

〈研究発表〉

下水汚泥焼却施設からの水銀排出量および水銀排出挙動に関する研究

高岡昌輝*¹⁾, 堂本真吾¹⁾, 大下和徹¹⁾, 武田信生²⁾, 森澤眞輔¹⁾

京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻

(〒615-8540 京都市西京区京都大学桂, *E-mail: takaoka@environ.mbox.media.kyoto-u.jp)¹⁾

立命館大学エコ・テクノロジー研究センター (〒525-8577 滋賀県草津市野路東 1-1-1, E-mail: takeda@se.ritsumei.ac.jp)²⁾

概要

UNEP を中心に水銀の世界的削減に向けた動きの中、主たる排出源からの排出量について実態把握することが求められている。本研究では、下水汚泥焼却施設からの水銀排出量を推定するため、2 施設において長期連続モニタリングを行った。煙突手前の排ガス中水銀濃度(O₂12%換算濃度)は施設 A では 33.3 μg/m³N、施設 B では 23.6 μg/m³N であった。これらのデータから日本の下水汚泥焼却施設からの大気への水銀排出量は、0.49~1.31 トン/年程度と推測され、従来からの推定値より 1/3~1/4 になっていることがわかった。

キーワード: 水銀、下水汚泥、焼却、モニタリング、排出量

1. はじめに

UNEP を中心に水銀の世界的削減に向けた動きの中、主たる排出源からの排出量について実態把握することが求められている¹⁾。下水汚泥中には微量ではあるが水銀が含まれていることが知られている。下水に流入する水銀について細貝ら²⁾は人の排泄物に 0.38mg/日・人(1978 年)の割合で水銀の排出があると報告している。日本の人口および現在の下水道普及率(67%)を勘案すると、1 日 30.4kg、年間 11.0 トンの流入が見込まれる。この他に、下水中に流入する水銀の起源としては歯科治療に用いられるアマルガム³⁾やその他水銀を使用する工場排水など様々な起源がある。日本の場合、下水汚泥の多くが焼却処理されており、下水汚泥焼却炉は一つの大きな水銀排出源となることが示唆される。

日本における下水汚泥焼却の水銀排出を実測した報告は少なく、1983 年に安田ら⁴⁾が汚泥中水銀濃度および排出水銀濃度を明らかにしている。貴田ら⁵⁾は安田らの結果を用いて下水汚泥焼却からの排出量を 1.4~4.4 トン/年と求め、日本全体の排出量推定値 19~35 トン/年の 4~23%程度にあたる見積もっている。しかしながら安田らの報告は 1983 年になされたものであり、当時と比べて生活様式の変化や下水道普及率の上昇といった変化が生じていることやガス処理装置の技術向上、下水流入水中の水銀濃度の低下などにより下水汚泥焼却からの水銀排出量は大きく減少している可能性がある。実際に、下水汚泥中水銀濃度は昭和 55 年~平成 6 年までの測定報告⁶⁾によると 4mg/kg から 1mg/kg まで減少している。

また海外の事例をみてもイギリスでの排出係数⁷⁾は 2000 年において 0.568mg/kg、アメリカ合衆国での排

出係数⁸⁾は 1997 年において排ガス処理の無いときに 1.6mg/kg、ある場合には 0.18mg/kg となっている。これは 1983 年の安田らの報告(0.8~2.6mg/kg)と比べると低い値を示している。したがって、現時点での水銀排出量を正確に推定するには実測データの更新が必要である。そこで本研究ではデータの更新による排出イベントリーの精度向上および形態別排出挙動を目的として都市部の下水汚泥焼却における水銀排出量を調査した。

2. 実験方法

下水汚泥焼却能力 50 トン/日を有する流動床式焼却炉(以下施設 A)と 150 トン/日を有する流動床式焼却炉(以下施設 B)を対象として調査を行った。施設 A においては 22 日間の測定を行い、施設 B においては 15 日間の測定を行った。施設 A と B のフローを Fig.1 および Fig.2 に示す。

