



Michał WICHLIŃSKI\*

## Emisja rtęci z polskich elektrowni w świetle konkluzji BAT

**STRESZCZENIE:** W pracy przedstawiono dotychczasowe konwencje i dyrektywy, w których poruszano problematykę emisji rtęci do atmosfery ze spalania paliw stałych w elektrowniach. Wszystkie dotychczasowe regulacje obowiązujące na terenie Unii Europejskiej (UE) nie zawierały dopuszczalnych poziomów emisji rtęci do atmosfery. Nowe regulacje BAT przyjęte w ubiegłym roku, które mają zacząć obowiązywać od roku 2021, zawierają już dopuszczalne poziomy emisji rtęci, a także zmuszają elektrownie do przeprowadzania regularnych pomiarów emisji rtęci (dla bloków o mocy poniżej 300 MW<sub>th</sub>), lub też do ciągłego monitoringu emisji rtęci (bloki o mocy powyżej 300 MW<sub>th</sub>). Dla pokazania, jaki wpływ będą miały tak ustalone dopuszczalne poziomy emisji przedstawiono obliczone poziomy emisji z dziesięciu polskich elektrowni opalanych węglem kamiennym. Spośród tych elektrowni osiem to bloki o mocy poniżej 300 MW<sub>th</sub>, a dwa o mocy powyżej 300 MW<sub>th</sub>. W żadnym przypadku nie stwierdzono przekroczenia obowiązujących w przyszłości norm emisji rtęci. W przypadku elektrowni o mocy powyżej 300 MW<sub>th</sub>, które są nowoczesnymi elektrowniami oddanymi do eksploatacji w XXI wieku, emisja rtęci była znacząco niższa, niż w przypadku elektrowni o mocy poniżej 300 MW<sub>th</sub>, które w większości to wyeksploatowane jednostki z lat siedemdziesiątych i osiemdziesiątych. Pokazuje to, jak ważna jest budowa nowoczesnych jednostek o dużej mocy, które to są w stanie spełnić wymagania stawiane nawet nowym obiektom. Oznaczać może to również brak konieczności inwestycji w specjalne metody usuwania rtęci, a konieczność tylko optymalizacji istniejących urządzeń do oczyszczania gazów.

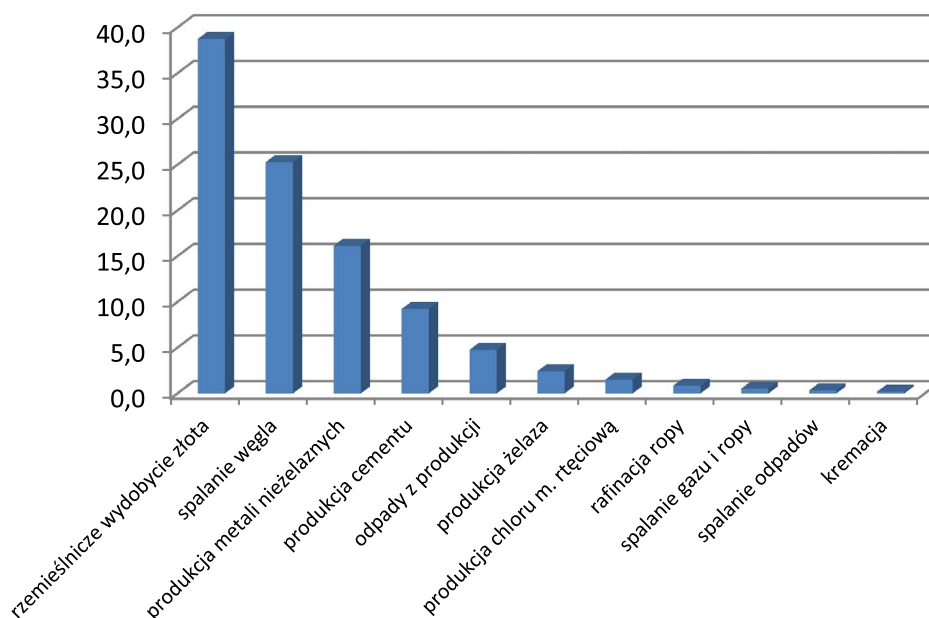
**SŁOWA KLUCZOWE:** rtęć, emisja, BAT/BREF, elektrownie

