



Zeszyty Naukowe

Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią
Polskiej Akademii Nauk

rok 2018, nr 104, s. 141–152

DOI: 10.24425/124360

Tadeusz DZIOK¹, Elżbieta KOŁODZIEJSKA¹, Ewa KOŁODZIEJSKA¹, Agnieszka WOSZCZYNA¹

Badania uwalniania rtęci w procesie spalania węgla i biomasy w gospodarstwach domowych

Streszczenie: W Polsce procesy spalania paliw stałych są głównym źródłem emisji rtęci do środowiska. Rtęć emitowana jest zarówno przez elektrownie zawodowe, jak i instalacje przemysłowe spalające węgiel kamienny i brunatny, ale także przez gospodarstwa domowe. Przy rocznej emisji na poziomie 10 Mg gospodarstwa domowe odpowiadają za 0,6 Mg tej emisji.

W pracy przeprowadzono badania nad uwalnianiem rtęci z węgla i biomasy drzewnej w domowym kotle grzewczym. Wyznaczono stopień uwalniania rtęci, który wyniósł od 98,3 do 99,1% dla węgla i od 99,5 do 99,9% dla biomasy drzewnej. Ilość emitowanej do środowiska rtęci zależy zatem od ilości rtęci zawartej w paliwie. W świetle zaprezentowanych wyników zawartość rtęci w stanie suchym w węglu jest sześciokrotnie wyższa niż w biomase. Po uwzględnieniu kaloryczności paliw różnica pomiędzy zawartością rtęci w badanym węglu i biomase zmniejszyła się, ale wciąż była czterokrotnie wyższa. Tak wyrażona zawartość rtęci dla badanych paliw wynosiła odpowiednio od 0,7 do 1,7 $\mu\text{g}/\text{MJ}$ dla węgla i od 0,1 do 0,5 $\mu\text{g}/\text{MJ}$ dla biomasy.

Podstawową możliwością obniżenia emisji rtęci przez gospodarstwa domowe jest stosowanie paliw o możliwie niskiej zawartości rtęci. Zmniejszenie emisji rtęci jest również możliwe poprzez zmniejszenie jednostkowego zużycia paliw. Przyczynia się do tego stosowanie nowoczesnych kotłów grzewczych oraz termomodernizacja budynków. Istnieje również możliwość częściowego ograniczenia emisji rtęci poprzez stosowanie urządzeń do odpylania spalin.

Słowa kluczowe: węgiel kamienny, biomasa, gospodarstwa domowe, emisja rtęci

Studies on mercury release in the coal and biomass combustion process in households

Abstract: Coal combustion processes are the main source of mercury emission to the environment in Poland. Mercury is emitted by both power and heating plants using hard and brown coals as well as in households. With an annual mercury emission in Poland at the level of 10 Mg, the households emit 0.6 Mg.

¹ AGH Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków; e-mail: tadeusz.dziok@agh.edu.pl

In the paper, studies on the mercury release in the coal and biomass combustion process in household boilers were conducted. The mercury release factors were determined for that purpose. For the analyzed samples the mercury release factors ranged from 98.3 to 99.1% for hard coal and from 99.5% to 99.9% for biomass, respectively. Due to the high values of the determined factors, the amount of mercury released into the environment mainly depends on the mercury content in the combusted fuel. In light of the obtained results, the mercury content in the examined hard coals was 6 times higher than in the biomass (dry basis). Taking the calorific value of fuels into account, the difference in mercury content between coal and biomass decreased, but its content in coal was still 4 times higher. The mercury content determined in that way ranged from 0.7 to 1.7 $\mu\text{g}/\text{MJ}$ for hard coal and from 0.1 to 0.5 $\mu\text{g}/\text{MJ}$ for biomass, respectively.

The main opportunity to decrease the mercury emissions from households is offered by the use of fuels with a mercury content that is as low as possible, as well as by a reduction of fuel consumption. The latter could be obtained by the use of modern boilers as well as by the thermo-modernization of buildings. It is also possible to partially reduce mercury emissions by using dust removal devices.

Keywords: hard coal, biomass, household, mercury emission

Wprowadzenie

Rtęć i jej związki charakteryzują się szczególnie toksycznymi właściwościami (Eisler 2006). W wyniku obiegu rtęci w przyrodzie przedostaje się ona do łańcucha pokarmowego człowieka (Pollution Probe 2011), stąd też każda ilość emitowanej do środowiska rtęci stanowi potencjalne zagrożenie dla zdrowia. Rtęć emitowana jest do środowiska zarówno ze źródeł naturalnych, jak i w wyniku działalności człowieka (Pacyna i in. 2016), przy czym jedno z głównych źródeł emisji stanowią procesy spalania paliw.

