

ALKALICZNA OBRÓBKA I IMMOBILIZACJA ODPADÓW WTÓRNYCH ZE SPALANIA ODPADÓW

Dariusz Mierzwiński¹, Michał Łach¹, Janusz Mikula¹

¹ Politechnika Krakowska, Wydział Mechaniczny, Instytut Inżynierii Materiałowej, al. Jana Pawła II 37, 31-864 Kraków, e-mail: dariusz.mie@mech.pk.edu.pl

STRESZCZENIE

Celem pracy była sprawdzenie możliwości wykorzystania matrycy geopolimerowej do immobilizacji metali ciężkich z popiołów i żużli pochodzących ze spalania odpadów. W pracy wykorzystano odpady z polskich spalarni oraz popiół lotny z pochodzący ze spalania węgla w jednej z polskich elektrociepłowni. Scharakteryzowano badane materiały pod kątem możliwości ich zastosowania w procesie alkalicznej aktywacji. Przygotowano mieszanki geopolimerowe zawierające 60, 50 i 30% popiołów i żużli ze spalania odpadów komunalnych oraz popiołów pochodzących ze spalania osadów ściekowych. Resztę mieszanki stanowił popiół lotny ze spalania węgla. Alkaliczna aktywacja przeprowadzona została z wykorzystaniem 14M roztworu NaOH i szkła wodnego sodowego. Próbkki o wymiarach zgodnych z normą PN-EN 206–1 poddane zostały procesowi wygrzewania w temperaturze 75°C przez 24h. Uzyskane rezultaty wskazują na możliwość immobilizacji metali ciężkich w matrycy geopolimerowej przy zachowaniu właściwości na ściskanie zbliżonej do betonu.

Słowa kluczowe: pył lotny i żużle, geopolimer, odpad

ALKALINE TREATMENT AND IMMOBILIZATION OF SECONDARY WASTE FROM WASTE INCINERATION

ABSTRACT

This paper regards the possibility of using geopolymer matrix to immobilize heavy metals present in ash and slag from combustion of waste. In the related research one used the fly ash from coal combustion in one Polish CHP plant and the waste from Polish incineration plants. It was studied if the above-named waste materials are useful in the process of alkali-activation. Therefore, three sets of geopolymer mixtures were prepared containing 60, 50 and 30% of ash and slag from the combustion of waste and fly ash combustion of sewage sludge. The remaining content was fly ash from coal combustion. The alkali-activation was conducted by means of 14M solution of NaOH and sodium water glass. The samples, whose dimensions were in accordance with the PN-EN 206–1 norm, were subjected to 75°C for 24h. According to the results, the geopolymer matrix is able to immobilize heavy metals and retain compressive strength resembling that of concrete.

Keywords: fly ash and slags, geopolymer, waste

WPROWADZENIE

W ostatniej dekadzie znacznie wzrosło wytwarzanie odpadów [Ahmari i Zhang 2013]. Termiczna utylizacja w ostatnich latach stała się jedną z najważniejszych metod systemu gospodarki odpadami. W Polsce w do roku 2015 planowano realizację 12 instalacji termicznej utylizacji odpadów komunalnych. Obecnie powstało 6 z nich. Będą one spalać około 1 mln Mg odpadów komunalnych rocznie. W wyniku ich spalania

powstanie około 270 tys. Mg/rok żużli i popiołów i około 80 tys. Mg/rok odpadów z procesu oczyszczania gazów. W kolejnej perspektywie do 2014–2020 planowanych jest do realizacji kolejnych 10 instalacji termicznej utylizacji odpadów, co oznacza dwukrotne zwiększenie ilości wtórnych odpadów. Rozwiązanie tego problemu zadecyduje o sukcesie inwestycji instalacji spalarniowych w Polsce. Głównym celem budowy nowych spalarni jest zmniejszenie masy jak i objętości odpadów, które miały być składowane.

Proces spalania bardzo wielu związków organicznych zawartych w odpadach komunalnych nie przebiega w sposób idealny z wytworzeniem jedynie dwutlenku węgla, tlenku węgla i wody. Powstaje w tym procesie zazwyczaj znaczna ilość produktów pośrednich rozkładu i utleniania, które nie ulegają następnie dalszemu rozkładowi. Wiele związków chemicznych, często palnych, nie ulega pełnej destrukcji podczas spalania odpadów. Efektem tego jest obecność w spalinach ze spalarni odpadów ponad 350 zidentyfikowanych różnego rodzaju związków chemicznych (organicznych) – tak zwanych produktów niepełnego spalania [Wielgosiński 2010, Wielgosiński i Wasiak 2014]. Schemat przedstawiony na rys. 1 wyraźnie wskazuje na istotę problemu wynikającą z wytwarzania odpadów wtórnych w procesie spalania odpadów komunalnych.

