

**Elżbieta Rolka^{*}, Paulina Berk^{*}, Magdalena Klach-Chęcmanowska[†],
Milena Kosiorek^{*}, Andrzej C. Żolnowski^{*}**

ZREKULTYWOWANE SKŁADOWISKO ODPADÓW KOMUNALNYCH JAKO POTENCJALNE ŹRÓDŁO METALI CIĘŻKICH W GLEBACH

Streszczenie

Celem pracy była ocena oddziaływania zrehabilitowanego składowiska odpadów komunalnych w gm. Dywity (woj. warmińsko-mazurskie) na występowanie w glebach metali ciężkich. W ramach podjętych badań z czaszy składowiska i jego okolic pobrano 16 prób gleby. Próby pobierano zgodnie z kierunkami stron świata w odległości 5, 10 i 15 m od czaszy lub rowu opaskowego. W trakcie analiz laboratoryjnych oznaczono zawartość wybranych metali ciężkich (Fe, Cu, Zn, Mn, Pb, Cr, Ni, Co i Cd), zarówno ich form całkowitych i przyswajalnych. Uzyskane wyniki wskazują na duże zróżnicowanie zawartości pierwiastków w analizowanej glebie, co było zależne od badanego metalu jak również od lokalizacji miejsca poboru i odległości od składowiska. Największą koncentrację większości oznaczonych metali ciężkich wykazano w glebie pobranej po północnej stronie składowiska, zlokalizowanej przy wjeździe na teren badanego obiektu. Wykazano liczne ujemne zależności między zawartością metali ciężkich a wzrastającą odległością od składowiska. Pomimo tych obserwacji nie stwierdzono przekroczenia przyjętych norm (Dz. U. 2016 r. poz. 1395) w zakresie zanieczyszczenia gleby analizowanymi pierwiastkami śladowymi.

Słowa kluczowe: składowisko odpadów komunalnych, rekultywacja, metale ciężkie, zanieczyszczenie gleb

^{*} Uniwersytet Warmińsko Mazurski w Olsztynie, Katedra Chemii Środowiska

[†] Urząd Gminy Dywity

WSTĘP

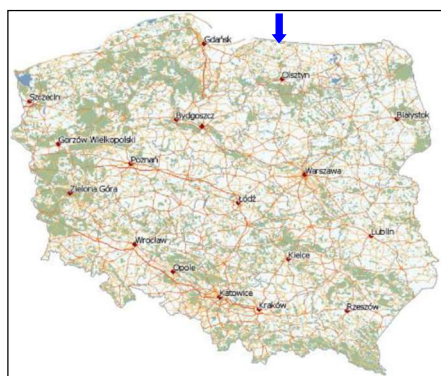
Składowisko odpadów komunalnych może być źródłem wielu zanieczyszczeń [Kuśmierz, Kisiel 2014], wśród których wymienia się m.in. metale ciężkie [Karczevska, Kabała 2010; Bartkowiak, Lemanowicz 2014; Chizoruo i in. 2017; Frączek, Ropek 2017], wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne [Frączek, Ropek 2017] i zanieczyszczenia bakteriologiczne [Kuśmierz, Kisiel 2014]. Jednym z podstawowych kryteriów świadczących o negatywnym wpływie składowiska na środowisko jest obecność metali ciężkich (Hg, Pb, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Zn, Ni) w glebie [Szyszkowski i in. 2000]. Źródłem tych pierwiastków w odpadach mogą być odpady niebezpieczne [Bartkowiak, Lemanowicz 2014], wśród których wymienia się m.in.: świetlówki, tworzywa sztuczne, porcelanę, termometry, kolorowe szkło, baterie, odczynniki fotograficzne, opakowania po farbach, akumulatory, części sprzętu RTV i AGD i inne [Szyszkowski i in. 2000]. Pierwiastki śladowe mogą ulegać sorpcji przez składniki glebowe i gromadzić się w powierzchniowych poziomach gleb [Szyszkowski i in. 2000; Karczevska, Kabała 2010]. Ponadto metale ciężkie wraz z pozostałymi ksenobiotykami mogą wpływać bardzo niekorzystnie na środowisko glebowe, co może skutkować zaburzeniem równowagi ekologicznej w wyniku zmian składu gatunkowego mikro- i makroorganizmów [Cebren i in. 2011; Zhang i in. 2016] czy liczebności mezofauny glebowej [Frączek, Ropek 2017]. Zachwianie procesów zachodzących w glebie wskutek akumulacji zanieczyszczeń, może dodatkowo hamować bądź stymulować przyswajalność pierwiastków dla roślin i wpływać na wzrost ich migracji do wód powierzchniowych i podziemnych [Szyszkowski i in. 2000]. Dodatkowo o szkodliwości metali ciężkich decyduje wiele różnych czynników, w tym nie tylko ich zawartość ogólna ale również forma w jakiej pierwiastki te występują w glebie, co wpływa na ich mobilność w środowisku [Meers i in. 2007]. Do zdegradowania gleby na składowisku może dochodzić już podczas dowozu i wyładunku odpadów np. poprzez unoszenie z wiatrem zanieczyszczonego pyłu ale również poprzez przenikanie gazu wysypiskowego, spływ powierzchniowy i filtrację odcieków [Pakuła 2011], które w swoim składzie mogą zawierać znaczne ilości związków szkodliwych [Gałko 2015]. Ponadto uwalnianie metali ciężkich ze składowiska jest uzależnione od pory roku, wiosna sprzyja uwalnianiu Pb, Cu, Zn i Cd a zima Cr i Hg [Tałałaj 2014]. Proces ten nasila się szczególnie w wyniku nieprawidłowego składowania odpadów lub powstawania nielegalnych wysypisk [Telesiński i in. 2009; Dusza i in. 2013; Bartkowiak, Lemanowicz 2014].