W Polsce emisja rtęci kształtuje się na poziomie 10 Mg rocznie, z czego procesy spalania paliw stałych (głównie węgla) stanowią blisko 90% (KOBiZE 2018). Zdecydowana większość węgla spalana jest w sektorze energetycznym. W celu ograniczenia tego źródła emisji w Unii Europejskiej przyjęto limity emisyjne dla energetyki zawodowej (BAT-LCP 2017), które zaczną obowiązywać w 2021 roku. W przypadku elektrowni opartych na węglu kamiennym stosowane powszechnie układy oczyszczania spalin powinny zapewnić spełnienie wymagań (Wichliński 2017), trudności ze spełnieniem wymagań będą występować w przypadku elektrowni opalanych węglem brunatnym (Burmistrz i in. 2016).

Należy wspomnieć, że węgiel kamienny używany jest w Polsce również przez gospodarstwa domowe. Roczne zużycie węgla przez ten sektor szacowane jest na poziomie 10 mln Mg, co stanowi około 14% jego krajowego zużycia (GUS 2017). W porównaniu do instalacji przemysłowych gospodarstwa domowe nie stosują układów do oczyszczania spalin i praktycznie cała rtęć zawarta w węglu uwalniana jest do środowiska. W 2016 emisja rtęci z procesów spalania przez gospodarstwa domowe wyniosła w Polsce 0,6 Mg (KOBiZE 2018). Emisja ta uwzględnia zarówno spalanie węgla kamiennego, jak i biomasy. Należy zaznaczyć, że w sezonie grzewczym emitowane przez gospodarstwa domowe pyły, rtęć oraz inne pierwiastki ekotoksyczne stanowią jeden z elementów smogu, potęgując jego niekorzystne oddziaływanie (Dziok i in. 2018b).

Celem pracy było przeprowadzenie badań uwalniania rtęci z węgla kamiennego i biomasy drzewnej w domowym kotle grzewczym. Na podstawie zawartości rtęci w paliwie i popiele wyznaczono stopień uwolnienia rtęci definiowany jako jej ilość, która uwalniana jest z paliwa w palenisku domowego kotła grzewczego. Dodatkowo przedstawiono porównanie

zawartości rtęci w węglu kamiennym i biomase drzewnej stosowanej przez gospodarstwa domowe na cele grzewcze.

1. Metodyka badawcza

1.1. Materiał badawczy

Wybrane próbki węgla kamiennego i biomasy drzewnej poddano spaleni w domowym kotle grzewczym. Wykorzystany w badaniach węgiel został zakupiony w lokalnym składzie węglowym. Z kolei biomasa drzewna pozyskana została z czterech gatunków drzew, tj. grabu, buku, brzozy i sosny. Badana biomasa pochodziła z drzew młodych, 20–30-letnich. Przed spalaniem drewno poddane było rocznemu sezonowaniu w zadaszonym i przewiewnym miejscu.

1.2. Spalenie paliw w domowych kotłach grzewczych

Partie węgla i biomasy drzewnej zostały spalone w domowych kotłach grzewczych. W badaniach wykorzystano kotły zlokalizowane u osób prywatnych, które są powszechnie stosowane przez gospodarstwa domowe w Polsce. Próbki węgla zostały spalone w kotle zasypowym firmy Bonix o mocy 22 kW. Próbki biomasy zostały spalone w kotle zasypowym górnego spalania Porter G, firmy Rakoczy o mocy 14 kW. Przed spalaniem kocioł wraz z zasobnikiem popiołu został oczyszczony w celu usunięcia zanieczyszczeń z uprzednio spalanych partii paliwa. Próbki węgla, biomasy i popiołów dennych z kotła zostały pobrane do badań laboratoryjnych

1.3. Metodyka badań laboratoryjnych

Próbki węgla i popiołu rozdrobniono do próbki analitycznej przy wykorzystaniu młynka walcowo-pierścieniowego TEST-LAB-09. Próbki biomasy zostały rozdrobnione przy wykorzystaniu młynka nożowego firmy Testchem. Dla próbek węgla i biomasy wykonano podstawową analizę techniczną i elementarną. Dla wszystkich próbek oznaczono zawartość rtęci przy wykorzystaniu analizatora rtęci DMA-80. Urządzenie wykorzystuje technikę spektrometrii absorpcji atomowej. Próbka spalana jest w atmosferze tlenu. Produkty spalania kierowane są na katalizator, który usuwa zanieczyszczenia powodujące interferencje, a następnie rtęć wyłapywana jest przez złotą pułapkę, tzw. amalgamator. W kolejnym etapie analizy rtęć uwalniana jest z amalgamatora i kierowana do kuwety pomiarowej. Jako źródło promieniowania zastosowano niskociśnieniową lampę rtęciową o długości fali 253,65 nm, a jako detektor krzemową fotodiodę UV ([Milestone 2010](#)).

