



**Programme
des Nations Unies
pour l'environnement**

Distr. générale
12 avril 2017

Français
Original : anglais

**Conférence des Parties à la
Convention de Minamata sur le mercure
Première réunion**
Genève, 24–29 septembre 2017
Point 5 a) iii) de l'ordre du jour provisoire*

**Questions appelant une décision de la Conférence
des Parties à sa première réunion : questions prévues
dans la Convention : orientations prévues aux alinéas a)
et b) du paragraphe 8 de l'article 8**

**Orientations concernant les émissions de mercure prévues
aux alinéas a) et b) du paragraphe 8 de l'article 8**

Note du secrétariat

1. Le paragraphe 8 de l'article 8 de la Convention de Minamata, qui porte sur les émissions, dispose que la Conférence des Parties adopte, à sa première réunion, des orientations concernant les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales, en tenant compte des différences entre les nouvelles sources et les sources existantes ainsi que de la nécessité de réduire au minimum les effets entre différents milieux; et l'aide nécessaire aux Parties pour mettre en œuvre les mesures énoncées au paragraphe 5, en particulier en ce qui concerne la détermination des objectifs et la fixation des valeurs limites d'émission.

2. À sa septième session, le Comité de négociation intergouvernemental chargé d'élaborer un instrument international juridiquement contraignant sur le mercure a examiné le projet d'orientations que le groupe d'experts techniques a préparé et lui a présenté dans son rapport sur l'élaboration des orientations prévues à l'article 8 de la Convention (UNEP(DTIE)/Hg/INC.7/6, UNEP(DTIE)/Hg/INC.7/6/Add.1 et UNEP(DTIE)/Hg/INC.7/6/Add.2). Il a été convenu que le projet d'orientations figurant dans le document UNEP(DTIE)/Hg/INC.7/6/Add.1, tel qu'amendé et reproduit dans l'annexe III du rapport du Comité sur les travaux de sa septième session (UNEP(DTIE)/Hg/INC.7/22/Rev.1), et le projet d'orientations sur l'aide nécessaire aux Parties pour mettre en œuvre les mesures énoncées au paragraphe 5 de l'article 8, en particulier en ce qui concerne la détermination des objectifs et la fixation des valeurs limites d'émission (UNEP(DTIE)/Hg/INC.7/6/Add.2), seraient transmis à la Conférence des Parties afin que celle-ci les adopte à sa première réunion. Un projet de décision portant sur l'adoption des orientations figure dans l'annexe I de la présente note; les orientations concernant les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales sont contenues dans l'annexe II; et les orientations concernant la mise en œuvre des mesures énoncées au paragraphe 5 de l'article 8 sont présentées à l'annexe III.¹

* UNEP/MC/COP.1/1.

¹ Les orientations figurant dans les annexes n'ont pas été revues par les services d'édition.

Mesures que pourrait prendre la Conférence des Parties

3. La Conférence des Parties souhaitera peut-être adopter officiellement les orientations prévues au paragraphe 8 de l'article 8 que le Comité de négociation intergouvernemental a présentées.

Annexe I

Projet de décision MC-1/[XX] : Orientations concernant les émissions de mercure

La Conférence des Parties,

Sachant qu'il importe de contrôler les émissions de mercure pour atteindre l'objectif de la Convention,

Décide d'adopter les orientations prévues à l'article 8, en particulier en ce qui concerne les alinéas a) et b) du paragraphe 8, qui portent sur les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales, en tenant compte des différences entre les nouvelles sources et les sources existantes ainsi que de la nécessité de réduire au minimum les effets entre différents milieux, et sur l'aide nécessaire aux Parties pour mettre en œuvre les mesures énoncées au paragraphe 5, en particulier en ce qui concerne la détermination des objectifs et la fixation des valeurs limites d'émission, telles que présentées par le Comité de négociation intergouvernemental.