W latach 90-tych w Polsce powstało bardzo dużo składowisk odpadów komunalnych które nie posiadały podstawowych zabezpieczeń [Wota, Woźniak 2006]. Przyczynę tego zjawiska stanowił brak unormowań prawnych w tym zakresie [Mamak, Kicińska 2016; Wota, Woźniak 2006]. Ponadto dobór terenów pod lo-

kalizację składowisk nie zawsze był zgodny z ich właściwym zagospodarowaniem. Obiekty te często były sytuowane między innymi w miejscach wyrobisk po wydobyciu kruszyw lub na terenach, których gleby charakteryzowały się dobrą klasą bonitacyjną [Wota, Woźniak 2006]. Na skutek tych działań powstało wiele składowisk nie spełniających norm i wymagań technicznych, które w konsekwencji musiały zostać zamknięte i poddane odpowiedniej rekultywacji [Adamczyk i in. 2015]. Według danych GUS w ostatnich latach notuje się spadek ilości czynnych składowisk odpadów komunalnych, z 803 funkcjonujących w 2009 r. do 347 w roku 2015 [GUS 2010, 2016]. Jednak jako obiekty zamknięte i zrekultywowane powinny być objęte monitoringiem, który zakłada m.in. kontrolę jakości wód podziemnych i powierzchniowych na ich terenie i w najbliższym sąsiedztwie [Rozporządzenie... 2013], bez konieczności analizy gleby w tym rejonie. Z uwagi na wskazane problemy celem podjętych badań była ocena wpływu zrekultywowanego składowiska odpadów komunalnych w Dywitach na występowanie metali ciężkich w glebach.

Teren i metodyka badań

Obiektem badań było zrekultywowane składowisko odpadów komunalnych zlokalizowane w północno-wschodniej Polsce w gm. Dywity (woj. warmińsko-mazurskie) (rys.1). Analizowany obiekt od strony północnej, południowej i wschodniej graniczy z kompleksem leśnym a od strony zachodniej z terenem ogrodów działkowych (fot. 1). Po stronie południowej w odległości 20-30 m składowisko opływa ciek wodny, uchodzący do rzeki Łyny [Decyzja 2011].



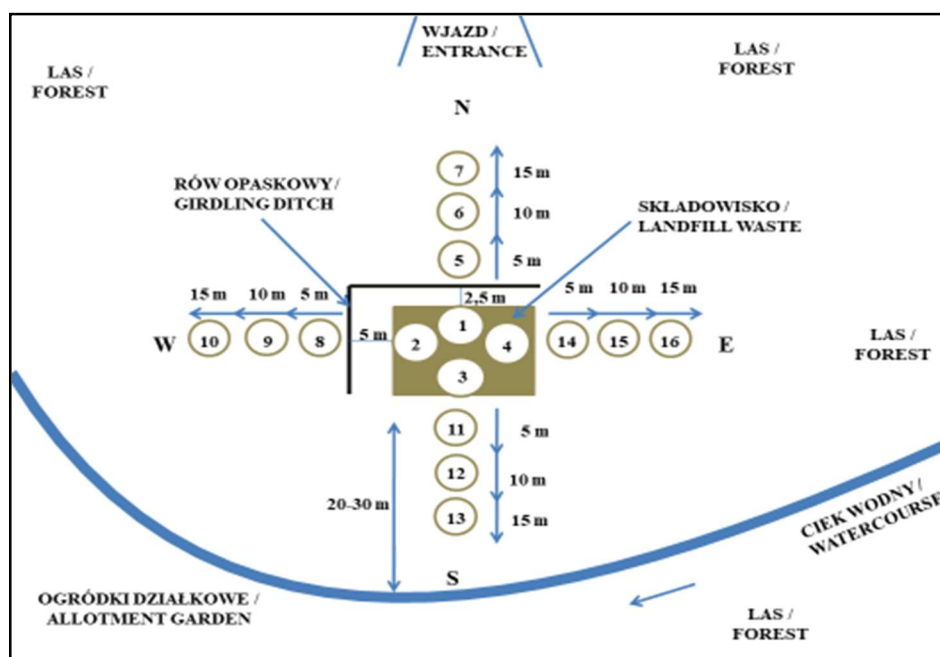
Rys. 1. Położenie składowiska odpadów na terytorium Polski
Fig. 1. Localization of landfill waste on area Poland



Fot. 1. Widok na składowisko odpadów od strony północnej
Phot. 1. The view on landfill waste at northern page

Miejsce deponowania odpadów komunalnych powstało na terenie wyrobiska po wydobyciu kruszywa mineralnego – żwiru. Eksploatacja składowiska rozpoczęła się w 1991 roku. Na składowisku były deponowane odpady komunalne zmieszane, zbierane na terenie gminy Dywity. Ilość zdeponowanych odpadów w czasie eksploatacji wyniosła ok. 3 852 MG. Odpady trafiające na składowisko były zbierane w sposób nieselektywny. Głównymi wytwórcami odpadów byli mieszkańcy gminy zabudowy jednorodzinnej (82,5%), w mniejszym stopniu zabudowy wielorodzinnej (7%), placówek usługowych, gastronomicznych i handlowych (10,5%). Deponowane odpady posiadały w swoim składzie duży udział substancji organicznej. Podczas eksploatacji składowiska nie przyjmowano odpadów: zakaźnych, niebezpiecznych oraz ciekłych [Hepner 2006]. Jednak gminne składowisko w trakcie eksploatacji nie było wyposażone w infrastrukturę zabezpieczającą przed przedostaniem się zanieczyszczeń do środowiska tj. warstwy izolacyjnej podłoża, rowu opaskowego oraz nie posiadało kwater. Obiekt z uwagi na niespełnianie wymogów technicznych został zamknięty 1 maja 2007 r. zgodnie z Decyzją Wojewody Warmińsko-Mazurskiego, a następnie rekultywowany i zagospodarowany w kierunku leśnym [Rozporządzenie... 2003, Decyzja... 2011; Nowak 2013]. Rekultywacja obejmowała między innymi przemieszczanie i zagęszczanie zdeponowanych odpadów na terenie składowiska. W I etapie rekultywacji ukształtowano czasę składowiska zachowując spadek 3-4% w kierunku wschód-zachód oraz 1% w kierunku południowym. Następnie teren został przykryty warstwą ochronną (ok. 10 cm) o składzie granulometrycznym piasku gruboziarnistego [Hepner 2006; Decyzja... 2011]. Drugi etap rekultywacji polegał na wykonaniu warstwy drenażowej, którą stanowił żwir o granulacji 8-16 mm. Następnie warstwa drenażowa przykryta została warstwą okrywy rekultywacyjnej czyli warstwy glebowej o grubości 40 cm i warstwy humusowej o grubości 20 cm w celu odbudowy warstwy wegetacyjnej [Hepner 2006]. Dalszy etap prac rekultywacyjnych to wyposażenie składowiska w studnię odgazowującą, rów opaskowy (po północnej i zachodniej stronie czaszy) o szerokości 5 i 2,5 m oraz długości 220 m. Rów odwadniający został umocniony poprzez zadarnienie i wyłożenie dna żwirem o granulacji 8-16 mm. Rekultywacja techniczna składowiska miała na celu zabezpieczenie składowiska poprzez uszczelnienie a w konsekwencji ograniczenie migracji potencjalnych zanieczyszczeń do środowiska [Hepner 2006; Decyzja... 2011].