Charakterystykę węgla, biomasy i popiołów pobranych z kotła przedstawiono odpowiednio w tabelach 1 i 2.

TABELA 1. Charakterystyka badanych próbek węgla i biomasy

TABLE 1. Characteristics of examined coal and biomass samples

Rodzaj paliwa	Rodzaj próbki	Analiza techniczna			Analiza elementarna			Hg ^d [μg/kg]
		W _t ^r [%]	A ^r [%]	Q _i ^r [kJ/kg]	C ^d [%]	H ^d [%]	S _t ^d [%]	
Węgiel	węgiel 1	5,9	4,4	27 329	78,5	3,71	0,62	19,3
	węgiel 2	9,8	8,6	23 622	72,4	3,30	1,39	44,5
Biomasa drzewna	grab	8,5	0,9	16 669	49,7	5,87	0,02	8,6
	buk	8,6	0,7	16 798	50,2	5,83	0,01	3,6
	brzoza	8,6	0,3	16 759	50,4	5,73	0,02	2,3
	sosna	9,1	0,4	17 032	51,3	5,75	0,02	5,7

TABELA 2. Charakterystyka próbek popiołów pobranych z kotła

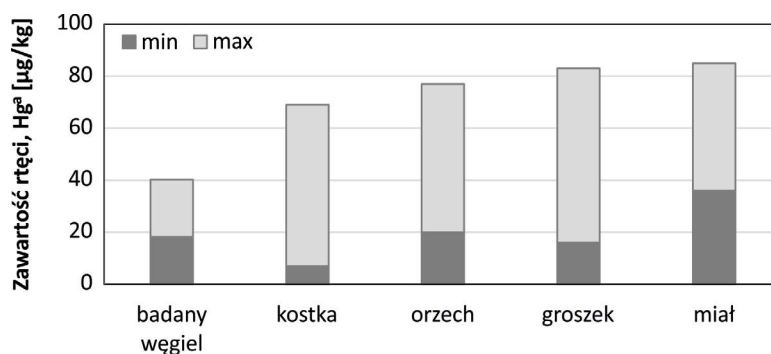
TABLE 2. Characteristics of bottom ash samples obtained from household boiler

Rodzaj paliwa	Rodzaj próbki	Uzysk popiołu [%]	Hg ^d [μg/kg]
Węgiel	popiół ze spalanie węgla 1	4,9	3,5
	popiół ze spalanie węgla 2	10,0	6,8
Biomasa drzewna	popiół ze spalanie grabu	1,2	0,9
	popiół ze spalanie buku	1,0	1,6
	popiół ze spalanie brzozy	0,4	0,7
	popiół ze spalanie sosny	0,6	2,1

2. Wyniki

2.1. Zawartość rtęci w węglu i biomacie

Na rysunku 1 przedstawiono porównanie zawartości rtęci w badanym węglu oraz węglach pochodzących ze składu węglowego. Badany węgiel charakteryzował się typową zawartością rtęci dla grubszych sortymentów węgla stosowanych przez gospodarstwa domowe. Według Kłojzy-Karczmarczyk i Mazurek (2013) zawartość rtęci w tego typu węglach wynosi od 7 do 83 μg/kg. Zróżnicowanie zawartości rtęci w węglu należy tłumaczyć pochodzeniem węgla, a w szczególności występowaniem procesów epigenetycznych i syngenetycz-