---

\* Dr inż. – Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska, Katedra Inżynierii Energii, Częstochowa; e-mail: [michal.wichlinski@gmail.com](mailto:michal.wichlinski@gmail.com)

## Wprowadzenie

W świetle nowych regulacji BAT/BREF, które zaczną obowiązywać od roku 2021, emisja rtęci z elektrowni zaczyna odgrywać coraz większą rolę. Emisja antropogeniczna rtęci na świecie wynosi około 2000 Mg rocznie, z czego około 40% spowodowane jest rzemieślniczym wydobyciem złota. Na drugim miejscu jest spalanie paliw stałych w elektrowniach i elektrociepłowniach, które odpowiada za około 25% światowej antropogenicznej emisji rtęci. Kolejne miejsca zajmują produkcja metali nieżelaznych (ok. 16%) i produkcja cementu (ok. 9%) (AMAP/UNEP 2013) (rys. 1). Emisja rtęci spowodowana spalaniem paliw stałych jest największa w Chinach i wynosi około 179 Mg, na następnym miejscu są Indie (89,5 Mg) oraz RPA (42 Mg).

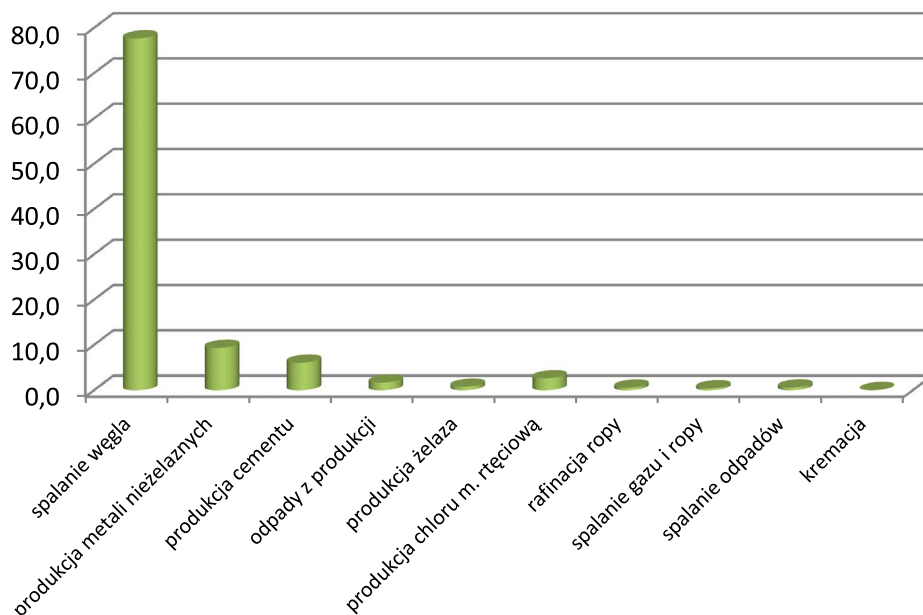


Rys. 1. Światowa emisja rtęci według sektorów gospodarki, na podstawie AMAP/UNEP, 2013

Fig. 1. Global mercury emissions by economy sectors

W Polsce emisja antropogeniczna rtęci jest szacowana na 11,8 Mg, z czego 9,1 Mg, czyli ponad 77%, jest spowodowana spalaniem paliw stałych. Za emisję z pozostałych sektorów gospodarki odpowiedzialna jest produkcja metali nieżelaznych (1,1 Mg) i cementu (0,7 Mg) (AMAP/UNEP 2013) (rys. 2).