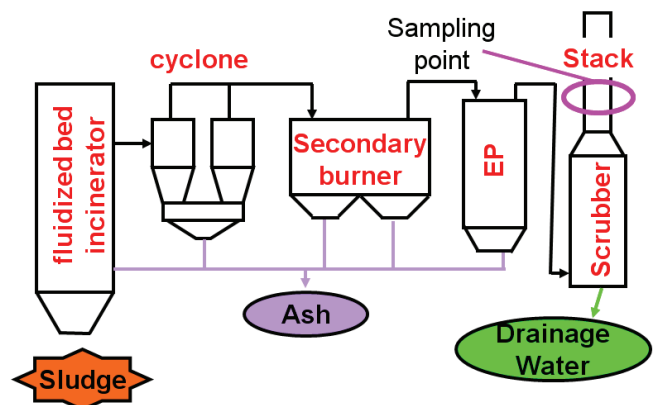


Fig.1: Flow diagram of sewage sludge incineration plant A

水銀のインプット量、アウトプット量全てを把握できる

ように下水汚泥、排出ガス、スクラバ排水、焼却灰を測定対象とし、それぞれの水銀濃度を測定した。排ガス中の水銀の分析方法については、連続分析計 (MS-1A+DM-6B、日本インスツルメンツ社製) を⁹⁾、固体サンプルに関しては、加熱気化全自動水銀測定装置 (マーキュリー/MA-2000、日本インスツルメンツ社製) を、スクラバ排水については、還元気化水銀装置 (マーキュリー/RA-2、日本インスツルメンツ社製) を用いて測定を行った。

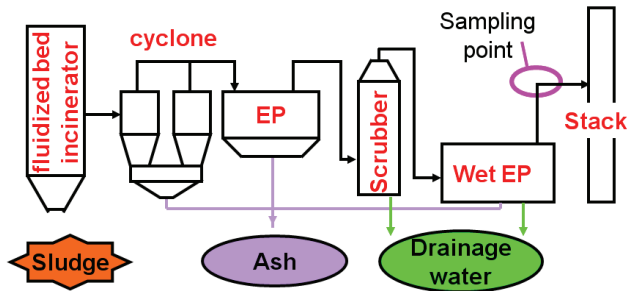


Fig.2: Flow diagram of sewage sludge incineration plant B

3. 結果と考察

3.1 排ガス中水銀濃度

施設 A では、スクラバ出口の排ガス中平均水銀濃度は $Hg^0 15.4 \mu g/m^3_N$ 、 $Hg^{2+} 21.2 \mu g/m^3_N$ 、Total $Hg 36.6 \mu g/m^3_N$ であった。 O_2 濃度が 11.1% であったため、 $O_2 12\%$ 換算濃度では $Hg^0 14.0 \mu g/m^3_N$ 、 $Hg^{2+} 19.3 \mu g/m^3_N$ となった。また Total Hg 濃度に対する Hg^{2+} 濃度の占める割合が 58% と高い傾向にあった。 Hg^{2+} は水溶性の形態であるので、スクラバ出口でのこの傾向は意外な結果であった。また現在の都市ごみ焼却排ガスの一般的な水銀濃度 $10-50 \mu g/m^3_N$ ¹⁰⁾ と比較すると同程度であった。安田ら⁴⁾ は 1980 年代前半に下水汚泥焼却施設の 4 施設において最終的に排出されるガス中の水銀濃度の測定を行っているが、その結果と比較すると今回の測定結果は安田らの 1/5~1/20 程度の濃度であった。

施設 B では、湿式 EP 出口の平均水銀濃度は $Hg^0 20.0 \mu g/m^3_N$ 、 $Hg^{2+} 1.0 \mu g/m^3_N$ 、Total $Hg 21.1 \mu g/m^3_N$ であった。 O_2 濃度が 13.0% であったため、 $O_2 12\%$ 換算濃度では $Hg^0 22.5 \mu g/m^3_N$ 、 $Hg^{2+} 1.1 \mu g/m^3_N$ となった。施設 A の測定と比較すると Hg^{2+} の割合が非常に低くなっていた。

水銀濃度の経時変化について、施設 B の 3 日目を例として Fig.3 に示す。都市ごみ焼却施設などの経時変化に比べるとそのヒゲ状のピークは少なかった。これは下水汚泥がごみに比べて比較的性状が安定していることによると考えられた。施設 A と比較すると水銀濃度変化は小さく、プロセス間による差もあると考えられた。

