

**Projet d'orientations concernant les
meilleures techniques disponibles et
les meilleures pratiques
environnementales**

**Centrales électriques et chaudières
industrielles alimentées au charbon**

Orientations relatives aux meilleures techniques disponibles (MTD) et aux meilleures pratiques environnementales (MPE) pour contrôler les émissions de mercure des centrales électriques et des chaudières industrielles alimentées au charbon

Résumé

Les centrales électriques et les chaudières industrielles alimentées au charbon constituent une importante source d'émissions atmosphériques de mercure. En 2010, la combustion du charbon était responsable de l'émission d'environ 475 tonnes de mercure dans le monde, provenant essentiellement de la production d'électricité et de l'utilisation de chaudières industrielles (PNUE, 2013a). Ceci représente environ 40 % du total des émissions mondiales d'origine anthropique. Les charbons utilisés comme combustibles dans le monde entier contiennent des quantités infimes de mercure, qui, en l'absence de contrôle, sont rejetées dans l'atmosphère.

Le présent chapitre donne des orientations sur les meilleures techniques disponibles (MTD) et les meilleures pratiques environnementales (MPE) pour contrôler et, dans la mesure du possible, réduire les émissions de mercure des centrales électriques et des chaudières industrielles alimentées au charbon, qui sont visées par l'annexe D de la Convention.

La plupart des centrales à charbon sont de grandes usines de production d'électricité; certaines fournissent aussi de la chaleur. Les chaudières industrielles fournissent la chaleur ou la vapeur industrielles nécessaires au fonctionnement de l'installation où elles sont implantées.

Les émissions de mercure provenant des installations utilisant du charbon comme combustible dépendent d'un certain nombre de variables, y compris la concentration et la spéciation du mercure contenu dans le charbon; le type et la composition du charbon; le type de technologie de combustion utilisé; et l'efficacité des systèmes de contrôle de la pollution en place. Cependant, les technologies de lutte contre les émissions de mercure sont en général comparables pour toutes les chaudières alimentées au charbon, qu'elles soient utilisées dans des centrales électriques ou des installations industrielles.

Des systèmes de lutte contre la pollution atmosphérique sont déjà largement utilisés dans un certain nombre de pays pour réduire les émissions de polluants classiques autres que le mercure, comme les matières particulaires, les oxydes d'azote et le dioxyde de soufre. Même lorsqu'ils ne sont pas spécialement conçus pour l'élimination du mercure, ces systèmes offrent l'avantage connexe de réduire les émissions de mercure, dans la mesure où ils sont capables de piéger une partie du mercure présent dans les gaz de combustion. Des techniques de contrôle spécifiques ont été élaborées et sont mises en œuvre dans un certain nombre de pays afin de mieux contrôler les émissions de mercure lorsque les équipements présentant des avantages connexes ne sont pas en mesure de les réduire suffisamment et de manière fiable.

Le présent chapitre examine diverses MTD utilisées pour le mercure, et fournit à titre indicatif des informations sur leurs performances ainsi que des coûts estimatifs. Il donne également une description des éléments importants des MPE pour le fonctionnement des installations au charbon. Enfin, il présente une sélection de nouvelles techniques de contrôle des émissions de mercure et traite de la surveillance des émissions de mercure dans le contexte spécifique des installations alimentées au charbon.

Table des matières

1	Introduction	7
2.	Procédés utilisés dans les centrales électriques et chaudières industrielles alimentées au charbon, y compris l'examen des matières premières et du comportement du mercure dans les procédés	7
2.1	<i>Les propriétés du charbon</i>	7
2.2	<i>Transformations du mercure au cours de la combustion du charbon</i>	10
3.	Panoplie de techniques de réduction des émissions de mercure	11
3.1	<i>Lavage du charbon</i>	11
3.2	<i>Contribution des SCPA en matière d'élimination du mercure</i>	12
3.2.1	Dispositifs de contrôle des émissions de particules	16
3.2.1.1	Électrofiltres (EF)	16
3.2.1.2	Filtres à manches	18
3.2.1.3	Laveurs de gaz (dépoussiérage par voie humide)	18
3.2.2	Dispositifs de contrôle des émissions de SO ₂	19
3.2.2.1	Désulfuration des gaz de combustion par voie humide (DGC humide)	19
3.2.2.2	Désulfuration des gaz de combustion par voie sèche (DGC sèche)	19
3.2.3	Réduction catalytique sélective (RCS) des NO _x	20
3.3	<i>Techniques d'amélioration du piégeage connexe</i>	21
3.3.1	Utilisation de mélanges de charbons	21
3.3.2	Additifs d'oxydation du mercure	22
3.3.3	Additifs d'épuration des gaz pour le contrôle de la réémission du mercure	23
3.3.4	Catalyseurs d'oxydation sélective du mercure	24
3.4	<i>Injection de charbon actif (ICA) pour le contrôle spécifique des émissions de mercure</i>	25
3.4.1	Injection de sorbant non traité chimiquement	25
3.4.2	Injection de sorbant traité chimiquement	26
3.4.3	Restrictions concernant l'utilisation de l'injection de charbon actif	27
3.5	<i>Coût des techniques de réduction des émissions de mercure</i>	28
3.5.1	Coûts des techniques de piégeage connexe du mercure	28
3.5.2	Coûts des techniques d'amélioration du piégeage connexe et de l'injection de charbon actif	30
4	MTD et MPE pour la combustion du charbon	31
4.1	<i>Meilleures techniques disponibles</i>	31
4.1.1	Mesures primaires visant à réduire la teneur en mercure du charbon	31
4.1.2	Mesures de réduction des émissions de mercure au cours de la combustion	32
4.1.3	Piégeage connexe du mercure par les systèmes classiques de contrôle de la pollution atmosphérique	32
4.1.4	Techniques spécifiques de réduction des émissions de mercure	32
4.2	<i>Meilleures pratiques environnementales</i>	32
4.2.1	Principaux paramètres d'exploitation	32
4.2.2	Examen de l'efficacité énergétique de la totalité de l'installation	32
4.2.3	Maintenance et taux d'élimination des systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique	33
4.2.4	Gestion écologiquement rationnelle de l'installation	33
4.2.5	Gestion écologiquement rationnelle des résidus de combustion du charbon	34
5	Surveillance des émissions de mercure	34
5.1	<i>Surveillance en continu des émissions</i>	34
5.2	<i>Surveillance à pièges adsorbants (pièges à mercure)</i>	35
5.3	<i>Prélèvement par impacteur</i>	35

5.4	<i>Bilan massique</i>	35
5.5	<i>Systèmes de surveillance prédictive des émissions (SSPE)</i>	36
5.6	<i>Facteurs d'émission</i>	36
5.7	<i>Estimations techniques</i>	36
6	Références	36

Liste des figures

Figure 1.	Utilisation des différentes catégories de charbon (WCA 2014)	8
Figure 2.	Transformations potentielles du mercure pendant la combustion et la post-combustion (Galbreath et Zygarricke, 2000)	10
Figure 3.	Schéma de principe d'une configuration type de centrales électriques alimentées au charbon au Japon (Ito <i>et al.</i> 2006) (révisé)	14
Figure 4.	Concentrations de mercure dans les gaz de combustion de centrales électriques alimentées au charbon avec RCS + EF + DGC et RCS + EF-TBT + DGC	15
Figure 5.	Taux d'élimination du mercure par un EF en fonction de la quantité de carbone imbrûlé (en % de la perte au feu) dans les cendres volantes (Senior et Johnson, 2008)	17
Figure 6.	Effet potentiel du mélange de charbon sur l'élimination du mercure par DGC sèche	22
Figure 7.	Efficacité des additifs bromés et chlorés avec différents charbons (charbon sous-bitumineux du bassin de la rivière Powder [PRB], lignite du Texas [TxL], lignite du Dakota du Nord [NDL])	23
Figure 8.	Illustration de l'adsorption/désorption du mercure des gaz de combustion dans un système de désulfuration des gaz de combustion par voie humide (Keiser <i>et al.</i> , 2014)	24
Figure 9.	Efficacité de l'élimination du mercure en fonction du taux d'injection de charbon non traité	26
Figure 10.	Comparaison des taux d'élimination du mercure obtenus avec le charbon actif non traité et avec le charbon actif traité	27

Liste des tableaux

Tableau 1	Teneur en mercure du charbon (mg/kg)	8
Tableau 2	Aperçu de l'efficacité du piégeage connexe du mercure par les SCPA	12
Tableau 3	Rendement d'élimination du mercure (en pourcentage) de combinaisons classiques de SCPA en Chine (Zhang <i>et al.</i> , 2015)	15
Tableau 4	Niveaux d'émission obtenus à l'aide de techniques présentant des avantages connexes (données compilées par ZMWG, 2015)	15
Tableau 5	Comparaison des caractéristiques du charbon sous-bitumineux et bitumineux	21
Tableau 6	Niveaux d'émissions de centrales au charbon mettant en œuvre l'injection de charbon actif	25
Tableau 7	Coûts des systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique dans les centrales électriques (CNY/kW, valeur 2010), Chine (Ancora <i>et al.</i> , 2015)	29
Tableau 8	Dépenses d'équipement pour les techniques de piégeage connexe du mercure aux États-Unis (USD/kW, valeur 2012) (US EPA, 2013)	29
Tableau 9	Coûts des différentes combinaisons de SCPA avec répartition entre différents polluants pour une installation de 600 MW (millions de CNY, valeur 2010), Chine (Ancora <i>et al.</i> , 2015)	30
Tableau 10	Coûts relatifs de différentes méthodes d'élimination du mercure	30
Tableau 11	Coût d'équipement pour l'injection de charbon actif aux États-Unis (USD/kW, valeur 2007)	31
Tableau 12	Coûts d'exploitation de systèmes d'injection de charbon actif (installation de 250 MW alimentée au charbon bitumineux) avec EF ou FM (CPHC) en aval (IJC, 2005)	31

Liste des acronymes et abréviations

SCPA	Système de contrôle de la pollution atmosphérique
MTD	Meilleures techniques disponibles
MPE	Meilleures pratiques environnementales
COP	Conférence des Parties
EF	Électrofiltre
FM	Filtre à manches
DGC	Désulfuration des gaz de combustion
E&M	Exploitation et maintenance
CAP	Charbon actif en poudre
MP	Matières particulaires (parfois appelées poussières)
RCS	Réduction catalytique sélective
ICA	Injection de carbone actif
SSCE	Systèmes de surveillance en continu des émissions
ASP	Absorbeur-sécheur par pulvérisation

1 Introduction

Le présent chapitre donne des orientations sur les meilleures techniques disponibles (MTD) et les meilleures pratiques environnementales (MPE) pour contrôler et, dans la mesure du possible, réduire les émissions de mercure des centrales électriques et des chaudières industrielles alimentées au charbon, qui sont visées par l'annexe D de la Convention.

Les centrales électriques et les chaudières industrielles alimentées au charbon constituent d'importantes sources locales, régionales et mondiales d'émissions atmosphériques de mercure, avec plus de 470 tonnes de mercure rejetées chaque année dans le monde (PNUE, 2013a). Les charbons utilisés comme combustibles dans le monde entier contiennent d'infimes quantités de mercure, qui, en l'absence de contrôle, sont rejetées dans l'atmosphère avec d'autres polluants lors du processus de combustion.

La plupart des usines fondionnant au charbon sont de grandes centrales électriques qui, dans certains cas, fournissent aussi de la chaleur (centrales de cogénération, chauffage urbain, etc.). Les chaudières industrielles fournissent la chaleur ou la vapeur industrielles nécessaires à l'exploitation de l'installation où elles sont implantées. Typiquement, les chaudières des centrales électriques consomment davantage de charbon que la majorité des chaudières industrielles, ce qui peut entraîner une augmentation des émissions de mercure. Toutefois, le nombre des chaudières industrielles est en général supérieur à celui des centrales électriques. Une autre différence tient au fait que les chaudières des centrales électriques au charbon sont pour la plupart monocombustibles, tandis que les chaudières industrielles au charbon sont souvent conçues pour utiliser et utilisent une gamme diversifiée de combustibles (par exemple, sous-produits de combustibles, déchets ou bois) en plus du charbon (Amar *et al.*, 2008).

Du point de vue de la faisabilité technique, il est possible d'utiliser les mêmes technologies pour contrôler les émissions de mercure de toutes les chaudières à charbon, quelles que soient leurs fonctions. Dans un certain nombre de pays, les centrales électriques et les chaudières industrielles de grande taille sont déjà équipées de systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique (SCPA), en raison de leurs politiques de lutte contre la pollution. Même lorsqu'ils ne sont pas conçus pour l'élimination du mercure, ces SCPA sont capables de piéger une partie du mercure présent dans les gaz de combustion, avec comme effet direct la réduction des rejets de mercure dans l'atmosphère (on parle des avantages connexes des SCPA en matière de contrôle des émissions de mercure, et par extension de piégeage connexe du mercure). Les chaudières industrielles de moindre taille, à l'inverse, ne sont souvent pas équipées de dispositifs efficaces de contrôle des émissions, ce qui aura une incidence sur l'examen des moyens de traiter les émissions de mercure de ces installations.

De nombreux facteurs influent sur la quantité de mercure susceptible d'être rejetée par des installations similaires brûlant des quantités comparables de charbon. Ces facteurs sont notamment les suivants :

- Teneur en mercure du charbon
- Type et composition du charbon
- Type de technologie de combustion utilisé
- Présence d'un SCPA et rendement d'élimination du mercure de ce dernier

Les facteurs ci-dessus seront examinés plus en détail dans la suite du présent document dans le cadre de la détermination des meilleures techniques disponibles et des meilleures pratiques environnementales.

2. Procédés utilisés dans les centrales électriques et chaudières industrielles alimentées au charbon, y compris l'examen des matières premières et du comportement du mercure dans les procédés

2.1 Les propriétés du charbon

Le charbon est une ressource énergétique complexe, dont la composition peut varier énormément, parfois au sein du même gisement. La qualité du charbon est déterminée par sa composition et sa capacité calorifique. Le classement du charbon dépend du degré de transformation en carbone de la matière végétale d'origine. L'American Society for Testing and Materials définit quatre grandes catégories de charbon : le lignite, le charbon sous-bitumineux, le charbon bitumineux et l'antracite (ASTM D388). Dans certains pays, le lignite et

le charbon sous-bitumineux sont appelés « houille brune », et le charbon bitumineux et l’anthracite « houille grasse ». La nomenclature ASTM sera utilisée tout au long du présent document.

Le lignite contient généralement 25 à 35 % de carbone fixe (pds/pds) et présente la plus faible capacité calorifique, avec un pouvoir calorifique supérieur (PCS) inférieur à 19,26 MJ/kg. Il est généralement utilisé pour la production d’électricité et le chauffage urbain à proximité des mines.

Le charbon sous-bitumineux contient généralement 35 à 45 % de carbone fixe (pds/pds), son PCS est compris entre 19,26 et 26,80 MJ/kg. Il est largement utilisé pour la production d’électricité et dans les chaudières industrielles.

Le charbon bitumineux contient 45 à 86 % de carbone fixe (pds/pds), son PCS est compris entre 26,80 et 32,66 MJ/kg. Comme le charbon sous-bitumineux, il est largement utilisé dans les centrales électriques et les chaudières industrielles.

L’anthracite contient une grande quantité de carbone fixe, pouvant atteindre 86-97 % (pds/pds). Il s’agit du charbon le plus dur, qui dégage la plus grande quantité de chaleur lors de sa combustion (PCS supérieur à 32,66 kJ/kg). C’est aussi le charbon le plus difficile à brûler, en raison de sa faible teneur en matières volatiles.

La Figure 1 présente les utilisations typiques des différents types de charbon (WCA, 2014). Comme l’indique cette Figure 1, on estime que les charbons bitumineux et sous-bitumineux utilisés dans les centrales électriques et les chaudières industrielles représentent plus de 80 % des réserves de charbon connues à l’échelle mondiale.

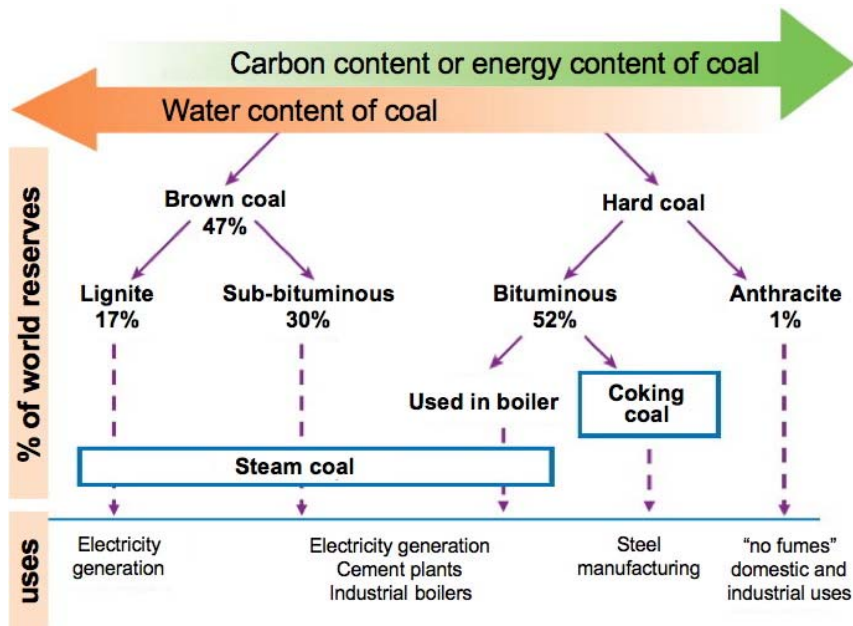


Figure 1. Utilisation des différentes catégories de charbon (WCA 2014)

La teneur en mercure est un paramètre clé influant sur les quantités d’émissions incontrôlées de mercure. Le Tableau 1, adapté d’après Tewalt *et al.* (2010), présente des données publiques sur la teneur en mercure du charbon.

Tableau 1
Teneur en mercure du charbon (mg/kg)

Pays	Type de charbon	Moyenne de tous les échantillons	Plage	Référence
Afrique du Sud		0,157	0,023-0,1 (40)	Leaner <i>et al.</i> , 2009; Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Allemagne	Bitumineux		0,7-1,4	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
	Lignite	0,05	Max : 0,09	MUNLV 2005
Argentine	Bitumineux	0,19	0,02-0,96 (8)	Finkelman, 2004; Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Australie	Bitumineux	0,075	0,01-0,31	Nelson, 2007; Tewalt <i>et al.</i> , 2010

Pays	Type de charbon	Moyenne de tous les échantillons	Plage	Référence
Botswana	Bitumineux	0,10	0,04-0,15 (28)	Finkelman, 2004; Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Brésil	Bitumineux	0,20	0,04-0,81 (23)	Finkelman, 2004; Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Sous-bitumineux	0,3	0,06-0,94 (45)	
Canada		0,058	0,033-0,12 (12)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Chili	Bitumineux	0,21	0,03-2,2 (19)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Sous-bitumineux	0,033	0,022-0,057 (4)	
Chine	Bitumineux/ sous-bitumineux	0,17	0,01-2,248 (482)	Zhang <i>et al.</i> , 2012; UNEP, 2011
Colombie	Sous-bitumineux	0,069	>0,02-0,17 (16)	Finkelman, 2004
Égypte	Bitumineux	0,12	0,02-0,37 (24)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Sous-bitumineux	0,1	0,01-8,0 (640)	US EPA, 1997
États-Unis	Lignite	0,15	0,03-1,0 (183)	US EPA, 1997
	Bitumineux	0,21	<0,01-3,3 (3527)	US EPA, 1997
	Anthracite	0,23	0,16-0,30 (52)	US EPA, 1997
France	Bitumineux	0,044	0,03-0,071 (3)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Bitumineux	0,354	0,091-1,2 (5)	
Hongrie	Sous-bitumineux	0,138	0,04-0,31 (19)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Lignite	0,242	0,075-0,44 (12)	
Inde	Bitumineux	0,106	0,02-0,86 (99)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010; PNUE, 2014
	Lignite	0,071	0,053-0,093 (8)	
Indonésie	Lignite	0,11	0,02-0,19 (8)	Finkelman, 2003; Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Sous-bitumineux	0,03	0,01-0,05 (78)	US EPA, 2002
Iran	Bitumineux	0,168	0,02-0,73 (57)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Japon	Bitumineux	0,0454	0,01-0,21 (86)	Ito <i>et al.</i> , 2004
Kazakhstan	Bitumineux	0,08	<0,03-0,14 (15)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Mongolie	Bitumineux	0,097	0,02-0,22 (36)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Nouvelle-Zélande	Bitumineux	0,073	0,03-0,1 (5)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Sous-bitumineux	0,082	0,062-0,13 (9)	
Pérou	Anthracite + bitumineux	0,27	0,04-0,63 (15)	Finkelman, 2004
Philippines	Sous-bitumineux	0,04	<0,04-0,1	Finkelman, 2004
Pologne	Bitumineux	0,085	0,013-0,163	Bojkowska <i>et al.</i> , 2001
République slovaque	Bitumineux	0,08	0,03-0,13 (7)	Finkelman, 2004
	Lignite	0,057	0,032-0,14 (8)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
République tchèque	Lignite	0,338	<0,03-0,79 (16)	Finkelman, 2003
	Bitumineux	0,126	0,03-0,38 (21)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Roumanie	Lignite + sous-bitumineux	0,21	0,07-0,46 (11)	Finkelman, 2004
Royaume-Uni	Bitumineux	0,216	0,012-0,6 (84)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Bitumineux/ sous-bitumineux	0,12	<0,02-0,25 (23)	UNEP, 2013b Romanov <i>et al.</i> , 2012
Tanzanie	Bitumineux	0,12	0,03-0,22 (75)	Finkelman, 2004
Thaïlande	Lignite	0,137	0,02-0,6 (23)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Turquie	Lignite	0,12	0,03-0,66 (149)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Vietnam	Anthracite	0,348	<0,02-0,34 (6)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Zambie	Bitumineux	0,6	<0,03-3,6 (14)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
Zimbabwe	Bitumineux	0,08	<0,03-0,15 (6)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010

Note : les teneurs en mercure ci-dessus doivent être interprétées avec prudence, le nombre d'échantillons de charbon analysés variant considérablement d'un pays à l'autre. En outre, il n'est pas toujours précisé si les teneurs en mercure

indiquées correspondent à celles du charbon sec ou brut (as received, c'est-à-dire humide). Ces données peuvent ne pas être représentatives du point de vue des valeurs obtenues lors de la combustion (as burned). Les nombres entre parenthèses dans la colonne « Plage » correspondent au nombre d'échantillons.