Spalanie paliw stałych jest również głównym źródłem emisji antropogenicznej rtęci w Unii Europejskiej, gdzie odpowiada za ponad 51% emisji. Spalanie paliw, które powoduje emisję rtęci, odbywa się głównie w elektrowniach i elektrociepłowniach. Podczas spalania paliwa w elek-



Rys. 2. Emisja rtęci w Polsce według sektorów gospodarki, na podstawie AMAP/UNEP 2013

Fig. 2. Mercury emissions in Poland by economy sectors

trawniach rtęć w temperaturach płomienia w ponad 99% występuje jako  $Hg^0$ , następnie w miarę ochładzania się spalin część rtęci  $Hg^0$  może ulec utlenieniu do  $Hg^{2+}$ , łącząc się z innymi składnikami spalin, takimi jak  $SO_2$ ,  $Cl_2$ , tworząc związki  $HgCl_2$ ,  $Hg_2Cl_2$ ,  $HgS$  itp. Część z powstałych związków może zostać zaadsorbowana na formującym się popiele lotnym ( $Hg_{(p)}$ ). Rtęć  $Hg^0$  jest nierozpuszczalna w wodzie, co powoduje, że utrzymuje się w atmosferze nawet do dwóch lat, rtęć  $Hg^{2+}$  jest z kolei łatwo rozpuszczalna w wodzie, co powoduje, że stosunkowo łatwo może być usunięta ze spalin poprzez instalację mokrego odsiarczania spalin (Senior i in. 2000). Zawartość rtęci w węglach kamiennych pochodzących z polskich kopalń waha się od 50 do 160 ng/g (Kłojzy-Karczmarczyk i Mazurek 2013; Kobyłecki i in. 2016; Wichliński i in. 2013; Wichliński i in. 2017, Wierzchowski i Pyka 2010; Wojnar i Wisz 2006; Lorenz i Grudziński 2007; Grudziński i Stala-Szlugaj 2014; Białecka i Pyka red. 2016).

Produkcja węgla kamiennego na świecie w roku 2013 zwiększyła się w stosunku do roku poprzedniego o około 60 mln Mg i łącznie wyniosła 6 mld Mg. Jednakże tempo wzrostu jest z roku na rok coraz słabsze i w 2013 roku wyniosło zaledwie 1% (Grudziński i Stala-Szlugaj 2014; Lorenz 2014). W Polsce od roku 2011 produkcja węgla kamiennego zmniejszyła się o 3,8 mln Mg, z czego produkcja węgla kamiennego energetycznego o 5,3 mln Mg. W tym samym czasie produkcja energii elektrycznej wzrosła o 1,2 TWh (Grudziński 2016).

Emitowana do atmosfery rtęć i jej związki szkodliwe dla otoczenia i toksyczne dla organizmów żywych, głównie wskutek ich przekształcania w środowisku wodnym (dzięki aktywności mikroorganizmów) do postaci tzw. metylortęci, szczególnie chętnie akumulowanej przez

organizmy żywe. Wskutek akumulowania metylortęci w łańcuchu pokarmowym, stanowi ona potencjalne zagrożenie dla ludzi i zwierząt. Metylortęć jest znacznie bardziej toksyczna dla żywych organizmów w porównaniu do  $Hg^0$  oraz  $Hg^{2+}$ . Dimetylortęć przenika przez standardowe rękawice laboratoryjne i jest wchłaniana przez skórę do układu krwionośnego, silnie wpływa na układ nerwowy pokonując barierę immunologiczną mózgu i wpływa na jego funkcjonowanie. Dawka rzędu 0,05 ml jest dawką śmiertelną dla człowieka (UNEP 2002).

## 1. Konwencje i dyrektywy dotyczące emisji rtęci

Od lat siedemdziesiątych XX wieku rządy różnych państw, razem i osobno, starały się ograniczyć emisję antropogeniczną rtęci do środowiska. W roku 1973 Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) zaapelowała do swoich członków o ograniczenie antropogenicznej emisji rtęci do środowiska do najniższego poziomu jaki jest tylko możliwy. Najpierw starano się ochronić przed rtęcią środowiska wodne (London Convention – 1972 rok, Oslo Convention – 1972, Paris Convention – 1974, MARPOL Convention – 1973). W roku 1974 Komisja Helsińska ograniczyła emisję rtęci do Morza Bałtyckiego, a kilka lat później podobne działania podjęto dla Morza Śródziemnego, a w roku 1990 Morza Północnego. Kolejne ograniczenia nałożono na przemysł chemiczny, produkujący chlor metodą rtęciową. W roku 1990 PARCOM zaproponował ograniczenie emisji rtęci przy produkcji chloru do 2 g na tonę wyprodukowanego chloru, a przemysł chemiczny zobowiązał się do zaprzestania wykorzystywania tej metody do roku 2020 (Rallo i in. 2012).