Annexe II

Projet d'orientations concernant les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales, en tenant compte des différences entre les nouvelles sources et les sources existantes ainsi que de la nécessité de réduire au minimum les effets entre différents milieux

Chapitre I

Introduction

1.	Introduction	6
1.1.	Objet du document.....	6
1.2.	Structure du document d'orientation	6
1.3.	Formes chimiques du mercure	6
1.4.	Pourquoi sommes-nous préoccupés par les émissions de mercure ?	7
1.5.	Sources d'émissions de mercure visées par les présentes orientations	7
1.6.	Dispositions pertinentes de la Convention de Minamata	8
1.7.	Considérations à prendre en compte pour la sélection et la mise en œuvre des MTD.....	11
1.8.	Niveaux de performance	11
1.9.	Meilleures pratiques environnementales.....	12
1.10.	Effets croisés entre différents milieux	12
1.11.	Techniques de contrôle multipolluants	12
1.12.	Autres accords internationaux	12
1.12.1.	Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination	12
1.12.2.	Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance	13
1.13.	Partenariat mondial sur le mercure du PNUE	13

Introduction

1.1 Objet du document

Le présent document offre des orientations sur les meilleures techniques disponibles (MTD) et les meilleures pratiques environnementales (MPE) destinées à aider les Parties à s'acquitter de leurs obligations au titre de l'article 8 de la Convention de Minamata sur le mercure (ci-après dénommée « la Convention ») concernant le contrôle et, dans la mesure du possible, la réduction des émissions atmosphériques de mercure et de composés du mercure provenant de sources ponctuelles appartenant aux catégories énumérées à l'annexe D de la Convention. Ces orientations, qui ont été élaborées et adoptées conformément à l'article 8, n'établissent pas d'exigences impératives ni ne tendent à ajouter ou retrancher des obligations aux Parties en vertu de l'article 8. En application du paragraphe 10 de l'article 8, les Parties tiennent compte des orientations et la Conférence des Parties les examine régulièrement et les met à jour, s'il y a lieu, pour tenir compte de toute circonstance qui ne serait pas pleinement envisagée dans leur version actuelle.

Pour déterminer les MTD, chaque Partie tient compte de la situation de son pays conformément à la définition des MTD figurant au paragraphe 2 b) de l'article 2, qui tient expressément compte des paramètres économiques et techniques entrant en considération pour une Partie donnée ou une installation donnée située sur son territoire. L'on sait que certaines des mesures de contrôle décrites dans le présent document d'orientation peuvent ne pas être appliquées par toutes les Parties pour des raisons techniques ou économiques. Un appui financier, le renforcement des capacités, le transfert de technologies et une assistance technique sont disponibles, comme indiqué aux articles 13 et 14 de la Convention.

1.2 Structure du document d'orientation

Le document d'orientation est organisé en sept chapitres. Le présent chapitre d'introduction comprend des informations générales sur les problèmes posés par le mercure et les dispositions de la Convention, en particulier celles qui concernent les émissions atmosphériques de mercure. Il donne également des informations intersectorielles, y compris les éléments à prendre en compte pour le choix et la mise en œuvre des MTD et des MPE.

Le chapitre 2 fournit des informations d'ensemble sur les techniques communes de réduction des émissions généralement applicables à toutes les catégories de sources visées par l'article 8, et le chapitre 3 des informations sur les éléments communs de surveillance des émissions atmosphériques de mercure provenant de ces sources.

Les chapitres 4, 5, 6 et 7 traitent des catégories de sources énumérées à l'annexe D. Chaque catégorie de sources est présentée dans un chapitre distinct, bien que les orientations concernant les centrales électriques et les chaudières industrielles alimentées au charbon soient présentées dans un seul et même chapitre, compte tenu des similarités dans les processus et les techniques de contrôle applicables.

L'Appendice A contient des informations sur certaines technologies dont on considère qu'elles ne sont pas assez développées pour être incluses dans le corps du document d'orientation, mais qui pourraient présenter un intérêt à l'avenir.

Des informations supplémentaires, sous forme d'études de cas, sont également disponibles en tant que document distinct, bien que ces études de cas ne fassent pas partie des orientations officielles.