W ramach podjętych badań pobrano 16 prób gleby (z warstwy 0 – 30 cm), w tym 4 próby z czaszy składowiska i 12 z terenu przyległego do składowiska. Próby pobierano zgodnie z kierunkami stron świata w odległości 5, 10 i 15 m od czaszy lub rowu opaskowego (rys. 2). Poboru gleby dokonano przy pomocy świdra glebowego. W każdym miejscu poboru dokonano 5 odwiertów z powierzchni 1 m², stanowiących próbki pierwotne, które następnie połączono w jedną próbę zbiorczą – docelową.



Rys. 2. Rozmieszczenie miejsc poboru prób glebowych
 Fig. 2. Arrangement of places of soils sample collection

Następnie próby wysuszono, przesiano przez sito o średnicy oczek $\phi=1$ mm i umieszczono w szczelnych opakowaniach. W tak przygotowanym materiale glebowym oznaczono zawartość wybranych, całkowitych i przyswajalnych form metali ciężkich (Fe, Cu, Zn, Mn, Pb, Cr, Ni, Co i Cd). W celu oznaczenia form całkowitych materiałów glebowy zmineralizowano w piecu mikrofalowym MARS 5 (CEM Corporation, USA) w naczyniach teflonowych HP500 przy użyciu 65% HNO_3 według metodyki US-EPA3051 [EPA Method 3051. 1994; Operation Manual Mars 5. 2001]. Formy przyswajalne pierwiastków ekstrahowano 1 M HCl [Karczewska, Kabała 2008]. Zawartość obu form metali została oznaczona za pomocą spektrofotometru absorpcji atomowej AA240FS [EPA Method 3051. 1994], z użyciem wzorców firmy MERCK.

Na podstawie uzyskanych wyników wyliczono udział procentowy form przyswajalnych metali ciężkich w odniesieniu do ich zawartości całkowitej. Ponadto uzyskane wyniki odnośnie zawartości całkowitej pierwiastków śladowych odniesiono do wartości granicznych podanych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [2016].

Uzyskane wyniki poddano analizie statystycznej, uwzględniając odchylenie standardowe (SD), współczynnik zmienności (V) i współczynnik korelacji prostej Pearsona (r). Współczynnik korelacji obliczono w celu określenia stopnia

i kierunku zależności pomiędzy zawartością pierwiastków śladowych a wzrastającą odległością od składowiska.

WYNIKI BADAŃ I DISKUSJA

W glebach z badanego terenu zrehabilitowanego składowiska odpadów komunalnych w Dywitach stwierdzono relatywnie największą zawartość Fe i Mn a najniższą Co, Ni i Cd (tab. 2). Uzyskaną średnią zawartość całkowitą wszystkich analizowanych pierwiastków śladowych, można ułożyć w malejącym szeregu: Fe (7440,22 mg) > Mn (152,19 mg) > Cr (25,88 mg) > Zn (24,12 mg) > Pb (16,60 mg) > Cu (9,32 mg) > Co (2,16 mg) > Ni (2,09 mg) > Cd (0,57 mg·kg⁻¹ gleby). W przypadku Zn, Cu, Pb i Co najwyższą ich średnią zawartość stwierdzono po stronie północnej składowiska (od strony wjazdu). Zdecydowanie najwyższe wyniki na tym terenie odnotowano w punkcie poboru zlokalizowanym najbliżej składowiska (7,5 m), które wynosiły: 118,31 mg Zn, 70,00 mg Cu, 96,23 mg Pb oraz 6,90 mg Co·kg⁻¹ gleby, co może być związane ze wzmożonym ruchem pojazdów podczas dowozu odpadów na składowisko lub też pszcieszaniem odpadów w procesie rekultywacji obiektu. Analiza statystyczna uzyskanych wyników, oparta na współczynniku zmienności (V), wykazała bardzo duże zróżnicowanie zawartości Zn, Cu, Pb i Cr po stronie północnej składowiska (92% < V > 125%), Cr na terenie czaszy składowiska (V = 87%), Cu po stronie południowej (V = 69%) oraz Ni po wschodniej części obiektu (V = 74%). Przyczyną tak dużego zróżnicowania wyników może być skład materiału glebowego zdeponowanego w celu odtworzenia warstwy biologicznej na czaszy składowiska oraz fakt przemieszczania gleby na powierzchni obiektu. Poza dużym zróżnicowaniem wyników badań odnotowano również liczne ujemne korelacje pomiędzy zawartością analizowanych pierwiastków a odległością od składowiska. Po stronie północnej najwyższe wartości współczynnika korelacji odnotowano w przypadku Fe, Zn, Cu, Mn, Pb i Cr (-0,658 < r > -0,914), po stronie zachodniej dla pierwiastków takich jak: Fe, Cu, Mn, i Co (-0,555 < r > -0,976), po stronie południowej dla: Fe, Pb i Cd (-0,548 < r > -0,674) a po stronie wschodniej dla: Fe, Cu, Pb, Cr, Ni, i Co (-0,684 < r > -0,888). Jednak istotność statystyczną dla $\alpha = 0,05$ potwierdzono tylko w przypadku Fe ($r = -0,976^*$) po stronie zachodniej obiektu. Pomimo stwierdzanych zależności w zawartości całkowitej badanych pierwiastków śladowych jak również podwyższonej zawartości Pb nie stwierdzono przekroczeń dopuszczalnych wartości progowych zawartych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [2016].

Badania o zbliżonym charakterze na terenie składowisk odpadów komunalnych były prowadzone przez innych autorów [Pakuła 2011; Wiater 2011; Dusza i in. 2013; Chizoruo i in. 2017; Ediene, Umoetok 2017; Szydłowski, Podlasińska 2017].