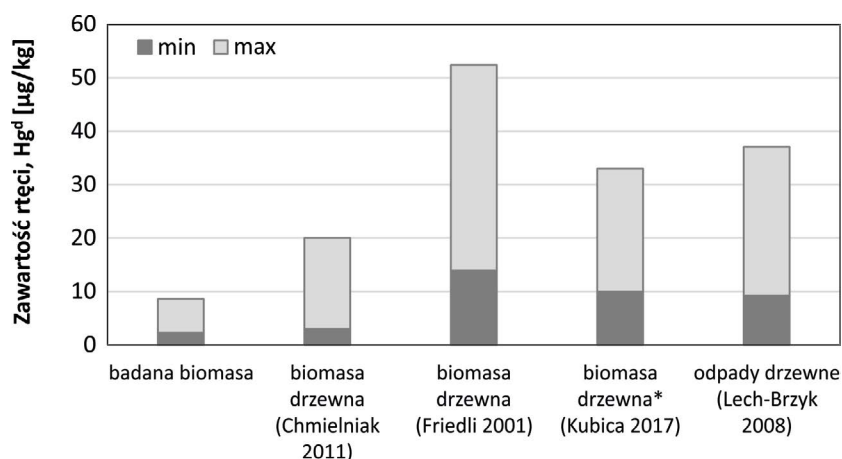


Rys. 1. Porównanie zawartości rtęci w badanym węglu oraz węglach pochodzących ze składu węglowego (na podstawie: Kłojzy-Karczmarczyk i Mazurek 2013)

Fig. 1. Comparison of mercury content in the analyzed coal samples and selected samples of coal offered by fuel depots

nych (Dziok i in. 2018a; Yudovich i Ketris 2005). Dla polskich węgla kamiennych wysokie zawartości rtęci stwierdzono w siarczkach, tj. pirycie, chalkopirycie i markasycie (Dziok i in. 2018a). Istotne dla zawartości rtęci w węglu mają również procesy przerobcze węgla, w tym procesy wzbogacania i odkamieniania (Dziok 2018).

Na rysunku 2 przedstawiono porównanie zawartości rtęci w badanych próbkach biomasy oraz w biomase powszechnie stosowanej do celów energetycznych. Badana biomasa charakteryzowała się typową zawartością rtęci dla biomasy drzewnej, niemniej jednak prezentowała się na relatywnie niskim poziomie. Zawartość rtęci w biomase jest bardzo



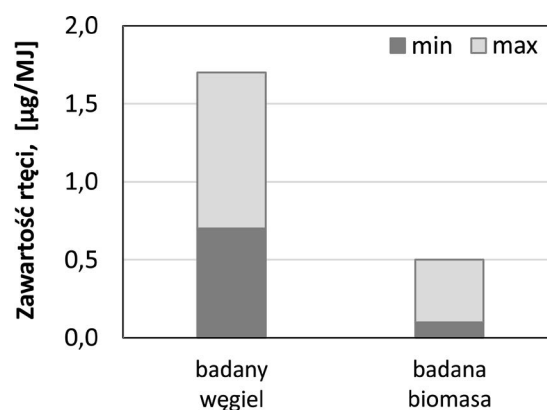
Rys. 2. Porównanie zawartości rtęci w badanej biomase z danymi literaturowymi (* nie podano stanu przeliczeniowego)

Fig. 2. Comparison of mercury content in analyzed biomass samples with literature data (* basis not determined)

zróznicowana i uzależniona jest od wielu czynników, m.in. czasu ekspozycji rośliny na rtęć (definiowanego jako wiek rośliny), części rośliny (pień, kora, liście itp.) oraz zachodzących procesów suchej i mokrej depozycji rtęci. W procesie wegetacji rośliny rtęć gromadzi się w liściach i igłach, a jej koncentracja stopniowo zwiększa się w okresie wzrostu (Salt i in. 1998). Igły i liście zawierają z reguły najwyższe zawartości rtęci, natomiast niewielkie ilości rtęci pobierane są przez ksylem (Bishop i in. 1998), czego rezultatem jest niższa zawartość rtęci w drewnie. Zauważono, że biomasa z terenów miejskich cechuje się wyższą zawartością rtęci (Kubica 2017), co może być tłumaczone wyższą zawartością rtęci w powietrzu na terenach miejskich, w szczególności w okresie grzewczym. Badane w pracy próbki biomasy pochodziły z relatywnie młodych drzew (20–0 lat), rosnących na terenach niezurbanizowanych, charakteryzujących się niższym tłem rtęci.

Porównując zawartość rtęci w biomacie i węgla stosowanym przez gospodarstwa domowe należy stwierdzić, że jest ona dość zróżnicowana. Zasadniczo zawartość rtęci w biomacie jest niższa niż w węglu, niemniej jednak w niektórych przypadkach węgiel może zawierać mniej rtęci niż biomasa (rys. 1 i 2). Dla badanych próbek zawartość rtęci w węglu była sześciokrotnie wyższa niż zawartość rtęci w biomacie (stan suchy). Po odniesieniu zawartości rtęci do kaloryczności paliwa, różnica pomiędzy zawartością rtęci w badanym węglu i biomacie zmniejszyła się, ale wciąż była czterokrotnie wyższa (rys. 3). Tak wyrażona zawartość rtęci dla badanych próbek wynosiła odpowiednio od 0,7 do 1,7 $\mu\text{g}/\text{MJ}$ (średnia 1,2 $\mu\text{g}/\text{MJ}$) dla węgla i od 0,1 do 0,5 $\mu\text{g}/\text{MJ}$ (średnia 0,3 $\mu\text{g}/\text{MJ}$) dla biomasy.