Formes chimiques du mercure

Le mercure est un élément qui peut se rencontrer sous différentes formes chimiques. La Convention s'applique aussi bien au mercure élémentaire qu'aux composés du mercure, mais uniquement lorsqu'ils sont rejetés dans l'air ou dans d'autres milieux par la faute de l'homme². Parmi les composés inorganiques du mercure se trouvent, entre autres, des oxydes, des sulfures et des chlorures. Dans le présent document, par « mercure » on entend à la fois le mercure élémentaire et les composés du mercure, sauf si le contexte indique clairement une forme particulière, conformément au champ d'application de l'article 8 sur les émissions, dont l'objet est le contrôle et, dans la mesure du possible, la réduction des émissions de mercure et composés du mercure, souvent exprimées en « quantité totale de mercure ».

La forme chimique du mercure dans les émissions provenant des catégories de sources énumérées à l'annexe D varie en fonction du type de source et d'autres facteurs. Dans les émissions atmosphériques d'origine anthropique, le mercure élémentaire gazeux est le plus courant (PNUE, 2013). Dans les autres émissions, il se présente sous forme de mercure oxydé gazeux ou de mercure particulaire. Ces formes ont une durée de vie atmosphérique plus courte que le mercure élémentaire gazeux et se déposent plus rapidement au sol ou dans les masses d'eau après leur rejet (PNUE, Évaluation mondiale du mercure, 2003). Le mercure élémentaire présent dans l'atmosphère peut se transformer en mercure oxydé, qui se dépose plus facilement.

² Voir le texte de la Convention, article 1 et article 2.

On trouve également du mercure dans des composés organiques volatils tels que le méthylmercure ou l'éthylmercure, qui sont ses formes les plus toxiques. Les composés organiques du mercure ne proviennent pas des sources visées par l'article 8 de la Convention. Cependant, le mercure élémentaire ou oxydé, une fois déposé, peut dans certaines circonstances être transformé en composé organique par les bactéries présentes dans l'environnement.

Pourquoi sommes-nous préoccupés par les émissions de mercure?

Le mercure a été reconnu comme étant une substance chimique préoccupante à l'échelle mondiale en raison de sa propagation atmosphérique à longue distance, de sa persistance dans l'environnement dès lors qu'il y a été introduit par l'homme, de son potentiel de bioaccumulation dans les écosystèmes et de ses effets néfastes importants sur la santé humaine et l'environnement³.

Le mercure élémentaire et ses composés organiques sont toxiques à haute dose pour les systèmes nerveux central et périphérique, et l'inhalation de vapeurs de mercure peut avoir des effets nocifs sur les systèmes nerveux, digestif et immunitaire, ainsi que sur les poumons et les reins. Même à de faibles concentrations, les composés organiques du mercure peuvent affecter les organes en développement, tels que le système nerveux du fœtus. Le mercure est également très répandu dans de nombreux écosystèmes – des niveaux élevés ont été mesurés chez de nombreuses espèces de poissons marins et d'eau douce du monde entier. Étant bioaccumulable, il se rencontre à des concentrations plus élevées dans les organismes situés au sommet de la chaîne alimentaire⁴. Chez les êtres humains, l'exposition à ce métal est essentiellement due à l'ingestion de poisson.

Le gros des rejets anthropiques de mercure se fait dans l'atmosphère, mais des rejets directs dans l'eau et dans le sol depuis diverses sources ont aussi lieu. Le mercure est persistant dans l'environnement où, une fois introduit, il circule sous différentes formes entre l'air, l'eau, les sédiments, le sol et le biote. Les émissions et les rejets provenant de virtuellement n'importe quelle source locale augmentent la quantité totale de mercure se mobilisant, se déposant sur le sol ainsi que dans l'eau et se remobilisant de façon continue dans le monde. Ce mercure est également transporté sur de longues distances par les cours d'eau et les courants océaniques. Même les pays dont les rejets sont minimes et les zones éloignées de toute activité industrielle peuvent être touchés. Des concentrations élevées sont ainsi observées dans l'Arctique⁵, loin de toute source notable de rejets.