W roku 1989 przyjęto Konwencję Bazylejską o kontroli transgranicznego przemieszczania i usuwania odpadów niebezpiecznych. Konwencja ta do roku 2012 została ratyfikowana przez 178 państw. Celem tej Konwencji była kontrola i redukcja transgranicznego przemieszczania odpadów niebezpiecznych m.in. rtęci. Ograniczeniu w transporcie międzynarodowym podlega nie tylko rtęć, ale również jej związki, obejmuje ona również popiół lotny z elektrowni węglowych. Kolejną z dużych konwencji, które brały pod uwagę zagrożenie, jakie niesie ze sobą rtęć i jej związki, była konwencja w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości (LRTAP). Weszła ona w życie w roku 1983. Jej celem było ograniczenie zanieczyszczenia powietrza zwłaszcza tych zanieczyszczeń, które są transportowane na dalekie odległości od emitora. W roku 2003 do tej konwencji uchwalono protokół o metalach ciężkich, w którym wymieniono trzy niebezpieczne metale (rtęć, ołów i kadm) które nie tylko są niebezpieczne dla środowiska, ale także stanowią zagrożenie dla zdrowia człowieka. Ratyfikacja tego protokołu zobowiązywała poszczególne kraje do ograniczenia emisji rtęci ze stacjonarnych procesów przemysłowych, procesów spalania, oraz ze spalarni odpadów. Protokół wspomina również, że w celu ograniczenia emisji powinno się stosować najlepsze dostępne techniki (*Best Available Techniques* – BAT), takie jak specjalne filtry, absorbery czy zmianę technologii produkcji na taką w której nie wykorzystuje się rtęci. W roku 2012 uchwalono nowy protokół, który jeszcze pre-

czyjnie określa regulacje, jakimi powinien być poddany handel rtęcią i jej związkami, a także jej składowanie (Rallo i in. 2012).

Opublikowany w roku 1997 w USA Mercury Study Report to Congress jako pierwszy wspominał o elektrowniach jako o największym źródle emisji rtęci do antropogenicznej. W roku 2005 amerykańska Agencja Ochrony Środowiska (USEPA) przygotowała dopuszczalne poziomy emisji rtęci z nowych i istniejących elektrowni węglowych. Clean Air Mercury Act zakładał zmniejszenie emisji rtęci do 34 Mg w fazie pierwszej do roku 2010 i do 14 Mg do roku 2018. W roku 2010 emisja rtęci z elektrowni węglowych w USA wynosiła około 43 Mg, więc redukcja do roku 2010 miała wynieść 21%, a do roku 2018 – 69%. Ograniczenie emisji w fazie pierwszej planowano osiągnąć poprzez budowę urządzeń do oczyszczania spalin z SO<sub>2</sub>, tj. mokra instalacja odsiarczania spalin, i NO<sub>x</sub>, tj. selektywna redukcja. W fazie drugiej planowano wykorzystanie już metod dedykowanych dla rtęci, tj. wtrysk zmielonego węgla aktywnego do strumienia spalin. Niektóre stany poszły o krok dalej i wprowadziły dodatkowe ograniczenia, tj. w fazie pierwszej ograniczenie emisji o 80% lub dopuszczalny poziom emisji wynoszący 1 Ib/TBtu, a w fazie drugiej ograniczenie emisji o 90% lub dopuszczalny poziom emisji wynoszący 0,6 Ib/TBtu. Po kilku latach sądowych przepychanek dopiero w roku 2011 USEPA przyjęło pierwsze ogólnokrajowe dopuszczalne poziomy emisji rtęci z elektrowni węglowych. Normy te zakładają ograniczenie emisji rtęci o 91% w przypadku istniejących elektrowni węglowych (Rallo i in. 2012).