Tabela 2. Zawartość metali ciężkich w badanych glebach (formy całkowite)
Table 2. Concentration of heavy metals in analysed soils (total forms)

Nr próby	Odległość od czaszy	Fe	Zn	Cu	Mn	Pb	Cr	Ni	Co	Cd
		(mg·kg ⁻¹)								
Czasza składowiska / Landfill footprint										
1		10153,90	22,65	8,40	177,20	17,79	4,20	2,40	2,61	0,60
2		7718,50	7,90	4,50	124,70	4,99	4,59	1,20	0,75	0,50
3		8423,50	26,61	2,90	127,50	7,28	34,93	0,90	0,99	0,50
4		10611,70	15,60	8,50	174,20	20,24	35,07	3,00	1,44	0,85
Średnia / Average		9226,90	18,19	6,08	150,90	12,58	19,70	1,88	1,45	0,61
SD		1332,72	7,64	2,65	26,91	7,01	17,07	0,99	0,80	0,16
V		14	42	44	18	56	87	53	55	27
Północna część składowiska / Northern part of landfill										
5	7,5 m	6128,40	118,31	70,00	136,10	96,23	1,67	3,35	6,90	0,65
6	12,5 m	4489,30	30,34	8,00	90,20	19,35	5,00	1,38	2,80	0,50
7	17,5 m	4979,80	15,13	2,50	103,70	17,25	32,37	2,95	3,60	0,60
Średnia / Average		5199,17	54,59	26,83	110,00	44,28	13,01	2,56	4,43	0,58
SD		780,28	50,48	33,59	21,20	40,52	15,11	0,93	1,98	0,10
V		15	92	125	19	92	116	36	45	17
r		-0,658	-0,914	-0,899	-0,684	-0,872	0,909	-0,192	-0,192	-0,227
Zachodnia część składowiska / Western part of landfill										
8	10 m	6135,50	20,49	10,70	137,20	17,24	42,75	2,40	4,10	0,60
9	15 m	4949,20	14,39	9,10	95,70	15,07	34,93	3,89	3,60	0,65
10	20 m	3642,80	32,30	4,50	83,30	19,17	44,44	1,72	2,90	0,55
Średnia / Average		4909,17	22,39	8,10	105,40	17,16	40,71	2,67	3,53	0,60
SD		1142,12	8,15	3,19	25,62	2,05	6,88	1,03	0,97	0,06
V		23	36	39	24	12	17	39	27	11
r		-0,976*	0,648	-0,870	-0,941	0,421	0,110	0,295	-0,555	-0,354
Południowa część składowiska / Southern part of landfill										
11	5 m	5201,50	15,49	1,90	229,70	11,22	40,65	1,19	1,30	0,45
12	10 m	5531,10	22,69	6,50	211,60	9,46	37,52	2,93	2,00	0,50
13	15 m	4413,20	19,60	2,00	251,20	6,52	43,92	2,40	0,80	0,35
Średnia / Average		5048,60	19,26	3,47	230,83	9,07	40,70	2,17	1,37	0,43
SD		531,15	3,30	2,39	19,44	3,12	6,26	0,84	0,69	0,08
V		11	17	69	8	34	15	39	50	19
r		-0,664	0,557	0,019	0,495	-0,674	0,234	0,646	-0,325	-0,548
Wschodnia część składowiska / Eastern part of landfill										
14	5 m	9729,80	31,84	14,00	161,10	14,51	38,04	3,51	3,00	0,55
15	10 m	6474,60	13,11	11,30	130,40	10,03	35,45	0,96	1,60	0,35
16	15 m	6167,30	26,99	10,10	211,50	11,20	27,86	0,92	1,70	0,45
Średnia / Average		7457,23	23,98	11,80	167,67	11,91	33,78	1,80	2,10	0,45
SD		1793,95	8,86	2,54	36,83	2,16	5,82	1,33	0,72	0,14
V		24	37	22	22	18	17	74	34	31
r		-0,888	-0,245	-0,687	0,612	-0,684	-0,783	-0,871	-0,813	-0,324

* - współczynnik korelacji r istotny dla $\alpha=0,05$ / correlation coefficient r significant for $\alpha=0,05$

Podobne rezultaty jak w badaniach własnych osiągnięto w badaniach Pakuły [2011] na składowisku odpadów komunalnych w Woli Suchożebskiej (woj. mazowieckie), tam zawartość całkowita metali ciężkich w glebach pobranych z głębokości nieprzekraczającej 30 cm kształtowała się w zakresie średnich: 2000-

3890 mg Fe, 87 – 221 mg Mn i 0,60 – 1,21 mg Co·kg⁻¹, nie przekraczając przyjętych wówczas standardów. Z kolei w badaniach Duszy i in. [2013] analizie poddano glebę z okolic sześciu nielegalnych składowisk odpadów (woj. zachodniopomorskie), w której zawartość całkowita pierwiastków przybierała szerokie zakresy: 14,30 – 1102,27 mg Zn, 3,28 – 91,04 mg Cu, 6,37 – 45,93 mg Pb, 3,84 – 22,68 mg Cr, 2,26 – 16,24 mg Ni oraz 0,001 – 1,82 mg Cd·kg⁻¹ gleby. Rozbieżność uzyskanych wyników autorzy tłumaczyli głównie składem morfologicznym deponowanych odpadów. Przekroczenie standardów autorzy odnotowali w odniesieniu do Zn i Cu w glebie pobranej z obrzeża nielegalnego składowiska zlokalizowanego przy jeziorze w miejscowości Tanowo (gm. Police). Wiater [2011] analizując gleby wokół składowisk odpadów komunalnych w Czerwonym Borze i Suwałkach (woj. podlaskie) odnotowała wyższe zawartości całkowite Fe i Mn w glebach z terenów tych obiektów w porównaniu do składowiska w Dywitach. Autorka jednak nie stwierdziła jednoznacznego wpływu tych obiektów na wzrost zawartości metali ciężkich w glebach, poza podwyższoną zawartością Cu w Suwałkach i Zn w Czerwonym Borze. Z kolei Szydłowski i Podlasińska [2017] wykazali zróżnicowaną zawartość całkowitą metali ciężkich w glebach na terenie dzikich wysypisk położonych w gm. Barlinek (woj. zachodniopomorskie). W badaniach tych autorów obserwowano dość szeroki zakres zawartości Mn (37,2 – 975,9 mg) oraz Fe (1456 – 32221 mg·kg⁻¹) w glebie z tych obiektów a ponadto wykazano przekroczenia dopuszczalnej zawartości w przypadku Cd, Zn, Pb, Cu i Cr. Autorzy tak duże zróżnicowanie uzyskanych wyników odnosili do składu morfologicznego deponowanych odpadów. Podobnie, autorzy badań prowadzonych w Nigerii w Clabar Metropolis [Ediene, Umoetok 2017] odnotowali wyższą zawartość Cd, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn i Cu w glebie z terenu temtejszego składowiska odpadów w odniesieniu do terenów nie objętych oddziaływaniem analizowanego obiektu. Ponadto stwierdzone przez autorów całkowite zawartości pierwiastków mieściły się w bardzo szerokich zakresach: Cr (0,66 - 200 mg), Ni (26 - 748,6 mg), Pb (18 - 4548 mg) i Zn (1248 – 2864 mg·kg⁻¹ gleby), przekraczając tym samym wartości uzyskane w badaniach własnych. Z kolei w badaniach Chizoruo i wsp. [2017] wykonanych również na terenie Nigerii w Owerii na składowisku odpadów komunalnych odnotowano niższą niż w badaniach własnych zawartość Fe (116,5-203 mg), Cu (12,4 – 18,8 mg), Mn (0-20 mg) i Zn (0-1,4 mg) a wyższą zawartość Cr (150 -280 mg·kg⁻¹ gleby). Autorzy tych badań wskazują jednak że na terenie składowiska odpadów komunalnych nawet podwyższona zawartość metali ciężkich w glebie może skutkować nadmiernym nagromadzeniem tych ksenobiotyków w roślinach. Z kolei unieruchamianie metali ciężkich w powierzchniowych warstwach gleby na skutek antropogenicznego źródła emisji, wskazuje na długotrwały problem jakim jest zanieczyszczenie tych utworów [Karczewska, Kabała 2010].