La mise en œuvre de mesures visant à contrôler ou réduire les émissions de mercure devrait permettre d'obtenir des avantages évidents en termes de santé publique et d'environnement. Ces avantages ont une valeur économique. Des estimations chiffrées de leur étendue ont été faites dans certains pays et certaines régions⁶, mais il est très difficile de calculer leur valeur monétaire à l'échelle mondiale. Il n'en reste pas moins que celle-ci est sans doute considérable.

L'application des mesures de contrôle des émissions entraînera cependant des coûts dans la majorité des cas. Il peut s'agir de dépenses d'équipement liées aux technologies de réduction des émissions, d'une augmentation des coûts d'exploitation et d'entretien des installations, ou des deux à la fois. Les chapitres consacrés à chacune des catégories de sources donnent des exemples de ces dépenses dans certaines installations, pour lesquelles on dispose d'informations fiables. Les coûts réels sont toutefois susceptibles de dépendre des caractéristiques propres à chaque installation. Les chiffres concernant les coûts probables ne sont donc donnés qu'à titre indicatif, et il sera nécessaire de rechercher les informations spécifiques à chaque cas particulier. Il est admis que ces coûts sont généralement à la charge de l'exploitant de l'installation, tandis que les avantages décrits ci-dessus profitent à l'ensemble de la société.

Sources d'émissions de mercure visées par les présentes orientations

La Convention ne concerne que les émissions et rejets de mercure d'origine anthropique (les sources naturelles, telles que les éruptions volcaniques, n'entrent pas dans son champ d'application), et l'article 8 porte sur les cinq catégories de sources énumérées à l'annexe D à la Convention. La liste initiale comprend les centrales électriques et les chaudières industrielles alimentées au charbon, les procédés de fusion et de grillage utilisés dans la production de métaux non ferreux⁷, les installations d'incinération de déchets et les installations de production de clinker de ciment. Les chapitres 4, 5, 6 et 7 décrivent ces procédés en détail. Ces sources peuvent émettre du mercure si celui-ci est présent dans les combustibles et les matières premières utilisées dans les procédés connexes, ou dans les déchets brûlés dans les usines d'incinération.

³ Par exemple, dans le préambule de la Convention.

⁴ De plus amples informations sur les effets du mercure sur la santé sont disponibles à l'adresse suivante : <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs361/fr/>.

⁵ Évaluation mondiale du mercure (PNUE 2013).

⁶ Par exemple, K. Sundseth, J.M. Pacyna, E.G. Pacyna, M. Belhaj et S. Astrom. (2010). Economic benefits from decreased mercury emissions: Projections for 2020. *Journal of Cleaner Production*. 18: 386–394.

⁷ For these purposes, “non-ferrous metals” refers to lead, zinc, copper and industrial gold.

Les émissions atmosphériques peuvent aussi provenir d'autres sources qui ne sont pas énumérées dans l'annexe D, telles que l'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or, qui est probablement la plus importante, ou les procédés industriels faisant appel au mercure, par exemple en tant que catalyseur. D'autres articles de la Convention traitent de ces sources, qui ne sont pas visées par les présentes orientations.

L'évaluation mondiale du mercure effectuée par le PNUE en 2013 fournit des estimations des émissions anthropiques de mercure. Les catégories retenues pour cette évaluation ne correspondent toutefois pas exactement à celles de l'annexe D.

Dispositions pertinentes de la Convention de Minamata

La Convention traite de tous les aspects du cycle de vie du mercure d'origine anthropique, et ses dispositions doivent être envisagées comme un tout.

Elle comporte des dispositions sur les sources d'approvisionnement en mercure et le commerce de ce dernier; les produits contenant du mercure ajouté et les procédés de fabrication utilisant du mercure; l'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or; les émissions et les rejets; le stockage provisoire écologiquement rationnel du mercure; les déchets de mercure et les sites contaminés. Elle comprend aussi des dispositions concernant les inventaires, les informations communiquées par les Parties, l'échange d'informations, l'information, la sensibilisation et l'éducation du public, la recherche-développement et la surveillance, ainsi que les aspects relatifs à la santé. Elle prévoit enfin des dispositions relatives aux ressources financières et au renforcement des capacités, à l'assistance technique et au transfert de technologie.