Unia Europejska w roku 2008 wprowadziła *Integrated Pollution Prevention and Control* (IPPC), ograniczał on emisję zanieczyszczeń do atmosfery. W tym dokumencie po raz pierwszy wprowadzono pojęcie *Best Available Techniques* (BAT). Zgodnie z dyrektywą IPPC celem wytycznych BAT jest zaproponowanie takich limitów emisyjnych, które będą odzwierciedlać właściwe proporcje pomiędzy korzyściami i kosztami. Wielkości limitów emisyjnych muszą dotyczyć tych zanieczyszczeń, które zakład będzie wytwarzał w większych ilościach (Rallo i in. 2012). W roku 2010 Komisja Europejska zaaprobowwała wprowadzenie nowej dyrektywy *Industrial Emissions Directive* (IED). Dyrektywa ta rozszerzyła swoje działanie nie tylko na jednostki wytwórcze o mocy 50 MW, jakie obejmowała IPPC, ale również na jednostki o mocy od 20 do 50 MW. Jednocześnie dyrektywa ta wydłużyła możliwość pracy dla jednostek, które miały być zamknięte w roku 2016 do roku 2023, pod warunkiem spełnienia przez nie określonych warunków. W roku 2017 przygotowano nowe konkluzje BAT, które czekają na wprowadzenie przez poszczególne kraje. UE chce by nowe dopuszczalne poziomy emisji weszły w życie w styczniu 2021 roku. Nowa dyrektywa pokazuje przede wszystkim możliwości uniknięcia emisji rtęci jakie niesie ze sobą poprawa sprawności produkcji energii elektrycznej w elektrowni, oraz możliwości redukcji emisji przez urządzenia do oczyszczania spalin. Dopuszczalne poziomy emisji dla instalacji opalanych węglem kamiennym i brunatnym pokazano w tabeli 1. Dokładna wartość emisji będzie ustalana indywidualnie i zależeć będzie od konkretnej elektrowni. Dyrektywa określa również częstotliwość monitorowania emisji rtęci, dla instalacji o mocy poniżej 300 MWth jest to pomiar okresowy cztery razy na rok, a dla instalacji o mocy powyżej 300 MWth jest to pomiar ciągły.

W tabeli 2 przedstawiono obliczoną emisję z polskich elektrowni opalanych węglem kamiennym. Pomiar emisji zostały zebrane i przeliczone z pomiarów dokonanych na elektrowniach

TABELA 1. Dopuszczalne poziomy emisji BAT dla rtęci wprowadzanej do powietrza z procesów spalania paliw węglowych (Best... 2016)

TABLE 1. BAT-associated emission levels (BAT-AELs) for mercury emissions to air from the combustion of coal

Nominalna moc cieplna instalacji spalania [MWth]	BAT – poziomy emisji [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]	
	średnia roczna lub średnia dla próbek uzyskanych w ciągu jednego roku	
	nowe elektrownie	istniejące elektrownie
Węgiel kamienny < 300	<1–3 <sup>1</sup>	<1–9 <sup>1, 2</sup>
Węgiel kamienny $\geq$ 300	<1–2	<1–4 <sup>2</sup>
Węgiel brunatny < 300	<1–5 <sup>1</sup>	<1–10 <sup>1, 2</sup>
Węgiel brunatny $\geq$ 300	<1–4	<1–7 <sup>2</sup>

<sup>1</sup> BAT-AEL nie mają zastosowania dla obiektów pracujących poniżej 1500 godz. w ciągu roku.

<sup>2</sup> Dolna granica może być osiągnięta w połączeniu ze szczególnymi technikami redukcji rtęci.

w ciągu ostatnich dwóch lat. Obliczona emisja nie jest średnią roczną, ale jedynie średnią z kilku pomiarów wykonanych w ciągu jednego, lub kilku dni.