Należy wspomnieć, że zawartość rtęci w węglu przeznaczonym dla gospodarstw domowych nie jest na dzień dzisiejszy limitowana. Ograniczenie takie nie pojawia się także w planowanym rozporządzeniu Ministra Energii w sprawie wymagań jakościowych dla paliw stałych (Rozporządzenie 2017). Co interesujące, zawartość rtęci jest limitowana w pelletach z biomasy stosowanych przez gospodarstwa domowe. Norma europejska EN-14961-2 określa ją na poziomie poniżej 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Pelletsfarm 2018) i nie powinno być trudności ze spełnieniem tego kryterium.

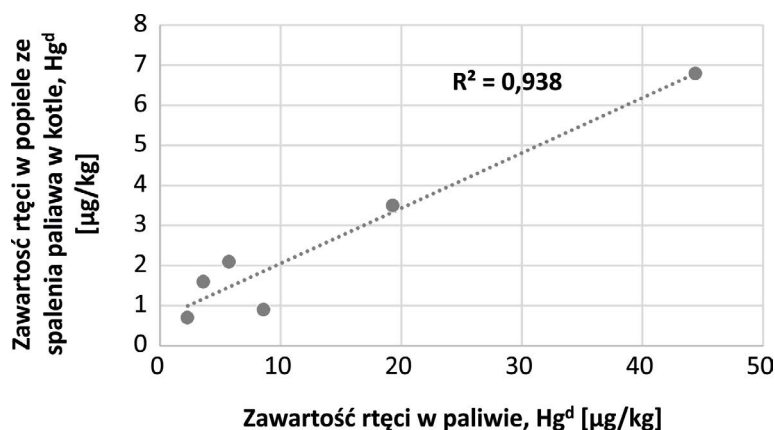


Rys. 3. Porównanie zawartości rtęci w badanych próbkach w odniesieniu do ich kaloryczności

Fig. 3. Comparison of mercury content with respect to lower heating value of fuels in the analyzed samples

2.2. Zawartość rtęci w popiołach pobranych z kotła

Zawartość rtęci w popiołach pobranych z kotłów była znacząco niższa niż w spalanych paliwach i wynosiła od 0,7 do 7,8 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Głównym czynnikiem determinującym zawartość rtęci w popiele była jej zawartość w spalonym paliwie. Dla zależności tej uzyskano istotny współczynnik determinacji (rys. 4). Istotność uzyskanego współczynnika determinacji została zweryfikowana testem F-Snedecora na poziomie istotności 0,05.



Rys. 4. Zależność pomiędzy zawartością rtęci w popiele pobranym z kotła a zawartością rtęci w spalonym paliwie

Fig. 4. The relationship between mercury content in bottom ash samples obtained from household boiler and mercury content in combusted fuel

Rtęć zaliczana jest do grupy bardzo lotnych pierwiastków, które nie wykazują tendencji do gromadzenia się w popiołach dennych. Do tej grupy zaliczane są także takie pierwiastki jak: B, Br, Cl, F, I i Se (Clarke i Sloss 1992). Podobną prawidłowość obserwuje się dla przemysłowych obiektów spalania. Żużle z przemysłowych kotłów węglowych charakteryzują się znacznie niższą zawartością rtęci niż spalane w nich węgle (Burmistrz i in. 2017).

W przypadku biomasy drzewnej zawartość rtęci w popiołach po ich spalaniu, w zależności od jej rodzaju i pochodzenia, może wahać się od 0,4 do 6,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Friedli i in. 2001; NYSERDA 2013). Należy jednak zaznaczyć, że w przypadku spalania odpadów drzewnych zawartość rtęci w popiele może być znacznie wyższa, nawet na poziomie 42,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Lech-Brzyk i in. 2008).

2.3. Stopień uwalniania rtęci z węgla i biomasy w procesie ich spalania w domowych kotłach grzewczych

Na podstawie zawartości rtęci w węglu i biomase oraz w popiołach otrzymanych z ich spalania w domowym kotle grzewczym wyznaczono stopień uwalniania rtęci w oparciu o zaproponowany przez autorów wzór (1).