L'article 2 de la Convention définit comme suit le mercure et les composés du mercure, ainsi que les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales :

b) Par « meilleures techniques disponibles », on entend les techniques les plus efficaces pour prévenir et, lorsque cela s'avère impossible, réduire les émissions atmosphériques et les rejets de mercure dans l'eau et le sol et leur incidence sur l'environnement dans son ensemble, en tenant compte des paramètres économiques et techniques entrant en considération pour une Partie donnée ou une installation donnée située sur le territoire de cette Partie. Dans ce contexte :

Par « meilleures », on entend les techniques les plus efficaces pour atteindre un niveau général élevé de protection de l'environnement dans son ensemble;

Par techniques « disponibles », on entend, s'agissant d'une Partie donnée et d'une installation donnée située sur le territoire de cette Partie, les techniques développées à une échelle permettant de les mettre en œuvre dans un secteur industriel pertinent, dans des conditions économiquement et techniquement viables, compte tenu des coûts et des avantages, que ces techniques soient ou non utilisées ou développées sur le territoire de cette Partie, pour autant qu'elles soient accessibles à l'exploitant de l'installation, tel que déterminé par cette Partie; et

Par « techniques », on entend les technologies utilisées, les modes d'exploitation et la façon dont les installations sont conçues, construites, entretenues, exploitées et mises hors service;

c) Par « meilleures pratiques environnementales », on entend l'application de la combinaison la plus appropriée de mesures de contrôle et de stratégies environnementales;

d) Par « mercure », on entend le mercure élémentaire (Hg(0), no CAS : 7439-97-6);

e) Par « composé du mercure », on entend toute substance composée d'atomes de mercure et d'un ou de plusieurs atomes d'autres éléments chimiques qui ne peut être séparée en ses différents composants que par réaction chimique.

Les paragraphes 1 à 6 de l'article 8 de la Convention et son annexe D sont reproduits ci-après.

Article 8

Émissions

Le présent article porte sur le contrôle et, dans la mesure du possible, sur la réduction des émissions atmosphériques de mercure et composés du mercure, souvent exprimées en « quantité totale de mercure », à l'aide de mesures de contrôle visant les sources ponctuelles appartenant aux catégories énumérées à l'Annexe D.

Aux fins du présent article :

a) Par « émissions », on entend les émissions atmosphériques de mercure ou composés du mercure;

b) Par « source pertinente », on entend une source appartenant à une des catégories de sources mentionnées dans l'Annexe D. Une Partie peut, si elle le souhaite, établir des critères pour identifier les sources relevant d'une catégorie de sources inscrite à l'Annexe D, tant que les critères retenus pour chaque catégorie couvrent au moins 75 % des émissions de cette dernière;

c) Par « nouvelle source », on entend toute source pertinente appartenant à une catégorie inscrite à l'Annexe D, dont la construction ou une modification importante a débuté au moins un an après :

- i) La date d'entrée en vigueur de la présente Convention à l'égard de la Partie concernée; ou
- ii) La date d'entrée en vigueur à l'égard de la Partie concernée d'un amendement à l'Annexe D si les dispositions de la présente Convention deviennent applicables à cette source uniquement en vertu dudit amendement;

d) Par « modification importante », on entend une modification d'une source pertinente entraînant une augmentation notable des émissions, à l'exclusion de tout changement au niveau des émissions résultant de la récupération de sous-produits. Il revient à la Partie de déterminer si une modification est importante ou non.

e) Par « source existante », on entend toute source pertinente qui n'est pas une nouvelle source;

f) Par « valeur limite d'émission », on entend un plafond, souvent exprimé en « quantité totale de mercure », fixé pour la concentration, la masse ou le taux des émissions de mercure ou de composés du mercure d'une source ponctuelle.

Une Partie disposant de sources pertinentes prend des mesures pour contrôler les émissions et peut élaborer un plan national énonçant les mesures à prendre à cette fin ainsi que les objectifs, les buts et les résultats escomptés. Ce plan est soumis à la Conférence des Parties dans un délai de quatre ans à compter de la date d'entrée en vigueur de la Convention à l'égard de cette Partie. Si une Partie élabore un plan de mise en œuvre conformément à l'article 20, elle peut y faire figurer le plan établi en application du présent paragraphe.