Pomiar zawartości rtęci w spalinach został przeprowadzony za pomocą zmodyfikowanej metody Ontario Hydro. Próbki spalin pobierano z kanału spalinowego za pomocą dwóch metalowych rurek jednakowej długości, jedna z rurek podłączona była do spektrometru Lumex RA-915+, który online rejestrował stężenie par rtęci  $\text{Hg}^0$  w strumieniu spalin. Rurki były cały czas grzane do temperatury uniemożliwiającej wykroplenie pary wodnej. Druga rurka podłączona była do trzech impingerów – pierwszy miał za zadanie zatrzymanie zanieczyszczeń zawartych w spalinach, natomiast dwa pozostałe zawierały 100ml KCl, w których zatrzymywana była rtęć  $\text{Hg}^{2+}$ . Impingery były umieszczone w specjalnym pojemniku zapewniającym stałą temperaturę około 10°C. Rtęć  $\text{Hg}^{2+}$  rozpuszczona w impingerach była, w warunkach laboratoryjnych, oznaczana za pomocą  $\text{SnCl}_2$  (100 g/dm<sup>3</sup>). Bardziej szczegółowy opis metodyki przeprowadzonych pomiarów przedstawiono w publikacjach Kobyłecki i in. (2016), Wichliński i in. (2017).

Otrzymane wyniki emisji rtęci są zbieżne z wynikami uzyskanymi przez innych autorów. W swojej publikacji Burmistrz i in. (2016), przedstawił emisję rtęci z trzech obiektów: dwóch opalanych węglem kamiennym, a jeden węglem brunatnym. W przypadku jednostek opalanych węglem kamiennym (El 11 i El 12) obie wyliczone emisje spełniają regulację BAT, natomiast w przypadku jednostki opalanej węglem brunatnym (El 13) to wyliczona emisja znacznie przekracza emisje wyznaczone w normach BAT, co może sugerować, że polskie elektrownie opalanej węglem brunatnym będą mieć problem ze spełnieniem regulacji BAT. W przypadku emisji podawanych przez Głowacki i Żupa-Marczuk (2016), EL 14, El 15 są one wysokie, ale może być to spowodowane brakiem instalacji odsiarczania spalin w badanych obiektach, natomiast w El 16 obecność FGD powoduje znacznie mniejszą emisję Hg. Dla jednostek opalanych węglem brunatnym (El 17 i El 18) emisja jest wysoka i pomimo WFGD nie spełnia regulacji BAT. Emisje podane w publikacji Pudasainee i in. (2009) są niskie i spełniają wymagania BAT.

TABELA 2. Obliczona emisja rtęci z polskich elektrowni opalanych węglem kamiennym

TABLE 2. Calculated emission of mercury from Polish coal-fired power plants

Elektrownia	Moc [MWth]	Emisja [ $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ]
EL1	<300	3,12
EL2	<300	2,25
EL3	<300	6,14
EL4	<300	4,43
EL5	<300	2,12
EL6	<300	1,76
EL7	<300	1,91
EL8	<300	3,43
EL9	>300	0,5
EL10	>300	0,95

TABELA 3. Emisje rtęci z różnych elektrowni opracowano na podstawie Burmistrz i in. (2016), Głowacki i Żupa-Marczuk (2016), Pudasainee i in. (2009)

TABLE 3. Emission of mercury from various power plants

Nazwa	Rodzaj paliwa	Moc [MW]	Urządzenia do oczyszczania gazów	Emisja rtęci [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
El 11 <sup>1</sup>	węgiel kamienny	370	SNCR+ESP+WFGD	2,455
El 12 <sup>1</sup>	węgiel kamienny	225	ESP+WFGD	3,613
El 13 <sup>1</sup>	węgiel brunatny	370	ESP+WFGD	21,1
El 14 <sup>2</sup>	węgiel kamienny	--	ESP	3,5–8
El 15 <sup>2</sup>	węgiel kamienny	--	ESP	8,5–15
El 16 <sup>2</sup>	węgiel kamienny	--	ESP+FGD	0,8–3
El 17 <sup>2</sup>	węgiel brunatny	--	ESP+WFGD	4,5–8
El 18 <sup>2</sup>	węgiel brunatny	--	ESP+WFGD	15–26
El 19 <sup>3</sup>	antracyt	200–600	ESP+FGD	1,12
El 20 <sup>3</sup>	antracyt	200–600	ESP+FGD	2,25
El 21 <sup>3</sup>	węgiel subbitumiczny	200–600	ESP+FGD	2,40
El 22 <sup>3</sup>	węgiel subbitumiczny	200–600	ESP+FGD	1,14