2.2 Transformations du mercure au cours de la combustion du charbon

Les principaux constituants combustibles du charbon sont le carbone et l'hydrogène élémentaires, ainsi que leurs composés.

Les transformations physiques et chimiques que subit le mercure au cours de la combustion du charbon et par la suite, dans les gaz de combustion, sont représentées schématiquement dans la Figure 2 (Galbreath et Zygarlicke, 2000). Le mercure est essentiellement associé aux constituants minéraux inorganiques du charbon, bien que la possibilité d'une association avec les constituants organiques, sous forme de composés organo-mercuriques, ait été suggérée (Swaine, 1990; Groen et Craig, 1994; Finkelman, 1994). En conséquence, la pyrite (FeS_2) est le principal minéral hôte du mercure dans le charbon. Dans de rares cas où la teneur en mercure est anormalement élevée, du cinabre (HgS) peut aussi être présent (Kolker *et al.* 2006; Kolker, 2012 et références y figurant). Comme les minéraux hôtes (et peut-être les composés organo-mercuriques) se décomposent au cours de la combustion ($>1400\text{ }^\circ\text{C}$), le mercure se transforme en mercure élémentaire (Hg^0). Le mode d'apparition du mercure dans le charbon n'a pas d'incidence sur ce premier mécanisme de transformation par combustion.

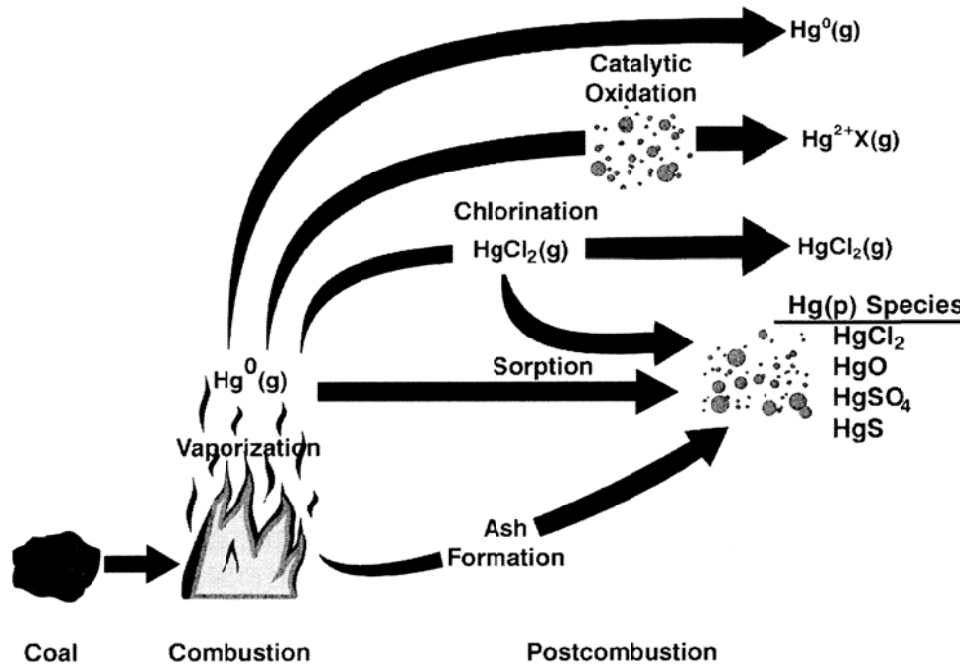


Figure 2. Transformations potentielles du mercure pendant la combustion et la post-combustion (Galbreath et Zygarlicke, 2000)

Les émissions de mercure provenant des chaudières à charbon peuvent être classées en trois formes principales : mercure élémentaire gazeux (Hg^0), mercure oxydé gazeux (Hg^{2+}) et mercure particulaire (Hg_p), qui peut être élémentaire ou oxydé. Les quantités relatives de ces trois principales formes de mercure dans les gaz de combustion sont appelées spéciation du mercure. On considère que la bromation ou la chloration du mercure sont les principaux mécanismes de transformation chimique ayant une incidence sur la spéciation du mercure. Il est également possible que le mercure interagisse avec des particules de cendres présentant à leur surface des espèces chimiques réactives, des catalyseurs et des sites de sorption actifs pouvant convertir le mercure élémentaire en mercure oxydé et ces deux types de mercure en mercure particulaire (Galbreath et Zygarlicke, 2000).

L'oxydation en phase gazeuse est réalisée essentiellement par les composés chlorés présents dans le charbon, lors du refroidissement des gaz dans le préchauffeur d'air et dans les équipements de lutte contre la pollution atmosphérique. Le taux d'oxydation du mercure en phase gazeuse est fortement tributaire de la catégorie du charbon, de la concentration de chlore dans le charbon, et les conditions de fonctionnement de la chaudière (par

exemple, rapport air/combustible et température). Ainsi, une étude de la spéciation du mercure portant sur 14 systèmes différents de combustion du charbon a mesuré des pourcentages de mercure oxydé allant de 30 à 95 % en amont des équipements de lutte contre la pollution atmosphérique (Prestbo et Bloom, 1995). L'analyse de la littérature montre que l'oxydation du mercure varie essentiellement dans une plage allant de 45 à 80 %, et que le mercure oxydé est surtout présent sous forme de chlorure de mercure (Senior *et al.*, 2004).

Différentes méthodes de combustion du charbon sont utilisées dans des centrales électriques et les chaudières industrielles. Ces méthodes sont notamment les suivantes :

- Combustion de charbon pulvérisé en suspension dans l'air (chauffé au charbon pulvérisé)
- Combustion sur foyer automatique (c'est-à-dire sur une grille fixe ou se déplaçant lentement)
- Combustion sur lit fluidisé (à bulles ou circulant)
- Combustion de charbon broyé dans une chambre à cyclone

La plupart des grandes installations de production de vapeur dans les centrales électriques font appel à la chauffe au charbon pulvérisé. Dans les chaudières utilisant ce procédé, le charbon finement broyé est pulvérisé sous forme de poudre fine et envoyé directement vers les brûleurs où il est mélangé avec l'air de combustion et brûlé dans la flamme. La chaleur provenant de la combustion est utilisée pour générer de la vapeur, qui fait tourner un groupe turbo-alternateur produisant de l'électricité. Les essais sur le terrain montrent que le profil de spéciation varie considérablement selon les chaudières à charbon pulvérisé testées (Wang *et al.*, 2010).

La combustion sur foyer automatique est encore utilisée dans certaines parties du monde, surtout dans les petites chaudières. Dans ce procédé, l'air chaud s'écoule vers le haut au travers des ouvertures de la grille. Des registres sont installés sous la grille afin de faire varier correctement le débit d'air. La surcombustion (ajout d'air au-dessus de la grille) augmente la turbulence des gaz sortant de la grille et fournit l'air nécessaire à la combustion de la partie du charbon qui brûle en suspension. D'une manière générale, les foyers automatiques génèrent moins de particules par unité de combustible brûlé que la chauffe au charbon pulvérisé; ces particules sont toutefois plus grosses, car la combustion a lieu dans un lit de combustible au repos, sans entraînement significatif des cendres vers les gaz de combustion.

La combustion sur lit fluidisé est particulièrement adaptée aux charbons de qualité inférieure (aucun séchage nécessaire). Dans un lit fluidisé à bulles, la taille des particules de charbon et la vitesse verticale de l'air sont régulées afin de créer un plan horizontal discret séparant le lit actif et le foyer ouvert à flux entraîné situé au-dessus. La gestion des matières solides constitue le mécanisme de base du contrôle de la température du lit et du transfert de chaleur vers les parois de la chambre de combustion, et vers toute surface de chauffe située dans le lit fluidisé. Il est possible de réguler la température dans une chambre de combustion à lit fluidisé sur une plage étroite. Les mesures sur site des concentrations de mercure dans les émissions d'une chaudière à lit fluidisé circulant montrent que le mercure particulaire est prédominant dans les gaz de combustion (Duan *et al.*, 2010).

Dans les chaudières à cyclone, du charbon broyé (mais pas pulvérisé) est brûlé à des températures élevées dans une chambre de combustion à turbulence, ce qui transforme en scories liquides la plupart des minéraux présents dans le charbon. Les gaz chauds pénètrent ensuite dans le foyer où leur chaleur est transférée par rayonnement (parois du foyer) et par convection (vapeur). La vapeur générée fait tourner un groupe turbo-alternateur produisant de l'électricité. Les chaudières à cyclone produisent moins de cendres volantes par unité de combustible brûlé que les chaudières à charbon pulvérisé, car la plupart des minéraux sont transformés en scories liquides qui sont collectées dans la partie inférieure de la chambre de combustion à cyclone.

3. Panoplie de techniques de réduction des émissions de mercure

La présente section décrit les méthodes de réduction et les techniques de contrôle des émissions de mercure pouvant être prises en compte pour la détermination des meilleures techniques disponibles par une Partie ou une installation (voir la section 5 ci-dessous). Elles incluent le traitement du charbon, les systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique présentant des avantages connexes pour le piégeage du mercure (piégeage connexe du mercure), et les techniques spécifiques de piégeage du mercure.

3.1 Lavage du charbon

Le lavage du charbon réduit sa teneur en cendres et améliore son pouvoir calorifique, ce qui augmente par conséquent le rendement de la chaudière (Satyamurty, 2007). Visant avant tout à réduire autant que possible la teneur en cendres et en soufre, il peut aussi abaisser la teneur en mercure du charbon; cette solution est déjà mise en œuvre dans certains cas. Le charbon brut contient des impuretés minérales, telles que des pierres et de l'argile, aussi appelées cendres. Le cas échéant, ce charbon brut devrait être traité (ou nettoyé) afin d'accroître

son pouvoir calorifique et de réduire sa teneur en cendres, en particules, en soufre et éventuellement en mercure pour, en fin de compte, réduire les émissions produites par sa combustion dans la chaudière. En outre, l'élimination des impuretés minérales permet aussi de réduire les coûts d'exploitation et de maintenance, et de ralentir la détérioration du système de la chaudière. Il convient de noter, toutefois, que la plupart des lignites et des houilles brunes ne se prêtent pas aux méthodes classiques de lavage du charbon (Institution of Chemical Engineers, 1997).

Les techniques classiques de lavage du charbon peuvent également éliminer une partie du mercure associé aux matières minérales incombustibles. Cependant, elles n'éliminent généralement pas celui lié au carbone organique du charbon (USEPA, 2002). Les résultats d'essais réalisés sur 26 échantillons de charbon bitumineux prélevés aux Etats-Unis montrent, selon une étude, que la quantité de mercure éliminée par lavage du charbon varie considérablement (USEPA, 1997). Cette tendance a été confirmée par une autre étude (USGS, 2014), qui a conclu que le lavage du charbon était efficace pour réduire les concentrations des éléments associés à la pyrite, comme le mercure. Une autre étude a signalé une réduction moyenne des concentrations de mercure de 37 %, à valeur énergétique équivalente (Toole-O'Neil *et al.*, 1999).

Les variations susmentionnées dans la réduction des concentrations de mercure pourraient être dues au procédé de lavage utilisé, à la catégorie du charbon et à la nature du mercure présent dans ce dernier. En résumé, les techniques classiques de lavage du charbon permettent d'éliminer une partie du mercure présent dans celui-ci. L'efficacité du lavage du charbon varie cependant considérablement en fonction de la source de charbon et de la nature du mercure qu'il contient.

Effets croisés entre différents milieux du lavage du charbon

Le lavage du charbon génère des boues contenant du mercure. Il existe un risque de contamination des sols et des eaux souterraines en cas de mauvaise gestion des boues de lavage du charbon.

3.2 Contribution des SCPA en matière d'élimination du mercure

Les systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique (SCPA) mis en place pour contrôler les émissions de SO₂, de NO_x et de particules éliminent aussi une partie du mercure présent dans les gaz de combustion. On parle de piégeage du mercure en tant qu'avantage connexe (piégeage connexe du mercure). Le plus souvent, ces systèmes captent le mercure selon deux méthodes principales : élimination du mercure oxydé par désulfuration des gaz de combustion par voie humide (DGC par voie humide) dans un laveur de gaz, et élimination du mercure particulaire dans un dispositif de dépoussiérage, comme un électrofiltre (EF) ou un filtre à manches (FM). Le piégeage connexe du mercure peut aussi être réalisé dans des absorbeurs-sécheurs à pulvérisation. La quantité de mercure éliminé varie en fonction de la configuration des équipements de lutte contre la pollution. Un aperçu de l'efficacité du piégeage connexe du mercure en fonction de la configuration de SCPA existants est donné au Tableau 2 (Srivastava *et al.*, 2006; EIPPCB, 2013). Il convient de noter que l'élimination connexe indiquée dans ce tableau dépend des propriétés du charbon et des paramètres d'exploitation des SCPA.

Tableau 2

Aperçu de l'efficacité du piégeage connexe du mercure par les SCPA

Équipements de contrôle existants	Évaluation qualitative du piégeage du mercure
EFF uniquement	Bon rendement d'élimination du mercure particulaire; meilleurs résultats pour les charbons à forte teneur en chlore que pour les charbons de catégorie inférieure.
EFc uniquement	Faible rendement d'élimination
FM uniquement	Faible rendement d'élimination
EFc + DGC humide	En général, bon rendement d'élimination pour les charbons à forte teneur en chlore grâce à la présence de mercure oxydé soluble dans les gaz de combustion. Élimination relativement faible pour les charbons de catégorie inférieure. La réémission du mercure élémentaire peut amoindrir le piégeage connexe.
ASP + FM	En général, bon rendement d'élimination pour les charbons à forte teneur en chlore; piégeage connexe moindre attendu pour les charbons de catégorie inférieure.
FM + DGC humide	En général, bon rendement d'élimination pour les charbons à forte teneur en chlore grâce à la présence de mercure oxydé soluble dans les gaz de combustion. Rendement d'élimination relativement faible pour les charbons de catégorie

Équipements de contrôle existants	Évaluation qualitative du piégeage du mercure
	inférieure. La réémission du mercure élémentaire peut amoindrir le piégeage connexe. Il se peut que le mercure élémentaire soit oxydé dans l'électrofiltre et capturé dans le laveur de gaz.
RCS + E _{ff}	Bon rendement d'élimination du mercure particulaire; meilleurs résultats pour les charbons à forte teneur en chlore que pour les charbons de catégorie inférieure.
RCS + E _{fc}	Faible rendement d'élimination
RCS + E _{ff} + DGC humide	Bon rendement d'élimination pour les charbons à forte teneur en chlore grâce à la RCS, qui favorise l'augmentation de la quantité de mercure oxydé soluble dans les gaz de combustion. Amélioration de l'élimination pour les charbons de catégorie inférieure grâce à l'augmentation de la quantité de mercure oxydé soluble dans les gaz de combustion. La réémission du mercure élémentaire peut amoindrir le piégeage connexe. Bon rendement d'élimination du mercure particulaire.
RCS + EC + E _{ff} -TBT + DGC humide	Très bon rendement d'élimination pour les charbons à forte teneur en chlore grâce à la RCS, qui favorise l'augmentation de la quantité de mercure oxydé soluble dans les gaz de combustion. Amélioration de l'élimination pour les charbons de catégorie inférieure grâce à l'augmentation de la quantité de mercure oxydé soluble dans les gaz de combustion. La réémission du mercure élémentaire peut amoindrir le piégeage connexe. L'association d'un échangeur de chaleur et d'un électrofiltre très basse température renforce le piégeage du mercure particulaire et gazeux.
RCS + ASP + FM	En général, bon rendement d'élimination pour les charbons à forte teneur en chlore; résultats moindres pour les charbons de catégorie inférieure. La RCS renforce le piégeage en transformant le mercure élémentaire en mercure oxydé, en fonction du chlore disponible dans les gaz de combustion.
RCS + E _{fc} + DGC humide	Bon rendement d'élimination pour les charbons à forte teneur en chlore grâce à la RCS, qui favorise l'augmentation de la quantité de mercure oxydé soluble dans les gaz de combustion. Amélioration de l'élimination pour les charbons de catégorie inférieure grâce à l'augmentation de la quantité de mercure oxydé soluble dans les gaz de combustion. La réémission du mercure élémentaire peut amoindrir le piégeage connexe.
RCS + E _{ff} + DGC humide	Bon rendement d'élimination pour les charbons à forte teneur en chlore grâce à la RCS, qui favorise l'augmentation de la quantité de mercure oxydé soluble dans les gaz de combustion. Amélioration de l'élimination pour les charbons de catégorie inférieure grâce à l'augmentation de la quantité de mercure oxydé soluble dans les gaz de combustion. La réémission du mercure élémentaire peut amoindrir le piégeage connexe. Bon rendement d'élimination du mercure particulaire.

Légende :

EF = électrofiltre; E_{ff} = EF côté froid; E_{fc} = EF côté chaud; FM = filtre à manches; RCS = réduction catalytique sélective; ASP = absorbeur-sécheur à pulvérisation (épurateur par voie sèche); DGC humide = désulfuration des gaz de combustion par voie humide (laveur de gaz); EC = échangeur de chaleur; E_{ff}-TBT = EF très basse température

Faible rendement d'élimination : moins de 30 %; Bon/très bon rendement d'élimination : supérieur à 70 %; Élimination modéré : 30 à 70 %

L'une des configurations de SCPA du Tableau 2 (RCS + E_{ff} + DGC humide) est représentée schématiquement à la **Error! Reference source not found.** ci-après (Ito *et al.* 2006). Au Japon, une telle combinaison permet d'obtenir un taux d'élimination moyen du mercure de 74 % (Ito *et al.* 2006). Les techniques présentant des avantages connexes peuvent donc contrôler plusieurs polluants atmosphériques, y compris le mercure.