Głównymi zaletami spalania są niszczenia patogenów i zmniejszenie objętości i masy odpadów. W efekcie tego wzrasta jednak ilość popiołów i żużli z procesów spalania zawierających substancje toksyczne i metale ciężkie [Álvarez-Ayuso i in. 2008]. Stabilizacja/zestawienie jest jednym ze sposobów obróbki odpadów, w którym mogą być wykorzystane różne typy odpadów przemysłowych [Li 2014]. Proces zestawiania aktywowanych alkalicznie popiołów lotnych daje duże możliwości w immobilizacji metali ciężkich [Tzanakos 2014]. W procesie spalania węgla uzyskany popiół lotny jest szeroko stosowany jako materiał pucolanowy. Może on częściowo zastąpić cement portlandzki. Ograniczenie wy-

korzystania popiołu lotnego wynikają z wysokiej zawartości nierozpuszczalnych tlenków wapnia i siarki [Chindaprasirt i inni 2007, Chindaprasirt i Rattanasak 2010]. Popioły lotne i żużle mogą być stosowane jako surowce do wytwarzania geopolimerów [Chindaprasirt i in. 2007, Chindaprasirt i inni 2009].

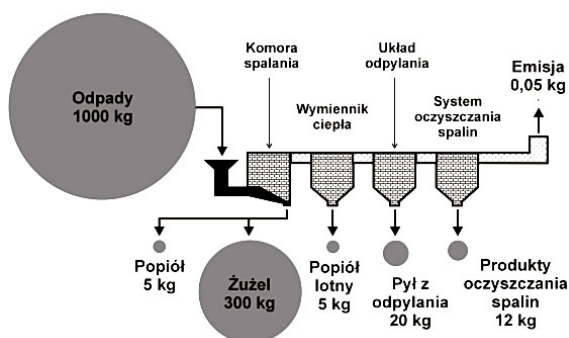
MATERIAŁY I METODY BADAWCZE

Analizie zostały poddane partie popiołów i żużli pochodzących z trzech polskich spalarni, w których utylizowane są odpady komunalne. Odpady po procesach termicznych były zakwalifikowane jako żużle i popioły paleniskowe nie zawierające substancji niebezpiecznych o oznaczeniu 19 01 12 oraz jako odpady pochodzące ze spalania osadów ściekowych o oznaczeniu 19 01 14. Materiał do badań zostały pobrane ze składowisk w okresie zimowym. Były one produktem spalania odpadów w tym właśnie okresie. Materiał do badań oznaczono dla poszczególnych odpadów WA, WB i WC. W celu przygotowania mieszanki geopolimerowej zastosowano popiół lotny z jednej z polskich elektrociepłowni, który oznaczono FA. Skład tlenkowy wybranych materiałów przedstawiono w tabeli 1.

Przeprowadzono badania oznaczenia składu ziarnowego metodą przesiewową zgodnie z wymogami normy PN-EN 933-1 dla odpadów WA, WB i WC. Do pomiaru zastosowano sita zgodne z wymogami normy PN-EN 932-5. Badania powtórzono trzykrotnie. Suma mas wszystkich klas ziarnowych nie powinna różnić się o więcej niż 2% od masy próbki użytej do analizy.

Dla wyznaczenia właściwości odpadów WA, WB i WC przeprowadzono badania: wilgotności, miałości i strat prażenia. Analizę miałości wykonano według metody określonej w normie PN-EN 451-2. Badanie powtarzano trzykrotnie dla każdego z analizowanych odpadów. Badany materiał wysuszono do stałej masy w suszarce w temperaturze 105 ± 5 °C. Każdą próbkę poddano trzykrotnemu badaniu.