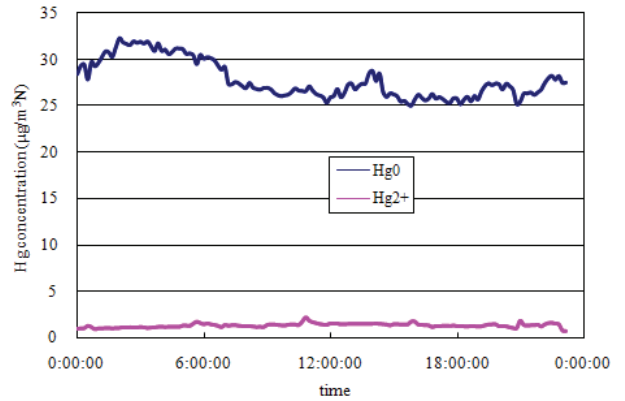


Fig.3: Change of Hg concentration in stack gas in sewage sludge incineration plant B

3.2 処理場のマスバランス

施設 A については、焼却炉へのインプット量は、脱水ケーキ投入量、乾燥汚泥投入量はおおよそそれらの水銀濃度を乗じて求めると 9.77g/日となった。アウトプットについては、スクラバ排水および焼却灰、排ガスがあるが、それぞれ平均濃度および排出量を掛け合わせて総量を求めた。施設 A の焼却プロセスにおける水銀収支を Fig.4 に示す。施設 A では排ガスおよびスクラバーへほぼ同程度分配される結果となった。

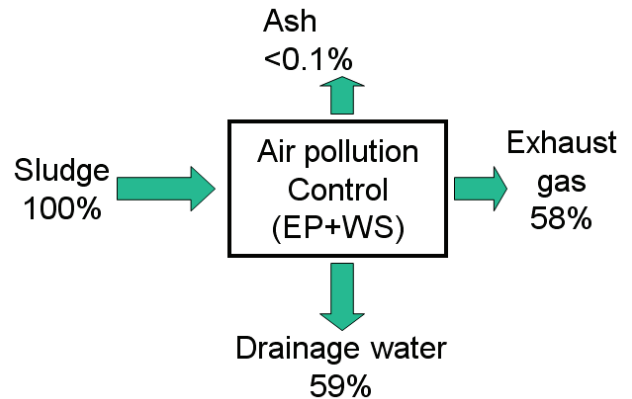


Fig.4: Mass balance of mercury in sewage sludge incineration plant A

施設 B においても同様の計算をおこなった結果を Fig.5 に示す。排水の占める割合が施設 A よりも高かった。これは施設 A のガス処理装置に加えて、施設 B では湿式 EP が設置されている影響が大きいと推察された。他の研究によると、灰の占める割合が 20% 以上¹¹⁾ としている報告もあるが、今回の対象施設においてはいずれの測定でも灰の占める割合が低かった。

先行研究における下水汚泥焼却炉での水銀の収支については、排ガスへの移行率が高い場合^{4,12)} やスクラバ排水へ移行する場合¹³⁾、焼却灰・飛灰に多くが移行する場合¹⁴⁾ など様々なケースが報告されている。このよ

うに排ガス処理装置での除去率、水銀の挙動は、施設により大きく異なっている。上記の報告と比較すると今回の結果はスクラバ排水への移行率は比較的高く、灰への移行率は低かった。またマスバランスは 117%、107%と比較的よく一致していた。これは連続分析計を用いた長期モニタリングを行ったことや各サンプルの採取回数などが比較的多かったことによると思われる。