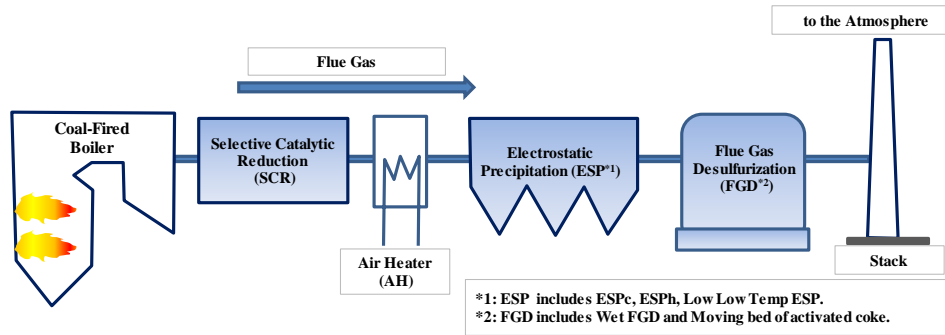
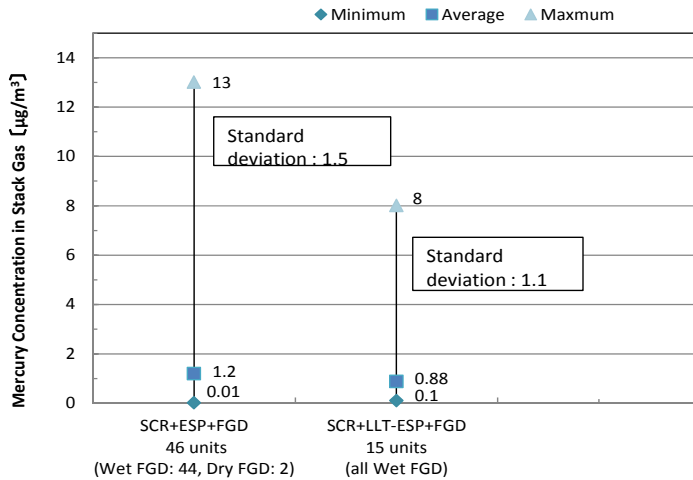


Figure 3. Schéma de principe d'une configuration type de centrales électriques alimentées au charbon au Japon (Ito *et al.* 2006) (révisé)

Il est possible de réaliser un piégeage connexe très efficace du mercure en combinant une réduction catalytique sélective (RCS), un électrofiltre côté froid (EFf) et un laveur de gaz pour la désulfuration des gaz de combustion (DGC). L'association de ces techniques est très courante dans les centrales électriques de pointe de certains pays, et est largement utilisée, par exemple au Japon, comme le montre la **Error! Reference source not found.** L'association RCS-EF-DGC permet d'atteindre des taux d'élimination de 50 à 90 % pour les NO_x , supérieurs à 99 % pour les particules, et de 76 à 98 % pour le SO_2 , ainsi que des taux d'élimination élevés du mercure, de 74 % en moyenne, ce qui se traduit par une concentration en mercure dans les gaz de combustion de $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans cet exemple. Qui plus est, la combinaison réduction catalytique sélective (RCS), électrofiltre très basse température (EF-TBT), dont la température de fonctionnement est de 90°C , et désulfuration des gaz de combustion (DGC) par voie humide permet d'éliminer en moyenne 87 % du mercure, ce qui dans ce cas se traduit par une concentration en mercure dans les gaz de combustion de $0,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'utilisation d'un EF-TBT, qui nécessite le refroidissement des gaz de combustion, améliore l'élimination des particules grâce à la réduction du volume de gaz et à la diminution de la résistivité des cendres résultant de la condensation du SO_3 et de l'adsorption de l'humidité sur les cendres volantes; elle augmente aussi l'adsorption du mercure sur les cendres volantes en raison de la baisse de la température des gaz de combustion. Il évite aussi les coûts associés au réchauffage des gaz de combustion et à la rénovation des cheminées humides. Lorsque le réchauffage des gaz de combustion après désulfuration par voie humide n'est pas nécessaire, il est possible d'utiliser la chaleur récupérée pour alimenter la chaudière ou la turbine à vapeur, ce qui accroît le rendement net de l'installation (Nakayama *et al.*, 2006, Iwatsuki *et al.*, 2008).

Les concentrations de mercure de la figure 4 couvrent une large plage. La raison en est que les installations étudiées comprennent des unités anciennes ou de petite taille, dont les émissions présentent des concentrations plus élevées. D'autre part, les deux installations équipées d'un lit mobile de coke actif (Peters, 2010), c'est-à-dire d'une désulfuration des gaz de combustion par voie sèche, obtiennent de meilleurs résultats que celles avec une DGC par voie humide. Les performances sont plus élevées qu'avec la combinaison électrofiltre très basse température-désulfuration des gaz de combustion par voie humide (CRIEPI et FEPC, 2012).



Note : Dans la combinaison RCS + EF + DGC, EF comprend EFc, Effic et EF-TBT
Températures de fonctionnement : EFc 300–400 °C; Effic 130–180 °C; EF-TBT 90–100 °C

Figure 4. Concentrations de mercure dans les gaz de combustion de centrales électriques alimentées au charbon avec RCS + EF + DGC et RCS + EF-TBT + DGC

Le tableau 3 présente les rendements d'élimination du mercure de différents systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique dans des installations de combustion de charbon en Chine. Il montre que, dans certains cas, la combinaison EF-DGC humide permet d'obtenir un taux d'élimination allant jusqu'à 88 %. L'association réduction catalytique sélective-électrofiltre-désulfuration des gaz de combustion par voie humide, largement utilisée dans les centrales électriques chinoises alimentées au charbon, est encore plus efficace, avec des taux d'élimination pouvant atteindre 95 %. On observe aussi de très bonnes performances avec la combinaison réduction catalytique sélective-filtre à manches-désulfuration des gaz de combustion par voie humide.

Tableau 3
Rendement d'élimination du mercure (en pourcentage) de combinaisons classiques de SCPA en Chine (Zhang et al., 2015)

Combinaison de SCPA	Moy.	Min	Max	Écart-type	Nombre d'essais
Laveur (dépoussiérage par voir humide)	23	7	59	18	8
Effic	29	1	83	19	64
FM	67	9	92	30	10
Effic + DGC humide	62	13	88	22	19
FM + DGC humide	86	77	97	10	3
RCS + EF + DGC humide	69	36	95	24	4
RCS + FM + DGC humide	93	86	99	9	2
Effic + DGC à lit fluidisé circulant + FM	68	68	68		1

Le tableau 4 ci-dessous présente les concentrations en mercure mesurées dans les émissions de différentes centrales au charbon équipées de systèmes de contrôle de la pollution présentant des avantages connexes. Les exemples figurant dans ce tableau indiquent que les techniques de contrôle présentant des avantages connexes peuvent dans certains cas, permettre d'obtenir de faibles concentrations de mercure dans les gaz de combustion.

Tableau 4
Niveaux d'émission obtenus à l'aide de techniques présentant des avantages connexes (données compilées par ZMWG, 2015)

<i>Installation</i>	<i>Type de charbon</i>	<i>Niveaux d'émissions ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$) (ramenés à une teneur normalisée en O_2 de 6 %)</i>	<i>Puissance de la chaudière (MWth)</i>	<i>Technique de traitement des gaz de combustion</i>
Federico II – Brindisi, Italie	Houille grasse	0,69	1 700	EF + RCS + DGC humide
Torrevaldaliga Nord, Italie	Houille grasse	0,99	1 420	FM + RCS + DGC humide
Impianto termoelettrico di Fusina, Italie	Houille grasse	0,8	431	FM + RCS + DGC humide
Heyden, Allemagne	Houille grasse	0,5	2 150	EF + RCS + DGC humide
FHKW Mellach, Autriche	Houille grasse	0,5	543	FM + RCS + DGC humide
Brindisi BR III & BR II, Italie	Houille grasse	0,5	857	EF + RCS
Krefeld, Currenta, Allemagne (chaudière industrielle)	Houille grasse	0,2	105	FM
Salem Harbour, États-Unis	Houille grasse	0,2-0,4	300	EF
Centrale électrique de Tusimice, République tchèque	Lignite	2,6	890	EF + DGC humide
Neurath, A et F, Allemagne	Lignite	3,0	855	EF + DGC humide
Teplarna Tabor, République tchèque	Lignite	3,3	199	EF

Note : toutes les valeurs ont été obtenues à partir de prélèvements périodiques, sauf pour Salem Harbour, qui fait l'objet d'une surveillance en continu des émissions. Les données sont celles de 2010.

3.2.1 Dispositifs de contrôle des émissions de particules

Les deux principaux types de dispositifs de contrôle des émissions de matières particulaires sont les électrofiltres et les filtres à manche. On utilise aussi des laveurs de gaz dans les chaudières alimentées au charbon.

3.2.1.1 Électrofiltres (EF)

Les électrofiltres sont typiquement conçus pour obtenir un rendement de séparation supérieur à 99 %; ils sont tributaires de divers facteurs présentés dans la section d'introduction. Le rendement de séparation d'un électrofiltre est aussi fonction de la teneur en soufre du charbon, qui influe sur la résistivité des cendres volantes. Un charbon contenant une quantité modérée à forte de produits soufrés génère des cendres volantes faciles à collecter. Un charbon à faible teneur en soufre produit des cendres volantes de résistivité plus élevée, qui sont plus difficile à séparer. Il est possible de modifier la résistivité des cendres volantes en abaissant la température dans l'électrofiltre ou en traitant les particules en amont du filtre avec du trioxyde de soufre (SO_3), de l'acide sulfurique (H_2SO_4), de l'eau, du sodium ou de l'ammoniac (NH_3).

Le rendement de séparation d'un électrofiltre pour les cendres volantes d'un charbon donné est fonction de la taille des particules. Pour les particules de taille supérieure à $1\ \mu\text{m}$ – $8\ \mu\text{m}$, il est typiquement de 95 à 99,9 %. Cependant, les particules proches de $0,3\ \mu\text{m}$ se situent dans une fourchette peu favorable à l'ionisation, ce qui réduit l'efficacité de la collecte à 80-95 % (Lawless, 1996).

Il est possible d'installer un électrofiltre (EF) en deux endroits du système de chaudière : du côté froid (EFf) ou du côté chaud (EFc). Les électrofiltres côté froid sont placés en aval du réchauffeur d'air (température des gaz de combustions comprise entre 130 et 180 °C). Les électrofiltres côté chaud sont installés en amont du réchauffeur d'air (température des gaz de combustions comprise entre 300 et 400 °C), ce qui permet de tirer parti de la résistivité moindre des cendres volantes à haute température. Cet aspect est particulièrement important pour les installations de combustion de charbon à faible teneur en soufre, qui produisent des cendres

volantes de résistivité électrique plus élevée. Les électrofiltres par voie humide constituent un nouveau type d'électrofiltre; ils présentent un rendement de séparation plus élevé pour les particules fines (Altman *et al.*, 2001; Staehle *et al.*, 2003). Toutefois, aucun essai sur site n'a pour le moment été effectué pour mesurer l'élimination du mercure à l'intérieur de ces appareils.

Différents degrés d'élimination du mercure ont été constatés pour les électrofiltres. Le taux d'élimination du mercure dépend du type d'électrofiltre installé (côté froid ou côté chaud), du type de charbon, du type de chaudière, ainsi que d'autres facteurs tels que la teneur en soufre du charbon et la quantité de carbone imbrûlé dans les cendres volantes. Un électrofiltre côté chaud est généralement bien moins efficace qu'un électrofiltre côté froid pour éliminer le mercure. Par exemple, alors que le rendement de séparation moyen d'un électrofiltre observé avec du charbon bitumineux est d'environ 30 %, la plage de taux d'élimination mesurée varie de 0 à environ 60 % (US EPA, 2001). La plage de taux d'élimination du mercure, en particulier pour les électrofiltres, peut être un indicateur du potentiel d'amélioration de la rétention du mercure résultant de l'accroissement de l'efficacité d'un séparateur de particules. Il est important de comprendre les performances de collecte de particules d'un dispositif, car celles-ci ont une incidence sur la capacité de ce dispositif à réduire les émissions de mercure.

La modélisation du piégeage du mercure par les électrofiltres indique que les limites du transfert de masse, même dans les conditions idéales, sont susceptibles de restreindre le potentiel de rétention du mercure par les particules collectées sur les électrodes (Clack, 2006 et Clack, 2009). Les électrofiltres n'éliminent le mercure particulaire Hg_p qu'au travers de la collecte des particules. Le Hg_p se fixe préférentiellement sur le carbone imbrûlé. L'adsorption du mercure sur les fractions inorganiques (cendres volantes) est généralement faible par rapport à sa fixation sur le carbone imbrûlé présent dans les cendres volantes. Une relation entre la quantité de carbone imbrûlé et l'élimination du mercure par différents électrofiltres a été établie pour les cendres volantes du charbon bitumineux (Senior et Johnson, 2008). Ce comportement est illustré dans la Figure 5, qui indique le pourcentage d'élimination du mercure entrant dans l'électrofiltre en fonction de la quantité de carbone imbrûlé. Dans la figure 5, le carbone imbrûlé est exprimé en tant que perte au feu mesurée. Comme on peut le constater, la rétention du mercure mesuré dans un électrofiltre collectant des cendres volantes contenant environ 5 % de carbone imbrûlé varie de 20 à 40 %. Avec des teneurs en carbone imbrûlé plus importantes, on peut observer des taux de piégeage pouvant atteindre 80 %; ce phénomène dépend sans doute des halogènes présents (Vosteen *et al.*, 2003).

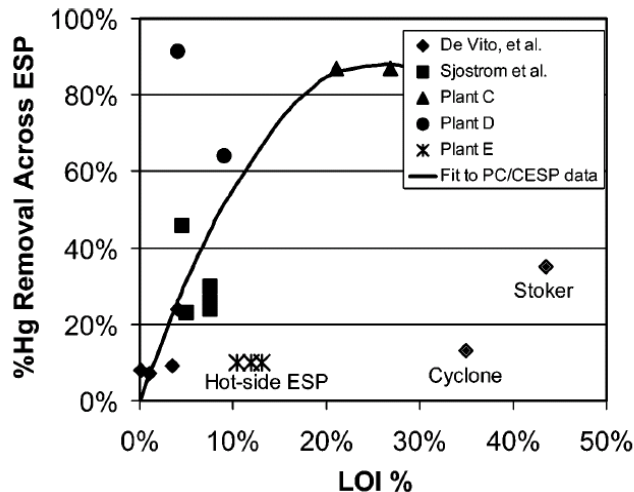


Figure 5. Taux d'élimination du mercure par un EF en fonction de la quantité de carbone imbrûlé (en % de la perte au feu) dans les cendres volantes (Senior et Johnson, 2008)

Outre la quantité de carbone imbrûlé, les propriétés de celui-ci (surface active, taille des particules, porosité, composition chimique) peuvent également avoir une incidence sur la quantité de mercure collectée dans un électrofiltre (Lu *et al.*, 2007). Cette étude a montré que, si la teneur en carbone imbrûlé dans les cendres volantes décroît lorsque la taille des particules diminue, de manière générale, la teneur en mercure du carbone imbrûlé augmente. En outre, la taille des particules de carbone imbrûlé s'est révélée être le principal facteur influant sur l'adsorption du mercure. Ainsi, l'accroissement de l'efficacité d'un électrofiltre, et par conséquent de la collecte des cendres volantes fines, est susceptible d'entraîner une diminution des émissions de mercure. Il convient de

noter, toutefois, que la plus grande partie de la masse de carbone imbrûlé est constituée de particules de grande taille.

D'autres facteurs importants régissent la quantité de mercure captée par les cendres volantes (et par la suite retirée des gaz de combustion) : le type d'électrofiltre (côté chaud ou côté froid), l'utilisation de SO₃ en tant qu'agent modificateur des gaz de combustion, et le type de charbon. En règle générale, on observe une rétention du mercure plus élevée dans les électrofiltres installés sur des chaudières brûlant du charbon pauvre en halogènes et produisant des gaz de combustion riches en carbone imbrûlé. Ces deux paramètres favorisent la formation de mercure oxydé et de mercure particulaire, qui sont plus facilement piégés par les électrofiltres que le mercure élémentaire. Par conséquent, l'augmentation du rendement de séparation de l'électrofiltre devrait permettre d'améliorer le piégeage du mercure. Cette amélioration serait fonction de la quantité supplémentaire de particules éliminées par l'électrofiltre. Des méthodes peu coûteuses, comme l'alignement précis des plaques, le réglage de l'ébranlage des électrodes et l'élimination des fuites, peuvent être utilisées pour améliorer l'efficacité de collecte des particules par les électrofiltres (Zykov *et al.*, 2004; Deye et Layman, 2008). Le fonctionnement à basse température (inférieure à 150 °C) des dispositifs de contrôle des émissions améliore l'élimination du mercure; au Japon, l'utilisation d'électrofiltres à très basse température permet d'obtenir des taux d'élimination élevés des poussières et du mercure (CRIEPI et FEPC, 2012).

Il convient de noter que les effets positifs du SO₃ sur le piégeage des particules peuvent être contrebalancés en partie par l'adsorption compétitive du SO₃ et du mercure sur les cendres volantes.

3.2.1.2 Filtres à manches

Le rendement d'élimination des filtres à manches est supérieur à ceux des électrofiltres pour les particules fines, en particulier pour les particules de taille inférieure au micron.

On observe généralement des taux d'élimination du mercure plus élevés avec les filtres à manches qu'avec les électrofiltres. Les filtres à manche sont plus efficaces que les électrofiltres pour éliminer les particules fines (surtout les particules submicroniques), et ils ont tendance à capter une plus grande quantité de mercure en phase gazeuse. Les filtres à manches offrent un temps de contact plus long ainsi qu'un meilleur contact : les gaz traversent le gâteau de filtration, au lieu de passer sur sa surface dans le cas de l'électrofiltre. Le mercure élémentaire gazeux est par conséquent plus susceptible d'être oxydé et transformé en une forme qu'il est possible de capter. Par exemple, une étude comparant la rétention du mercure dans les électrofiltres et les filtres à manches dans les centrales électriques au charbon en Chine a mis en évidence un taux d'élimination de 1 à 83 % pour les premiers et de 9 à 92 % pour les seconds (Zhang *et al.*, 2015). Les taux moyens d'élimination du mercure pour les électrofiltres et les filtres à manches dans ces centrales électriques sont de 29 % et 67 %, respectivement.

Il est aussi possible d'intégrer des filtres à manches dans les électrofiltres; en Chine, cette combinaison est utilisée dans une mesure comparable à celle des filtres à manches. Le taux de réduction des émissions de mercure de la combinaison filtre à manches-électrofiltre se situe entre celui des électrofiltres et des filtres à manches, avec une moyenne de 43 % (Zhang, 2015).

3.2.1.3 Laveurs de gaz (dépolluage par voie humide)

En Chine, la plupart des petites et moyennes chaudières industrielles sont équipées de laveurs de gaz afin de réduire les émissions de particules. Le principe chimique des laveurs de gaz est similaire à celui de la désulfuration des gaz de combustion par voie humide. Toutefois, les laveurs de gaz classiques utilisent simplement de l'eau comme absorbant, ce qui se traduit par une réémission importante du mercure élémentaire. Les mesures sur site montrent une efficacité moyenne de réduction des émissions de mercure de 23 % (entre 7 % et 59 %) pour les laveurs de gaz installés sur des chaudières industrielles au charbon en Chine.

Les laveurs de gaz à garnissage à billes intégrés, un type particulier de laveurs de gaz, permettent d'éliminer simultanément les particules et le SO₂; ces laveurs sont de plus en plus largement utilisés par les centrales électriques alimentées au charbon en Chine, car ils sont techniquement économiques. Ces laveurs utilisent une liqueur de lavage alcaline comme absorbant, ce qui permet d'obtenir un piégeage du mercure oxydé plus élevé et comparable à celui de la désulfuration des gaz de combustion par voie humide. Le rendement d'élimination du mercure d'un laveur à garnissage est susceptible d'être supérieur à celui d'un laveur conventionnel, en raison de sa capacité de réduction des émissions de SO₂, mais aucun essai sur site n'a pour le moment été effectué.

Effets croisés entre différents milieux concernant les dispositifs de contrôle des émissions de particules

Les dispositifs de contrôle des émissions de particules sont concernés par des effets croisés entre différents milieux potentiels. Le mercure présent dans les cendres volantes peut être de nouveau émis si les cendres volantes collectées par ces dispositifs sont chauffées pendant leur réutilisation. Par exemple, le mercure présent

dans les cendres volantes peut être rejeté dans l'atmosphère si celles-ci sont utilisées comme matière première dans un four à ciment. Il existe également un risque de lixiviation du mercure présent dans les cendres volantes vers les eaux souterraines. Une bonne gestion des cendres volantes collectées par les dispositifs de contrôle des émissions de particules est nécessaire.

3.2.2 Dispositifs de contrôle des émissions de SO₂

Les deux grandes méthodes de réduction des émissions de SO₂ sont d'une part la désulfuration des gaz de combustion par voie humide (laveur de gaz) et d'autre part la désulfuration des gaz de combustion par voie sèche (épurateur de gaz).

3.2.2.1 Désulfuration des gaz de combustion par voie humide (DGC humide)

Dans des installations équipées de systèmes de désulfuration des gaz de combustion par voie humide, il est possible d'augmenter le piégeage connexe du mercure en accroissant la fraction de mercure oxydé du mercure total présent dans les gaz de combustion, ou en améliorant l'efficacité de l'élimination des particules (Sloss, 2009). L'augmentation de la fraction de mercure oxydé peut être réalisée par l'adjonction de composés chimiques (agents oxydants) ou par l'oxydation catalytique du mercure (Amar *et al.*, 2010). Les catalyseurs peuvent être ajoutés dans les gaz de combustion aux seules fins de l'oxydation du mercure, ou dans un autre but (par exemple, pour contrôler les émissions de NO_x), et offrent dans ce cas l'avantage connexe de réduire les émissions de mercure. L'utilisation de la DGC humide nécessite l'installation d'un dispositif de contrôle des émissions de particules en amont du laveur de gaz (Srivastava et Jozewicz, 2001).

Comme indiqué plus haut, les composés gazeux de mercure oxydé sont généralement solubles dans l'eau; les systèmes de DGC humide devraient donc les éliminer de manière efficace (Reddinger *et al.*, 1997; DeVito et Rossenhover 1999). Toutefois, le mercure élémentaire gazeux est insoluble dans l'eau, et n'est donc pas absorbé dans les boues issues de la désulfuration des gaz de combustion. Les données provenant d'installations existantes montrent que l'on peut s'attendre à un piégeage du mercure oxydé de 75 % en moyenne (de 67 à 93 %) pour les systèmes de DGC humide à base de calcium (Chen *et al.*, 2007; Kim *et al.* 2009; Wang *et al.*, 2010; Sloss, 2015); cependant, dans certains cas, on a mesuré des valeurs nettement inférieures, en raison d'un équilibre chimique défavorable dans le laveur de gaz (Niksa et Fujiwara, 2004).

