stanowił średnią próbkę roślin dojrzałych zebranych z 3 poletek jako obiektu nawozowego. Oznaczenie zawartości manganu w roślinach przeprowadzono metodą spektrometrii absorpcji atomowej. Wzrost zawartości i pobrania manganu po zastosowaniu siarki, obornika lub siarki i obornika obserwowano tylko na glebie piaskowej i gliniastej. Na glebie lessowej nie obserwowano wpływu tych czynników, a najwyższą zawartość i akumulację manganu stwierdzono w roślinach kontrolnych. Łączne stosowanie siarki i obornika spowodowało wzrost zaopatrzenia w mangan roślin ziemniaka uprawianych na glebie gliniastej.

SŁOWA KLUCZOWE: mangan, zawartość, pobranie, siarka, obornik, ziemniak, groch

Podział mięsa wołowego na różne kategorie przebiega według kryteriów, z których zasadnicze stanowią wiek ubijanego zwierzęcia oraz zastosowanie kulinarne mięsa. Stosując kryterium wieku, można wyróżnić cielęcinę, wołowinę młodą oraz wołowinę ze sztuk dojrziałych. Natomiast podział według kryterium zastosowania pozwala wyodrębnić wołowinę kulinarną jako mięso o powtarzalnych parametrach jakościowych, nieprzetworzone, nadające się do konsumpcji na surowo lub po stosunkowo krótkiej obróbce termicznej oraz pozostałą część tuszy przeznaczoną do przetwórstwa. Wołowina kulinarna w Polsce pozyskiwana jest głównie z tusz ras mięsnych bydła oraz krzyżówek ras mięsnych z mlecznymi, a także – rzadziej – z najbardziej wartościowych części tusz ras mlecznych. Natomiast wołowina z kością (rąbanka), pochodząca z bydła ras mlecznych, oraz najmniej wartościowe elementy tusz zwierząt ras mięsnych kierowane są do przetwórstwa przemysłowego (www.odkryjmieso.pl).

Ilość mięsa możliwa do uzyskania z bydła przeznaczonego do uboju zależy od wydajności poubojowej oraz wskaźników uzysku z rozbioru półtuszy wołowych na części zasadnicze. Wydajność poubojowa wyrażana jest jako procentowy udział masy bitej ciepłej do masy żywca. Dla krów i wołów pełnomięsnych wynosi ona w Polsce przeciętnie 52,5%. Jej stosunkowo niski poziom wynika ze znacznego udziału w wadze żywca części niejadalnych (m.in. skóra, rogowizna, treść przewodu pokarmowego, który u przeżuwaczy ma specyficzną budowę i objętość). Dodatkowo do obniżenia wydajności poubojowej przyczynia się konieczność usunięcia i poddania utylizacji, pod szczególnym nadzorem, części tuszy określanej jako materiał szczególnego ryzyka (SRM – tkanki mogące zawierać w sobie czynnik będący przyczyną zachorowań na pasażowalne encefalopatie gąbczaste). Natomiast wskaźnik uzysku z rozbioru półtuszy wołowych mięsa kulinarnego (mięso z łopatki, rozbratel, antrykot, mięso z udźca, polędwica, rostbef) wynosi 52,4% (Olszewski 2007). Przyjmując przedstawione powyżej wskaźniki, można więc przyjąć, że ze sztuki bydła ważącej 500 kg pozyskuje się 137,55 kg mięsa kulinarnego (27,5% wagi żywca).