W celu określenia składu chemicznego odpadów przeprowadzono analizę XRD i XRF. Próbkę



Rys. 1. Bilans masy spalania odpadów komunalnych
Fig. 1. Balance mass combustion of municipal wastes

Tabela 1. Skład tlenkowy odpadów i pyłu lotnego
Table 1. Chemical compositions of the waste and fly ash

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Na ₂ O	K ₂ O	CaO	MgO	TiO ₂	SO ₃	P ₂ O ₅
WA	18,67	10,27	16,94	3,45	0,36	15,54	2,35	10,52	4,29	1,48
WB	14,55	6,97	7,73	5,36	1,13	20,86	1,96	7,49	5,66	1,76
WC	20,04	24,84	5,13	1,01	1,11	16,05	2,84	0,71	2,75	21,69
FA	50,50	25,30	13,90	1,08	3,16	3,60	2,20	1,00	0,42	

popiołów i żużli WA, WB i WC przed badaniami XRD i XRF zostały zmielone w celu ich ujednolicienia. Jest to niezbędne dla określenia składu fazowego metodą dyfrakcji rentgenowskiej. Zapisy dyfrakcyjne wykonano na proszkowym dyfraktometrze rentgenowskim D8 Advance z systemem DaVinci firmy Bruker pracującym na rozbieżnej wiązce liniowej w typowym układzie Bragg-Brentano. Użyto filtrowanego Ni promieniowania Cu K α ($\lambda=0,1541837$ nm). Warunki zapisów były następujące: napięcie – 40 kV, prąd – 30 mA, zakres kątowy 2Θ – od 40 do 100, krok $\Delta 2\Theta$ – 0,05, czas zliczania punktu pomiarowego – 5 s. Oceny składu chemicznego dokonano na podstawie zapisów na fluorescencyjnym spektrometrze rentgenowskim z dyspersją długości fali (WDXRF) Bruker S4 Explorer.

PRZYGOTOWANIE GEOPOLIMERÓW

W celu wykonania zaprawy geopolimerowej przygotowano trzy partie mieszanek. Pierwsza partia zawierała 60% odpadu WA i 40% pyłu lotnego FA, druga partia zawierała 50% odpadu WB i 50% pyłu lotnego FA, trzecia partia zawierała 30% odpadu WC i 70% pyłu lotnego FA. Zgodnie z zawartością składników mieszanki oznaczono WA60FA40 i WB50FA50 i WC30FA70. W skład próbek wchodził 14M roztwór NaOH.

Stosunek molowy tlenków w matrycy geopolimerowej wynosił dla mieszanki WA60FA40: $\text{Na}_2\text{O}/\text{SiO}_2 = 0,08$, $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3 = 3,27$ i $\text{Na}_2\text{O}/\text{Al}_2\text{O}_3 = 0,25$, dla mieszanki WB50FA50: $\text{Na}_2\text{O}/\text{SiO}_2 = 0,10$, $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3 = 3,42$ i $\text{Na}_2\text{O}/\text{Al}_2\text{O}_3 = 0,33$, dla mieszanki WC30FA70: $\text{Na}_2\text{O}/\text{SiO}_2 = 0,03$, $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3 = 2,79$ i $\text{Na}_2\text{O}/\text{Al}_2\text{O}_3 = 0,07$. W obliczeniach uwzględniono Si i Na pochodzące z NaOH i szkła wodnego sodowego [Davidovits 1991]. Probki o wymiarach 150x150x150 mm poddane zostały procesowi alkalicznej aktywacji w temperaturze 75°C przez 24h [Lancellotti i in. 2013].

BADANIE WYTRZYMAŁOŚCI NA ŚCISKANIE I WYMYWALNOŚCI

Po 28 dniach dojrzewania na próbkach sześciennych przeprowadzono badania wytrzymałości na ściskanie zgodnie z normą PN-EN 12390-4. Dla określenia wpływu dojrzewania na właściwości mechaniczne próbek powtórzono powyższe badania po 5 miesiącach dojrzewania. Na próbkach w stanie dostawy oraz po procesie geo-

polimeryzacji przeprowadzono badania wymywalności. Dla próbek po geopolimeryzacji badania wymywalności przeprowadzono po 28 dniach oraz 5 miesiącach dojrzewania. Miało to na celu wykazanie, że matryca z aktywowanego alkalicznego pyłu lotnego może być wykorzystana w przypadku składowania tego typu odpadów na składowiskach odpadów niebezpiecznych. W tym celu zastosowano metody pomiarowe zgodne z normami: PN-EN 12457-4, PN-EN 15216.