<sup>1</sup> Burmistrz i in. 2016.

<sup>2</sup> Głowacki, Żupa-Marczuk 2016.

<sup>3</sup> Pudasainee i in. 2009.

-- brak danych.

ESP – elektrofiltr; SNCR – selektywna redukcja niekatalityczna; WFGD - mokra instalacja odsiarczania spalin; FGD – instalacja odsiarczania spalin.

## Podsumowanie

Przedstawione emisje rtęci z polskich bloków energetycznych pokazują, że emisja ta mieści się we wszystkich badanych przypadkach w przedziale określonym w nowym rozporządzeniu BAT. Bloki EL1-EL8, które to są blokami o mocy poniżej 300 MWth – są to jednostki starożytnego typu pochodzące z lat 70., 80., 90. XX wieku. W przypadku elektrowni o mocy poniżej 300 MWth najwyższy poziom emisji rtęci miała elektrownia EL3 (6,14  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ), natomiast najniższy był na poziomie 1,76  $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$  (EL6). Elektrownie EL9 i EL10 to nowoczesne bloki o mocy powyżej 300 MWth i poziom emisji z tych jednostek jest znacząco niższy, aniżeli w przypadku pozostałych jednostek. Prezentowany przez nie poziom emisji pozwala im nawet spełnić dopuszczalne poziomy emisji przewidziane dla nowych jednostek. Wynika z tego jasno, że budowa dużych nowoczesnych jednostek spalających polski węgiel kamienny może znacząco obniżyć emisję rtęci z sektora energetycznego. Jeśli pomiary rtęci w dłuższej skali czasowej potwierdzą pokazane dane, być może pozwoli to elektrowniom na uniknięcie kosztownych inwestycji w instalacje do oczyszczania spalin, a do wypełnienia ustalonych poziomów emisji wystarczy modernizacja istniejących urządzeń do oczyszczania gazów.

## Literatura

- AMAP/UNEP, 2013. Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2013. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway/UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland.
- Best... 2016 – Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Large Combustion Plants, Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control), Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies, Sustainable Production and Consumption Unit European IPPC Bureau, Final Draft, June 2016.
- BIAŁECKA, B. i PYKA, I. red. 2016. *Rtęć w polskim węglu kamiennym do celów energetycznych i w produktach jego przeróbki*. Katowice: Główny Instytut Górnictwa.
- BURMISTRZ i in. 2016 – BURMISTRZ, P., KOGUT, K., MARCZAK, M. i ZWOŹDZIAK, J. 2016. Lignites and subbituminous coals combustion in Polish power plants as a source of anthropogenic mercury emission. *Fuel Processing Technology* 152, s. 250–258.
- GŁOWACKI, E. i ŻUPA-MARCZUK, P. 2016. *Emisja rtęci z energetyki i możliwości jej redukcji*. ENERGOPOMIAR Sp. z o.o., Zakład Ochrony Środowiska, Katowice, 01.06.2016.
- GRUDZIŃSKI, Z. 2016. *Fakty: węgiel – energetyka w Polsce*. [Online] Dostępne w: [www.min-pan.krakow.pl/se](http://www.min-pan.krakow.pl/se) [Dostęp: 10.07.2017].
- GRUDZIŃSKI, Z. i STALA-SZLUGAJ, K. 2014. Pozycja węgla kamiennego w bilansie paliw i energii w kraju. *Polityka Energetyczna – Energy Policy Journal* t. 17, z. 3, s. 49–66.
- KŁOJZY-KARCZMARCZYK, B. i MAZUREK, J. 2013. Studies of mercury content in selected coal seams of the Upper Silesian Coal Basin. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi – Mineral Resources Management* t. 29, z. 4, s. 95–106.
- KOBYLECKI i in. 2016 – KOBYLECKI, R., WICHLIŃSKI, M., WIELGOSZ, G. i BIS, Z. 2016. Emission of mercury from polish large-scale utility boilers. *Journal of Ecological Engineering* Vol. 17, Issue 5, s. 128–131.