Do najbardziej atrakcyjnych rodzajów kulinarnego mięsa wołowego należą: łopatka, rozbratel, antrykot, rostbef, polędwica, rumsztyk, udziec i ligawa. Polędwica to najlepszy rodzaj wołowiny, przeznaczany na befsztyki, befsztyki tatarskie, filety saute, bryzole oraz boeuf Stroganow; równie dobrze poddaje się smażeniu i grillowaniu. Wysoko kulinarne ceniony rostbef polecany jest do przyrządzania dań smażonych, w tym steków, jak i pieczonych. Rozbratel nadaje się do smażenia (m.in. steków) i pieczenia, ale także jako potrawy duszone i gotowane, z doborowych zaś sztuk – na rozbratel smażony. Z nieustępującego jakością rozbratlowi antrykotu przygotowuje się pieczeń duszoną, zrazy bite, befsztyki, sztukę mięsa, antrykot smażony z kością oraz gulasz. Rumsztyk sprawdza się jako danie pieczone, szczególnie po uprzednim zapeklowaniu, ale można go również smażyć. Mięso z udźca wykorzystuje się w sposób zależny od tego, z jakiej jego części pochodzi. Najbardziej soczysta i krucha część górna przeznaczana jest na potrawy pieczone i smażone, wewnętrzna część części górnej (zrazówka) – na dania pieczone i zrazy. Część dolną przyrządza się w postaci gotowanej lub duszonej, a także pieczonej. Ligawa z kolei, zwarte mięso z udźca, polecana jest na zrazy i steki. Grube kawałki mięsa z łopatki znajdują zastosowanie w pieczeniach duszonych, a jej mięsne płytkie nadają się na pieczeń zawijaną, zrazy, gulasz, mięso mielone oraz nadzienie do potraw półmięsnych.

Konsumpcja wołowiny w Polsce od wielu lat systematycznie spadała i obecnie osiąga poziom około 2,9 kg na osobę rocznie, podczas gdy w krajach UE o najwyższym spożyciu wołowiny, jak na przykład Francja i Niemcy, spożycie to wynosi odpowiednio 25 kg

oraz 12 kg na osobę w skali roku. Średnie spożycie wołowiny w Polsce jest natomiast prawie sześciokrotnie niższe od średniej dla 25 krajów Unii, gdzie kształtuje się ono na poziomie około 17 kg na osobę rocznie. Konsumpcja kulinarnego mięsa wołowego w naszym kraju jest jeszcze niższa i wynosi około 2 kg na osobę w skali rocznej.

W strukturze spożycia głównych gatunków mięsa przez polskiego konsumenta wołowa zajmuje ostatnie miejsce (10%), za wieprzowiną (60%) i mięsem drobiowym (25%). Według prognoz dla krajów Unii Europejskiej do 2015 r. nastąpi spadek konsumpcji mięsa wołowego o 2,7% i wzrost konsumpcji mięsa wieprzowego o 3,8% (www.agroworld.pl). W ostatnich dwudziestu latach charakterystyczna jest również substytucja mięsa wołowego przez drobiowe, przy zachowaniu udziału spożycia wieprzowiny. Przyczyn tego stanu rzeczy upatruje się we wzroście cen wołowiny, który jest ściśle powiązany ze wzrostem jej eksportu, oraz jej relatywnie niskiej jakości (dużą część dostaw trafiających na polski rynek stanowiło mięso wyeksploatowanych krów mlecznych). Z badań własnych wynika jednak, że nie tylko niska cena jest istotna dla nabywców mięsa. Mięso drobiowe jest na przykład wybierane głównie ze względu na smak, wartość odżywczą i krótki czas przygotowania (Nowak, Trziszka 2010).

Postępujący spadek konsumpcji mięsa wołowego wskazuje na nikłą skuteczność tych działań, co może wynikać z dwóch zasadniczych trendów obserwowanych od wielu lat na rynkach produktów żywnościowych krajów wysoko rozwiniętych. Pierwszy z nich związany jest ze stylem życia, w którym na sporządzanie i spożywanie posiłków pozostaje coraz mniej miejsca. Natomiast drugi dotyczy ograniczania zakupów żywności nieprzezerowanej, w tym mięsa surowego, na rzecz produktów gotowych do spożycia.

Od połowy ubiegłego wieku postępują procesy, które bezpośrednio bądź pośrednio wpływają na zmianę tradycyjnego sposobu odżywiania. Zmniejszenie liczebności rodzin, aktywizacja zawodowa kobiet, atrakcyjne oferty spędzania czasu wolnego wpływają na istotną zmianę pozycji obowiązków związanych z wyżywieniem rodziny w hierarchii potrzeb osób odpowiedzialnych za przygotowywanie posiłków (nadal głównie kobiet). Do przeszłości odchodzą codzienne domowe obiady konsumowane wspólnie przez wszystkich domowników czy posiłki własnoręcznie przygotowywane na uroczystości rodzinne. Czas poświęcany dotąd na uciążliwe prace kuchenne przeznaczany jest na działalność zarobkową, naukę lub rekreację.