WYNIKI BADAŃ

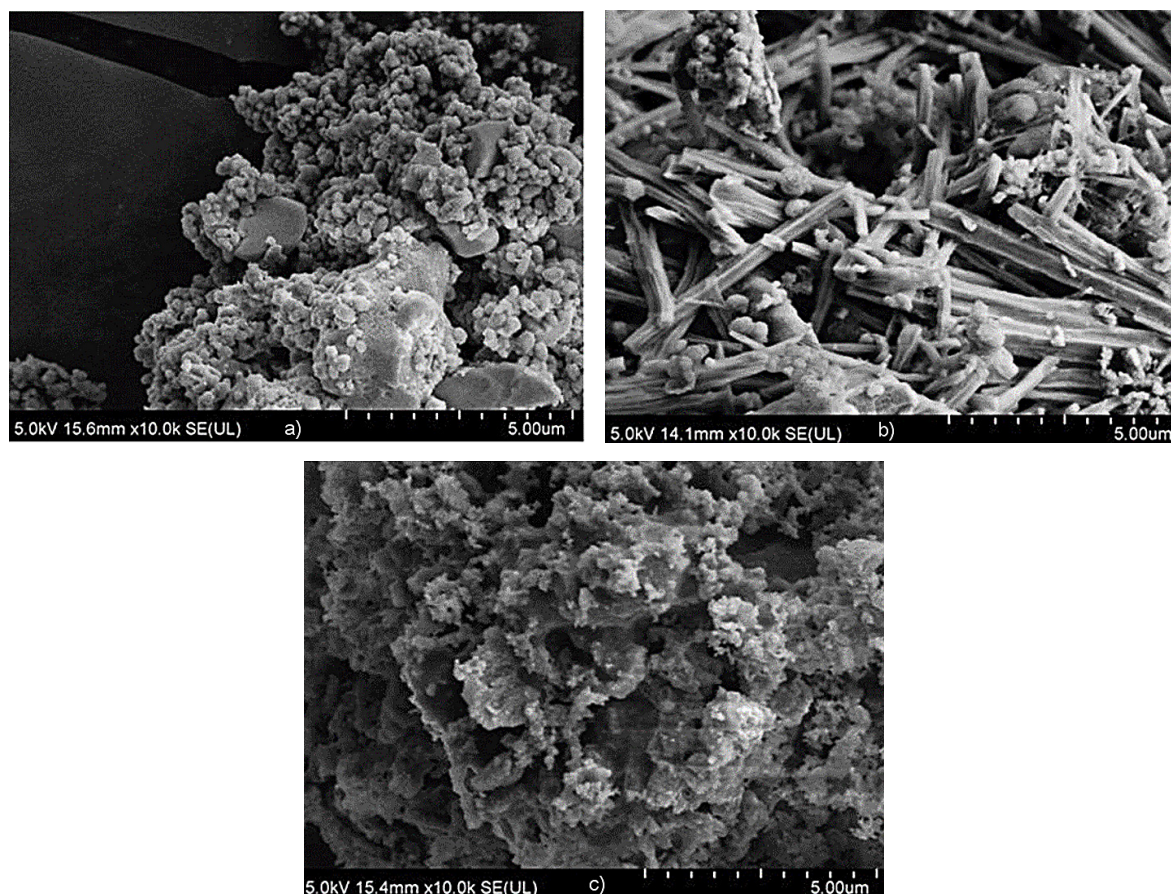
Na rysunku 2a widoczne są bardzo różnorodne pod względem kształtu, budowy oraz wielkości cząstki, co może być skutkiem występowania wielu faz. Struktura materiału WA jest niejednorodna. Występują porowate cząstki. W przypadku odpadu WB przedstawionym na rysunku 2b widoczne są duże aglomeraty zbudowane z długich włókien układających się w różnych kierunkach, owalnych cząstek, oraz drobin o nieregularnym kształcie. Aglomeraty mają niejednorodną dwufazową strukturę. Odpad WC składa się z aglomeratów o niewielkich rozmiarach, zróżnicowanym kształcie. Aglomeraty mają jednorodną porowatą strukturę przedstawioną na rysunku 2c.

Analiza wielkości cząstek

Pomiar wielkości cząstek analizowanych popiołów i żużli (tab. 2), wykazują dużą niejednorodność materiałów. Można zaobserwować ponad 50% udział dużych cząstek w zakresie do 0,4 mm średnicy zastępczej sita. W związku powyższym dla przeprowadzenia niektórych badań musiały one zostać domielone. Mielenie wykonano na frakcji, które nie przeszły przez sito o wielkości oczek 0,4 mm. W przypadku odpadu pochodzącego ze spalania osadów ściekowych udział frakcji w większości zawiera się poniżej 0,2 mm.