- LORENZ, U. i GRUDZIŃSKI, Z. 2007. Zawartość rtęci jako potencjalny czynnik ograniczający wartość użytkową węgla kamiennego i brunatnego. *Górnictwo i Geoinżynieria*, Kwartalnik AGH, Rok 31, z. 3/1, s. 335–349.
- PUDASAINEE i in. 2009 – PUDASAINEE, D., KIM, J.-H. i SEO, Y.-C. 2009. Mercury emission trend influenced by stringent air pollutants regulation for coal-fired power plants in Korea. *Atmospheric Environment* 43, s. 6254–6259.
- RALLO i in. 2012 – RALLO, M., LOPEZ-ANTON, M.A., CONTRERAS, M.L. i MAROTO-VALER, M.M. 2012. Mercury policy and regulations for coal-fired power plants. *Environ. Sci. Res.* 19, s. 1084–1096.
- SENIOR i in. 2000 – SENIOR, C.L., HELBLE, J.J. i SAROFIM, A.F. 2000. Emissions of mercury, trace elements, and fine particles from stationary combustion sources. *Fuel Processing Technology* 65–66, s. 263–288.
- UNEP, 2002 – United Nations Environment Programme: Global mercury assessment, Geneva, 2002.
- WICHLIŃSKI i in. 2013 – WICHLIŃSKI, M., KOBYLECKI, R. i BIS, Z. 2013. The investigation of mercury contents in polish coal samples. *Archives of Environmental Protection* Vol. 39, no. 2, s. 117–126.
- WICHLIŃSKI i in. 2017 – WICHLIŃSKI M., WIELGOSZ, G. i KOBYLECKI, R. 2017. Mercury emissions from polish pulverized coal fired boiler. *E3S Web of Conferences* 14, 02008, s. 1–8.
- WIERZCHOWSKI, K. i PYKA, I. 2010. Korelacja zawartości rtęci i siarki całkowitej dla niektórych surowych węgla kamiennych wydobywanych w Polsce. *Górnictwo i Geoinżynieria* Rok 34, z. 4/1, s. 293–302.
- WOJNAR, K. i WISZ, J. 2006. Rtęć w polskiej energetyce. *Energetyka*, s. 280–283.

Michał WICHLIŃSKI

## Mercury emission from polish power plants under BAT conclusion

### Abstract

The paper presents the existing conventions and directives, addressing the problems of mercury emission into the atmosphere from the combustion of solid fuels in power plants. All current regulations in force in the European Union (EU) do not contain emission limit values for the atmosphere. The new BAT regulations adopted last year, which are due to come into effect in 2021, already contain acceptable levels of mercury emissions, and forced power plants to obtain mercury emissions (for units less than 300 MWth) or for continuous monitoring of mercury emissions (blocks with power above 300 MWth). The calculated emission levels of ten Polish coal-fired power plants are shown to illustrate the impact of such emission limit values. Out of these, eight power plants are blocks with a power output of less than 300 MWth and two with power more than 300 MWth. In no case have the mercury emission standards been exceeded. For power plants with a capacity of more than 300 MWth, which are modern power plants dedicated to operation in the 21st century, the emission of mercury was significantly lower than that from power plants below 300 MWth, which mostly date back to the 1970s and 1980s. This shows how important it is to build

modern power plant units that are able to meet the demands of even new power plants. This may also mean that there is no need to invest in special mercury removal methods, and it is only necessary to optimize existing air pollution control device.

KEYWORDS: mercury, emissions, BAT/BREF, power plants