Z tego względu zdecydowana większość mieszkańców Europy Zachodniej nie przygotowuje posiłków w domu, preferując zakup usług gastronomicznych. Dotyczy to zarówno przeciętnych konsumentów spożywających wołowinę w postaci hamburgerów kupionych w placówkach należących do sieci barów fast food, jak i osób odwiedzających restauracje typu steakhouse, gdzie poziom cen jest znacznie wyższy, a czas oczekiwania na posiłek dużo dłuższy. Zwyczaj jedzenia posiłków poza domem znajduje również w Polsce coraz więcej zwolenników, przy czym ceny posiłków nie stanowią czynnika ograniczającego dostęp do usług gastronomicznych (Nowak i wsp. 2008).

Problem nadmiernej pracochłonności posiłków przygotowywanych w domu rozwiązuje również korzystanie z żywności wygodnej. Osoby, które nie mogą lub nie chcą korzystać z oferty gastronomicznej, są w stanie szybko przygotować pełnowartościowe posiłki z odpowiednio spreparowanych półproduktów. W obu przytoczonych wyżej sytuacjach przeciętny konsument bardziej jest zainteresowany bezproblemowym kupnem usługi gastronomicznej albo żywności wygodnej niż szczególnymi właściwościami surowców użytych do ich wytworzenia. Za niecelowe należy więc uznać kierowanie do

niego przekazu promocyjnego dotyczącego specyficznych walorów mięsa wołowego i zachęcanie w ten sposób do zwiększania jego spożycia. W praktyce bowiem to właśnie restauratorzy i wytwórcy żywności wygodnej decydują o tym, jaki rodzaj mięsa (drobiowe, wieprzowe czy wołowe) trafia do konsumenta zainteresowanego głównie dostępnością żywności i stosowną relacją jakości do ceny. Można przypuszczać, że ta ostatnia kwestia miała istotny wpływ na niepowodzenie kampanii propagujących zwiększenie konsumpcji wołowiny w Polsce (Nowak i wsp. 2011). Bezpośrednie przeniesienie na polski grunt schematów promocyjnych stosowanych w zamożnych krajach UE nie mogło przynieść pożądanych rezultatów. O ile bowiem część zamożnych konsumentów z wysoko rozwiniętych krajów UE może zmodyfikować zwyczaje konsumpcyjne poprzez zakup droższego mięsa wołowego, o tyle polscy nabywcy, dysponujący kilkakrotnie niższymi dochodami, muszą uwzględnić wzajemne relacje cen mięsa wieprzowego, wołowego i drobiowego. Z tego właśnie względu za docelowy rynek dla wołowiny sudeckiej w fazie wprowadzania produktu na rynek przyjęto turystów odwiedzających Sudety, a nie ludność powiatów sudeckich, w których bezrobocie jest wyraźnie wyższe niż średnia krajowa, a poziom dochodów niższy.

CEL, MATERIAŁ I METODY

Cel pracy stanowi oszacowanie struktury i wielkości potencjalnego popytu na wołowinę sudecką ze strony wybranych placówek gastronomicznych. Badania te realizowane były w ramach projektu badawczego „Koncepcja zaprojektowania i wdrożenia produktu regionalnego „Wołowina sudecka” na obszarze ONW Sudety”. Geneza projektu oraz uwarunkowania związane z jego realizacją przedstawione zostały w artykule „Sprzedaż bezpośrednia produktów regionalnych” (Nowak i wsp. 2011). Przy szacowaniu popytu na kulinarną wołowinę sudecką uwzględniono następujące zmienne: ilość mięsa zawartego w jednym posiłku, częstotliwość konsumpcji potraw zawierających wołowinę sudecką, liczba obiektów całorocznych lub sezonowych codziennie oferujących posiłki główne oraz liczba sprzedawanych w nich posiłków w sezonie letnim i zimowym obliczona w skali roku. Na podstawie obserwacji własnych, analizy jadłospisów w wybranych obiektach oraz wywiadów bezpośrednich ze specjalistami prowadzącymi obiekty gastronomiczne przyjęto zawartość 100 gramów kulinarnej wołowiny sudeckiej w jednym posiłku głównym (obiad, obiadokolacja), konsumowanym raz w tygodniu. Natomiast określenie liczby odpowiadających założeniom projektu obiektów oraz posiłków wymagało przeprowadzenia badań terenowych na terenie Sudetów i Pogórza Sudeckiego. Zrealizowano je w latach 2010–2011 na terenie powiatów: kłodzkiego, jeleniogórskiego, lubańskiego, lwóweckiego, wałbrzyskiego, dzierżoniowskiego i kamiennogórskiego.