Właściwości materiałów

Przeprowadzone badania właściwości odpadów zostały wykonane na materiale w stanie dostawy bez uprzedniego mielenia. Tab. 3 przedstawia zbiorcze wyniki dla badanych materiałów. W przypadku miałości nie obserwuje się wyraźnych różnic pomiędzy odpadami WA i AB. Istotne różnice występują w przypadku strat prażenia wynikającej z dużej wilgotności odpadu WB w porównaniu do pozostałych odpadów.



Rys. 2. SEM odpadów w stanie dostawy a) WA, b) WB, c) WC

Fig. 2. SEM micrograph of waste in the delivery condition (a) WA, (b) WB, (c) WC

Tabela 2. Analiza wielkości cząstek

Table 2. Particle size analysis

Średnica zastępcza d [mm]	> 1,6	0,8	0,63	0,4	0,32	0,2	0,16	0,1	0,071	0,056	< 0,056
WA	23,33	16,49	4,25	11,07	4,57	10,46	3,45	6,88	4,46	3,52	11,56
WB	34,29	15,26	3,45	9,94	4,82	9,83	3,68	8,86	5,38	3,07	1,41
WC	0,02	0,07	0,04	0,16	0,66	11,22	6,49	9,15	18,43	10,00	43,76

Tabela 3. Właściwości odpadów w stanie dostawy

Table 3. Properties of the waste in the delivery condition

Próbka	Miałość [%]	Wilgotność [%]	Strata prażenia
WA	87,738 ± 1,746	6,45 ± 0,62	6,04
WB	81,872 ± 1,551	11,70 ± 0,34	17,18
WC	65,163 ± 1,145	0,06 ± 0,01	2,50

Analiza XRD i XRF

Analiza XRD odpadu WA ujawniła obecność następujących faz: Fe_2O_3 , C (grafit), $\text{Ba}_2(\text{Zn}_2\text{Fe}_{12}\text{O}_{22})$, $\text{Ca}_{2,87}\text{Fe}_{0,13}(\text{SiO}_3)_3$, $\text{BaO}_{1,82}$, CaTiO_3 , CaFe_3O_5 , NaClO_2 , $\text{Ca}_3\text{Fe}_2+3(\text{SiO}_4)_3$, Ca_2Si . Na podstawie metody Rietveld określono procentowy udział poszczególnych faz w badanym materia-

le: $\text{Ca}_{2,87}\text{Fe}_{0,13}(\text{SiO}_3)_3$ – 22,07%, Fe_2O_3 – 14,95%, CaFe_3O_5 – 14,65%, Ca_2Si – 14,28%, CaTiO_3 – 8,3%, NaClO_2 – 6,8%, $\text{Ba}_2(\text{Zn}_2\text{Fe}_{12}\text{O}_{22})$ – 5,13%, $\text{Ca}_3\text{Fe}_2+3(\text{SiO}_4)_3$ – 4,97%, $\text{BaO}_{1,82}$ – 4,93%, C (grafit) – 3,92%.

Analiza XRD odpadu WB pozwoliła na identyfikację następujących faz: $3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3\cdot3\text{CaCO}\cdot32\text{H}_2\text{O}$, CaCO_3 , $\text{Na}_4\text{CaSi}_3\text{O}_9$, NaCl , $\text{Al}_5\text{SiO}_{9,5}$,

BaO₂, Po analizie metodą Rietvela określono procentowy udział tych faz w badanym materiale: Na₄CaSi₃O₉ – 28,93%, (3CaO·Al₂O₃·3CaCO₃·32H₂O) – 21,9%, CaCO₃ – 21,72%, Al₅SiO_{9,5} – 14%, BaO₂ – 7,56%, NaCl – 5,89%.

Analiza XRD odpadu WC wykazała następujące fazy: NaCl, Al₂Ca, CaClOH, AlH₃, Al₂O₃. Metodą Rietvela wyliczono procentowy udział poszczególnych faz w badanych próbkach: NaCl – 58,1 %, Al₂O₃ – 13,67 %, CaClOH – 12,85 %, Al₂Ca – 12,71 %, AlH₃ – 2,67 %.

Na podstawie badania XRF określono skład pierwiastków w odpadach WA, WB i WC przedstawiono w tabeli 4.