Zagrożenie ekologiczne ze strony metali ciężkich jest związane nie tylko z całkowitą ich zawartością ale również z właściwościami gleb i szeregiem innych czynników, wśród których wymienia się formy występowania tych pierwiastków, a co za tym idzie ich mobilność i bioprzyswajalność [Meers i in. 2007;

Karczewska, Kabała 2010]. W odniesieniu do przyswajalnych form oznaczonych w badaniach własnych, Fe i Mn stanowiły najwyższą zawartość, natomiast najniższą Ni, Co i Cd (tab. 3.). Szereg malejących zawartości tych formw glebie układał się nieco odmiennie niż w przypadku zawartości całkowitych: Fe (459,66 mg) > Mn (76,22 mg) > Pb (10,02 mg) > Zn (5,16 mg) > Cu (3,30 mg) > Cr (3,03 mg) > Ni (0,84 mg) > Co (0,51 mg) > Cd (0,15 mg·kg⁻¹ gleby). Stwierdzone różnice w szeregu wynikły z dość wysokiej zawartości przyswajalnych form Pb i Zn oraz niskiej zawartości przyswajalnego Cr. Rozpatrując jednak poszczególne lokalizacje zawartość przyswajalnych form metali ciężkich była bardzo zróżnicowana. Najwyższą średnią przyswajalną zawartość Fe (837,89 mg) odnotowano na czaszy składowiska, a zdecydowanie niższy zakres średnich zawartości tego pierwiastka (1,63 – 133,20 mg·kg⁻¹ gleby) wykazano na terenie przyległym do czaszy. Różnorodność ta może wynikać z odmiennego charakteru materiału glebowego zdeponowanego na czaszy składowiska. Z kolei w przypadku Zn, Cu, Pb, Ni i Co najwyższą średnią zawartość stwierdzono po stronie północnej składowiska, gdzie odnotowano również wysokie zawartości form całkowitych (7,5 m). Po stronie północnej również dla większości pierwiastków stwierdzono bardzo duże (Fe, Cu, Pb, Co) lub duże zróżnicowanie (Zn, Cr i Ni) o czym świadczą wysokie współczynniki zmienności $V = 46 - 107\%$. Bardzo duże zróżnicowanie ($V > 60\%$) również było charakterystyczne dla zawartości przyswajalnych Cr, Ni i Cd na czaszy składowiska, Zn po stronie zachodniej i południowej oraz Ni i Cd po stronie południowej i wschodniej. Współczynnik korelacji r wskazał w większości przypadków po stronie północnej, południowej i wschodniej na ujemne zależności pomiędzy zawartością przyswajalnych pierwiastków a odległością od składowiska. Jednak istotność statystyczną tych zależności otrzymano tylko w przypadku Fe ($r = -1,000^{**}$) i Zn ($r = -0,998^{**}$) po stronie północnej oraz Mn ($r = -0,988^*$) po stronie zachodniej. Odmiennie korelacje odnotowano w przypadku Cr, którego zawartość przyswajalna w glebach po każdej stronie składowiska wzrastała wraz z odległością od obiektu, a po stronie południowej była to zależność istotna statystycznie ($r = 0,980^*$). Zaobserwowane korelacje mogą być wynikiem charakteru nawiezonego materiału na czaszę składowiska.

Tabela 3. Zawartość metali ciężkich w badanych glebach (formy przyswajalne)

Table 3. Concentration of heavy metals in analysed soils (available forms)

Nr próby	Odległość od czaszy	Fe	Zn	Cu	Mn	Pb	Cr	Ni	Co	Cd
		(mg·kg ⁻¹)								
Czasza składowiska										
1		958,48	6,86	2,18	101,88	11,73	0,64	2,24	0,36	0,425
2		769,11	3,10	1,21	76,71	4,14	0,32	0,15	0,40	0,033
3		803,91	4,14	2,27	79,28	4,95	0,66	0,64	0,21	0,130
4		820,08	3,54	1,28	80,53	4,36	1,55	0,27	0,34	0,080
Średnia / Average		837,89	4,41	1,73	84,60	6,29	0,79	0,83	0,33	0,17