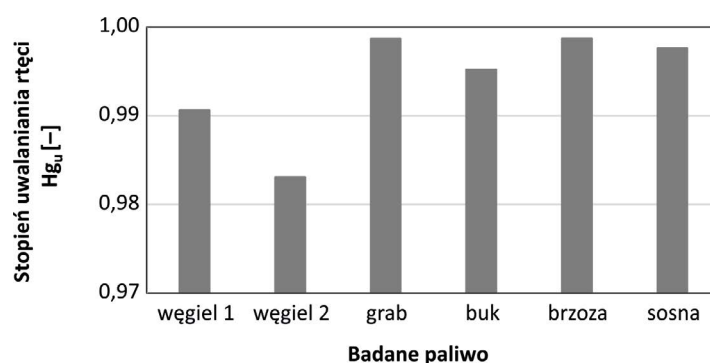
$$Hg_u = \frac{Hg_{pal}^r - \frac{\gamma}{100} \cdot Hg_{pop}}{Hg_{pal}^r} \quad (1)$$

gdzie:

- Hg_u – stopień uwalniania rtęci z paliw stałych w procesie ich spalania w domowym kotle grzewczym [–],
- Hg_{pal}^r – zawartość rtęci w paliwie w stanie roboczym [$\mu\text{g}/\text{kg}$],
- Hg_{pop} – zawartość rtęci w popiele pobranym z kotła [$\mu\text{g}/\text{kg}$],
- γ – uzysk popiołu ze spalania paliwa stałego w domowym kotle grzewczym [%].

Stopień uwalniania rtęci był bardzo wysoki, wynosił od 0,983 do 0,991 dla węgla i od 0,995 do 0,999 dla biomasy drzewnej (rys. 5), co koresponduje z danymi literaturowymi. Przykładowo stopień uwalniania rtęci z biomasy wyznaczony na podstawie danych literaturowych wynosił od 0,897 do 0,980 (Lech-Brzyk i in. 2008), a dla krajowych elektrowni opalanych węglem kamiennym 0,995 (Burmistrz i in. 2016).

Należy podkreślić, że wyznaczonego stopnia uwalniania rtęci nie można utożsamiać ze wskaźnikami emisji, bowiem część rtęci uwalnianej ze spalane go paliwa adsorbuje się na pyłach, które osadzają się na elementach grzewczego kotła oraz w kominie w postaci sadzy.



Rys. 5. Porównanie stopnia uwalniania rtęci z węgla i biomasy w procesie ich spalania w domowym kotle grzewczym

Fig. 5. Comparison of mercury release factors from hard coal and biomass in the combustion process in household boilers

Jak wykazały badania, zawartość rtęci w sadzy pobranej z komina może wynosić nawet 4485 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Dziok i in. 2018b). Stąd też wskaźnik emisji rtęci jest w rzeczywistości niższy o około 4–5%. W Polsce dla gospodarstw domowych wskaźnik emisji rtęci do środowiska w wyniku spalania węgla kamiennego przyjmuje się na poziomie 1,9 $\mu\text{g}/\text{MJ}$, a w wyniku spalania biomasy drzewnej na poziomie 0,6 $\mu\text{g}/\text{MJ}$ (Kubica 2017). Są to wartości zbliżone do oznaczonej w pracy zawartości rtęci w badanych paliwach odniesionej do ich kaloryczności.

2.4. Możliwość obniżenia emisji rtęci przez gospodarstwa domowe

Wysoki stopień uwalniania rtęci powoduje, że w celu obniżenia emisji rtęci przez gospodarstwa domowe konieczne jest stosowanie paliw o możliwie najniższej zawartości rtęci. Problem ten jest szczególnie istotny w przypadku węgla kamiennego, który charakteryzuje się znacznie wyższą jej zawartością niż biomasa. Niemniej jednak zawartość rtęci w węglu kamiennym może być obniżona w wyniku stosowania procesów wzbogacania i procesów termicznych (Dziok 2018).

Rozwiązaniem wspomagającym obniżenie emisji rtęci jest stosowanie urządzeń do odpylania spalin (CZH 2018). Jak już wspomniano, część rtęci uwalnianej z węgla w procesie spalania adsorbuje się na powierzchni pyłów (Dziok i in. 2018b). Niemniej jednak, skuteczność tych urządzeń zależy od specjacji rtęci w spalinach, w której rtęć może występować na zerowym stopniu utlenienia Hg^0 , na drugim stopniu utlenienia Hg^{2+} oraz w postaci zaadsorbowanej na powierzchni pyłów Hg_p . Ta ostatnia forma rtęci jest łatwo usuwana ze spalin w procesie odpylania. W świetle danych literaturowych (AEA Technology i NILU-Polska 2005), specjacja rtęci w spalinach z urządzeń stosowanych przez gospodarstwa domowe i w instalacjach małej mocy przedstawia się następująco:

- dla węgla kamiennego: 40–50% Hg^0 ; 40% Hg^{2+} ; 10–20% Hg_p ;
- dla biomasy: 60–65% Hg^0 ; 30% Hg^{2+} ; 5–10% Hg_p .