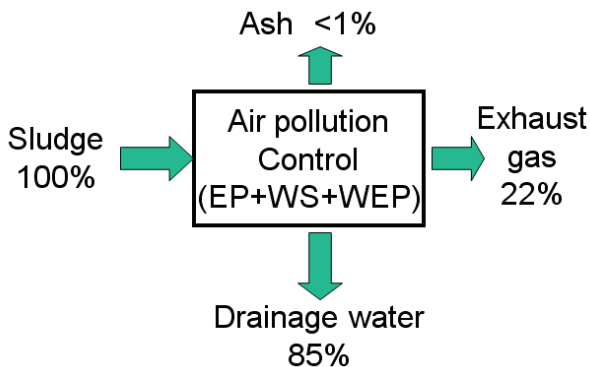


Fig.5: Mass balance of mercury in sewage sludge incineration plant B

3.3 大気への排出量の推定

(1)対象施設における排出量

施設 A においては、平均水銀濃度 $36.6\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ に排ガス流量 $6550\text{ m}^3\text{N}/\text{h}$ を乗じて水銀排出量を算定すると、1日水銀排出量は $5.71\text{g}/\text{日}$ が見込まれた。また汚泥の1日焼却量は $49\text{トン}\cdot\text{WS}/\text{日}$ であるので、施設 A における排出係数は $0.117\text{g}/\text{トン}\cdot\text{WS}$ となり、汚泥の含水率の平均値 84.4% を用いてドライベースにすると排出係数は $0.750\text{g}/\text{トン}\cdot\text{DS}$ となった。施設 A における年間汚泥焼却量は $3000\text{トン}\cdot\text{DS}/\text{年}$ であったため、この施設 A からの年間排出量は $2250\text{g}/\text{年}$ となった。

施設 B においては、平均水銀濃度 $21.0\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ に排ガス流量 $18700\text{m}^3\text{N}/\text{h}$ を乗じて水銀排出量を算定すると、1日水銀排出量は $9.42\text{g}/\text{日}$ が見込まれた。また汚泥の1日焼却量は $140\text{トン}\cdot\text{WS}$ であるので、施設 B における排出係数は $0.067\text{g}/\text{トン}\cdot\text{WS}$ となり、汚泥の含水率 76.2% を用いてドライベースにすると排出係数は $0.282\text{g}/\text{トン}\cdot\text{DS}$ となった。施設 B における年間汚泥焼却量は約 $12000\text{トン}\cdot\text{DS}/\text{年}$ であったため、施設 B からの年間排出量は $3384\text{g}/\text{年}$ となった。

今回の排出係数の推定値はイギリスの $0.568\text{mg}/\text{kg}^7)$ 、アメリカ $0.18\text{mg}/\text{kg}^8)$ と比較しても同等か少し高いくらいであった。

(2)日本全体における排出量

現在日本全体での脱水汚泥量は乾燥重量で約 $215\text{万トン}\cdot\text{DS}/\text{年}$ 程度であり、そのうち焼却で 72.4% 、溶解で 8.9% が処理されている。したがって、熱処理される

脱水汚泥量は乾燥重量あたりで $175\text{万トン}\cdot\text{DS}/\text{年}$ と見積もられる。

施設 A と施設 B では排出係数が大きく異なっており、平均値を比較すると、施設 B の排出係数は施設 A の排出係数の半分程度である。この違いはガス処理装置の違いに起因しており、排出量の推定にはこれらの違いが加味される必要がある。そこで、本研究では、下水汚泥焼却施設においては A のような EP+スクラバ、B のような EP+スクラバ+湿式 EP といったガス処理装置の組み合わせが考えられることから、これらの範囲をもって、下水汚泥焼却からの水銀排出量と考えた。国内の排ガス処理装置の設置数(割合)が調査されていないため、下水汚泥焼却ガス処理装置が全て A のタイプだとすると、排出係数は $0.750\text{g}/\text{トン}\cdot\text{DS}$ であるため、下水汚泥焼却における年間排出量は $1.31\text{トン}/\text{年}$ と推定され、全て B のタイプだとすると、排出係数は $0.282\text{g}/\text{トン}\cdot\text{DS}$ であるため、年間排出量 $0.49\text{トン}/\text{年}$ であると推定された。したがって、 $0.49\sim 1.31\text{トン}/\text{年}$ と推定された。これまで $1.4\sim 4.4\text{トン}/\text{年}^2)$ と推定されていたが、 $1/3\sim 1/4$ まで減少していることが推測された。