Wytrzymałość na ściskanie

Wartości wytrzymałości na ściskanie przedstawione w tabeli 5 klasyfikuje badane geopolimery w oparciu o normę PN-EN 206–1 nieznacznie poniżej klasy C8/10 wytrzymałości na ściskanie dla betonu zwykłego. Dotyczy to szczególnie geopolimerów z odpadami WA i WB. Wyraźny wzrost wytrzymałości geopolimerów w zależności od czasu dojrzewania sugeruje, że wartość ta może dalej wzrastać [Ogundiran i in. 2013, Zheng i in. 2011].

Badanie wymywalności

Tabela 6 przedstawia wyniki wymywalności dla odpadów WA, WB i WC w stanie dostawy oraz próbek po alkalicznej aktywacji WA60FA40, WB50FA50, WC30FA70 po 28 dniach i 5 miesiącach dojrzewania. Dla wszystkich próbek alkalicznie aktywowanych, wymywalność Ba, Cd,

Cr, Cu, Ni, Pb, Sb i Zn była poniżej lub nieco powyżej granicy wykrywalności.

W przypadku As i Se widać wyraźny wzrost zawartości tych pierwiastków wymywanych z próbek alkalicznie aktywowanych [Diaz-Loya i in. 2012]. Pierwiastki te w przypadku odpadów występowały poniżej granicy wykrywalności. Ich pojawienie się próbki po 28 dniach i 5 miesiącach związane jest bezpośrednio z rodzajem wykorzystanego do przygotowania próbek popiołu lotnego ze spalania węgla. Na wzrost wartości wymywania As, Se, Mo oraz SO₄²⁻ istotny wpływ ma pH badanego materiału [van der Sloot 2000, Król 2012]. Wraz ze zmniejszającą się wartością pH można zaobserwować zmniejszające się wartości wymywania As w próbkach WA60FA40, WB50FA50 i WC30FA70. W literaturze można napotkać się na metodę strącania arsenu ołowiem [Bothe i Brown 1999], jednak w przypadku analizowanych materiałów Pb występuje w ilościach poniżej granicy wykrywalności. Niewielka zawartość ołowiu w badanych materiałach może mieć również wpływ na wymywanie się jonów chloru [Bothe and Brown 1999, Magalhães 2002]. W obecności jonów Pb²⁺, PO₄³⁻ z jonami Cl⁻ w procesie immobilizacji może dojść do utworzenia krystalicznego chloro fosforanu ołowiu – piromorfitu Pb₃(PO₄)₃Cl. Jest to minerał izostrukтурalny z mimetytem o podobnych właściwościach, takich jak łatwość krystalizacji, duży ciężar właściwy i niezwykła trwałość w środowisku [Maneck i in. 2000, Me i in. 1993]. W przypadku SO₄²⁻ dla próbki WB50FA50 mimo zmniejszenia się wartości pH zaobserwowano wzrost wymywania się siarczanów.

Tabela 4. Skład chemiczny [% wg.]

Table 4. Concentration of elements [% wg.]

	Al	Ba	Ca	Cl	Cu	Fe	K	Mg	Na	S	Si	Ti	Zn
WA	3,72	7,18	11,84	1,49	0,40	14,20	0,37	0,75	1,10	0,73	5,65	5,84	2,11
WB	1,37	1,13	18,56	6,40	0,53	4,32	0,40	0,35	2,20	0,99	1,87	2,72	1,59
WC	8,61	0,03	27,11	14,95	0,37	0,78	1,24	1,78	4,69	0,08	0,97	0,10	0,32

Tabela 5. Wytrzymałość na ściskanie, $f_{(ck,cube)}$ [N/mm²]

Table 5. Compressive strength of cubic samples, $f_{(ck,cube)}$ [N/mm²]

Próbka	28 dni	5 miesięcy
WA60FA40	6,749 ± 0,885	7,912 ± 0,529
WB50FA50	8,809 ± 0,970	9,306 ± 0,891
WC30FA70	10,145 ± 0,326	10,631 ± 0,438

Tabela 6. Wymywalność pierwiastków [mg/kg]**Table 6.** Leachable concentrations [mg/kg] of hazardous components in samples