Il a également été démontré que, dans certaines conditions, le mercure oxydé peut être réduit en mercure élémentaire, qui est susceptible d'être émis à nouveau (Nolan *et al.*, 2003). Ainsi, dans le cas de la désulfuration des gaz de combustion par voie humide, optimiser la stratégie de piégeage connexe du mercure signifie conserver la quantité de mercure oxydé dans le système afin d'empêcher la réémission du mercure. Il peut y avoir réémission du mercure lorsque le mercure oxydé est absorbé dans les boues de désulfuration, transformé en mercure élémentaire, puis transféré dans la phase gazeuse avant de sortir du laveur de gaz.

L'effet net de cette réémission constitue la limitation de l'élimination du mercure par DGC humide. La fréquence et le taux de réémission du mercure par les systèmes de désulfuration des gaz de combustion par voie humide sont fonction des principes chimiques mis en œuvre (Renninger *et al.*, 2004). Il semble aussi que le risque de réémission du mercure par les systèmes de DGC humide augmente lorsque la concentration dans la phase liquide atteint des niveaux significatifs (Chang *et al.*, 2008). Dans certains cas, il est nécessaire d'ajouter des agents chimiques ou du charbon actif dans la liqueur de lavage afin de contrôler la réémission.

3.2.2.2 Désulfuration des gaz de combustion par voie sèche (DGC sèche)

Les absorbeurs-sécheurs à pulvérisation sont typiquement utilisés pour le contrôle des émissions de SO₂ provenant de sources brûlant du charbon à teneur faible à moyenne en soufre, ou de petites installations de combustion de charbon. L'association d'un absorbeur-sécheur à pulvérisation et d'un filtre à manches (ASP-FM) permet d'éliminer jusqu'à environ 95 % du mercure présent dans les émissions de chaudières alimentées au charbon bitumineux. L'efficacité de cette association est bien plus faible (élimination d'environ 25 % du mercure) sur les chaudières utilisant du lignite ou d'autres charbons de catégorie inférieure pauvres en chlore (Senior, 2000). Le piégeage des halogènes dans l'absorbeur-sécheur à pulvérisation peut réduire l'efficacité de l'oxydation et par conséquent de l'élimination du mercure (principalement sous la forme de mercure élémentaire) dans le filtre à manches situé en aval. Pour les charbons de catégorie inférieure, il arrive que le piégeage du mercure par les filtres à manches seuls soit supérieur à celui obtenu avec l'association ASP-FM (Srivastava *et al.*, 2006).

Une technologie de désulfuration par voie sèche est depuis peu et de plus en plus utilisée dans les installations utilisant du charbon comme combustible : il s'agit des épurateurs à lit fluidisé circulant (ELFC). Comme dans l'absorbeur-sécheur à pulvérisation, l'épurateur à lit fluidisé circulant est équipé d'une chambre de réaction et d'un filtre à manches pour collecter les sous-produits et les cendres. Par contre, les matières sont sèches à leur entrée dans la chambre de réaction, où elles sont fluidisées avant de passer dans le filtre à manches. La partie

inférieure de la chambre de réaction est soumise à une pulvérisation d'eau afin de réguler la température du réacteur. Les matières pénétrant dans la chambre de réaction sont des hydroxydes de calcium et des solides mis en recirculation depuis le filtre à manches. L'efficacité de collecte des matières solides de l'épurateur à lit fluidisé circulant est supérieure à celle de l'absorbant-sécheur à pulvérisation, ce qui permet d'obtenir une réduction des émissions de SO₂ à hauteur de 98 %, contre 95 % pour les ASP. En outre, les épurateurs à lit fluidisé peuvent traiter des gaz de combustion de charbon à forte teneur en soufre, car l'élimination du SO₂ n'est pas limitée par la stoechiométrie des boues (Ake, 2009).

L'efficacité du piégeage connexe du mercure dans les ELFC est similaire à celle des ASP, qui permettent une rétention important du mercure oxydé. Par conséquent, le piégeage connexe du mercure est beaucoup plus élevé pour les charbons à forte teneur en chlore que pour les charbons pauvres en chlore (Babcock Power, 2012).

Effets croisés entre différents milieux concernant les dispositifs de contrôle des émissions de SO₂

La rétention du mercure par les systèmes de désulfuration par voie humide nécessite un traitement poussé des eaux usées et des boues, afin de garantir que le mercure ne passe pas simplement de l'air à l'eau.

Lorsque le gypse provenant de la désulfuration des gaz de combustion est utilisé pour la fabrication de plaques de plâtres, il est possible que le mercure qu'il contient soit de nouveau émis. Le mercure présent dans les cendres volantes collectées par le filtre à manches d'un système ASP-FM peut passer dans les eaux souterraines par lixiviation. Par conséquent, une bonne gestion des cendres volantes recueillies par les filtres à manches est nécessaire.

Effets croisés entre différents milieux concernant les dispositifs de contrôle des émissions de SO₂ (non liés au mercure)

L'exploitation d'un système de désulfuration des gaz de combustion augmente généralement la consommation d'énergie d'au moins 5 %.

3.2.3 Réduction catalytique sélective (RCS) des NO_x

La technologie RCS a été conçue pour réduire les NO_x en eau et en azote par le biais d'une réaction catalytique des NO_x avec le NH₃. Cette réaction a lieu à la surface d'un catalyseur, qui est placé dans une cuve. Dans certaines conditions, il a été démontré que les catalyseurs utilisés par la RCS modifient la spéciation du mercure en favorisant la transformation du mercure élémentaire en mercure oxydé, en particulier pour les charbons à forte teneur en chlore. Il convient de noter que la RCS en elle-même n'élimine pas le mercure. En effet, elle augmente la quantité de mercure oxydé qui est plus facilement éliminé par les dispositifs de contrôle des émissions de particules et les systèmes de désulfuration des gaz de combustion par voie humide (Chu, 2004; Favale *et al.*, 2013).

Dans la mesure où les paramètres opérationnels de la réduction catalytique sélective (par exemple, température, concentration de NH₃ dans les gaz de combustion, taille du lit de catalyseur et âge du catalyseur) sont généralement dictés par la stratégie de contrôle des émissions de NO_x, le paramètre le plus prometteur pour l'optimisation de l'élimination du mercure est la teneur en chlore du charbon. Comme nous le verrons ci-après dans la section sur le mélange de charbons, selon les données fournies par les États-Unis, la transformation du mercure élémentaire en mercure oxydé est plus importante pour les charbons bitumineux que pour les charbons sous-bitumineux. Ainsi, l'utilisation d'un mélange de charbons adapté ou l'adjonction de bromures peut permettre de maximiser le piégeage connexe du mercure par les systèmes de RCS existants (Vosteen *et al.*, 2006). Les catalyseurs utilisés par la RCS sont conçus pour optimiser à la fois la réduction des NO_x et l'oxydation du mercure.

La RCS augmente le taux d'oxydation et de rétention du mercure, en particulier lorsque la proportion de charbon bitumineux du mélange charbon bitumineux et sous-bitumineux augmente. Une étude sur le terrain portant sur une installation de grande taille brûlant un mélange de 60 % de charbon sous-bitumineux et de 40 % de charbon bitumineux dans deux chaudières identiques (l'une étant équipée d'un système de réduction sélective catalytique) a mis en évidence une variation de la fraction de mercure oxydé, qui passe de 63 % sans RCS à 97 % avec RCS. En général, dans les systèmes de RCS, l'oxydation du mercure augmente avec le pourcentage de charbon bitumineux dans le mélange. Par exemple, pour un mélange 65/35 de charbon sous-bitumineux et bitumineux, le taux d'oxydation observé augmente de 49 points de pourcentage (de 13 % à 62 %). Cependant, pour le mélange 79/21, l'augmentation n'est que de 14 points de pourcentage (de 6 % à 20 %) (Serre *et al.*, 2008).

Avec du charbon sous-bitumineux non mélangé brûlé dans une installation sans RCS, le taux de mercure oxydé serait compris entre 0 et 40 % du mercure (ICAC, 2010). Dans une autre étude sur le terrain, les tests réalisés dans trois installations alimentées au charbon bitumineux ont montré une oxydation du mercure pouvant dépasser 90 % dans les systèmes de RCS. L'élimination du mercure dans les laveurs de gaz situés en aval était

comprise entre 84 et 92 % pour les installations équipées de systèmes de RCS, contre 43 à 51 % en l'absence de tels systèmes. Cependant, on a observé peu de variation de la spéciation du mercure dans les installations au charbon sous-bitumineux équipées de réacteurs de RCS (Laudal, 2002).

Les mesures effectuées sur site dans quatre centrales électriques chinoises fonctionnant au charbon ont montré que le taux d'oxydation du mercure élémentaire à l'intérieur des systèmes de RCS était de l'ordre de 34 à 85 %, et dépendait de la concentration en chlore et en mercure total du charbon, ainsi que du taux d'injection de NH₃ dans les systèmes de RCS (Zhang *et al.*, 2013).

Effets croisés entre différents milieux concernant les dispositifs de contrôle des émissions de NO_x

L'oxydation du mercure par RCS est susceptible d'augmenter la teneur en mercure des cendres volantes et du gypse provenant de la désulfuration des gaz de combustion. Les catalyseurs usagés peuvent être dangereux. Ils devraient être soit régénérés soit éliminés de façon écologiquement rationnelle.

Effets croisés entre différents milieux concernant les dispositifs de contrôle des émissions de NO_x (non liés au mercure)

L'exploitation d'un système de RCS augmente généralement la consommation d'énergie d'au moins 3 %.

3.3 Techniques d'amélioration du piégeage connexe

Il est possible d'améliorer le piégeage connexe grâce à l'utilisation de mélanges de charbons, à l'utilisation d'additifs ou d'un certain nombre d'autres méthodes décrites ci-après.

3.3.1 Utilisation de mélanges de charbons

L'utilisation de mélanges (ou d'autres catégories) de charbons dans les centrales électriques fait partie des stratégies visant à satisfaire de manière économique aux limites d'émissions de SO₂, à condition que la conception de la centrale le permette. Le plus souvent, des charbons bitumineux à forte teneur en soufre sont mélangés avec des charbons sous-bitumineux à faible teneur en soufre afin de réduire les émissions de SO₂. Un effet secondaire indésirable de cette stratégie est la modification potentielle de la spéciation du mercure, pouvant conduire à une réduction de la quantité de mercure oxydé et une augmentation de la quantité de mercure élémentaire, ce qui compromet le piégeage du mercure en aval lors de la désulfuration des gaz de combustion. On peut toutefois aussi avoir recours à un mélange de charbons pour augmenter la quantité de mercure oxydé dans les gaz de combustion. Outre sa teneur en mercure, certaines caractéristiques du charbon, comme sa teneur en chlore, en brome ou son alcalinité, sont importantes pour l'élimination du mercure et devraient être connues. Les charbons bitumineux produisent généralement une plus forte proportion de mercure oxydé dans les gaz de combustion que le charbon sous-bitumineux. Le mercure oxydé étant soluble dans l'eau, il est plus facilement piégé par les systèmes de désulfuration par voie humide des gaz de combustion. Par conséquent, l'efficacité d'élimination du mercure par ces systèmes dépend dans une large mesure de la fraction de mercure oxydé présente à l'entrée (Miller *et al.*, 2006).

Un exemple de mélange de charbons utilisé pour améliorer l'élimination du mercure dans des systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique situés en aval est examiné ci-après. Le Tableau 5 (PNUE, 2010) présente des données sur les caractéristiques typiques du charbon sous-bitumineux du Wyoming (États-Unis) et du charbon bitumineux de l'Illinois (États-Unis). Il convient de noter que les valeurs indiquées dans le Tableau 55 sont données à titre d'exemple et peuvent varier en fonction de l'origine du charbon.

Tableau 5

Comparaison des caractéristiques du charbon sous-bitumineux et bitumineux

<i>Substance</i>	<i>Charbon sous-bitumineux, % en poids</i>	<i>Charbon bitumineux, % en poids</i>
Brome ^a	0,0006	0,02
Chlore ^a	0,003	0,100
Soufre ^a	0,37	4,00
CaO	26,67	3,43
MgO	5,30	3,07
Na ₂ O	1,68	0,60
Hg, ppm	0,1	0,1

^a analyse élémentaire, charbon en l'état, % en poids

Il convient de noter que, si dans les données moyennes du tableau 5, la teneur en mercure est la même (0,1 ppm) pour les deux types de charbons, la teneur en chlore varie considérablement, de 0,003 % en poids pour le charbon sous-bitumineux à 0,1 % en poids pour le charbon bitumineux. En outre, la teneur en matières alcalines (CaO) passe de 3,43 % en poids pour le charbon sous-bitumineux à 26,67 % en poids pour le charbon bitumineux. Cela montre qu'une faible teneur en chlore dans le charbon sous-bitumineux peut entraîner une moindre oxydation du mercure, et par conséquent une augmentation de la fraction de mercure élémentaire. L'utilisation de mélanges de charbons bitumineux et du charbon sous-bitumineux offre le double avantage d'augmenter la teneur en chlore et de réduire l'alcalinité. Dans le contexte du contrôle des émissions de mercure, l'objectif du mélange de charbons serait d'augmenter la teneur en halogènes du charbon utilisé en mélangeant du charbon relativement riche en halogènes avec du charbon pauvre en halogènes.

La Figure 6 ci-dessous montre que le piégeage du mercure par DGC sèche (désulfuration des gaz de combustion par voie sèche + filtre à manches) tend à augmenter avec la fraction de charbon bitumineux dans le mélange charbon bitumineux-charbon sous-bitumineux (PNUE, 2011). Comme on peut le constater, l'utilisation de mélanges de charbons peut augmenter l'élimination du mercure dans une proportion allant jusqu'à près de 80 %. Une fois de plus, il convient de noter que ces valeurs revêtent un caractère illustratif, et que l'augmentation différentielle réelle du taux d'élimination du mercure peut varier en fonction des sources des charbons utilisés pour le mélange.

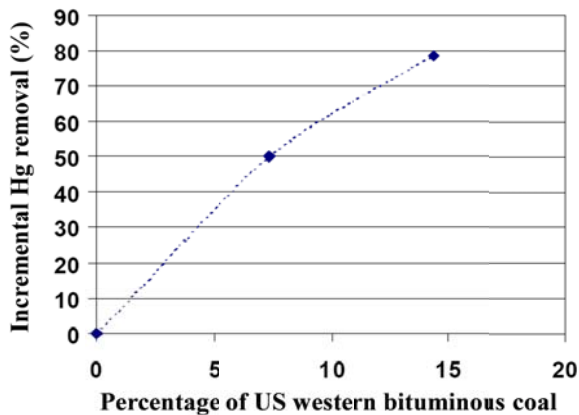


Figure 6. Effet potentiel du mélange de charbon sur l'élimination du mercure par DGC sèche

Ainsi, le mélange de charbons est susceptible d'augmenter l'oxydation du mercure pour les installations utilisant du charbon pauvre en chlore et riche en calcium. Les caractéristiques des différents types de charbon jouent un rôle majeur dans la spéciation du mercure. Elles peuvent influencer fortement sur la quantité de mercure piégé par les équipements de lutte contre la pollution atmosphérique, comme les systèmes de désulfuration. L'effet peut être plus marqué dans les installations équipées de systèmes de RCS, comme on le verra plus loin.

3.3.2 Additifs d'oxydation du mercure

La quantité de mercure éliminée augmente généralement avec la teneur en halogènes du charbon. Par conséquent, pour favoriser le piégeage du mercure, on ajoute souvent des quantités supplémentaires d'halogènes (des bromures ou des chlorures, par exemple) aux charbons qui n'en contiennent pas beaucoup. On peut aussi utiliser de l'acide chlorhydrique (HCl) ou du chlorure d'ammonium (NH₄Cl). Les additifs halogénés favorisent la formation de mercure oxydé et particulaire, qui sont plus facilement éliminés par les équipements de dépollution situés en aval. Les additifs halogénés peuvent être particulièrement utiles pour améliorer l'élimination du mercure dans les installations utilisant des charbons à faible teneur en halogènes. Les additifs peuvent être pulvérisés sur le charbon (forme liquide), ajoutés au flux de charbon en amont du pulvérisateur de charbon ou injectés dans la chaudière (forme solide).

On estime que le brome présente un avantage sur le chlore dans la mesure où il agit plus activement sur le mercure (Vosteen *et al.*, 2002; Vosteen *et al.*, 2003; Vosteen *et al.*, 2003b; Vosteen *et al.*, 2003c; Buschmann *et al.*, 2005). On pense qu'il existe une importante oxydation hétérogène dans les conditions de génération des gaz de combustion du charbon, bien que la teneur en chlore du charbon soit en général bien plus élevée que sa teneur en brome (Vosteen *et al.*, 2006b, Rini et Vosteen, 2008, Senior *et al.*, 2008, Vosteen *et al.*, 2010). Des essais en grandeur réelle ont été effectués en utilisant une solution aqueuse de bromure de calcium, à une concentration équivalente à 25 parties par million (ppm), comme additif de précombustion; le taux d'élimination

des émissions de mercure est passé de 55 à 97 % dans une installation de 600 MW équipée d'un système de RCS et de désulfuration des gaz de combustion par voie humide fonctionnant au charbon sous-bitumineux (Rini et Vosteen, 2009). Les essais en grandeur réelle réalisés par l'Electric Power Research Institute (EPRI) des États-Unis sur 14 installations utilisant du charbon pauvre en chlore ont mis en évidence une oxydation supérieure à 90 % du mercure présent dans les gaz de combustion lorsque du brome à une concentration équivalente à 25 à 300 ppm était ajouté au charbon (Chang *et al.*, 2008).

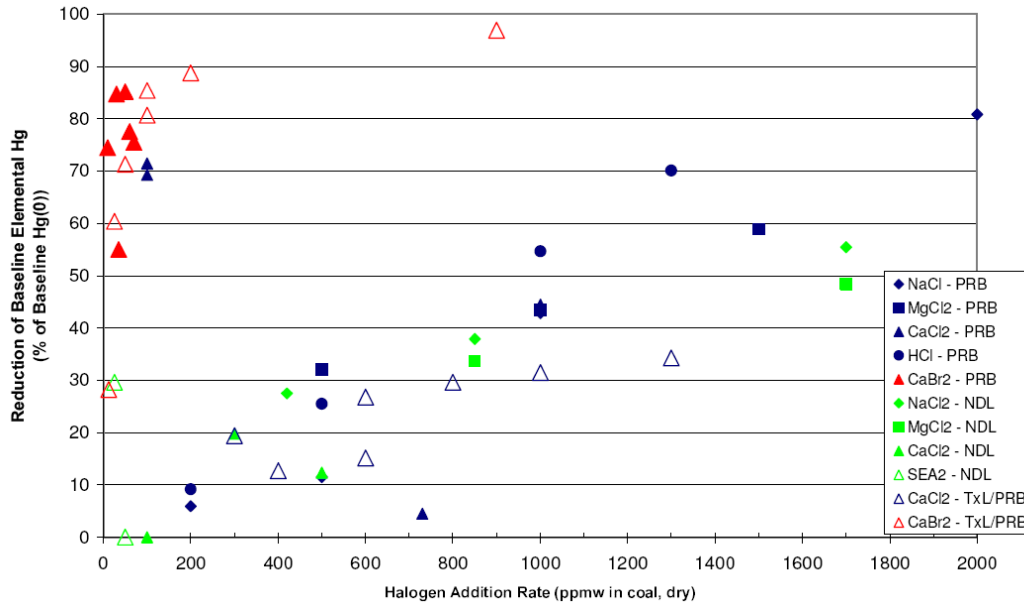


Figure 7. Efficacité des additifs bromés et chlorés avec différents charbons (charbon sous-bitumineux du bassin de la rivière Powder [PRB], lignite du Texas [TxL], lignite du Dakota du Nord [NDL])

Une comparaison de l'efficacité des additifs bromés et chlorés dans des chaudières utilisant différents charbons est présentée dans la Figure 7; elle indique le pourcentage de réduction du niveau de base de mercure élémentaire en fonction du taux d'addition d'halogènes (EPRI, 2006; Vosteen et Lindau, 2006; Chang *et al.*, 2008). Comme on peut le voir dans la Figure 7, quelle que soit la quantité d'halogènes ajoutée, le brome est beaucoup plus efficace que le chlore pour éliminer le mercure élémentaire. Il est possible de réduire de 80 % le niveau de base de mercure élémentaire en ajoutant moins de 200 ppm d'additif bromé. Une quantité beaucoup plus importante d'additif chloré (environ un ordre de grandeur) est nécessaire pour obtenir le même résultat.