4. おわりに

今回の調査において得られた知見を以下に示す。

- ・施設 A におけるスクラバ出口の排ガス中平均水銀濃度は $\text{Hg}^0 15.4\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ 、 $\text{Hg}^{2+} 21.2\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ 、TotalHg $36.6\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ であった。施設 B における湿式 EP 出口の平均水銀濃度は $\text{Hg}^0 20.0\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ 、 $\text{Hg}^{2+} 1.0\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ 、TotalHg $21.1\mu\text{g}/\text{m}^3\text{N}$ であった。
- ・施設 A および B における大気への排出係数はそれぞれ、 $0.750\text{g}/\text{トン}\cdot\text{DS}$ 、 $0.282\text{g}/\text{トン}\cdot\text{DS}$ となり、施設 A からの排出量は $2250\text{g}/\text{年}$ となり、施設 B からの排出量は $3384\text{g}/\text{年}$ となった。
- ・日本の下水汚泥焼却炉における水銀排出量は $0.49\sim 1.31\text{トン}/\text{年}$ と推定された。これまで $1.4\sim 4.4\text{トン}/\text{年}$ と推定されていたが $1/3\sim 1/4$ まで減少していることが推測された。

今回の汚泥中水銀濃度の結果は 1983 年の安田らの結果と同等かやや低いくらいであり、下水道普及率の向上(汚泥処理量の増加)を考慮すると排出ポテンシャルは逆に増加する可能性がある。また、流入制限を現状以上かけることは難しいため、今後も下水汚泥焼却においては排ガス処理装置において水銀の排出を抑制することが求められ、排ガス処理技術の向上が望まれる。

また、今回調査対象とした下水処理場は都市部であったが、下水における水銀の流入起源は家庭排水(し尿含む)、工場排水、歯科医院からの排水と多岐に富ん

でいる。そのため地域により汚泥中の水銀濃度に差が生じる可能性が高いため、より高い精度を求めるならば、より広範囲に調査がなされる必要がある。

5. 謝辞

本研究は、廃棄物処理等科学研究費 (K1852、K1940) により実施されました。ここに記して感謝の意を表します。また、現場においてご協力いただいた処理場および水銀分析においてご協力いただいた日本インストルメンツ株式会社にも感謝いたします。

[参考文献]

- 1) UNEP Chemical: Global Mercury Assessment (2002)
- 2) 細貝祐太郎: 有害元素マニュアル、中央法規出版 (1978 年)
- 3) 内村豊、神代和幸、西保信: 歯科診療所から公共下水道への水銀排出状況について、下水道協会誌、Vol.30、No.355、pp.39-43 (1993)
- 4) 安田憲二、大塚幸雄、金子幹宏: 廃棄物焼却に伴う重金属の排出挙動(II)、大気汚染学会誌、第 18 巻、第 4 号、pp.286-290 (1983)
- 5) 貴田晶子、酒井伸一: 水銀の排出インベントリーと環境排出、廃棄物学会誌、Vol.16、No.4、pp.191-203 (2005)
- 6) 秋葉勝彦: 下水汚泥コンポストにおける水銀低減対策、下水道協会誌、Vol.31、No.378、pp.33-37 (1994)
- 7) イギリス National Atmospheric Emission Inventory (NAEI) <http://www.naei.org.uk/emissions/index.php>
- 8) USEPA Office of Air Quality Planning & Standards and Office of Research and Development, Mercury Study Report to Congress EPA-452-97-003 (1997)
- 9) K. Tanida, A. Chua, M. Takaoka and N. Noda, The Development and Current Status of the Mercury CEM, Air Quality IV, pp.1-12 (2003)
- 10) 高岡昌輝: 廃棄物燃焼過程における水銀の挙動と制御、廃棄物学会誌、Vol.16、No.4、pp.213-222 (2005)
- 11) M. H. Lopes, P. Abelha, N. Lapa, J.S. Oliveira, I. Cabrita, and I. Gulyurtlu, The behaviour of ashes and heavy metals during the co-combustion of sewage sludges in a fluidised bed, Waste Management, Vol.23, pp.859-870 (2003)
- 12) R.T. Dewling, R. M. Manganelli and G. T. Baer, Jr., Fate and behavior of selected heavy metals in incinerated sludge, Journal WPCF, Vol.52, No.10, pp.2552-2557 (1980)
- 13) J. Werther and M. Saenger: Emissions from Sewage Sludge Combustion in Germany -Status and Future Trends-, Journal of Chemical Engineering of Japan, Vol.33, No.1, pp.1-11(2000)
- 14) S. Balogh and L. Liang: Mercury Pathways in Municipal Wastewater Treatment, Water, Air, and Soil Pollution, Vol.80, pp.1181-1190 (1995).