SD		77,45	1,56	0,53	10,91	3,37	0,50	0,90	0,08	0,16
V		9	35	31	13	54	63	108	24	98
Północna część składowiska / Northern part of landfill										
5	7,5 m	263,60	13,92	39,87	99,24	79,90	1,37	2,45	3,71	0,196
6	12,5 m	133,38	8,94	5,35	55,48	15,45	1,28	0,56	0,26	0,090
7	17,5 m	2,64	2,88	0,17	57,46	8,60	2,89	1,33	0,73	0,237
Średnia / Average		133,20	8,58	15,13	70,72	34,65	1,85	1,45	1,57	0,17
SD		116,70	4,95	19,30	22,10	35,19	0,84	0,86	1,67	0,07
V		88	58	128	31	102	46	59	107	39
r		-1,000**	-0,998**	-0,920	-0,845	-0,906	0,803	-0,584	-0,797	0,270
Zachodnia część składowiska / Western part of landfill										
8	10 m	1,36	2,44	0,44	72,10	8,45	3,89	1,30	0,59	0,237
9	15 m	1,93	1,56	0,52	52,66	8,55	4,18	1,26	0,63	0,225
10	20 m	1,62	13,06	0,49	41,20	9,20	5,81	1,32	0,50	0,255
Średnia / Average		1,63	5,68	0,48	55,32	8,73	4,62	1,29	0,57	0,24
SD		0,26	5,72	0,04	13,98	0,37	0,94	0,08	0,06	0,01
V		16	101	8	25	4	20	6	11	6
r		0,448	0,830	0,586	-0,988*	0,901	0,916	0,145	-0,658	0,567
Południowa część składowiska / Southern part of landfill										
11	5 m	148,84	2,14	1,05	113,49	4,10	6,48	0,08	0,25	0,030
12	10 m	64,92	9,56	0,98	113,37	8,35	7,04	0,90	0,24	0,152
13	15 m	101,07	1,82	1,28	42,48	2,95	7,66	0,05	0,36	0,001
Średnia / Average		104,94	4,51	1,10	89,78	5,13	7,06	0,34	0,28	0,06
SD		37,67	3,92	0,15	36,65	2,55	0,54	0,44	0,07	0,07
V		36	87	14	41	50	8	127	24	118
r		-0,567	-0,037	0,694	-0,867	-0,202	0,980*	-0,031	0,772	-0,185
Wschodnia część składowiska / Eastern part of landfill										
14	5 m	95,85	7,78	3,76	84,07	8,80	7,22	0,71	0,40	0,231
15	10 m	123,71	2,80	3,32	28,62	5,95	7,53	0,21	0,21	0,036
16	15 m	38,13	3,96	1,10	53,82	4,55	7,85	0,04	0,34	0,054
Średnia / Average		85,89	4,84	2,73	55,50	6,43	7,53	0,32	0,32	0,11
SD		39,07	2,34	1,27	24,88	1,94	0,34	0,32	0,09	0,10
V		45	48	47	45	30	5	102	28	90
r		-0,661	-0,730	-0,931	-0,544	-0,979	0,825	-0,934	-0,328	-0,819

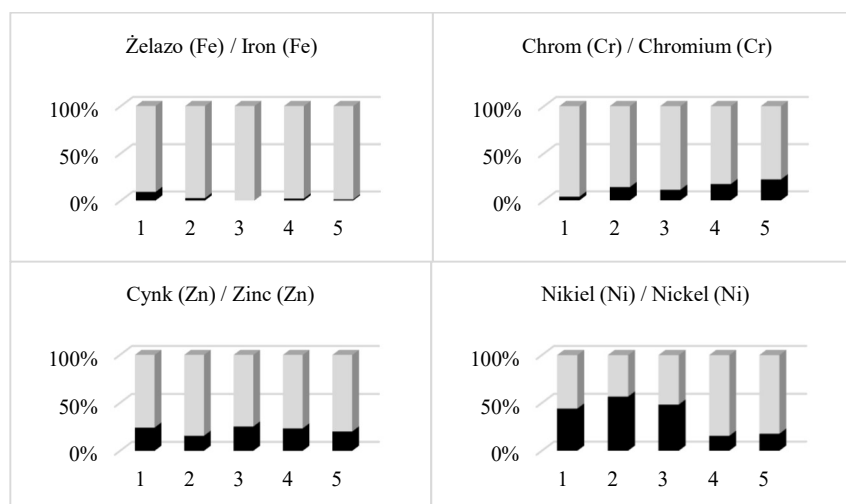
* współczynnik korelacji r istotny dla $\alpha=0,05$; **współczynnik korelacji r istotny dla $\alpha=0,01$

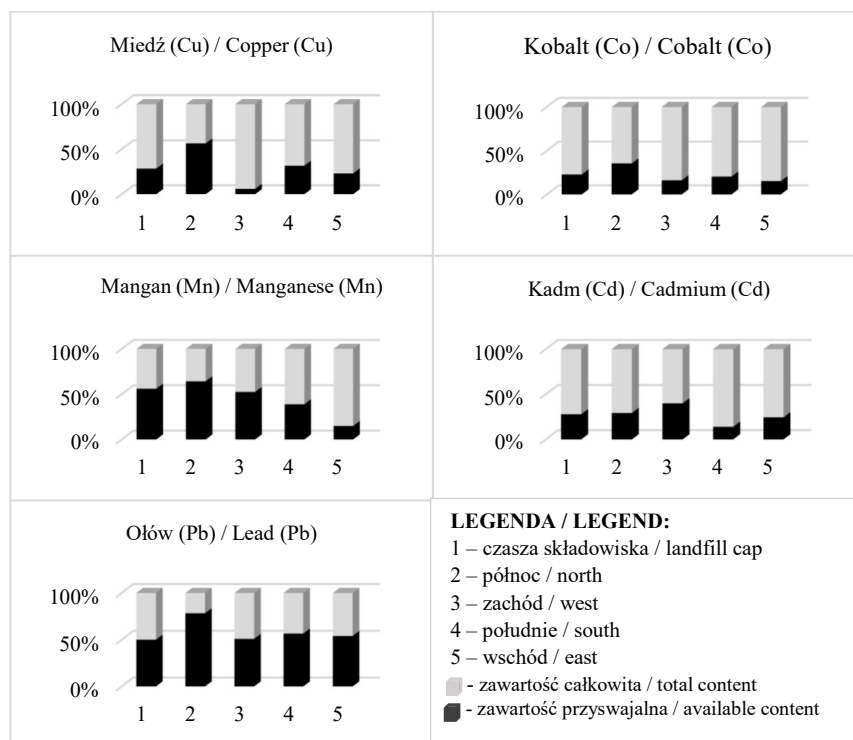
* correlation coefficient r significant for $\alpha=0,05$; **correlation coefficient r significant for $\alpha=0,01$

Średni procentowy udział form przyswajalnych metali ciężkich w zawartości całkowitej (rys. 3) wyniósł najwięcej dla Pb (58%), Mn (45%), Ni (37%), Cu (29%), Cd (27%), Zn i Co (22%) a najmniej w przypadku Cr (14%) i Fe (3%). Analizując wyniki dla terenu z poszczególnych stron składowiska, najwyższy udział form przyswajalnych odnotowano po stronie północnej w przypadku pierwiastków takich jak: Cu, Mn, Pb, Ni i Co, który odpowiednio wyniósł: 56, 64, 78, 57 i 35%. Z uwagi na toksyczny charakter niektórych pierwiastków (Pb, Cd) jest to zjawisko niekorzystne, ponieważ potęguje ryzyko ekologiczne zwiększając potencjalną ich biodostępność.