	WA	WB	WC	WA60FA40		WB50FA50		WC30FA70	
				28 dni	5 miesięcy	28 dni	5 miesięcy	28 dni	5 miesięcy
As	< 0,5	< 0,5	< 0,5	104,00	51,80	12,97	11,60	25,10	17,90
Ba	1,56	7,88	0,8	1,64	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Cd	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Cl	7737,4	21830,0	< 250	7780	6710	23400	33270	340	590
Cr	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1,71	< 1	< 1	< 1
Cu	< 1	< 1	< 1	1,96	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Mo	10,73	6,78	4,87	40,80	20,00	9,34	8,25	8,70	3,66
Ni	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Pb	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Sb	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,7	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Se	< 0,5	< 0,5	< 0,5	10,9	5,94	2,03	2,35	2,93	2,00
SO ₄ ²⁻	7511,2	8280	8313	8380	7990	22370	35160	11050	10240
Zn	< 1	< 1	< 1	1,37	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	9,3	9,8	9,4	11,4	10,8	11,6	10,0	11,7	11,3

Molibden, który został ujawniony zarówno w przypadku materiału wyjściowego jak i po alkalicznej aktywacji wykazuje wysokie stężenie w procesie wymywania. Problem ten został opisany we wcześniejszych pracach [Yliniemi i in. 2015, Ahmari i Zhang 2013, Álvarez-Ayuso i in. 2008, Ogundiran i in. 2013]. W przypadku Mo również można zaobserwować zmniejszającą się zawartość tego pierwiastka podczas badania wymywalności próbek dojrzewających 5 miesięcy.

WNIOSKI

Wydłużony okres dojrzewania próbek alkalicznie aktywowanych wpływa korzystnie na immobilizację metali ciężkich. Zastosowanie odpowiednio dobranego pyłu lotnego ze spalania węgla oraz wydłużony czas dojrzewania może wpłynąć korzystnie na zmniejszoną zawartość wymywanych pierwiastków. Badanie wymywalności przeprowadzane było na materiałach sypkich. Przygotowanie geopolimerów na bazie pyłu lotnego w formie litej może zapobiec wymywaniu się metali ciężkich, w warunkach składowania, z całości materiału. Oddziaływanie warunków atmosferycznych wpływa na wymywanie się pierwiastków jedynie z powierzchni bloku geopolimerowego. Płukania odpadów w procesie przedprodukcyjnym w celu wypłukanie części związków chloru przed procesem geopolimerizacji może mieć negatywny wpływ na wartość wytrzymałości na ściskanie.

Podziękowania

Badania zostały wykonane przy wsparciu finansowym Narodowego Centrum Badań i Rozwoju (NCBiR) oraz Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w ramach projektu GEKON – Generator Koncepcji Ekologicznych. Projekt „Innowacyjne i bezpieczne ekologicznie metody unieszkodliwiania pyłów, żużli i popiołów ze spalarni odpadów komunalnych i innych procesów termicznych”, nr GEKON1/O5/213240/35/2015.

LITERATURA

- Ahmari S., Zhang L., „Durability and leaching behavior of mine tailings-based geopolymer bricks,” *Construction and Building Materials*, vol. 44, p. 743–750, 2013.
- Álvarez-Ayuso E., Querol X., Plana F., Alastuey A., Moreno N., Izquierdo M., Font O., Moreno T., Diez S., Vázquez E., Barra M., „Environmental, physical and structural characterisation of geopolymer matrixes synthesised from coal (co-) combustion fly ashes,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 154, no. 1–3, p. 175–183, 2008.
- Bothe J. V., Brown P. W., „Arsenic Immobilization by Calcium Arsenate Formation,” *Environmental Science & Technology*, vol. 33, no. 21, pp. 3806–3811, 1999.
- Chindaprasirt P., Chareerat T., Sirivivatnanon V., „Workability and strength of coarse high calcium fly ash geopolymer,” *Cement and Concrete Com-*