Baza obiektów hotelarskich i gastronomicznych, w których celowe byłoby wprowadzenie do sprzedaży dań przygotowanych z wołowiny sudeckiej, obejmowała 437 placówek wytypowanych na podstawie własnych obserwacji oraz wywiadów bezpośrednich, telefonicznych i internetowych, przeprowadzonych z osobami odpowiedzialnymi za wyżywienie turystów odwiedzających obiekty zlokalizowane na badanym terenie. Do dalszych badań zakwalifikowano odpowiedzi uzyskane w 333 wywiadach (67,7%). W badaniach uwzględniono obiekty zbiorowego zakwaterowania dysponujące własną

kuchnią, w której przygotowuje się posiłki dla gości. Według klasyfikacji GUS, zgodnej z Ustawą o usługach turystycznych z 29 sierpnia 1997 r. (Dz.U. 1997 Nr 133, poz. 884), zaliczają się do nich: hotele, motele, pensjonaty, schroniska, ośrodki wczasowe, ośrodki kolonijne, ośrodki szkoleniowo-wypoczynkowe, zakłady uzdrowskowe (Turystyka... 2011). Dodatkowo w badaniach wzięto pod uwagę kilka obiektów gastronomicznych, których klientelę stanowią turyści.

Analiza charakterystyki działalności badanych obiektów pozwoliła na zgrupowanie ich w czterech zasadniczych segmentach, na które składają się: hotele, pensjonaty, zakłady uzdrowskowe i pozostałe (ośrodki wczasowe, ośrodki sportowe, kwatery agroturystyczne, schroniska, pokoje gościnne, schroniska oraz restauracje, w których stołują się turyści nocujący w obiektach pozbawionych własnej bazy gastronomicznej). Biorąc pod uwagę wymogi związane z transportem, przechowywaniem i obróbką wołowiny kulinarnej, jako minimalną wielkość sprzedaży w jednej placówce przyjęto dwadzieścia posiłków głównych dziennie (obiady i obiadowokolacje). Po uwzględnieniu powyższego kryterium liczba wywiadów bezpośrednich, które posłużyły do sporządzenia prognozy wielkości rocznej sprzedaży noclegów, posiłków głównych oraz kulinarnej wołowiny sudeckiej została ograniczona do 275. Badania przeprowadzono w 2010 i 2011 r. na terenie powiatów: kłodzkiego, jeleniogórskiego, lubańskiego, lwóweckiego, wałbrzyskiego, dzierzoniowskiego i kamiennogórskiego.

WYNIKI I OMÓWIENIE

W tabelach 1 i 2 przedstawiono strukturę bazy noclegowej na badanym terenie. Tabela 3 zawiera dane dotyczące wielkości sprzedaży rocznej głównych posiłków w badanych obiektach, a tabele 4 i 5 prognozowane liczby posiłków zawierających wołowinę sudecką oraz popytu na wołowinę sudecką.