Obniżenie emisji rtęci może również zostać uzyskane poprzez stosowanie nowoczesnych kotłów grzewczych o wyższej sprawności oraz na skutek termomodernizacji budynków. Oba rozwiązania pozwalają na zmniejszenie jednostkowego zużycia paliwa, a tym samym zmniejszenie ilości emitowanej to środowiska rtęci w wyniku ich spalania. Zmniejszeniu emisji rtęci będą sprzyjać także działania mające na celu ograniczenie niskiej emisji (Miroński i Maczuga 2017).

Podsumowanie

Oszacowany stopień uwalniania rtęci z węgla i biomasy w kotle grzewczym był bardzo wysoki i wyniósł od 98,3 do 99,1% dla węgla i od 99,5 do 99,9% dla biomasy drzewnej. Tak wysoki stopień uwalniania rtęci powoduje, że główną możliwością obniżenia emisji rtęci przez gospodarstwa domowe jest stosowanie paliw o możliwie niskiej zawartości rtęci. W świetle zaprezentowanych wyników zawartość rtęci w stanie suchym w węglu jest

sześciokrotnie wyższa niż w biomasie. Po uwzględnieniu kaloryczności paliw różnica pomiędzy zawartością rtęci w badanym węglu i biomasie zmniejszyła się, ale wciąż była czterokrotnie wyższa. Tak wyrażona zawartość rtęci dla badanych próbek wynosiła odpowiednio od 0,7 do 1,7 $\mu\text{g}/\text{MJ}$ dla węgla i od 0,1 do 0,5 $\mu\text{g}/\text{MJ}$ dla biomasy.

Zmniejszenie emisji rtęci jest również możliwe poprzez zmniejszenie jednostkowego zużycia paliw. Przyczynia się do tego stosowanie nowoczesnych kotłów grzewczych oraz termomodernizacja budynków. Istnieje również możliwość częściowego ograniczenia emisji rtęci poprzez stosowanie urządzeń do odpylania spalin.

Praca została przygotowana w ramach dotacji dla młodych naukowców przyznanej dla Wydziału Energetyki i Paliw, Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie nr 15.11.210.450.