S'agissant de ses nouvelles sources, chaque Partie exige l'utilisation des meilleures techniques disponibles et des meilleures pratiques environnementales pour contrôler et, dans la mesure du possible, réduire les émissions, dès que possible, mais au plus tard cinq ans après la date d'entrée en vigueur de la Convention à son égard. Une Partie peut utiliser des valeurs limites d'émission compatibles avec l'application des meilleures techniques disponibles.

S'agissant des sources existantes, chaque Partie inclut dans tout plan national et met en œuvre une ou plusieurs des mesures ci-après, en tenant compte de sa situation nationale ainsi que de la faisabilité technique et du caractère économiquement abordable des mesures, dès que possible, mais au plus tard dix ans après la date d'entrée en vigueur de la Convention à son égard :

- a) Un objectif quantifié pour contrôler et, dans la mesure du possible, réduire les émissions des sources pertinentes;
- b) Des valeurs limites d'émission pour contrôler et, dans la mesure du possible, réduire les émissions des sources pertinentes;
- c) L'utilisation des meilleures techniques disponibles et des meilleures pratiques environnementales pour contrôler les émissions des sources pertinentes;
- d) Une stratégie de contrôle multipolluants qui présenterait des avantages connexes en matière de contrôle des émissions de mercure;
- e) D'autres mesures pour réduire les émissions des sources pertinentes.

Les Parties peuvent appliquer les mêmes mesures à toutes les sources existantes pertinentes ou adopter des mesures différentes pour chaque catégorie de sources. L'objectif de ces mesures appliquées par une Partie est de réaliser, au fil du temps, des progrès raisonnables en matière de réduction des émissions.

Annexe D

Liste des sources ponctuelles d'émissions atmosphériques de mercure et de composés du mercure

Catégorie de sources ponctuelles :

Centrales électriques alimentées au charbon;
Chaudières industrielles alimentées au charbon;
Procédés de fusion et de grillage utilisés dans la production de métaux non ferreux¹;
Installations d'incinération de déchets;
Installations de production de clinker de ciment.

1/ Aux fins de la présente Annexe, on entend par « métaux non ferreux » le plomb, le zinc, le cuivre et l'or industriel.

Considérations à prendre en compte pour la sélection et la mise en œuvre des MTD

La définition des « meilleures techniques disponibles » donnée dans l'article 2 de la Convention et reproduite dans la section 6 ci-dessus constitue la base sur laquelle une Partie s'appuie dans la détermination des MTD pour une installation située sur son territoire.

L'utilisation des MTD pour contrôler et, dans la mesure du possible, réduire les émissions est exigée pour les nouvelles sources définies au paragraphe 2 c) de l'article 8, et constitue l'une des nombreuses mesures qu'une Partie peut prendre concernant les sources existantes, telles que définies au paragraphe 2 e) de l'article 8. Une Partie peut appliquer les mêmes mesures à toutes les sources existantes pertinentes ou adopter des mesures différentes pour chaque catégorie de sources. La présente section a pour objet d'aider les Parties dans la sélection et la mise en œuvre des MTD.

Le processus de sélection et de mise en œuvre des MTD devrait inclure les étapes générales suivantes :