Effets croisés entre différents milieux concernant les additifs d'oxydation du mercure

L'utilisation d'additifs d'oxydation du mercure peut avoir des répercussions sur la chaudière, les systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique, les émissions et les mesures des émissions. Elle augmente le risque de corrosion dans les préchauffeurs d'air et les systèmes de désulfuration des gaz de combustion par voie humide (Srinivasan et Dehne, 2013). L'ajout d'additifs bromés ou de charbon actif bromé se traduit par une augmentation de la teneur en brome des cendres volantes (Dombrowski *et al.*, 2008). Les halogènes ajoutés au charbon peuvent être rejetés par la cheminée (ICR, 2010). Il peut s'avérer très difficile de mesurer le mercure en présence du brome dans les gaz de combustion. Il est aussi possible que les rejets de brome des systèmes de désulfuration forment des sous-produits de désinfection dans les stations de production d'eau potable situées en aval des centrales électriques au charbon, et qu'ils aient des effets sur d'autres polluants, comme le sélénium (McTigue *et al.*, 2014; Richardson, *et al.*, 2007; BREF, 2013). L'éventail complet des incertitudes scientifiques concernant les émissions et les rejets de polluants liés à l'ajout de brome n'a pas encore été établi.

3.3.3 Additifs d'épuration des gaz pour le contrôle de la réémission du mercure

L'absorption du mercure oxydé, suivie de sa rétention en phase aqueuse, constitue la base de la contribution au piégeage connexe du mercure des laveurs de gaz utilisés pour éliminer le SO₂. Il existe cependant de nombreux cas avérés où les laveurs de gaz sont incapables de retenir tout le mercure en phase aqueuse précédemment

absorbé. Cette situation est caractérisée par une concentration de mercure élémentaire plus importante à la sortie qu'à l'entrée du laveur; on parle de réémission du mercure (Keiser *et al.*, 2014).

Lors de la réémission du mercure dans un laveur de gaz, le mercure ionique soluble est réduit en mercure élémentaire insoluble, ce qui entraîne sa libération dans les gaz de combustion. La Figure 8 ci-dessous montre la voie chimique par laquelle l'absorption et la réémission peuvent se produire.

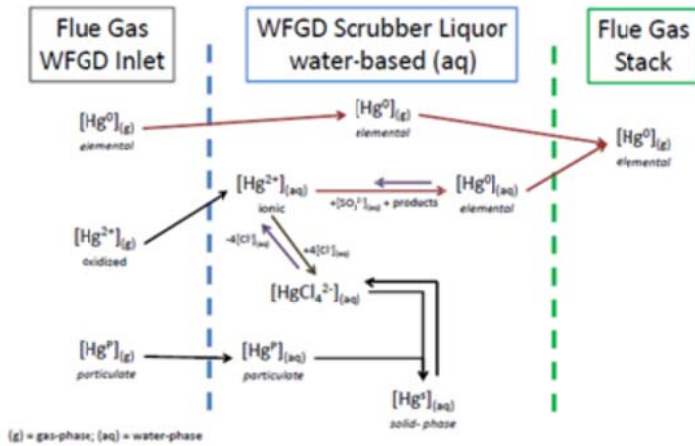


Figure 8. Illustration de l'adsorption/désorption du mercure des gaz de combustion dans un système de désulfuration des gaz de combustion par voie humide (Keiser *et al.*, 2014)

Des efforts considérables ont été déployés pour mettre au point des techniques et des produits permettant d'éviter la réémission du mercure, et bon nombre de ceux-ci ont été commercialisés. Toutes ces techniques sont fondées sur la réduction de la concentration en mercure soluble de la liqueur de lavage. Cette opération est réalisée par adsorption du mercure ionique sur une particule ou précipitation du mercure ionique, celui-ci étant ensuite extrait de la liqueur (Acharya *et al.*, 2014).

Dans la technique d'adsorption, le mercure ionique est adsorbé sur du charbon actif. Le charbon actif est ajouté directement dans la conduite de liqueur de lavage ou injecté dans les gaz de combustion en amont du laveur. Le charbon actif est retiré du laveur lors de l'étape de déshydratation.

Un certain nombre d'agents de précipitation ont été identifiés, et peuvent être classés en cinq catégories : les sulfures inorganiques; les sulfures organiques; les composés organiques contenant de l'azote et du soufre; les composés organiques contenant de l'oxygène et du soufre; et les polymères de faible poids moléculaire contenant du soufre (Keiser *et al.*, 2014).

Effets croisés entre différents milieux concernant les additifs d'épuration des gaz

Selon le laveur de gaz, le mercure piégé sort du laveur dans la phase liquide ou dans la phase solide.

3.3.4 Catalyseurs d'oxydation sélective du mercure

On sait que les catalyseurs utilisés en réduction catalytique sélective (RCS) sont capables d'oxyder le mercure élémentaire émis sous forme gazeuse et particulaire par les chaudières alimentées au charbon (Laudal *et al.*, 2002). Toutefois, le taux d'oxydation du mercure par ces catalyseurs est corrélé au taux d'oxydation et de conversion du SO₂ en SO₃, ce dernier pouvant entraîner l'encrassement des réchauffeurs d'air, la corrosion des cheminées et l'apparition de panaches visibles.

Par conséquent, on a mis au point des catalyseurs spécifiques, appelés catalyseurs d'oxydation sélective du mercure; ils permettent d'obtenir un taux élevé d'oxydation du mercure et de réduction des NO_x ainsi qu'une faible conversion du SO₂ en SO₃. Il s'agit d'oxyder autant de mercure élémentaire que possible, le mercure oxydé étant ensuite éliminé par des systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique situés en aval (Favale *et al.*, 2013).

L'utilisation d'un catalyseur d'oxydation sélective du mercure, qui accroît le taux d'oxydation du mercure tout en maintenant l'efficacité originale de la RCS, améliore le piégeage connexe du mercure (Bertole, 2013). Dans certaines installations existantes en Amérique du Nord, les catalyseurs de réduction sélective ont déjà été remplacés par des catalyseurs d'oxydation sélective du mercure à haut rendement. Il a été confirmé que le

remplacement même partiel peut diminuer la concentration de mercure dans les gaz de cheminée (Favale *et al.*, 2013).

Effets croisés entre différents milieux concernant les catalyseurs d'oxydation catalytique sélective du mercure

L'utilisation d'un catalyseur d'oxydation sélective du mercure est susceptible d'augmenter la teneur en mercure des cendres volantes et du gypse provenant de la désulfuration des gaz de combustion. Les catalyseurs usagés devraient être soit régénérés soit éliminés de façon écologiquement rationnelle.

3.4 Injection de charbon actif (ICA) pour le contrôle spécifique des émissions de mercure

Il est possible d'injecter des sorbants avec ou sans traitement chimique afin d'éliminer le mercure. L'injection de sorbants dans les gaz de combustion des chaudières à charbon en vue du contrôle des émissions de mercure est utilisée en Allemagne depuis les années 90 (Wirling, 2000) et a été mise en œuvre aux États-Unis d'Amérique dans plus d'une centaine de systèmes en grandeur réelle (GAO, 2009; Amar *et al.*, 2010). Depuis 2005 environ, la technologie d'injection de charbon actif (ICA) est commercialisée aux États-Unis (ICAC, 2010a, Amar *et al.*, 2010). Elle est aussi mise en œuvre dans une centrale électrique russe brûlant du charbon de ce pays (USEPA, 2014). Depuis 2007, dans certaines régions des États-Unis, comme le Massachusetts, le New Jersey et le Connecticut, elle est couramment employée dans de nombreuses chaudières alimentées au charbon bitumineux ou sous-bitumineux afin de respecter les valeurs limites d'émission (VLE) réglementaires, qui sont comprises entre 1,1 et 3 g par GWh (soit un taux de dépollution de 85 à 95 %). Le respect des VLE concernant le mercure a été démontré par des mesures réalisées au moyen de systèmes de surveillance en continu des émissions (SSCE) ou de systèmes de surveillance à pièges adsorbants (Massachusetts Department of Environmental Protection, 2015; rapports similaires du New Jersey et du Connecticut). L'injection de charbon actif nécessite un dispositif de contrôle des émissions de particules en aval.

Le tableau 6 ci-dessous indique les valeurs des émissions de quatre centrales électriques alimentées au charbon équipées de techniques de réduction spécifique des émissions de mercure aux États-Unis.

Tableau 6

Niveaux d'émissions de centrales au charbon mettant en œuvre l'injection de charbon actif

<i>Nom</i>	<i>Type de charbon</i>	<i>Niveaux d'émissions ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$) (ramenés à une teneur normalisée en O_2 de 6 %)</i>	<i>Période de calcul de la moyenne</i>	<i>Puissance de la chaudière (MWth)</i>	<i>Technique de traitement des gaz de combustion</i>
Oak Grove, chaudière 1, États-Unis	Lignite	<0,80 en 2012	Mensuelle /continue	870	FM + RCS + DGC + ICA
PPI Montana Corette, États-Unis	Sous-bitumineux	0,9	Continue	163	ICA avec CAP-C + EF
Brayton Point, unités 1, 2, 3 (combinées), Massachusetts, États-Unis	Bitumineux	0,2	Annuelle, moyenne glissante sur 12 mois	1350	ICA + RCS + EF + ASP
Bridgeport Harbor, unité 3, Connecticut, États-Unis	Bitumineux	0,2-0,5	Périodique	400	ICA + EF

Note : CAP-C : charbon actif pulvérulent adapté au ciment; les données sont celles de 2010, sauf pour Oak Grove.

3.4.1 Injection de sorbant non traité chimiquement

Les facteurs qui influent sur la performance d'un sorbant pour le piégeage du mercure sont notamment les propriétés physiques et chimiques du sorbant, le taux d'injection du sorbant, les paramètres des gaz de combustion (par exemple, température, concentration en halogènes et en SO_3), ainsi que la configuration des systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique existants (Pavlish *et al.*, 2003; Srivastava *et al.*, 2006; Martin, 2009).

La Figure 9 donne un aperçu d'un certain nombre d'essais d'injection de charbon actif non traité, effectués il y a plus de 10 ans dans quatre centrales électriques (Pleasant Prairie, Gaston, Salem Harbour, Brayton Point).

L'efficacité de l'élimination du mercure par injection de charbon actif non traité dépend beaucoup de la catégorie du charbon et du type d'équipement de contrôle des émissions de particules utilisé dans l'installation. La centrale électrique de Pleasant Prairie utilisait du charbon pauvre en soufre provenant du bassin de la rivière Powder (PRB), et était équipée d'un électrofiltre côté froid. Le charbon PRB est un charbon de catégorie inférieure à faible teneur en chlore et forte teneur en calcium, ce qui rend difficile l'oxydation du mercure élémentaire par le chlore dans les gaz de combustion. L'injection de charbon actif s'est révélée inefficace pour le contrôle des émissions de mercure de cette centrale, le mercure étant essentiellement présent sous sa forme élémentaire non réactive, que le charbon actif non traité ne parvient pas à piéger. À l'opposé, les essais réalisés dans la centrale de Gaston ont démontré l'efficacité de l'injection de charbon actif pour le contrôle des émissions de mercure; cette centrale brûlait du charbon bitumineux pauvre en soufre, et était équipée d'un électrofiltre côté chaud suivi d'un petit filtre à manches spécialement conçu, appelé collecteur particulaire hybride compact (CPHC). Le charbon actif non traité était injecté à la sortie de l'électrofiltre côté chaud parce que la température à l'entrée était trop élevée. Le CPHC était utilisé pour éliminer le charbon actif injecté. Cette centrale a permis de démontrer l'efficacité du CPHC pour le contrôle des émissions de mercure.

Dans certains cas, aux États-Unis, le faible taux d'élimination du mercure par le charbon actif non traité résulte de la faible teneur en chlore du charbon sous-bitumineux, conjuguée à la neutralisation des halogènes par le sodium et le calcium, dont les concentrations dans les cendres volantes sont élevées. De ce fait, la quantité de chlore libre dans les gaz de combustion et disponible pour l'oxydation du mercure est faible. L'oxydation du mercure (la chloration de la surface en étant la première étape) est nécessaire à l'élimination du mercure élémentaire par le charbon actif non traité; de manière générale, l'efficacité de cette élimination augmente avec la quantité de mercure oxydé dans les gaz de combustion (US DOE, 2005).

Ainsi, l'élimination du mercure par le charbon actif non traité est susceptible d'être limitée dans les installations utilisant du charbon de catégorie inférieure, comme le lignite et le charbon sous-bitumineux.

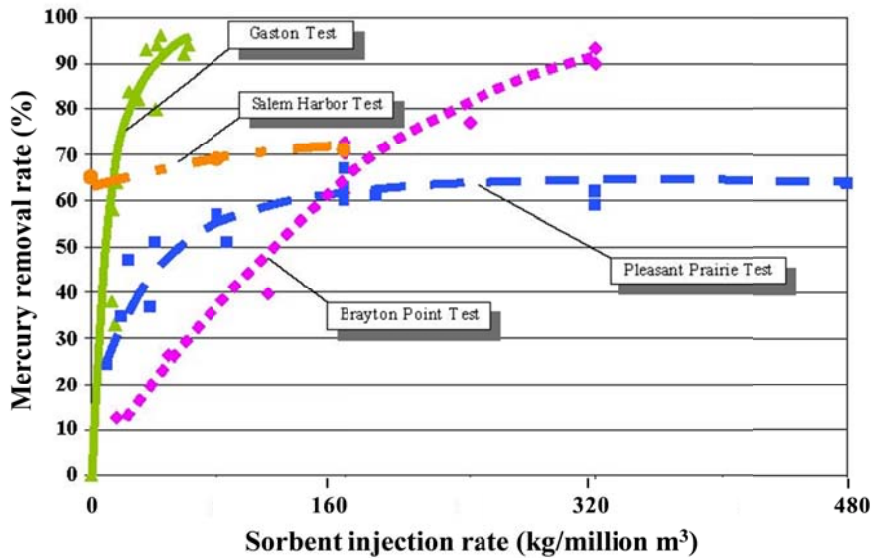


Figure 9. Efficacité de l'élimination du mercure en fonction du taux d'injection de charbon non traité

3.4.2 Injection de sorbant traité chimiquement

Pour surmonter les limites liées à l'utilisation de charbon actif non traité pour le contrôle des émissions de mercure des centrales électriques, des sorbants à base de charbon actif traité ont été mis au point (Nelson, 2007; Nelson *et al.*, 2004). Le traitement le plus utilisé, et qui s'est avéré le plus efficace pour améliorer les performances du charbon actif est la bromation.

Par rapport au charbon actif non traité, le charbon actif bromé :

- Étend l'applicabilité de l'injection de sorbant aux situations dans lesquelles le charbon actif non traité risque de ne pas être efficace;

- b) D'une manière générale, peut être utilisé à des taux d'injection inférieurs, ce qui réduit les impacts de l'installation et la quantité de charbon dans les cendres volantes collectées;
- c) Donne de meilleurs résultats avec les charbons pauvres en chlore.

Une amélioration du contrôle du mercure a été observée lors des essais sur le terrain en grandeur réelle d'injection de charbon actif traité en amont de l'équipement de contrôle des émissions de particules (Feeley *et al.* 2008), et est illustrée dans la Figure. Comme on peut le voir, une amélioration du piégeage du mercure a été obtenue avec des taux relativement faibles d'injection de charbon actif traité dans les centrales électriques brûlant du charbon pauvre en chlore. L'élimination du mercure était supérieure à 90 % pour un taux d'injection de charbon actif traité d'environ 50 mg/m³ (Feeley *et al.*, 2008). Des taux d'injection plus importants étaient nécessaires pour atteindre un taux élevé d'élimination du mercure lorsque du charbon actif non traité était utilisé, et, dans certains cas, il s'est avéré impossible d'atteindre 75 % d'élimination.

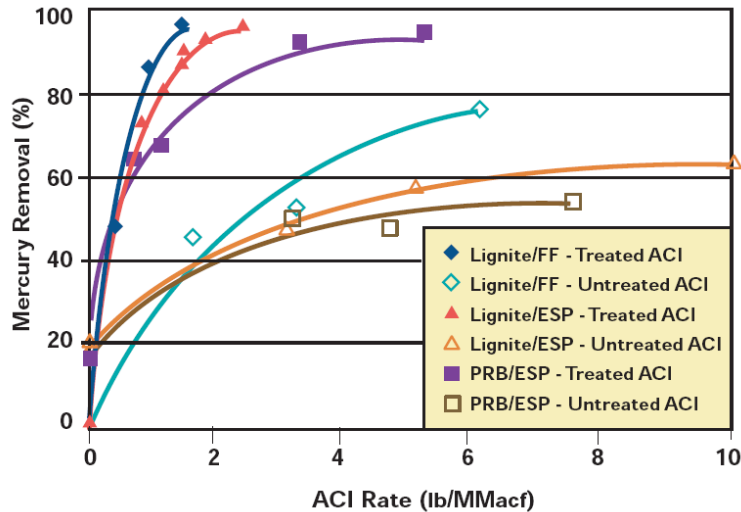


Figure 10. Comparaison des taux d'élimination du mercure obtenus avec le charbon actif non traité et avec le charbon actif traité

3.4.3 Restrictions concernant l'utilisation de l'injection de charbon actif

Bien que la technologie d'injection de charbon actif soit commercialisée et mise en œuvre dans de nombreuses applications différentes, certaines questions demeurent, notamment en ce qui concerne les possibilités de commercialisation des cendres volantes auprès des fabricants de béton et les effets du SO₃ sur la performance des systèmes à injection de charbon actif.

Le système d'injection de charbon actif est généralement situé en amont du dispositif de contrôle des émissions de particules, ce qui conduit le sorbant et les cendres volantes à se mélanger. Bien que cela ne soit pas préoccupant lorsque lesdites cendres ne sont pas destinées à la production de béton, ce mélange peut avoir une incidence négative sur leur utilisation dans cette industrie. La qualité du béton est particulièrement sensible à la teneur en carbone des cendres volantes et dépend aussi de la surface active de ce carbone.

Un moyen efficace pour éviter la contamination des cendres volantes consiste à ajouter un filtre à manches supplémentaire en aval de l'électrofiltre, ou à injecter le charbon actif après le dispositif de contrôle des émissions de particules et avant le système de désulfuration des gaz de combustion par voie humide, ce qui peut avoir une incidence sur la qualité du gypse produit par la désulfuration (Miller *et al.*, 2014; Mimna *et al.*, 2014). En outre, dans certaines installations brûlant du charbon à faible teneur en mercure qui utilisent des filtres à manches pour piéger les particules, la quantité de charbon actif traité requis pour une élimination du mercure supérieure à 85 % ne dépasse pas 8 mg/m³. Dans de tels cas, la présence de charbon actif dans les cendres volantes peut ne pas avoir d'effet sur la vente de celles-ci aux fins de la production de béton.

Des sorbants carbonés compatibles avec cette utilisation ont été mis au point, ce qui permet à certaines centrales électriques alimentées au charbon de continuer à vendre leurs cendres volantes pour la fabrication de béton (Nelson *et al.*, 2006; Landreth *et al.*, 2012). Ces sorbants sont commercialisés aux États-Unis.

Des essais ont également été effectués sur des sorbants non carbonés conçus pour préserver la qualité des cendres volantes tout en permettant des taux d'injection de sorbant assurant un piégeage du mercure pouvant atteindre 85 % (Kang *et al.*, 2007). De même, des techniques de post-traitement, dont le traitement thermique et la séparation électrostatique des cendres volantes destinées à éliminer le carbone imbrûlé et le charbon actif, ont été élaborées.

Les essais ont montré que le SO₃ présent dans les gaz de combustion, même à de faibles concentrations, peut perturber le fonctionnement des systèmes d'injection de charbon actif. Il semble que le SO₃ entre en compétition avec le mercure au niveau des sites d'adsorption à la surface du sorbant, ce qui limite ses performances. Ce phénomène peut être particulièrement pertinent pour les applications d'injection de charbon actif dans les centrales brûlant du charbon riche en soufre. Une solution possible à l'interférence du SO₃ est l'injection combinée de sorbants du mercure et de matières alcalines. Comme indiqué par Feeley et Jones (2009), ces matières comprennent l'hydroxyde de calcium (Ca(OH)₂), le bicarbonate de sodium (NaHCO₃) et le sesquicarbonate de sodium (trona).

Effets croisés entre différents milieux concernant l'injection de charbon actif

La mise en œuvre de technologies d'injection de charbon actif non adaptées à la fabrication de béton peut se traduire par l'impossibilité d'utiliser les cendres volantes à cette fin, ce qui risque d'accroître les quantités mises en décharge. Les essais portant sur deux charbons actifs du commerce montrent que la fixation du mercure sur le charbon actif est suffisamment stable pour assurer son piégeage permanent après mise au rebut (Graydon *et al.*, 2009; US EPA, 2006; US EPA, 2009a).

L'injection de charbon actif en amont d'un dispositif de contrôle des émissions de particules a une incidence sur la qualité des cendres volantes, en raison du mélange entre les deux flux. Il existe un risque de libération secondaire du mercure contenu dans les cendres volantes si celles-ci sont exposées à des températures élevées au cours de leur réutilisation, par exemple, pour la production de ciment ou la fabrication de briques (Pflughoeft-Haassett *et al.*, 2007).