Literatura

- AEA Technology i NILU-Polska. 2005. Costs and environmental effectiveness of options for reducing mercury emissions to air from small-scale combustion installations. Final report (Version 2).
- BAT-LCP. 2017. Decyzja Wykonawcza Komisji (UE) 2017/1442 z dnia 31 lipca 2017 r. ustanawiająca konkluzje dotyczące najlepszych dostępnych technik (BAT) w odniesieniu do dużych obiektów energetycznego spalania zgodnie z dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady 2010/75/UE.
- Bishop i in. 1998 – Bishop, K.H., Lee, Y.-H., Mubthe, J. i Dambrine, E. 1998. Xylem sap as a pathway for total mercury and methylmercury transport from soils to tree canopy in the boreal forest. *Biogeochemistry* t. 40, s. 101–113.
- Burmistrz i in. 2016 – Burmistrz P., Kogut K., Marczak M., Zwoździak J. 2016. Lignites and subbituminous coals combustion in Polish power plants as a source of anthropogenic mercury emission. *Fuel Processing Technology* t. 152, s. 250–258.
- Burmistrz i in. 2017 – Burmistrz, P., Dziok, T. i Bytnar, K. 2017. Zawartość rtęci w odpadach z procesu wzbogacania węgla kamiennych oraz ubocznych produktów spalania węgla w aspekcie ich utylizacji. *Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN* nr 98, s. 115–124
- Chmielniak, T. i Misztal, E. 2011. Bdanía IChPW w zakresie emisji rtęci. *Konwencja rtęciowa – cele, projektowane regulacje, wdrażanie*, 23.05.2011 Warszawa.
- Clarke, L.B. i Sloss, L.L. 1992. *Trace elements – emissions from coal combustion and gasification*. IEA Coal Research, Londyn.
- CZH 2018. Elektrofiltr kominowy. [Online] <http://czh.pl/obszar/elektrofiltr-kominowy/> [Dostęp 09.08.2018].
- Dziok i in. 2018a – Dziok, T., Strugała, A. i Włodek, A. 2018a. Studies on mercury occurrence in inorganic constituents of Polish coking coals. *Environ Sci Pollut Res*. [Online] <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1667-1>
- Dziok i in. 2018b – Dziok, T., Tałach, Z. i Wierońska, F. 2018b. Zanieczyszczenie powietrza pierwiastkami toksycznymi w wyniku spalania węgla – smog i ich oddziaływanie na zdrowie człowieka. *Gaz Woda Technika Sanitarna* t. 4, s. 127–131.
- Dziok, T. 2018. Metoda obniżenia zawartości rtęci w węglu kamiennym. *Przemysł Chemiczny* t. 97(1), s. 94–100.
- Eisler, R. 2006. *Mercury hazards to living organisms*, Taylor & Francis Group.
- Friedli i in. 2001 – Friedli, H.R., Radka, L.F. i Lu, J.Y. 2001. Mercury in smoke from biomass fires. *Geophysical Research Letters* t. 28(17), s. 3223–3226.
- GUS – Główny Urząd Statystyczny. 2017. *Zużycie paliw i nośników energii w 2016 r.*, Warszawa.
- Klojzy-Karczmarczyk, B. i Mazurek, J. 2013. Badania zawartości rtęci w węglach przeznaczonych dla odbiorców indywidualnych. *Polityka Energetyczna – Energy Policy Journal* t. 16, z. 4, s. 151–161.
- KOBIZE – Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami 2018. Poland’s informative inventory report. Submission under the UN ECE convention on long-range transboundary air pollution and the directive (EU) 2016/2284, Warszawa.
- Kubica, K. 2017. *Analiza i oszacowanie trendu wskaźników emisji metali ciężkich (Hg, Pb, Cd, Hg, As, Cr, Cu, Ni, Se, Zn) ze spalania paliw stałych w sektorach mieszkalnictwa i usług w latach 2000–2014*. Warszawa: IOŚ PIB KOBIZE.

- Lech-Brzyk i in. 2008 – Lech-Brzyk, K., Sikora, A. i Kruczek, S. 2008. Emisja rtęci podczas spalania biomasy [W:] *Aktualne problemy w ochronie powietrza atmosferycznego* Musialik-Piotrowska A. red. i Rutkowski J.D. Wrocław: Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Sekcja Główna Inżynierii Ochrony Atmosfery, s. 101–104.
- Milestone 2010. Milestone DMA-80 instrukcja obsługi.
- Mirowski, T. i Maczuga, R. 2017. Regulacje prawne w sektorze gospodarstw domowych w Polsce w zakresie użytkowania paliwa stałych i kotłów do 500 kW. *Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN* nr 97, s. 33–42.
- NYSERDA – New York State Energy Research and Development Authority 2013. *Elemental Analysis of Wood Fuels – Final report*.
- Pacyna i in. 2016 – Pacyna, J.M., Travnikov, O., De Simone, F., Hedgecock, I.M., Sundseth, K., Pacyna, E.G., Steenhuisen, F., Pirrone, N., Munthe, J. i Kindbom, K. 2016 Current and future levels of mercury atmospheric pollution on a global scale. *Atmos Chem Phys* t. 16, s. 12495–12511.
- PelletsFarm 2018. Normy jakościowe – Klasyfikacja pelletów. [Online] <http://www.pelletsfarm.pl/normy-jakoscio-we-3/> [Dostęp 10.04.2018].
- Pollution Probe 2013. Mercury In The Environment. [Online] <https://pdfs.semanticscholar.org/086e/615a87a200d1a3b0870a672767463af92eee.pdf> [Dostęp: 18.04.2018].
- Rozporządzenie 2017. Rozporządzenie Ministra Energii w sprawie wymagań jakościowych dla paliw stałych – wersja 1.2, Projekt z dnia 27.01.2017 r.
- Salt i in. 1998 – Salt, D.E., Smith, R.D. i Raskin, I. 1998. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Mol. Biol* t. 49, s. 643–68.
- Wichliński, M. 2017. Emisja rtęci z polskich elektrowni w świetle konkluzji BAT. *Polityka Energetyczna – Energy Policy Journal* t. 12, z. 4, s. 79–88.
- Yudovich, Y.E. i Ketris, M.P. 2005. Mercury in coal: a review – Part 1. Geochemistry. *International Journal of Coal Geology* t. 62, s. 107–134.