- posites, vol. 29, no. 3, p. 224–229, 2007.
5. Chindaprasirt P., Jaturapitakkul C., Chalee W., Rattanasak U., „Comparative study on the characteristics of fly ash and bottom ash geopolymers,” *Waste Management*, tom 29, nr 2, p. 539–543, 2009.
6. Chindaprasirt P., Jaturapitakkul C., Sinsiri T., „Effect of fly ash fineness on microstructure of blended cement paste,” *Construction and Building Materials*, tom 21, nr 7, p. 1534–1541, 2007.
7. Chindaprasirt P., Rattanasak U., „Utilization of blended fluidized bed combustion (FBC) ash and pulverized coal combustion (PCC) fly ash in geopolymer,” *Waste Management*, vol. 30, no. 4, p. 667–672, 2010.
8. Davidovits J., „Geopolymers: inorganic polymeric new materials,” *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, tom 37, nr 8, pp. 1633–1656, 1991.
9. Diaz-Loya I. E., Allouche E. N., Eklund S., Joshi A. R., Kupwade-Patil K., „Toxicity mitigation and solidification of municipal solid waste incinerator fly ash using alkaline activated coal ash,” *Waste Management*, vol. 32, no. 8, p. 1521–1527, 28 April 2012.
10. Jung C. H., Matsuto T., Tanaka N., Okada T., „Metal distribution in incineration residues of municipal solid waste (MSW) in Japan,” *Waste Management*, vol. 24, no. 4, pp. 381–391, 2004.
11. Król A., *Release of heavy metals from mineral composites considering environmental impact*, Opole: Opole University of Technology, 2012.
12. Lancellotti I., Ponzoni C., Barbieri L., Leonelli C., „Alkali activation processes for incinerator residues management,” *Waste Management*, vol. 33, no. 8, p. 1740–1749, 4 June 2013.
13. Li X., Chen Q., Zhou Y., Tyrer M., Yu Y., „Stabilization of heavy metals in MSWI fly ash using silica fume,” *Waste Management*, vol. 34, no. 12, p. 2494–2504, 29 September 2014.
14. Ma Q. Y., Traina S. J., Logan T. J., Ryan J. A., „In situ lead immobilization by apatite,” *Environmental Science and Technology*, vol. 27, no. 9, pp. 1803–1810, 1993.
15. Magalhães M. C. F., „Arsenic. An environmental problem limited by solubility,” *Pure and Applied Chemistry*, vol. 74, no. 10, pp. 1843–1850, 2002.
16. Manecki M., Maurice P. A., Traina S. J., „Kinetics of aqueous Pb reaction with apatites,” *Soil Science*, vol. 165, no. 12, pp. 920–933, 2000.
17. Ogundiran M. B., Nugteren H. W., Witkamp G. J., „Immobilisation of lead smelting slag within spent aluminate–fly ash based geopolymers,” *Journal of Hazardous Materials*, p. 29–36, 15 March 2013.
18. Rajor A., Kunal G., „Bio-Medical Waste Incinerator Ash: A Review With Special Focus On Its Characterization, Utilization And Leachate Analysis,” *International Journal Of Geology*, vol. 1, p. 2277–2081, 2011.
19. Tzanakos K., Mimilidou A., Anastasiadou K., Stratakis A., Gidarakos E., „Solidification/stabilization of ash from medical waste incineration into geopolymers,” *Waste Management*, vol. 34, no. 10, p. 1823–1828, 29 April 2014.
20. van der Sloot H. A., „Comparison of the characteristic leaching behavior of cements using standard (EN 196–1) cement mortar and an assessment of their long-term environmental behavior in construction products during service life and recycling,” *Cement and Concrete Research*, vol. 30, no. 7, p. 1079–1096, 2000.
21. Wang X., Li A., Zhang Z., „The effects of water washing on cement-based stabilization of MSWI fly ash,” *Procedia Environmental Sciences*, vol. 31, p. 440–446, 2016.
22. Wielgosiński G., „Spalanie odpadów – emisja zanieczyszczeń,” *Politechnika Łódzka, Wydział Inżynierii Procesowej i Ochrony Środowiska*, Łódź, 2010.
23. Wielgosiński G., „Wtórne odpady ze spalania odpadów komunalnych. Bariery i perspektywy ich wykorzystania,” *Politechnik Łódzka*, Łódź, 2011.
24. Wielgosiński G., Wasiak D., „Metody oceny zagrożeń stwarzanych przez wtórne odpady z procesu termicznego przekształcania odpadów,” *Politechnika Łódzka*, Łódź, 2014.
25. Yliniemi J., Pesonen J., Tiainen M., Illikainen M., „Alkali activation of recovered fuel–biofuel fly ash from fluidised-bed combustion: Stabilisation/solidification of heavy metals,” *Waste Management*, vol. 43, p. 273–282, 2015.
26. Zheng L., Wang C., Wang W., Shi Y., Gao X., „Immobilization of MSWI fly ash through geopolymerization: Effects of water-wash,” *Waste Management*, vol. 31, no. 2, p. 311–317, February 2011.