3.5 Coût des techniques de réduction des émissions de mercure

Il est possible de réduire les émissions de mercure à l'aide des équipements de dépollution déjà en place, qui peuvent avoir été installés dans un but différent. Il est difficile de déterminer le coût de ce piégeage connexe, car ceci implique de répartir les coûts entre le mercure et les autres polluants, par exemple les particules, le SO₂ et les NO_x (Sloss, 2008). En règle générale, le coût du piégeage du mercure en tant qu'avantage connexe de techniques telles que la désulfuration des gaz de combustion (DGC) et la réduction catalytique sélective (RCS), qui réduisent également les émissions de mercure, peut être considéré comme minimal, voire nul. Cela s'explique par le fait que les technologies demandant d'importantes dépenses d'équipement, comme la RCS et la DGC, sont généralement mises en œuvre pour contrôler les NO_x et les SO_x, respectivement, et ne seraient pas utilisées aux seules fins de la réduction des émissions de mercure. Par ailleurs, le contrôle du mercure peut être effectué par des techniques spécifiques telles que l'injection de charbon actif pour un coût bien moindre, à condition qu'un dispositif de contrôle des émissions de particules soit déjà en place. Il est beaucoup plus simple de définir le coût de ce dernier.

Les trois éléments de coût résultant de la mise en œuvre de technologies spécifiques de contrôle des émissions de mercure sont les suivants : coûts d'équipement, coûts fixes d'exploitation et de maintenance, et coûts variables d'exploitation et de maintenance. En ce qui concerne l'injection de charbon actif, on estime que les coûts variables d'exploitation et de maintenance sont faibles, même s'ils constituent l'une des principales composantes du coût total (EPA, 2005; Amar *et al.*, 2010), parce que les coûts d'équipement sont relativement faibles. Cela dépend de l'application. Les exigences relatives aux sorbants peuvent varier considérablement d'un site à l'autre. Les principales composantes des coûts d'exploitation et de maintenance sont les coûts des sorbants et ceux de la mise au rebut. La contamination des cendres volantes par le charbon actif peut également conduire à des manques à gagner au plan de la vente de ces cendres. Pour y remédier, des charbons actifs adaptés à la fabrication de béton ont été mis au point, ainsi que des technologies permettant de séparer le charbon actif des cendres volantes.

3.5.1 Coûts des techniques de piégeage connexe du mercure

Les frais d'établissement réels du contrôle de la pollution atmosphérique d'une installation donnée sont souvent confidentiels, et convenus lors des négociations directes entre les fournisseurs de technologie et leurs clients. Une quantité considérable d'informations sur les coûts est cependant accessible au public, et présentée ci-après. Certains principes généraux doivent être respectés pour évaluer ces données :

- Les coûts d'équipement pour une nouvelle installation peuvent varier en fonction des facteurs de redondance utilisés pour la conception et des options de financement en vigueur localement (par exemple, les taux d'intérêt des emprunts);
- Les coûts d'équipement pour l'adaptation d'une installation peuvent varier en fonction des conditions sur place, telles que l'espace disponible, et de ce qu'on appelle le facteur de difficulté d'adaptation;
- Le coût moyen des équipements de contrôle varie avec le facteur de capacité de l'installation, et diminue généralement lorsque le facteur de capacité augmente (Celebi, 2014).

Les coûts des techniques de contrôle varient considérablement d'un pays à l'autre. Les Tableau 7 et 8 indiquent les coûts des technologies présentant des avantages connexes en Chine et aux États-Unis. On peut voir que le coût d'équipement pour un système de désulfuration des gaz de combustion par voie humide installé dans une unité de 600 MW peut-être 20 fois plus faible en Chine qu'aux États-Unis. Il convient de noter que, lors de l'examen de la mise en œuvre nationale ou régionale des meilleures techniques disponibles, il faudrait prendre en compte une plage de coûts plutôt qu'un chiffre précis pour une MTD donnée. Dans ce contexte, il faut considérer les valeurs indiquées dans les Tableau 7 et 8 comme étant indicatives, et faire également référence aux autres données relatives aux coûts (par exemple, ministère du Commerce et de l'industrie du Royaume-Uni, 2000; Sargent et Lundy, 2007).

Les systèmes classiques de contrôle de la pollution atmosphérique (SCPA) ne sont toutefois pas dédiés au contrôle des émissions de mercure, et, par conséquent, le coût total des technologies présentant des avantages connexes pour l'élimination du mercure doit être réparti entre différents polluants atmosphériques. Une étude chinoise (Ancora *et al.* 2015) a utilisé une méthode de répartition en équivalent-polluant se basant sur l'impact de chaque polluant aux plans de la santé et de l'environnement pour établir les parts du coût annuel total imputables au mercure, aux particules PM₁₀, au SO₂ et aux NO_x (voir le Tableau 99).

Tableau 7

Coûts des systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique dans les centrales électriques (CNY/kW, valeur 2010), Chine (Ancora *et al.*, 2015)

SCPA	Capacité (MW)	Coût d'équipement (CNY/kW)	Coût E&M (CNY/kW/an)
EF	<100	108 ± 8	7 ± 2
EF	<300	100 ± 7	6 ± 2
EF	>300	94 ± 7	5 ± 2
FM	<100	91 ± 8	10 ± 4
FM	<300	80 ± 7	9 ± 3
FM	>300	71 ± 6	9 ± 3
DGC humide	<100	736 ± 178	74 ± 29
DGC humide	<300	410 ± 99	56 ± 22
DGC humide	>300	151 ± 37	36 ± 14
RCS	<100	123 ± 29	43 ± 18
RCS	<300	99 ± 23	31 ± 13
RCS	>300	75 ± 18	20 ± 8

Légende : SCPA – système de contrôle de la pollution atmosphérique; CNY – yuan renminbi; E&M – exploitation et maintenance

Tableau 8

Dépenses d'équipement pour les techniques de piégeage connexe du mercure aux États-Unis (USD/kW, valeur 2012) (US EPA, 2013)

Technologie	Capacité de l'installation (MW)	Type de charbon	Coût d'équipement total (USD/kW)	Coûts E&M totaux, fixes et variables (USD/MWh)
DGC humide	500	Bitumineux	531	11,52
DGC ASP	500	Sous-bitumineux	470	10,45
RCS	500	Bitumineux	274	1,85
FM	500	Bitumineux	195	1,02

Tableau 9

Coûts des différentes combinaisons de SCPA avec répartition entre différents polluants pour une installation de 600 MW (millions de CNY, valeur 2010), Chine (Ancora *et al.*, 2015)

<i>Combinaison de SCPA</i>	<i>Coûts annuels totaux</i>	<i>Coûts correspondants à l'élimination du Hg</i>	<i>Coûts correspondants à l'élimination des MP₁₀</i>	<i>Coûts correspondants à l'élimination du SO₂</i>	<i>Coûts correspondants à l'élimination des NO_x</i>
EF	8,324	0,479	7,845	-	-
FM	9,241	1,167	8,075	-	-
EF + DGC humide	39,871	1,613	11,571	26,687	-
RCS + EF + DGC humide	56,992	2,200	14,636	33,759	6,396
FM + DGC humide	40,789	2,181	11,759	26,849	-
RCS + FM + DGC humide	57,909	2,874	14,811	33,817	6,407

3.5.2 Coûts des techniques d'amélioration du piégeage connexe et de l'injection de charbon actif

Les deux éléments de coût de l'injection de charbon actif (ICA) sont les suivants : d'une part, les frais d'établissement pour le stockage du sorbant et l'équipement d'injection; et d'autre part les coûts d'exploitation et d'entretien fixes et variables (associés au sorbant non récupérable). Afin d'évaluer les coûts du piégeage connexe du mercure, il faut établir une distinction entre les coûts d'équipement et les coûts d'exploitation et de maintenance des SCPA (par exemple désulfuration des gaz de combustion et réduction catalytique sélective), qui sont bien définis, et le coût de l'amélioration et de l'optimisation de l'élimination du mercure dans ces systèmes.

D'une manière générale, le coût des techniques d'amélioration du piégeage connexe est difficile à évaluer, dans la mesure où il est tributaire de multiples facteurs, tels que l'origine et la qualité du charbon, l'ampleur des travaux de remise en état des dispositifs de contrôle des émissions de particules (dans le cas des électrofiltres) ou le mode d'exploitation des équipements de désulfuration des gaz de combustion par voie humide. De ce fait, des coûts relatifs ont été établis pour les différentes méthodes examinées dans le présent document; ces méthodes, énumérées dans le Tableau 10, s'appuient notamment sur les informations présentées dans le document d'orientation portant sur l'optimisation des procédés (PNUE, 2010). Les coûts relatifs d'investissement et les coûts marginaux d'exploitation et de maintenance figurant dans le Tableau 10 ne doivent être considérés que comme des tendances, et non comme des lignes directrices universellement applicables à la sélection de méthodes économiques de contrôle des émissions de mercure issues de centrales électriques et chaudières industrielles alimentées au charbon qui peuvent se trouver dans des pays différents. Les conditions économiques locales (par exemple, coût des fournitures et matériaux, efficacité et coût de la main-d'œuvre, coût des transports, etc.) doivent toujours être examinées lors du choix d'une option de contrôle des émissions de mercure, tout en tenant compte du fait que de nombreux marchés d'équipement de régulation des émissions sont mondiaux, et qu'un grand nombre de sociétés d'ingénierie de construction sont internationales (Pacyna *et al.*, 2010).

Tableau 10

Coûts relatifs de différentes méthodes d'élimination du mercure

<i>Méthode</i>	<i>Coût d'équipement</i>	<i>Coût E&M</i>	<i>Commentaires</i>
Lavage du charbon	Moderé	Faible	Le lavage est moins onéreux que le traitement chimique.
Mélange de charbons	Très faible	Très faible	Peut nécessiter le réglage et/ou la remise en état des pulvérisateurs.
Additifs d'oxydation du mercure	Très faible	Faible	Les additifs halogénés augmentent considérablement l'oxydation et la rétention du mercure
Additifs de contrôle de la réémission	Très faible	Faible	Le risque de réémission du Hg doit être atténué.
Catalyseur d'oxydation sélective du Hg (RCS)	Faible	Faible	Ne concerne que les catalyseurs spécifiques du Hg, peut nécessiter l'utilisation de mélanges de charbons.
Injection de charbon actif (ICA)	Faible	Faible à modéré	Problème du maintien de la qualité des cendres volantes. Coûts marginaux plus élevés pour les charbons actifs adaptés au ciment.

* avec DGC humide en aval

Tableau 11

Coût d'équipement pour l'injection de charbon actif aux États-Unis (USD/kW, valeur 2007)

Technologie	Capacité de l'installation (MW)			
	100	300	500	700
ICA	3-8	2-6	2-5	2-5

Notes :

Les données du tableau 11 proviennent des tableaux 5 à 16 du document de l'USEPA de 2010.

La plage de coûts concerne l'injection de charbon actif pulvérulent modifié, avec FM ou EF côté froid.

Le cas examiné est celui du charbon bitumineux, les hypothèses sont celles du scénario de référence EPA Base Case v.4.10.

Le Tableau 11 montre que les coûts d'équipement sont relativement peu sensibles à la capacité de l'installation, ce qui peut laisser conclure que la rentabilité des petites et grandes unités (par exemple, petite chaudière industrielle et grande chaudière de centrale électrique) est comparable pour l'élimination du mercure par injection de charbon actif (coût de l'élimination d'une unité de masse de mercure). L'analyse approfondie des coûts du contrôle des émissions de mercure par injection de charbon actif (USEPA, 2010), dont est tiré le Tableau 11, a mis en évidence des dépenses d'équipement pour 2007 allant de 2 à 8 USD/kW en fonction de la configuration, du type de charbon actif (standard ou modifié), et de la capacité de l'installation (de 100 à 500 MW). Il convient de noter que les valeurs indiquées dans le Tableau 11 n'incluent pas le coût d'équipement pour les filtres à manches ou les électrofiltres. Le coût de l'installation d'un nouveau filtre à manches est de 55 à 70 USD/kW, quelle que soit la puissance de l'installation. Pour la même plage de variables, l'étude a abouti à des coûts fixes d'exploitation et de maintenance de 0,03 à 0,1 USD/kW/an.

Le coût réel de l'élimination du mercure au moyen de charbon actif dépend également du système de contrôle des émissions de particules utilisé. Le tableau 12 montre les coûts d'exploitation des électrofiltres et de filtres à manches de pointe appelés collecteurs particuliers hybrides compacts (CPHC). Les estimations concernent une installation de 250 MW brûlant 80 % de charbon bitumineux, en considérant que le coût d'un CPHC est d'environ 50 USD/kW (soit 12,5 millions de dollars au total).

Tableau 12

Coûts d'exploitation de systèmes d'injection de charbon actif (installation de 250 MW alimentée au charbon bitumineux) avec EF ou FM (CPHC) en aval (JC, 2005)

	EF	CPHC
Élimination du mercure, %	70	90
Taux d'injection du CAP, kg/million de mètres cubes réels	160	48
Coût de l'injection du CAP, USD	790 000	790 000
Coût du charbon actif, USD	2 562 000	796 000

Le coût du sorbant dépend des caractéristiques du charbon, des systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique existants, et du taux d'élimination du mercure requis. Les coûts du charbon actif relevés chez différents fournisseurs par Jones *et al.* (2007) vont de 0,87 à 2,11 USD/kg.

Le type de charbon actif influe à la fois sur le taux d'injection et les coûts d'exploitation. Le prix unitaire du charbon actif bromé peut être de 30 % supérieur à celui du charbon actif non traité. Les performances du charbon actif bromé peuvent toutefois être sensiblement meilleures que celle du charbon actif non traité pour certains types de charbon (Chang *et al.*, 2008).

4 MTD et MPE pour la combustion du charbon

Les principes généraux concernant le choix des meilleures techniques disponibles (MTD) pour les catégories de sources ponctuelles énumérées à l'annexe D sont décrits dans le chapitre d'introduction du présent document d'orientation. Nous mettons ici l'accent sur le choix des techniques de contrôle du mercure dans le secteur de la combustion du charbon.

4.1 Meilleures techniques disponibles

Il existe quatre principaux types de mesures de contrôle des émissions atmosphériques de mercure provenant des centrales électriques et des chaudières industrielles alimentées au charbon.

4.1.1 Mesures primaires visant à réduire la teneur en mercure du charbon

Le premier type de mesures implique l'élimination du mercure avant la combustion. Le lavage et la sélection du charbon, et le mélange de différentes catégories sont des technologies efficaces pour une utilisation plus efficace du charbon et pour la réduction des émissions de polluants atmosphériques. Le lavage du charbon utilisé dans les centrales électriques et chaudières industrielles est cependant une pratique peu répandue qui ne se propage que lentement, parce qu'elle ne constitue pas, en soi, une MTD. Toutefois, associée à d'autres mesures de contrôle décrites ci-dessous, elle peut se traduire par des réductions raisonnables des émissions de mercure.

4.1.2 Mesures de réduction des émissions de mercure au cours de la combustion

Le deuxième type de mesures de contrôle passe par l'élimination du mercure au cours de la combustion. L'utilisation d'une chaudière à lit fluidisé favorise considérablement l'élimination ultérieure du mercure. Un facteur essentiel est le pourcentage de mercure particulaire dans les gaz de combustion, qui est bien plus élevé avec un lit fluidisé qu'avec une chauffe au charbon pulvérisé. Ce pourcentage élevé de mercure particulaire se traduit par une grande efficacité du piégeage du mercure par les filtres à manches ou les électrofiltres en aval. Il convient de noter, toutefois, que l'utilisation d'une chaudière à lit fluidisé ne constitue pas en soi une MTD.

4.1.3 Piégeage connexe du mercure par les systèmes classiques de contrôle de la pollution atmosphérique

Le troisième type de mesures fait appel à des systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique (SCPA); ils sont utilisés essentiellement pour éliminer les particules (électrofiltre, filtre à manches ou une combinaison des deux), le SO₂ (désulfuration des gaz de combustion par voie humide ou sèche), et les NO_x (réduction catalytique sélective), mais ils présentent l'avantage connexe de pouvoir réduire sensiblement les émissions de mercure. Dans certains pays, le piégeage connexe est la première mesure envisagée pour la réduction des émissions de mercure provenant des centrales électriques et des chaudières industrielles alimentées au charbon.

Les niveaux d'émission et les taux d'élimination obtenus grâce aux SCPA ont été présentés précédemment dans la section 3.2. Ils montrent bien que l'association réduction catalytique sélective-électrofiltre-désulfuration des gaz de combustion, qui est largement utilisée dans les centrales électriques au charbon en Europe, aux États-Unis, en Chine et au Japon, permet d'obtenir des rendements d'élimination du mercure allant jusqu'à 95 % et une concentration en mercure inférieure à 1 µg/Nm³ dans les gaz de combustion des installations brûlant de la houille grasse.

Cette même association permet d'obtenir des rendements d'élimination du mercure allant jusqu'à 99 % et une concentration en mercure inférieure à 0,5 µg/Nm³ dans les gaz de combustion des installations brûlant du lignite.

4.1.4 Techniques spécifiques de réduction des émissions de mercure

Le quatrième type de mesures de contrôle fait intervenir des techniques spécifiques de réduction des émissions atmosphériques de mercure, notamment l'injection de charbon actif et l'utilisation d'additifs. Actuellement, l'injection de charbon actif est largement commercialisée et adoptée par les centrales électriques au charbon aux États-Unis; elle satisfait aux valeurs limites d'émissions réglementaires, c'est-à-dire un taux d'élimination de 85 à 95 % sur plus de cinq ans (Massachusetts Department of Environmental Protection, 2015). Les exemples de mise en œuvre de cette technique aux États-Unis montrent que la concentration de mercure dans les gaz de combustion après injection de charbon actif et passage dans des filtres à manches peut être inférieure à 1 µg/Nm³.

4.2 Meilleures pratiques environnementales

Des stratégies efficaces de lutte contre la pollution, des installations bien entretenues, des opérateurs correctement formés, et une attention constante portée aux procédés sont autant de facteurs importants pour contrôler et, dans la mesure du possible, réduire les émissions de mercure provenant de la combustion du charbon. De ce fait, ces pratiques, qui s'appliquent aux sources existantes et nouvelles, sont considérées comme faisant partie des meilleures pratiques environnementales, et devraient être mises en œuvre de manière compatible avec l'application des meilleures techniques disponibles.

4.2.1 Principaux paramètres d'exploitation

La première étape dans la définition des meilleures pratiques environnementales pour la combustion du charbon consiste à déterminer les principaux paramètres d'exploitation (y compris le contrôle du mercure entrant dans le charbon et la surveillance connexe), au moyen d'enquêtes sur site ou d'essais réalisés dans des installations similaires. Sur la base de ces enquêtes et essais, des mesures permettant de contrôler les principaux paramètres d'exploitation devaient être introduites dans le système de gestion.

4.2.2 Examen de l'efficacité énergétique de la totalité de l'installation

L'efficacité énergétique d'une centrale électrique au charbon est définie comme le rapport entre la production nette d'énergie (sous forme d'électricité, de chaleur ou des deux) et la consommation d'énergie correspondante (charbon) au cours de la même période. L'efficacité de la turbine à vapeur (sur la base du PCI du charbon) dans une installation neuve brûlant du charbon pulvérisé varie de 39 à 47 %, en fonction des conditions de température et de pression de la vapeur (Eurelectric, 2003). Les installations récemment construites et conçues pour des conditions sous-critiques fonctionnent à la limite inférieure de cette fourchette d'efficacité, alors que les installations conçues pour des conditions supercritiques et ultra-supercritiques fonctionnent à la limite supérieure. L'efficacité des chaudières à lit fluidisé circulant est généralement supérieure à 40 %. Tout récemment, en 2011, seule la moitié environ des nouvelles centrales électriques au charbon étaient conçues pour un fonctionnement à haute efficacité et faible taux d'émission (AEI, 2012).

L'efficacité énergétique des installations décroît avec leur âge, ce qui entraîne une augmentation de la quantité de charbon nécessaire pour produire la même quantité d'énergie. Pour une centrale électrique ou une chaudière industrielle donnée, la quantité d'émissions incontrôlées de mercure est directement liée à la quantité de charbon brûlé. Par conséquent, la réduction de la quantité de charbon brûlé entraînerait une diminution globale des émissions de mercure de ces installations. Cette réduction pourrait être assurée grâce à des mesures visant à améliorer le rendement énergétique des centrales électriques et des chaudières industrielles existantes.

Une conception à haut rendement énergétique, la maintenance des équipements et l'amélioration de l'efficacité contribuent aussi à la réduction de tous les polluants émis par la même quantité de charbon, y compris en ce qui concerne les gaz à effet de serre tels que le CO₂, en sus de la réduction des émissions de mercure.

L'amélioration d'une installation pour des raisons opérationnelles ou économiques se traduirait par une augmentation de la quantité d'énergie et une réduction des émissions produites par la même quantité de charbon (Sloss, 2009).

Les mesures visant à améliorer l'efficacité énergétique des centrales électriques et des chaudières industrielles alimentées au charbon sont notamment les suivantes : réalisation de mesures détaillées pour identifier les déperditions thermiques, réparation des fuites dans les conduites de gaz de combustion, mise à niveau des réchauffeurs d'air, installation de nouvelles ailettes dans la turbine, révision ou mise à niveau du condenseur, remplacement des garnitures d'étanchéité de la tour de refroidissement, et amélioration du rendement électrique de l'installation.