Tabela 1
Table 1

Struktura bazy noclegowej według obiektów
Structure of accommodation by objects

	Obiekty Type of objects	Liczba obiektów Number of objects	Liczba miejsc Number of places	Udział % Percentage
1.	Hotele – Hotels	78	8203	36,4
2.	Pozostałe – Other	112	7572	33,6
3.	Zakłady uzdrowskowe Spa facilities	25	3481	15,5
4.	Pensjonaty – Pensions	60	3253	14,5
	Razem – Total	275	22 509	100,0

Źródło: Badania własne
Source: The authors' own study

Tabela 2
Table 2Struktura bazy noclegowej według powiatów
Structure of accommodation by counties

Powiat County of	Liczba obiektów Number of objects	Liczba miejsc Number of places	Udział % Percentage
Jeleniogórski – Jelenia Góra	127	11 557	51,3
Kłodzki – Kłodzko county	84	6292	28,0
Lubański i lwówecki – Lubań and Lwówek	35	2755	12,2
Wałbrzyski, dzierzoniowski i kamiennogórski Wałbrzych, Dzierżoniów and Kamienna Góra	29	1905	8,5
Razem – Total	275	22 509	100,0

Źródło: Badania własne
Source: The authors' own study

W strukturze podmiotów oferujących noclegi dominowały hotele (36,4% miejsc) i pozostałe obiekty (33,6%). Zdecydowanie największą liczbę miejsc noclegowych oferowały obiekty położone w powiatach jeleniogórskim (51,3%) i kłodzkim (28,9%). Łącznie badane obiekty dysponowały 22 509 miejscami noclegowymi.

Tabela 3
Table 3Liczba sprzedanych posiłków głównych według powiatów
Number of sold meals by counties

Powiat County of	Liczba obiektów Number of objects	Liczba posiłków Number of meals	Udział % Percentage
Kłodzki – Kłodzko	84	2 621 700	44,0
Jeleniogórski – Jelenia Góra	127	2 242 960	37,6
Lubański i lwówecki – Lubań and Lwówek	35	714 150	12,0
Wałbrzyski, dzierzoniowski i kamiennogórski Wałbrzych, Dzierżoniów and Kamienna Góra	29	379 620	6,4
Razem – Total	275	5958 430	100,0

Źródło: Badania własne
Source: The authors' own study

W ciągu roku w badanych placówkach sprzedawano niemal 6 mln posiłków głównych, przy czym najwięcej w powiecie kłodzkim (44,0%) i jeleniogórskim (37,6%). Przewaga powiatu kłodzkiego wynika w głównej mierze z dużo większej liczby zakładów uzdrowskich funkcjonujących na jego terenie, w których posiłki wydawane są przez cały rok, niezależnie od sezonu turystycznego.

Tabela 4
Table 4Prognoza sprzedaży posiłków zawierających wołowinę sudecką
Forecast sales of meals containing Sudeten beef

Powiat County of	Liczba posiłków Number of meals	Udział % Percentage
Kłodzki – Kłodzko	374 530	44,0
Jeleniogórski – Jelenia Góra	320 420	37,6
Lubański i Lwówecki – Lubań and Lwówek	102 020	12,0
Wałbrzyski, dzierzoniowski i kamiennogórski	54 230	6,4
Razem – Total	851 200	100,0

Źródło: Badania własne
Source: The authors' own study

Tabela 5
Table 5Prognozowany roczny popyt placówek gastronomii na wołowinę sudecką
The projected annual demand of catering objects for Sudeten beef

Powiat County of	Popyt (w tonach) Demand (in tones)	Udział % Percentage
Kłodzki – Kłodzko	37,5	44,0
Jeleniogórski – Jelenia Góra	32,0	37,6
Lubański i Lwówecki – Lubań and Lwówek	10,2	12,0
Wałbrzyski, dzierzoniowski i kamiennogórski Wałbrzych, Dzierżoniów and Kamienna Góra	5,4	6,4
Razem – Total	85,1	100,0

Źródło: Badania własne
Source: The authors' own study

Przyjmując określone wcześniej założenie, że każdy gość zjada raz na tydzień jeden posiłek główny zawierający 100 gramów wołowiny sudeckiej, oszacowano popyt na wołowinę sudecką zgłaszany przez obiekty hotelarskie i gastronomiczne zlokalizowane w siedmiu powiatach sudeckich na 85,1 ton rocznie¹. Po przyjęciu stosownych przeliczników stanowi on 162,1 ton półtuszy wołowych rocznie i 309,3 ton żywca w skali roku.