Silna antropopresja może wpływać na przekroczenie dopuszczalnych limitów metali ciężkich w środowisku glebowym [Bartkowiak, Lemanowicz 2014]. Ibragimow i wsp. [2010] wskazują, że przy występowaniu korzystnych warunków

fizykochemicznych w glebach zanieczyszczonych może zwiększać się ilość potencjalnie dostępnych form metali ciężkich. Tak więc uzyskane wyniki w badaniach własnych odnośnie wysokiego udziału form przyswajalnych w zawartości całkowitej mogą wskazywać na antropogeniczne źródło tych pierwiastków w badanych glebach. Jak podaje Pakuła [2011] dużym zagrożeniem zanieczyszczenia gleb metalami jest transport odpadów na składowisko związany z wywiewaniem frakcji lekkiej jak również wzmożonym ruchem pojazdów samochodowych. Analiza wyników badań własnych w poszczególnych lokalizacjach może przychylić się do tej tezy z uwagi na fakt występowania wysokich zawartości metali oraz dużego udziału form przyswajalnych w zawartości całkowitej tych pierwiastków w próbach gleb pobranych od strony wjazdu na składowisko. Ponadto duże znaczenie na terenach składowisk ma również etap rekultywacji obejmujący przemieszczanie i zagęszczanie zdeponowanych odpadów, co może mieć niekorzystny wpływ na otaczające środowisko gruntowo-wodne. Co więcej na zróżnicowanie składu pierwiastkowego gleby na terenach składowisk może mieć rodzaj materiału glebowego i humusowego umieszczonego na czaszy składowiska celem odbudowy warstwy biologicznej. Oceniając skalę zagrożenia zanieczyszczenia gleb metalami w wyniku składowania odpadów należy brać pod uwagę różne i zazwyczaj zmienne czynniki, m.in.: ilość odpadów, ich skład morfologiczny, okres składowania, warunki glebowe w tym skałd skały macierzystej ale również warunki hydrogeologiczne i meteorologiczne [Bartkowiak, Lemanowicz 2014]. Dlatego bardzo ważna jest odpowiednia lokalizacja takich obiektów i dobrze dobrany sposób rekultywacji oraz długotrwały monitoring wszystkich potencjalnie zagrożonych komponentów środowiska.





Rys. 3. Średni procentowy udział form przyswajalnych metali ciężkich w odniesieniu do ich całkowitej zawartości w glebie

Fig. 3. Average percentage share of the available forms of heavy metals in reference their total content in soils

WNIOSKI

1. W glebach położonych na terenie zrekultywowanego składowiska odpadów w Dywitach stwierdzono zróżnicowaną zawartość pierwiastków śladowych, układającą się w następujących szeregach malejących średnich wartości: Fe > Mn > Cr > Zn > Pb > Cu > Co > Ni > Cd (formy całkowite) oraz Fe > Mn > Pb > Zn > Cu > Cr > Ni > Co > Cd (formy przyswajalne).
2. Największy średni procentowy udział form przyswajalnych metali ciężkich w zawartości całkowitej odnotowano w przypadku: Pb (58%), Mn (45%), Ni (37%), Cu (29%), Cd (27%), Zn i Co (22%) a najmniejszy w przypadku Cr (14%) i Fe (3%).
3. Analizując wyniki z poszczególnych lokalizacji, najwyższą zawartość Zn, Cu, Pb, Ni i Co, zarówno form całkowitych jak i przyswajalnych, stwierdzono po stronie północnej w próbie gleby pobranej najbliższej składowiska od strony

wjazdu. W materiale tym stwierdzono również najwyższy udział form przyswajalnych pierwiastków takich jak: Cu, Mn, Pb, Ni i Co, który odpowiednio wyniósł: 56, 64, 78, 57 i 35%. Tak wysoki udział tych pierwiastków może wskazywać na duży wpływ antropopresji na tym terenie.

4. Współczynnik korelacji r wskazał na liczne ujemne zależności pomiędzy zawartością analizowanych pierwiastków a wzrastającą odległością od składowiska, co może wskazywać na fakt, że składowisko to może być potencjalnym źródłem metali ciężkich w glebie.
5. Pomimo stwierdzanych bardzo zróżnicowanych zawartości metali ciężkich nie stwierdzono przekroczeń dopuszczalnych wartości progowych zawartych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [2016], co świadczy o tym, że istniejące oddziaływanie obiektu na środowisko glebowe, dzięki zastosowanej rekultywacji zostało w znacznej części ograniczone.

LITERATURA

1. ADAMCZYK I., RÓŻAŃSKA B., SOBCZYK M.; 2015. Infrastruktura komunalna w 2014 r. Główny Urząd Statystyczny. Warszawa, 1-33.
2. BARTKOWIAK A., LEMANOWICZ J.; 2014. Fosfor i metale ciężkie w glebach pod wpływem niekontrolowanych wysypisk. Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska; 64, 182-194.
3. CEBRON A., CORTET J., CRIQUET S., BIAZ A., CALVERT V., CAUPERT C., PERNIN C., LEYVAL C.; 2011. Biological functioning of PAH-polluted and thermal desorption-treated soils assessed by fauna and microbial bioindicators. Research in Microbiology; 162, 896-907.
4. CHIZORUO I.F., ISIUKU B.O., EBERE E.CH.; 2017. Trace metals analysis of soil and edible plant leaves from abandoned municipal waste dumpsite in Owerri, Imo State, Nigeria. World News of Natural Sciences. 13, 27-42
5. DECYZJA O ŚRODOWISKOWYCH UWARUNKOWANIACH z dn. 02.11.2011 r. Dywity, GP.6220.10.2011.AS, ss. 9.
6. DUSZA E., FILIPIAK P., MIESZCZERYKOWSKA-WÓJCIKOWSKA B.; 2013. Wpływ nielegalnego składowiska odpadów na zawartość metali ciężkich w powierzchniowej warstwie gleb gminy Police. Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis, Agric., Aliment., Pisc., Zootech.; 307(28), 35-46.
7. EDIENE V.F., UMOETOK S.B.A.; 2017. Concentration of heavy metals in soils at the municipal dumpsite in Calabar Metropolis. Asian Journal of Environment & Ecology, 3(2), 1-11.
8. EPA METHOD 3051.; 1994. Microwave assisted acid digestion of sediment, sludges, soils and oils.
9. FRĄCZEK K., ROPEK D.; 2017. Wpływ składowiska odpadów komunalnych na występowanie mezofauny glebowej. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie; (IV-VI), T. 17, Z. 2(58), 83-91.