La mise en place d'une surveillance des principaux paramètres d'exploitation, tels que la concentration en monoxyde de carbone (CO), le débit volumique, la température et la teneur en oxygène, facilite l'obtention d'une combustion à haute efficacité. Une faible concentration en CO signifie que le taux de combustion du charbon est plus élevé, et donc que l'efficacité de la combustion est plus élevée. L'efficacité de la combustion dépend de plusieurs facteurs, notamment des conditions de température et de pression de la vapeur, du type de charbon, du climat local, de l'âge et de la capacité de l'installation, ainsi que de son mode d'exploitation (IPPC, 2013).

4.2.3 Maintenance et taux d'élimination des systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique

Au-delà de l'amélioration de l'efficacité énergétique, l'amélioration de l'efficacité des systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique (SCPA) offre la possibilité d'accroître au maximum l'élimination du mercure. Il est possible d'augmenter la quantité de mercure éliminé au moyen des SCPA initialement conçus pour piéger d'autres polluants, tels que les particules, le SO₂, les NO_x, et déjà installés dans les centrales électriques et les chaudières industrielles. En fonction des SCPA disponibles, les méthodes mises en œuvre pourraient inclure la diminution des besoins parasites en électricité de ces systèmes, la modernisation ou la mise à niveau des électrofiltres et des filtres à manches, la modification de la conception et de l'exploitation de l'équipement de réduction catalytique sélective, ou une combinaison des mesures précitées (Sloss, 2006).

4.2.4 Gestion écologiquement rationnelle de l'installation

Afin d'améliorer la prévention et le contrôle des émissions de mercure, chaque centrale électrique ou chaudière industrielle doit disposer d'un système de gestion de l'environnement qui définit clairement les responsabilités à tous les niveaux. Parmi les mesures applicables, les plus courantes concernent l'amélioration du fonctionnement de la chaudière, comme la mise en place de cycles d'inspection et de maintenance appropriés. Les pratiques d'exploitation et de maintenance sont de nature à améliorer les performances d'une installation, y compris son efficacité et sa fiabilité, et peuvent également réduire le montant total des coûts d'exploitation et de maintenance eux-mêmes. La détérioration des équipements de l'installation est inévitable; toutefois, la vitesse de détérioration dépend dans une large mesure des pratiques d'exploitation et de maintenance. Les bonnes pratiques d'exploitation et de maintenance incluent par exemple la maintenance des lignes de vapeur, le traitement de l'eau, et un protocole fiable de surveillance et de notification. En outre, une amélioration des procédés peut s'avérer nécessaire afin de réduire les goulets d'étranglement et les retards.

Des ressources suffisantes devraient être allouées pour lancer et poursuivre l'application des meilleures pratiques environnementales, et le personnel devrait bénéficier d'une formation adaptée à ses fonctions. La réalisation d'audits sur le terrain et à distance par une tierce partie indépendante conformément aux protocoles est également importante pour garantir que les meilleures pratiques environnementales sont bien appliquées.

4.2.5 Gestion écologiquement rationnelle des résidus de combustion du charbon

La gestion écologiquement rationnelle des résidus de combustion du charbon est importante pour réduire à un minimum les risques de réémission du mercure et les autres problèmes potentiels.

D'un bout à l'autre des procédés de contrôle des émissions de mercure provenant de la combustion de charbon, le mercure est extrait des gaz de combustion et transféré vers les résidus de combustion, y compris les cendres lourdes et volantes de la chaudière et les boues de lavage des gaz de combustion. Ces boues et les autres résidus de combustion sont soit stockés sur place, soit réutilisés, y compris par le biais de la transformation en panneaux muraux de gypse. Dans ce dernier cas, après que le gypse provenant de la désulfuration des gaz de combustion (gypse DGC) a été récupéré par filtration des boues, il peut être nécessaire d'extraire le mercure des effluents de désulfuration, en fonction des concentrations présentes. Pour ce faire, on peut avoir recours à un traitement chimique, à un échangeur d'ions, ou à une membrane de filtration. Les autres utilisations des résidus de combustion du charbon, y compris leur stockage sur site, présentent un risque de réémission du mercure.

Lors de la production de panneaux muraux de gypse, qui inclut souvent des procédés haute température, une fraction du mercure peut être libérée. Une étude a mis en évidence une perte totale représentant environ 5 % de la quantité de mercure contenu dans le gypse DGC (Marshall, 2005). Une autre étude menée par Liu *et al.* (2013) indique toutefois que 12 à 55 % du mercure contenu dans le gypse provenant de la désulfuration des gaz de combustion serait émis lors de la production de panneaux muraux, et une troisième étude a constaté des rejets allant de 2 à 66 % (Sanderson *et al.*, 2008). Compte tenu de la fluctuation des taux de rejet, la production de panneaux muraux à base de gypse DGC n'est pas considérée comme faisant partie des meilleures pratiques environnementales, à moins de démontrer que le mercure n'est libéré qu'en très petites quantités, ou qu'il est piégé lors de la production des panneaux muraux.

Le stockage sur site des résidus de combustion du charbon présente un risque d'effets croisés entre différents milieux (par exemple, lixiviation du mercure vers les eaux souterraines). Une étude pluriannuelle des caractéristiques de lixiviation des résidus de combustion du charbon a conclu que la libération potentielle dans l'environnement des métaux qu'ils contiennent dépend des conditions de lixiviation (USEPA, 2006; USEPA, 2008; USEPA, 2009a)¹. Ces dernières sont définies par le pH et le degré de contact avec l'eau (ratio liquide/solide). Lors d'études sur une plage de pH allant de 5,4 à 12,4 (plage plausible pour la gestion des résidus de combustion du charbon), les taux de lixiviation du mercure ont été inférieurs aux valeurs limites définies dans les normes américaines relatives à la teneur en mercure des eaux de puits. Ces mêmes études ont donné des résultats supérieurs aux valeurs limites correspondantes pour d'autres métaux lourds, comme l'arsenic. Il convient de noter que les données présentées ne cherchent pas à estimer la quantité de composés pouvant atteindre un aquifère ou un puits d'eau potable. Une modélisation du transport et du devenir dans les eaux souterraines tenant compte de nombreux facteurs supplémentaires – et notamment la façon dont sont gérées les cendres volantes – serait nécessaire pour évaluer le risque potentiel. Le stockage sur site des résidus de combustion du charbon sur des surfaces imperméables peut être considéré comme un des aspects de la gestion écologiquement rationnelle.

5 Surveillance des émissions de mercure

Les aspects généraux et transversaux des essais, de la surveillance et de la notification sont présentés dans le chapitre d'introduction du présent document. La présente section ne porte que sur les aspects spécifiques de la surveillance des émissions atmosphériques de mercure provenant des centrales électriques et des chaudières industrielles alimentées au charbon.

5.1 Surveillance en continu des émissions

La surveillance des émissions de mercure à l'aide de systèmes de surveillance en continu des émissions (SSCE) est efficace pour les flux de gaz de combustion du charbon (Sarunac, 2007). Aux fins de vérification de la conformité des émissions, les SSCE sont placés dans la cheminée et mesurent un flux gazeux à faible concentration particulaire.

¹ Les méthodes d'essai de lixiviation utilisées dans ces études ont été transformées par l'USEPA en essais normalisés, connues sous le nom de méthodes d'essai LEAF. Ces méthodes sont numérotées de 1313 à 1316 et sont disponibles à l'adresse suivante : http://epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/new_meth.htm.

Aux fins d'optimisation du procédé de rétention du mercure, les SSCE sont parfois utilisés pour prélever des échantillons de gaz chargés de particules en amont d'un dispositif de contrôle particulier. À cette fin, on se sert souvent d'une méthode de prélèvement par sonde filtrante comme, par exemple, celle du filtre à inertie. Elle consiste à accélérer l'échantillon de gaz et à utiliser les forces d'inertie des particules en association avec un filtre fritté pour séparer celles-ci du gaz.

La surveillance en continu d'échantillons de gaz saturé d'eau par un laveur de gaz est une pratique courante, bien qu'elle nécessite des procédures plus élaborées. Elle comprend une sonde spéciale fixe équipée d'un filtre, afin d'éviter tout blocage par la condensation de vapeur d'eau, et un cycle de nettoyage fréquent du matériau filtrant à l'aide d'air comprimé. Tous les SSCE utilisent des lignes d'échantillonnage chauffées équipées d'un système précis de régulation de la température de l'échantillon de gaz afin d'éviter la condensation de vapeur d'eau et l'absorption de mercure dans l'eau condensée qui en résulterait.

Le SSCE fournit à l'opérateur chargé de la conduite du procédé de combustion une analyse en temps réel, qui peut être utilisée pour commander l'injection de sorbant ou l'alimentation en additif par le biais d'une boucle de rétroaction. Cette fonctionnalité permet un contrôle rigoureux de la concentration de mercure dans les émissions, malgré les variations de la teneur en mercure du combustible.

Les SSCE présentent aussi les avantages suivants : sensibilité aux faibles concentrations de mercure (jusqu'à $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), détermination de la spéciation du mercure, répétabilité élevée des résultats si l'étalonnage s'appuie sur la méthode des ajouts dosés.

5.2 Surveillance à pièges adsorbants (pièges à mercure)

Il a été démontré que l'utilisation de pièges adsorbants pour la surveillance des émissions de mercure dans les gaz de combustion du charbon fournit des données précises et reproductibles, même lorsque les concentrations de mercure sont très faibles. La surveillance est réalisée à l'aide d'un ensemble de pièges adsorbants sur une période d'échantillonnage de plusieurs jours.

5.3 Prélèvement par impacteur

L'utilisation du prélèvement par impacteur pour la surveillance du mercure dans les installations brûlant du charbon est depuis longtemps la principale méthode mise en œuvre. Les méthodes de prélèvement par impacteur ne sont pas adaptées aux longues périodes d'échantillonnage, et sont en pratique limitées à quelques heures. Un certain nombre d'entre elles prélèvent séparément le mercure particulaire, oxydé et élémentaire, et sont par conséquent utiles pour déterminer la spéciation du mercure dans les gaz de combustion.

Ces méthodes utilisent plusieurs impacteurs installés en série afin de garantir un certain niveau de contrôle qualité.

5.4 Bilan massique

Le bilan massique ne constitue pas une méthode directe de surveillance des émissions atmosphériques de mercure provenant d'installations fonctionnant au charbon, et on peut s'attendre à ce que l'exactitude des émissions calculées par ce moyen soit faible.

Les données nécessaires pour effectuer le bilan massique du mercure dans les installations fonctionnant au charbon sont faciles à obtenir dans certaines régions, car la teneur en mercure des flux de déchets solides et liquides est réglementée. Les flux de déchets incluent notamment les cendres lourdes, les cendres volantes, les eaux de lavage des gaz de combustion, les produits d'épuration tels que le gypse, et les déchets solides résultant de l'épuration. La teneur en mercure du charbon brûlé, nécessaire à l'établissement du bilan massique, est aussi régulièrement mesurée dans certaines régions.

L'exactitude du bilan massique dépend dans une large mesure de la représentativité des échantillons tirés des flux de déchets et de charbon et de la stabilisation de ces échantillons. Il est nécessaire de suivre des procédures spéciales pour éviter les pertes de mercure dans les échantillons. Il est possible d'améliorer l'exactitude des résultats du bilan massique en augmentant le nombre d'échantillons prélevés et analysés. On peut s'attendre à une variation significative de la teneur en mercure du charbon; de fréquentes analyses du charbon sont donc requises pour obtenir une valeur précise de la quantité de mercure entrant. Il est nécessaire de surveiller régulièrement les émissions atmosphériques de mercure afin de valider les calculs du bilan massique.

Compte tenu du nombre de flux de matériaux à surveiller et de la fréquence d'échantillonnage requise pour obtenir un bilan massique exact, l'utilisation de la méthode du bilan massique peut s'avérer plus difficile que la mise en œuvre d'une méthode directe de surveillance des gaz de combustion.

5.5 Systèmes de surveillance prédictive des émissions (SSPE)

La surveillance prédictive des émissions est un bon outil d'analyse préliminaire pour les installations fonctionnant au charbon; cependant, en raison de la grande variation de la teneur en mercure de ce combustible, elle ne permet pas une surveillance précise des émissions atmosphériques de mercure.

Les systèmes de surveillance prédictive des émissions sont utiles pour l'estimation des émissions de mercure dans le cadre de la préparation de prélèvements par adsorption (pièges adsorbants) ou d'autres activités de surveillance. Une bonne estimation de la plage d'émission permet d'améliorer l'efficacité des analyses faisant appel à des pièges adsorbants.

5.6 Facteurs d'émission

Les facteurs d'émission ne constituent pas un moyen précis de surveillance des émissions atmosphériques de mercure dans les gaz de combustion du charbon. Cela s'explique par la fluctuation de la teneur en mercure de ce dernier et les grandes variations dans la rétention du mercure par les équipements de dépollution de l'installation de combustion du charbon. Ce dernier point rend très difficile l'application précise des facteurs d'émission à l'ensemble des installations de combustion de charbon.

5.7 Estimations techniques

Les estimations techniques ne constituent pas une méthode précise de surveillance des émissions atmosphériques de mercure provenant des installations fonctionnant au charbon.

6 Références

ACAP (2004). Assessment of mercury releases from the Russian Federation. Russian Federal Service for Environmental, Technological and Atomic Supervision, Danish Environment Protection Agency for Arctic Council, COWI, December 2004.

Ake, Terrence (2009). Sulfur Dioxide Control for Small Utility Boilers, Air and Waste Management Association, 2009.

Amar, P., C. Senior and R. Afonso (2008). NESCAUM Report: Applicability and Feasibility of NO_x, SO₂, and PM Emissions Control Technologies for Industrial, Commercial, and Institutional (ICI) Boilers (<http://www.nescaum.org/activities/major-reports>).

Amar, P., C. Senior, R. Afonso and J. Staudt (2010). NESCAUM Report "Technologies for Control and Measurement of Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants in the United States: A 2010 Status Report".

Ancora, M.P., L. Zhang, S.X. Wang, J. Schreifels and J.M. Hao (2015). Economic Analysis of Atmospheric Mercury Emission Control for Coal-Fired Power Plants in China. *Journal of Environmental Sciences* vol. 27, issue 7, pp 125–134.

ASTM D388 (2012). Standard Classification of Coals by Rank.

Babcock Power, Circulating Dry Scrubbers (CDS) Webinar Presentation, 2012 Mid-Atlantic Regional Air Management Association, 19 July 2012.

Bertole, C. (2013). SCR Catalyst Management and Improvement to Achieve and Maintain Mercury Oxidation Levels, May 2013 (2013).

Bojkowska, I., Sokolowska, G. (2001). Mercury in mineral raw materials exploited in Poland as potential sources of environmental pollution (In Polish), *Biuletyn PIG*, No. 5, p. 53.

Brown, T.D., D.N. Smith, R.A. Hargis, Jr., W.J. O'Dowd. (1999). 1999 Critical Review: Mercury Measurement and Its Control: What We Know, Have Learned, and Need to Further Investigate, *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 49, pp. 1–97.

Buschmann, J., Lindau, L., Vosteen, B.W. (2006). The KNXTM Coal Additive Technology –a Simple Solution for Mercury Emissions Control, *Power Gen USA*, December 2005.

Celebi, M. (2014). "Coal Plant Retirements and Market Impacts", The Brattle Group, presented to Wartsila Flexible Power Symposium, Vail, CO, February 2014.

Chang, R., Dombrowski, K., Senior, C. (2008). Near and Long-Term Options for Controlling Mercury Emissions from Power Plants, *The MEGA Symposium*, Baltimore, MD, 2008.

- Acharya, C., A., Blythe, G., Richardson, M., Dene, C. (2014). Scrubber Additives for Mercury Re-Emission Control, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, August 2014.
- Chu, P. (2004). Effects of SCRs on Mercury, Mercury Experts Conference, Glasgow, Scotland, May 2004.
- Clack, H.L. (2006). Mass Transfer within ESPs: Trace Gas Adsorption by Sorbent-covered Plate Electrodes, Journal of the Air & Waste Management Association, vol. 56, pp. 759–766.
- Clack, H.L. (2009). Mercury Capture within Coal-Fired Power Plant Electrostatic Precipitators: Model Evaluation, Environ. Sci. Technol., vol. 43, pp. 1460–1466.
- CRIEPI and FEPC (2012). Data evaluated by CRIEPI (Central Research Institute of Electric Power Industry) in 2012, based on the data provided by FEPC (the Federation of Electric Power Companies of Japan).
- DeVito, M.S., Rosenhoover, W.A. (1999). Hg Flue Gas Measurements from Coal-fired Utilities Equipped with Wet Scrubbers, 92nd Annual Meeting of the Air & Waste Management Association, St. Louis, MO, June 1999.
- Deye, C.S., Layman, C.M. (2008). A Review of Electrostatic Precipitator Upgrades and SO₂ Reduction at the Tennessee Valley Authority Johnsonville Fossil Plant, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2008.
- Dombrowski, K., S. McDowell, *et al.* (2008). The balance-of-plant impacts of calcium bromide injection as a mercury oxidation technology in power plants. A&WMA Mega Symposium. Baltimore, MD.
- Duan, Y.F., Zhuo, Y.Q., Wang, Y.J., Zhang, L., Yang, L.G., Zhao, C.S. (2010). Mercury Emission and Removal of a 135 MW CFB Utility Boiler. Proceedings of the 20th International Conference on Fluidized Bed Combustion 2010, 189–194.
- Eurelectric (2003). Efficiency in Electricity Generation, EURELECTRIC "Preservation of Resources" Working Group, in collaboration with VGB, July 2003.
- European IPPC Bureau (EIPPCB) (2013). Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Large Combustion Plants—first draft (not adopted), June 2013
http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/LCP_D1_June2013_online.pdf.
- Favale, A., Nakamoto, T, Kato, Y., and Nagai, Y. (2013), Mercury Mitigation Strategy through the Co-Benefit Of Mercury Oxidation With SCR Catalyst, Power Engineering, January 2013.
- Feeley, T., III, Brickett, L.A., O’Palko, B.A., Jones, A.P. (2008). DOE/NETL’s Mercury Control Technology R&D Program – Taking Technology from Concept to Commercial Reality, presented at the MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2008.
- Feeley, T.J. and Jones, A.P. (2009). An Update on DOE/NETL’s Mercury Control Technology Field Testing Program. U.S. Department of Energy, available at
<https://www.netl.doe.gov/File%20Library/NewsRoom/Updated-netl-Hg-program-white-paper-FINAL-July2008.pdf>.
- Feng, W., Kwon, S., Feng, X., Borguet, E., Radisav, D.V., M.ASCE (2006). Sulfur Impregnation on Activated Carbon Fibers through H₂S Oxidation for Vapor Phase Mercury Removal. Journal of Environmental Engineering, 292–300.
- Finkelman, B. Personal communication: USGS, 2003 // United Nations Environment Programme (UNEP). Toolkit for Identification and Quantification of Mercury Releases. Geneva, Switzerland: UNEP, 2005.
- Finkelman, B. Personal communication: USGS, 2004 // United Nations Environment Programme (UNEP). Toolkit for Identification and Quantification of Mercury Releases. Geneva, Switzerland: UNEP, 2005.
- Galbreath, K.C. and Zygarlicke, C.J. (2000). Mercury Transformations in Coal Combustion Flue Gas, Fuel Process. Technol, 65–66, 289.
- GAO (2009). Preliminary Observations on the Effectiveness and Costs of Mercury Control Technologies at Coal-fired Power Plants, United States Government Accountability Office, GAO-09-860T, Washington, DC, 2009.
- Ghorishi, S.B., Keeney, R.M., Serre, S.D., Gullett, B.K., Jozewicz, W.S. (2002). Development of a Cl-Impregnated Activated Carbon for Entrained-Flow Capture of Elemental Mercury, Environ. Sci. Technol., vol. 36, pp. 4454.
- Graydon J.W., Zhang, X.Z., Kirk, D.W., Jia, C.Q. (2009). Sorption and stability of mercury on activated carbon for emission control. Journal of hazardous materials, 168(2-3): 978–82