Możliwości rozszerzenia rynku wołowiny sudeckiej

Wołowina sudecka jako produkt regionalny powinna być konsumowana na terenie jej wytworzenia, co wymaga wykorzystania w sprzedaży krótkich kanałów dystrybucji. Obecnie producenci z Grupy Producentkiej Wołowina Sudecka wykorzystują kanał bezpośredni do sprzedaży raz w miesiącu mięsa z jednej ubitej sztuki żywca. Informacje o możliwości zakupu wołowiny kulinarnej, „rąbanki”, podrobów i kości przekazywane są drogą telefoniczną potencjalnym nabywcom oraz w postaci komunikatu zamieszczonego na stronie internetowej. Mięso pochodzi z młodych sztuk bydła mięsnego hodowanych

¹ Oszacowanie wielkości podaży stanowi przedmiot odrębnego opracowania.

ekologicznie, a cena, z uwagi na jego szczególne walory, przekracza poziom cen detalicznych wołowiny dostępnej w sprzedaży wysyłkowej. Po złożeniu zamówienia przygotowywane są odpowiednie partie produktu, które nabywcy odbierają u producenta. W ten sposób na bieżąco można utrzymywać sprzedaż mięsa dla kilkudziesięciu relatywnie zamożnych lokalnych odbiorców, którzy wykorzystują je do przygotowywania rodzinnych posiłków, nie należy jednak, z uwagi na problemy związane z przechowywaniem mięsa, liczyć na stały popyt zgłaszany przez turystów odwiedzających Sudety. Ten tradycyjny sposób dystrybucji produktów regionalnych określany jest w Unii Europejskiej jako droga od zagrody do widelca. Oznacza to, że końcowi nabywcy nie mają wpływu na parametry kupowanych produktów, które określane są przez producentów. Natomiast dzięki zachowaniu rygorystycznych warunków chowu zwierząt i eliminacji pośredników producenci wołowiny sudeckiej są w stanie zagwarantować jej wysoką jakość.

Strategia przyjęta przez producentów wołowiny sudeckiej zapewnia utrzymanie równowagi na rynku lokalnym (powiatowym) tego produktu na niskim poziomie, limitowanym zarówno możliwościami producentów żywca, jak i barierą popytową związaną z niskim poziomem dochodów znacznej części mieszkańców. Taka orientacja, bazująca na wykorzystaniu wyłącznie czynników wewnętrznych, jest typowa dla producentów zdecydowanej większości producentów regionalnej żywności, praktycznie nie znanej i nie kupowanej poza rejonem jej wytwarzania. Rynek wołowiny sudeckiej może być jednak dużo większy dzięki wykorzystaniu popytu na usługi gastronomiczne zgłaszanego przez turystów odwiedzających Sudety i Pogórze Sudeckie. Dobrą ilustracją tej kwestii stanowi sytuacja na rynku serów owczych kupowanych w dużych ilościach przez turystów odwiedzających Podhale, gdzie są one wytwarzane.

Sprzedaż wołowiny sudeckiej nie w postaci surowego mięsa, lecz potraw z niej przygotowanych wymaga zmiany sposobu dystrybucji, przy zachowaniu krótkiego kanału sprzedaży. Nabywcami kulinarnej wołowiny sudeckiej powinni zostać regionalni restauratorzy, przygotowujący posiłki dla turystów. Wymaga to zmiany strategii producentów wołowiny sudeckiej. Układ od zagrody do widelca należy zastąpić relacją od widelca do zagrody, w której parametry mięsa kulinarnego określają właściciele (kierownicy) placówek gastronomicznych. Dla producentów oznacza to jednak dodatkowe problemy związane z realizacją nowych wymogów dotyczących rozbioru tuszy, pakowania elementów kulinarnych oraz ich transportu w ściśle określonych terminach. Poza tym elementy półtuszy nienadające się do bezpośredniej obróbki kulinarnej trzeba będzie kierować do zakładów przetwórczych. W tej sytuacji za celowe należy uznać, w grupie producenckiej lub poza nią, powołanie odrębnego podmiotu gospodarczego obsługującego proces dystrybucji wołowiny sudeckiej.