10. GAŁKO G.; 2015. Influence of landfill leachate on physical and chemical properties of loamy soil. Archives of Waste Management and Environmental Protection; 17(2), 83-92.
11. GUS.; 2010. Główny Urząd Statystyczny. Ochrona Środowiska; Warszawa, 336-387.
12. GUS.; 2016. Główny Urząd Statystyczny. Ochrona Środowiska; Warszawa, 320-351.
13. HEPNER E.; 2006. Projekt techniczny rekultywacji składowiska w Dywitach, gm. Dywity. Olsztyn, ss.13.
14. IBRAGIMOW A., GŁOSIŃSKA G., SIEPAK M., WALNA B.; 2010. Heavy metals in fluvial sediments of the Odra River flood plains – introductory research. Quaestiones Geographicae, 29(1), 37-47.
15. KARCZEWSKA A., KABAŁA C.; 2008. Metodyka analiz laboratoryjnych gleb i roślin. Wrocław, 37-39.
16. KARCZEWSKA A., KABAŁA C.; 2010. Gleby zanieczyszczone metalami ciężkimi i arsenem na Dolnym Śląsku – potrzeby i metody rekultywacji. Zeszyty Naukowe UP-Wrocław, Rolnictwo XCVI, Nr 576, 59-79.
17. MAMAK M., KICIŃSKA A.; 2016. Zamykanie i rekultywacja dzikich składowisk odpadów niespełniających wymagań prawnych po wejściu Polski do UE na przykładzie wybranego składowiska z terenu Powiatu Nowosądeckiego. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego.162; Inżynieria Środowiska 42, 138-154.
18. MEERS E., SAMSON R., TACK F.M.G., RUTTENS A., VANDEGEHUCHTE M., VANGRONSVELD J., VERLOO M.G.; 2007. Phytoavailability assessment of heavy metals in soils by single extractions and accumulation by *Phaseolus vulgaris*. Environ. Experim. Bot. 60, 385-396.
19. NOWAK A.; 2013. Monitoring składowiska odpadów komunalnych w miejscowości Dywity. Badania składu wód podziemnych. SGS EKO-PROJEKT Sp. z o. o. Pszczyna.: 1-16.
20. OPERATION MANUAL MARS 5.; 2001. Microwave Accelerated Reaction System. CEM Corporation, Matthews North Carolina, USA; ss. 955.
21. PAKUŁA K.; 2011. Zawartość wybranych pierwiastków w glebach wokół składowiska odpadów komunalnych. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych. 48: 240-249.
22. ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA z dn. 01.09.2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi (Dz. U. 2016 poz. 1395).
23. ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA z dn. 24.03.2003 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących lokalizacji, budowy, eksploatacji i zamknięcia, jakim powinny odpowiadać poszczególne typy składowisk odpadów (Dz.U. 2003 nr 61 poz. 549) – uchylony.
24. ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA z dn. 30.04.2013 r. w sprawie składowisk odpadów (Dz.U. 2013 poz. 523).

25. SZYDŁOWSKI K., PODLASIŃSKA J.; 2017. Oddziaływanie nielegalnych wysypisk śmieci w północnozachodniej części gminy Barlinek na zawartość metali ciężkich w glebie. *Ecological Engineering*. 18(1), 166-174.
26. SZYSZKOWSKI P. (RED.), ADAMEK M., DUDEK W., KUDŁACIK J., MAINHARDT B., PAWŁOWSKI A., SZYSZKOWSKA B., ZIELIŃSKI W., WITCZAK S., JEZIEŃSKI H. J.; 2000. Poradnik. Metody badania i rozpoznawania wpływu na środowisko gruntowo-wodne składowisk odpadów stałych. Ministerstwo Środowiska, Departament Geologii. Wydawnictwo EL-Press s.c. Warszawa; 1-184.
27. TAŁAŁAJ I.A.; 2014. Uwalnianie metali ciężkich na wybranym składowisku odpadów komunalnych w trakcie roku kalendarzowego. *Annual Set The Environment Protection*, 16; 404-420.
28. TELESIŃSKI A., ŚNIOŚZEK M., BUŁA K.; 2009. Biochemiczne wskaźniki żyzności oraz fitotoksyczności gleby na terenie niekontrolowanego wysypiska odpadów w Gminie Banie. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, Nawozy naturalne i organiczne w środowisku rolniczym*, Warszawa; 537, 345-351.
29. WIATER J.; 2011. Wpływ składowisk odpadów komunalnych na jakość wód podziemnych i właściwości gleb. *Inżynieria Ekologiczna*; 26, 133-146.
30. WOTA A., WOŹNIAK A.; 2006. Logistyczne aspekty składowania odpadów komunalnych w województwie małopolskim. *Infrastruktura i Ekologia Nauk Wiejskich*, Polska Akademia Nauk; Kraków, 135-146.
31. ZHANG CH., NIE S., LIANG J., ZENG G., WU H., HUA S., LIU J., YUAN Y., XIAO H., DENG L., XIANG H.; 2016. Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure. *Science of the Total Environment*; 557-558, 785-790.

A RECLAIMED MUNICIPAL WASTE LANDFILL AS A POTENTIAL SOURCE OF HEAVY METALS IN SOILS

S u m m a r y

The purpose of this study has been to evaluate the impact of a reclaimed municipal waste landfill, situated in the District of Dywity (the Province of Warmia and Mazury), on the presence of heavy metals in soils. To this aim, from the landfill cap and from the area adjacent to the landfill were taken 16 samples. Samples were collected according to the geographical directions, at a distance of 5, 10 and 15 m from the cap or from the drainage ditch. Laboratory analyses were performed to determine concentrations of

selected heavy metals (Fe, Cu, Zn, Mn, Pb, Cr, Ni, Co and Cd), both as total amounts and available forms. The results show large variation in the content of the above elements in the analysed soil, which depended on a given metal as well as the location of a sampling site and distance to the landfill. The highest concentrations of most of the determined heavy metals were detected at the north side that is located at the entrance to the landfill premises. Numerous negative correlations were revealed between the increasing distance to the landfill and the content of certain heavy metals. Despite these observations, the binding standard values (Journal of Law from 2016, item 1395) with regard to soil contamination with the analysed trace elements were not exceeded.

Key words: municipal waste landfill, reclamation, heavy metals, soil pollution