- ICAC (2010). Enhancing Mercury Control on Coal-fired Boilers with SCR, Oxidation Catalyst, and FGD, Institute of Clean Air Companies. Available at: www.icac.com.
- ICAC (2010a). Commercial Bookings List, June 2010. Available at: www.icac.com/files/members/Commercial_Hg_Bookings_060410.pdf.
- ICAC (2012). Sorbent Injection Technology for Control of Mercury Emissions from Coal-Fired Boilers. Available at: www.icac.com.
- IEA, 2012, High-Efficiency, Low-Emissions Coal-Fired Power Generation-Technology Roadmap, International Energy Agency, Paris, France, 2012.
- IJC, International Joint Commission (2005). Consultation on emissions from coal-fired electrical utilities. Background report from the International Joint Commission and the Commission for Environmental Cooperation, International Air Quality Advisory Board, Montreal, QC, Canada, vp (Apr 2005).
- Institution of Chemical Engineers, Controlling Industrial Emissions-Practical Experience SS143 (Symposium). 1997.
- Ito, S., Yokoyama, T., Asakura, K. (2006). Emission of mercury and other trace elements from coal-fired power plants in Japan, *Science of the Total Environment*, vol. 368, pp. 397–402.
- Jia, B. J., Chen, Y., Feng, Q.Z., Liu, L.Y. (2013). Research progress of plasma technology in treating NO, SO₂ and Hg⁰ from flue gas. *Applied Mechanics and Materials*, 295-298: 1293–1298.
- Jones A. P., Hoffman, J.W., Smith, D.N., Feeley, T.J., Murphy, J.T. (2007). DOE/NETL's Phase II mercury control technology field testing program: preliminary economic analysis of activated carbon injection. *Environmental Science and Technology*; 41 (4); 1365–1371.
- Kang, S., Edberg, C., Rebula, E., Noceti, P. (2007). Demonstration of Mer-Cure™ Technology for Enhanced Mercury Control, DOE/NETL Mercury Control Technology Conference, Pittsburgh, PA, 11–13 December 2007.
- Keiser, B., Glesmann, S., Taff, B., Senior, C., Ghorishi, B., Miller, J., Mimna, R., Byrne, H. (2014). Improving Capture of Mercury Efficiency in WFGDs by Reducing Mercury Reemissions, ICAC, June 2014
- Kilgroe, J.D., C.B. Sedman, R.K. Srivastava, J.V. Ryan, C. Lee and S.A. Thorneloe (2001). Control of mercury emissions from coal-fired electric utility boilers: interim report including errata dated 3-21-02. Carbon, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Risk Management Research Laboratory, Air Pollution Prevention and Control Division, 5: 33.
- Ko, K.B., Byun, Y., Cho, M., Hamilton, I.P., Shin, D.N., Koh, D.J., and Kim, K.T. (2008). Pulsed Corona Discharge for Oxidation of Gaseous Elemental Mercury. Chemistry Faculty Publications. Paper 2. http://scholars.wlu.ca/chem_faculty/2.
- Landreth, R. and Royer, D. (2012). Extended use of concrete-friendly C-PAC sorbent at PPL Montana Corette Station, MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2012.
- Laudal, D.L., Thompson, J.S., Pavlish, J.H., Brickett, L., Chu, P., Srivastava, R.K., Lee, C.W., Kilgroe, J.D. (2002) *Evaluation of Mercury Speciation at Power Plants Using SCR and SCR NO_x Control Technologies*, 3rd International Air Quality Conference, Arlington, Virginia, September 9–12, 2002.
- Lawless, P. (1996). Particle Charging Bounds, Symmetry Relations, and Analytic Charging Rate Model for the Continuum Regime, *J. Aerosol Sci.*, vol. 27, no. 2, pp. 191–215, 1996.
- Leaner, J.J., Dabrowski, J.M., Mason, R.P., Resane, T., Richardson, M., Ginster, M., Gericke, G., Petersen, C.R., Masekoameng, E., Ashton, P.J., Murray, K. (2009). Mercury Emissions from Point Sources in South Africa. In: Pirrone, N., and Mason, R. (eds.) *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere*, Springer.
- Leitfaden zur energetischen Verwertung von Abfällen in Zement- Kalk und Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen, 2. Auflage Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, September 2005.
- Liu, X.L., Wang, S.X., Zhang, L., Wu, Y., Duan, L., Hao, J.M. (2013). Speciation of mercury in FGD gypsum and mercury emission during the wallboard production in China. *Fuel*, vol. 111, pp. 621–627.
- Lu, Y., Rostam-Abadi, M., Chang, R., Richardson, C., Paradis J. (2007). Characteristics of Fly Ashes from Full-Scale Coal-Fired Power Plants and Their Relationship to Mercury Adsorption, *Energy & Fuels*, vol. 21, pp. 2112–2120.

- Marshall, J., Blythe, G.M., and Richardson, M. (2005). Fate of Mercury in Synthetic Gypsum Used for Wallboard Production. Topical report, Task 1 Wallboard Plant Test Results, DE-TC26-04NT42080, April 2005.
- Martin, C. (2009). Activated Carbon Injection for Mercury Control from Coal-Fired Boilers, An Overview, Presented at the Energy Efficiency and Air Pollutant Control Conference, Wroclaw, Poland, September 2009.
- Massachusetts Department of Environmental Protection (2015). Annual Compliance Reports for SO₂, NO_x, and Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants (also, similar annual compliance reports from power plants in States of New Jersey and Connecticut).
- McTigue, N.E., Cornwell, D.A., Graf, K., and Brown, R. (2014). Occurrence and consequences of increased bromide in drinking water sources. *JOURNAL AWWA*, 106, 11.
- Miller, C., Feeley, III, T., Aljoe W., Lani, B., Schroeder, K., Kairies, C., McNemar, A., Jones A., Murphy, J. (2006). Mercury Capture and Fate Using Wet FGD at Coal-Fired Power Plants, DOE/NETL Mercury and Wet FGD R&D, Pittsburgh, PA, August 2006.
- Nakayama, Y., Nakamura, S., Takeuchi, Y., Itoh, M., Okino, S., Honjo, S. (2006). MHI High Efficiency System; Proven technology for multi pollutant removal, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, 2006.
- Napolitano, S. (1998). "Analyzing Electric Power Generation under the CAAA", US EPA, March 1998.
- Nelson, P.F. (2007). Atmospheric emissions of mercury from Australian point sources. *Atmospheric Environment*, vol. 41, pp. 1717–1724.
- Nelson, S., Landreth, R., Zhou, Q., Miller, J. (2004). Accumulated Power-Plant Mercury-Removal Experience with Brominated PAC Injection, Joint EPRI DOE EPA Combined Utility Air Pollution Control Symposium, The MEGA Symposium, Washington, DC, 2004.
- Nelson, S., Landreth, R., Liu, X., Tang, Z., Miller, J., Brickett, L. (2006). Brominated Sorbents for Small Cold-Side ESPs, Hot-Side ESPs, and Fly Ash Use in Concrete, DOE/NETL Mercury Control Technology Conference, Pittsburgh, PA, December 11–13, 2006.
- Niksa, S., Fujiwara, N. (2004). The Impact of Wet FGD Scrubbing On Hg Emissions From Coal-Fired Power Stations, The MEGA Symposium, Washington, DC, 2004.
- Nolan, P., Downs, W., Bailey, R., Vecchi, S. (2003). Use of Sulfide Containing Liquors for Removing Mercury from Flue Gases, US Patent 6,503,470, 7 January 2003.
- Pacyna, J., Sundseth, K., Pacyna, E.G., Jozewicz, W., Munthe, J., Belhaj, M., Astrom, S. (2010). An Assessment of Costs and Benefits Associated with Mercury Emission Reductions from Major Anthropogenic Sources, *Journal of the Air & Waste Management*, vol. 60, pp. 302–315, 2010.
- Peters, H. James (2010). Regenerative Activated Coke Technology with No Water Consumption, RMEL Spring Conference, Santa Fe NM, 17 March 2010 (<http://www.hamonusa.com/sites/default/files/Regenerative%20Activated%20Coke%20Technology%20with%20No%20Water%20Consumption.pdf>).
- Pirrone, N., Munthe, J., Barregård, L., Ehrlich, H.C., Petersen, G., Fernandez, R., Hansen, J.C., Grandjean, P., Horvat, M., Steinnes, E., Ahrens, R., Pacyna, J.M., Borowiak, A., Boffetta, P., Wichmann-Fiebig, M. EU ambient air pollution by mercury (Hg) - position paper. Italy: Office for Official Publications of the European Communities, 2001.
- Redinger, K.E., Evans, A., Bailey, R., Nolan, P. (1997). Mercury Emissions Control in FGD Systems, EPRI/DOE/EPA Combined Air Pollutant Control System, Washington, DC, 1997.
- Richardson, S.D., Plewa, M.J., Wagner, E.D., Schoeny, R., and DeMarini, D.M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 636(1), 178–242.
- Rini, M.J., Vosteen, B.W. (2008). Full-scale Test Results From a 600 MW PRB-fired Unit Using Alstom's KNX™ Technology for Mercury Emissions Control, The MEGA Symposium 2008, Baltimore, MD, 2008.
- Rini, M.J., Vosteen, B.W. (2009). Full-Scale Test Results from a 600 MW PRB-fired Unit Using Alstom's KNX™ Technology for Mercury Control, MEC-6 Conference, Ljubljana, Slovenia, April 2009.
- Romanov, A., Sloss, L. and Jozewicz, W. (2012). Mercury emissions from the coal-fired energy generation sector of the Russian Federation. *Energy & Fuels*, vol. 26, pp. 4647–4654.

- Rupesh, K. (2013). Fuels and its Combustion in Boiler, Steag, 2013. Available at: <http://www.eecpowerindia.com/codelibrary/ckeditor/ckfinder/userfiles/files/Session%20%20%20module%20-%20Fuels%20and%20its%20Combustion%20in%20Boiler.pdf>.
- Sargent & Lundy (2007). Flue Gas Desulfurization Technology Evaluation (Dry Lime vs. Wet Limestone FGD), Project Number 11311-001 (2007).
- EPRI (2006). Status of Mercury Control Technologies: Activated Carbon Injection and Boiler Chemical Additives, Technical Report of EPRI (2006).
- Sarunac, Nenad. Evaluation and Comparison of US and EU Reference Methods for Measurement of Mercury, Heavy Metals, PM_{2.5} and PM₁₀ Emission From Fossil-Fired Power Plants, Lehigh University, February 2007.
- Satyamurty, M. (2007). Coal Beneficiation Technology – 2007 Initiatives, Policies and Practices, presented at Workshop on Coal Beneficiation and Utilization of Rejects: Initiatives, Policies and Practice, Ranchi, India, 22–24 August 2007.
- Senior, C.L. (2000). Behavior of Mercury in Air Pollution Control Devices on Coal-fired Utility Boilers, Power Production in the 21st Century Conference, Snowbird, UT, USA, 2000.
- Senior, C. (2004). Modelling Mercury Behavior in Combustion Systems: Status and Future Prospects, In Proceedings of the Mercury Experts Conference MEC-1, Glasgow, Scotland, May 2004.
- Senior, C., Fry, A., Cauch, B. (2008). Modeling Mercury Behavior in Coal-Fired Boilers with Halogen Addition, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, August 2008.
- Senior, C., Johnson, S. (2008). Impact of Carbon-in-Ash on Mercury Removal across Particulate Control Devices in Coal-Fired Power Plants, Energy & Fuels, vol. 19, pp. 859–863, 2005.
- Serre, S., Lee, C.W., Chu, P., Hastings, T. (2008). Evaluation of the Impact of Chlorine on Mercury Oxidation in a Pilot-Scale Coal Combustor – The Effect of Coal Blending, The MEGA Symposium, Baltimore, MD, August 2008.
- Singer, J.G. (1991). Combustion Fossil Power, 1991.
- Sloss, L. (2008). Economics of Mercury Control, Clean Coal Centre, ISBN: 978-92-9029-453-5, January 2008.
- Sloss, L. (2009). Implications of emission legislation for existing coal-fired plants, Clean Coal Centre, ISBN: 978-92-90290464-1, February 2009.
- Sloss, L. (2015). The emerging market for mercury control, IEA, CCC, February 2015.
- Srinivasan, N. and Dene, C. (2013). Bromine Related Corrosion Issues, July 2013. Available at: <http://aepevents.com/files/presentations/2013-general-session-bromine-additon-for-mercury-capturesrinivasan-and-dene-epri-1378922295.pdf>.
- Srivastava, R., Martin, B., Princiotta, F., Staudt, J. (2006). Control of Mercury Emissions from Coal-Fired Electric Utility Boilers, Environ. Sci. Technol., vol. 40, pp. 1385–1392, 2006.
- Srivastava, R.K., Jozewicz, W. (2001). Flue Gas Desulfurization: The State of the Art, Journal of the Air & Waste Management Association, vol. 51, no. 12, pp. 1676–1688, 2001.
- Tewalt, S.J., Belkin, H.E., SanFilipo, J.R., Merrill, M.D., Palmer, C.A., Warwick, P.D., Karlsen, A.W., Finkelman, R.B., and Park, A.J., comp. (2010). Chemical analyses in the World Coal Quality Inventory, version 1: U.S. Geological Survey Open-File Report 2010-1196, <http://pubs.usgs.gov/of/2010/1196/>.
- Timpe, R.C., Mann, M.D., Pavlish, J.H. (2001). Organic Sulfur and HAP Removal from Coal Using Hydrothermal Treatment, Fuel Process. Technol., vol. 73, no. 2, pp. 127–141, 2001.
- Toole-O’Neil, B., Tewalt, S.J., Finkleman, R.B., Akers, R. (1999). Mercury Concentration in Coal-Unraveling the Puzzle, Fuel, vol. 78, pp. 47–54, 1999.
- UK Department of Trade and Industry (2000), Flue Gas Desulphurization (FGD) Technologies, Technology Status Report No. 12.
- UNEP (2008). The Global Atmospheric Mercury Assessment: Sources, Emissions and Transport. United Nations Environmental Programme, Chemicals Branch, DTIE, Geneva, Switzerland, December, 2008.
- UNEP (2010). Process Optimization Guidance Document, United Nations Environmental Programme, Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, January 2011.

UNEP (2011). Reducing mercury emissions from coal combustion in the energy sector. United Nations Environmental Programme, Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, February 2011. Available at: http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Mercury/Documents/coal/FINAL%20Chinese_Coal%20Report%20-%202011%20March%202011.pdf.

UNEP (2013a). Global mercury assessment 2013: sources, emissions, releases, and environmental transport. United Nations Environmental Programme, Chemicals Branch, Geneva. Available at: <http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf>.

UNEP (2013b). Reducing mercury emissions from coal combustion in the energy sector of the Russian Federation. United Nations Environmental Programme, Chemicals Branch, Geneva. Available at: <http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Mercury/Documents/coal/Report%20Demo-Toliatti%20FINAL%20Report%2027%20Nov%202013.pdf>.

US DOE (2005). Feeley, J. III, Brickett, L.A, O'Palko A., Murphy J.T. Field Testing of Mercury Control Technologies for Coal-Fired Power Plants, Mercury R&D Review Meeting, December 2005.

USEPA (1997). Mercury Study Report to Congress, Volume I, Office of Air Quality Planning and Standards and Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC, EPA-452/R-97-004b, December 1997.

USEPA (2001). Database of information collected in the Electric Utility Steam Generating Unit Mercury Emissions Information Collection Effort, OMB Control No. 2060-0396, Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, NC, April 2001. Available at: <http://www.epa.gov/ttn/atw/combust/utiltox/utoxpg.html>.

USEPA (2002). Control of Mercury Emissions from Coal-Fired Electric Utility Boilers: Interim Report Including Errata Dated 3-31-02, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-01-109, April 2002.

USEPA (2005). Multipollutant Emission Control Technology Options for Coal-fired Power Plants, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-05-034, March 2005.

USEPA (2006). Characterization of Mercury-Enriched Coal Combustion Residues from Electric Utilities Using Enhanced Sorbents for Mercury Control, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-06-008, February 2006.

USEPA (2008). Characterization of Coal Combustion Residues from Electric Utilities Using Wet Scrubbers for Multi-Pollutant Control, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-08-077, July 2008.

USEPA (2009). CUECost Workbook Development, Documentation, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-09-131, September 2009. <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P1005ODM.pdf>.

USEPA (2009a). Characterization of Coal Combustion Residues from Electric Utilities-Leaching and Characterization Data, Air Pollution Prevention and Control Division, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, EPA-600/R-09-151, December 2009.

USEPA (2010). Documentation for EPA Base Case v.4.10 Using the Integrated Planning Model, EPA#430R10010.

USEPA (2013). Documentation for EPA Base Case v.5.13 Using the Integrated Planning Model, EPA#450R13002. <http://www.epa.gov/airmarkets/programs/ipm/psmodel.html>.

USGS (2014). Collaborative Studies for Mercury Characterization in Coal and Coal Combustion Products, Republic of South Africa, U.S. Geological Survey, Eastern Energy Resources Science Center, Reston, VA 20192, USA, January 2014.

Vassileva, S.V., Eskenazy, G.M., Vassileva, C.G. (2000). Contents, modes of occurrence and origin of chlorine and bromine in coal. Fuel, vol. 79, pp 903-921.

- Vosteen, B.W., Beyer, J. *et al.* (2002). Process for Removing Mercury from Flue Gases, Patent Application DE 102 33 173, July 2002.
- Vosteen, B.W., Beyer, J., Bonkhofer, Th.-G., Pohontsch, A., Wieland, A. (2003). Hg-Rückhaltung im reingasseitigen SCR-Katalysatorbett hinter der Rauchgaswäsche einer Sonderabfallverbrennungsanlage, VGB PowerTech 4/2003, 76-91. April 2003.
- Vosteen, B.W., Beyer, J., Bonkhofer, Th.-G., Kanefke, R., Ulrich, R. (2003b). Mercury-Related Chemistry in Waste Incineration and Thermal Process Flue Gases, Poster, Air Quality Conference VI, Arlington VA, September 2003.
- Vosteen, B.W., Kanefke, R. (2003c). Bromgestützte Quecksilberabscheidung aus den Abgasen von Verbrennungsanlagen, Studie im Auftrag des Landesumweltamts Nordrhein-Westfalen, Cologne, Germany, December 2003, available at: http://vosteen-consulting.de/sites/Vosteen-Consulting/de_1958.asp.
- Vosteen, B.W., Lindau, L. (2006). Bromine Based Mercury Abatement-Promising Results from Further Full Scale Testing, MEC-3 Conference, Katowice, Poland, June 2006.
- Vosteen, B.W., Kanefke, R., Koester, H. (2006b). Bromine-enhanced Mercury Abatement from Combustion Flue Gases – Recent Industrial Applications and Laboratory Research, VGB PowerTech 3/2006, 70-75. March 2006.
- Vosteen, B.W. (2010). Chinese Coals Need Bromine for Co-Benefit Mercury Capture, paper # C2-8 in Proceedings of 13th Electric Utilities Environmental Conference (EUEC), Phoenix, AZ, February 1-3, 2010.
- Wang, Y., Duan, Y., Yang, L., Jiang, Y., Wu, C., Wang, Q., Yang, X. (2008). Comparison of Mercury Removal Characteristic between Fabric Filter and Electrostatic Precipitators of Coal-fired Power Plants, J Fuel Chem Technol, vol. 36, no. 1, pp. 23–29, 2008.
- Wang, S., Zhang, L., Wu, Y., Ancora, M., Zhao, Y., Hao, J. (2010). Synergistic Mercury Removal by Conventional Pollutant Control Strategies for Coal-fired Power Plants in China, Journal of the Air & Waste Management Association, vol. 60, no. 6, pp. 722–730.
- Wang, S.X., Zhang, L., Li, G.H., Wu, Y., Hao, J.M., Pirrone, N., Sprovieri, F., Ancora, M.P. (2010). Mercury emission and speciation of coal-fired power plants in China. Atmospheric Chemistry and Physics, 10(3): 1183–1192.
- WCA (2014). World Coal Association. Available at <http://www.worldcoal.org/coal/what-is-coal/>
- Xu, F., Luo, Z., Cao, W., Wang, P., Wei, B., Gao, X., Fang, M., Cen, K. (2009). Simultaneous oxidation of NO, SO₂ and Hg⁰ from flue gas by pulsed corona discharge, Journal of Environmental Sciences, 21: 328–332.
- Zhang, L., Wang, S.X., Meng, Y., Hao, J.M. (2012). Influence of Mercury and Chlorine Content of Coal on Mercury Emissions from Coal-Fired Power Plants in China. Environ. Sci. Technol., 46 (11), pp. 6385–6392.
- Zhang, L., Wang, S.X., Wang, F.Y., Yang, H., Wu, Q.R., Hao, J.M. (2013). Mercury transformation and removal in three coal-fired power plants with selective catalytic reduction systems. The 11th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Edinburgh, Scotland, UK, 2013.
- Zhang, L., Wang, S.X., Wang, L., Wu, Y., Duan, L., Wu, Q.R., Wang, F.Y., Yang, M., Yang, H., Hao, J.M., Liu, X. (2015). Updated emission inventories for speciated atmospheric mercury from anthropogenic sources in China. Environ Sci Technol., 49(5):3185-94. doi: 10.1021/es504840m.
- Zhang, L. (2015). Mechanism of mercury transformation and synergistic removal from coal combustion. Postdoctoral Research Report, Beijing, China, 2015.
- Zhuo, Y. (2007). Hg Emission from Six Coal-fired Power Plants in China and Its Implications, Mercury Emission from Coal, The 4th International Experts' Workshop MEC-4, Tokyo, Japan, 13 –15 June 2007.
- ZMWG (2015) ZMWG Comments on Guidance on BAT/BEP for Coal-fired power plants and Coal-fired industrial boilers 1 August 2015; http://mercuryconvention.org/Portals/11/documents/BAT-BEP%20draft%20guidance/Submissions/ZMWG_3.pdf
- Zykov, A.M., Kolchin, K.I., Tumanovsky, A.G., Jozewicz, W. (2004). Joint Russian-American Project to Enhance Performance of Electrostatic Precipitators Used at Power Plants in the Newly Independent States, The MEGA Symposium, Washington, DC, 2004.