Wszystkie wyżej wymienione trudności wiążą się z uwzględnieniem w strategii działania grupy producenckiej zmian zachodzących zarówno w otoczeniu wewnętrznym, jak i zewnętrznym, nie powinny jednak przeważać na korzyściami związanymi ze sprzedażą wołowiny sudeckiej w pośrednim kanale dystrybucji (gastronomia). Rezygnacja z bezpośredniej sprzedaży wołowiny sudeckiej końcowym konsumentom pozwala bowiem na wielokrotne zwiększenie wielkości produkcji i jej efektywności w rezultacie pełnego wykorzystaniu zasobów czynników produkcji, jakimi obecnie dysponuje grupa producencka lub będzie dysponowała po przyłączeniu do niej nowych członków. Dzięki temu możliwe będzie zwiększenie dochodów producentów do poziomu nieosiągalnego przy wykorzystaniu bezpośredniego kanału dystrybucji.

W UE sprzedaż bezpośrednia dotyczy jedynie żywności przetworzonej (sery, wina, przetwory mięsne, pieczywo), a nie surowców. Nawet wytwarzane we Francji przez grupę producencką mięso wołowe z krów rasy maine-anjou, posiadające znak jakości „Chroniona Nazwa Pochodzenia”, sprzedawane jest w formie zamrożonej wyłącznie w hipermarketach (Winawer, Wujec 2010). Natomiast w tradycyjnym systemie sprzedaży bezpośredniej mięsa u producenta problemy logistyczne (transport w wyznaczonym czasie, zachowanie łańcucha chłodniczego) musi rozwiązać samodzielnie nabywca. Poza tym, zakup porcji mięsa na jeden obiad nie jest wart wysiłku i kosztów związanych z dojazdem do producenta, co wymusza większe jednorazowe zakupy i konieczność przechowywania mięsa w warunkach domowych. Niedogodności te powodują, że w dającej się przewidzieć perspektywie bezpośrednia sprzedaż surowego mięsa zachowa swój niszowy charakter.

Wykorzystanie sudeckiej gastronomii jako pośrednika w sprzedaży wołowiny sudeckiej stwarza jej producentom wiele potencjalnych korzyści niedostępnych dla producentów z innych regionów kraju. Walory krajobrazowe i klimatyczne ściągają na te tereny turystów krajowych i zagranicznych (głównie z Niemiec) zarówno w sezonie letnim, jak i zimowym, a kuracjuszy przez cały rok. Powinno to pozwolić na uniknięcie sezonowych wahań sprzedaży wołowiny sudeckiej, towarzyszących jej sprzedaży w kanale pośrednim.

Osoby wypoczywające w Sudetach kupują hybrydową usługę składającą się z noclegu i wyżywienia oraz, opcjonalnie, dostępu do lokalnych atrakcji. Turyści wybierający zorganizowaną formę wypoczynku opłacają łącznie noclegi i wyżywienie, oczekując standardu stosownego do wybranego poziomu cen. Jakość usług hotelarskich i gastronomicznych porównują z obiektami, w których wcześniej odpoczywali. Są zadowoleni, jeśli standard placówek, w których nocują i stołują się, nie odbiega od standardu obiektów dotychczas im znanych z autopsji, opowiadań znajomych czy opinii przeczytanych w Internecie. Trudno od nich oczekiwać spontanicznego zainteresowania daniami zawierającymi wołowinę sudecką, nawet jeśli byłaby ona reklamowana w lokalnych mediach. Proces stopniowego wprowadzania do jadłospisów dań zawierających wołowinę sudecką powinni więc rozpocząć właściciele (kierownicy) lokali, informując przy tym klientów o jej specyficznych właściwościach. Dopiero objęcie tymi działaniami możliwie dużej liczby obiektów turystycznych po upływie kilku lat powinno doprowadzić do sytuacji, w której osoby przybywające w rejon Sudetów będą oczekiwać konsumpcji tego rodzaju mięsa i traktować ją jako część atrakcji związanych z wypoczynkiem w tej części kraju.

Projekt zintegrowania działań regionalnych producentów wołowiny kulinarnej wysokiej jakości i osób prowadzących obiekty hotelarsko-gastronomiczne ma charakter innowacyjny. Mimo prób podejmowanych w różnych regionach Polski nie udało się doprowadzić do tego typu współpracy. Wynikało to zarówno z rozbieżności między interesami producentów i restauratorów, jak i małego zaangażowania władz samorządowych. Dotychczasowe doświadczenia wyraźnie wskazują, że pozostawienie kwestii upowszechnienia konsumpcji produktu regionalnego wyłącznie grze sił rynkowych nie może doprowadzić do sukcesu. Konieczne jest aktywne uczestnictwo lokalnych władz samorządowych w procesie pozyskiwania środków pomocowych na szkolenia w zakresie przygotowywania potraw z wołowiny sudeckiej oraz przedsięwzięcia związane z propagowaniem jej konsumpcji. Wskazana może być również swoista mediacja między producentami i restauratorami w trakcie negocjowania cen. W jej wyniku, dzięki odpowiedniej

regulacji poziomu marż na poszczególne dania, restauratorzy będą w stanie zaakceptować ceny satysfakcjonujące producentów.

WNIOSKI

1. Produkt regionalny „wołowina sudecka” powinien być konsumowany na terenie jego wytworzenia, z wykorzystaniem krótkich kanałów dystrybucji.

2. Zgodnie ze zmianami w obyczajach żywieniowych celowe jest zastąpienie sprzedaży bezpośredniej surowego mięsa, przy ewentualnym jej zachowaniu jako niszowej, sprzedażą wołowiny sudeckiej w postaci potraw z niej wytworzonych.

3. Docelowym odbiorcą wołowiny sudeckiej, a jednocześnie pośrednikiem w jej sprzedaży (już w postaci potraw), powinna zostać regionalna gastronomia obsługująca turystów, której popyt potencjalny na ten rodzaj mięsa oszacowano na 85,1 ton rocznie.

4. Wymogi wynikające z konieczności zachowania ciągłości łańcucha chłodniczego, standaryzacji dostaw wołowiny sudeckiej do gastronomii oraz skierowania części pozyskanego mięsa do dalszego przetwórstwa uzasadniają powołanie odrębnej jednostki zajmującej się dystrybucją tego produktu.

5. Upowszechnienie konsumpcji potraw z wołowiny sudeckiej na badanym terenie wymaga współdziałania producentów, restauratorów i władz lokalnych w zakresie pozyskiwania funduszy pomocowych oraz wypracowania mechanizmów zapewniających korzyści wszystkim jej uczestnikom.

PIŚMIENNICTWO

Nowak M., Tańska-Hus B., Minta S., 2011. Sprzedaż bezpośrednia produktów regionalnych. Zesz. Nauk. UP Wroc., Rol. XCIX, 582: 81–92.

Nowak M., Trziszka T., 2010. Zachowania konsumentów na rynku mięsa drobiowego. Żywność. Nauka. Technologia. Jakość, 1: 77–83.

Nowak M., Trziszka T., Otto J., 2008. Pozycja jakości posiłków wśród czynników kształtujących preferencje nabywców usług gastronomicznych. Żywność. Nauka. Technologia. Jakość, 3: 132–140.

Olszewski A., 2007, Technologia przetwórstwa mięsa. WNT, Warszawa: 292, 298.

Turystyka w 2010 roku, 2011. GUS, Warszawa: 13–15.

Winawer Z., Wujec H., 2010. Tradycyjne i regionalne produkty wysokiej jakości we wspólnej polityce rolnej. Fundacja dla Polski, Warszawa: 154, 159.

www.agroworld.pl

www.odkryjmieso.pl

www.portalspozywczy.pl

THE STRUCTURE AND POTENTIAL SIZE OF THE REGIONAL PRODUCT SUDETEN BEEF MARKET

S u m m a r y

The culinary qualities and the healthy benefits of beef meat and the volume of its consumption have been described in the paper. The factors that influenced changes in the traditional diet and resulted in significant increase in sales of catering services have been presented. The results of the potential Sudeten beef market research, conducted in the counties of Kłodzko, Jelenia Góra, Lubań, Lwówek, Wałbrzych, Dzierżoniów and Kamienna Góra, have been also presented. The size and structure of the base of accommodation and catering objects, where Sudeten beef dishes can be sold, and the demand for this product have been estimated. The benefits of cooperation between producers of Sudeten beef and restaurateurs and representatives of the regional authorities have been discussed.

KEY WORDS: Sudeten beef, market, catering