- Étape 1 : recueillir des informations sur la source, ou la catégorie de sources. Il peut s'agir d'informations concernant, entre autres, les procédés, matières premières, produits intermédiaires ou combustibles, et les niveaux d'activité réels ou prévus, y compris le débit de production. La durée de service prévisible de l'installation, qui peut être particulièrement pertinente lorsqu'il s'agit d'une installation existante, et les prescriptions ou plans relatifs au contrôle d'autres polluants peuvent également faire partie des informations utiles.
- Étape 2 : identifier l'ensemble des options en matière de techniques de réduction des émissions et les combinaisons de ces techniques qui sont pertinentes pour la source considérée, y compris les techniques décrites dans les chapitres du présent document d'orientation sur les techniques communes et les catégories de sources.
- Étape 3 : identifier parmi ces options celles qui sont techniquement viables, en prenant en considération les techniques pouvant s'utiliser pour le type d'installation considéré au sein du secteur, ainsi que les limitations physiques qui peuvent influencer sur le choix de certaines techniques.
- Étape 4 : sélectionner parmi ces options les techniques de dépollution les plus efficaces pour contrôler et, dans la mesure du possible, réduire les émissions de mercure, en tenant compte des niveaux de performance mentionnés dans les présentes orientations, et pour atteindre un niveau général élevé de protection de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.
- Étape 5 : déterminer lesquelles de ces options peuvent être mises en œuvre dans des conditions économiquement et techniquement viables, en prenant en considération les coûts et les avantages ainsi que la possibilité d'y accéder pour l'exploitant de l'installation tel que déterminé par la Partie concernée. Il convient de noter que les solutions retenues peuvent ne pas être les mêmes pour les installations nouvelles ou existantes. Il convient également de prendre en compte les exigences en matière d'entretien et de contrôle opérationnel de ces méthodes, de façon à préserver les performances au fil du temps.

Niveaux de performance

Les chapitres consacrés à chacune des catégories de sources contiennent des informations sur les niveaux de performance obtenus dans les installations utilisant les techniques de contrôle décrites dans ces chapitres, lorsque de telles informations sont disponibles. Ces informations ne sont pas destinées à être interprétées comme des recommandations concernant les valeurs limites d'émission (VLE). La « valeur limite d'émission », telle que définie au paragraphe f) de l'article 8, désigne un plafond, souvent exprimé en « quantité totale de mercure », fixé pour la concentration, la masse ou le taux des émissions de mercure ou de composés du mercure d'une source ponctuelle. Le paragraphe 4 de cet Article prévoit qu'une Partie peut contrôler et, dans la mesure du possible, réduire les émissions provenant de sources nouvelles, en fixant des VLE compatibles avec l'application des meilleures techniques disponibles. Le paragraphe 5 de l'article inclut les VLE dans la liste des mesures que les Parties peuvent choisir d'appliquer à leurs sources existantes. Les Parties qui choisissent d'en utiliser devraient également envisager d'autres facteurs similaires à ceux décrits dans la section précédente pour la sélection et la mise en œuvre des MTD.

Des orientations sur la manière dont les Parties peuvent choisir d'établir des objectifs et de fixer des VLE pour les sources existantes visées par la Convention figurent dans un document à part intitulé « *Guidance on support for Parties in implementing the measures set out in paragraph 5, in particular in determining goals and in setting emission limit values* » (en préparation en septembre 2015).

Meilleures pratiques environnementales

La Convention définit les « meilleures pratiques environnementales » (MPE) comme l'application de la combinaison la plus appropriée de mesures de contrôle et de stratégies environnementales.

Une bonne maintenance des installations et des équipements de mesure est importante pour l'efficacité des techniques de contrôle et de suivi. Des opérateurs bien formés, conscients de la nécessité de prêter attention aux procédés, sont indispensables pour garantir de bons résultats. Une planification minutieuse et un engagement à tous les niveaux au sein de l'organisation exploitant l'installation contribuent aussi à maintenir les performances, ainsi que les contrôles administratifs et les autres pratiques de gestion des installations.

Des informations sur les MPE spécifiques à chaque catégorie de sources sont fournies dans les chapitres respectifs traitant de ces catégories.

Effets croisés entre différents milieux

Les émissions de mercure provenant des catégories de sources énumérées à l'annexe D peuvent être contrôlées ou réduites à l'aide de techniques décrites dans les présentes orientations. Des informations sur les effets croisés entre différents milieux pour chaque catégorie de sources sont fournies dans les chapitres respectifs traitant de ces catégories. Le mercure extrait des gaz de combustion réapparaît ailleurs, par exemple, dans les phases solides telles que les cendres lourdes et les cendres volantes, dans les phases liquides ou dans les mélanges liquide-solide tels que les boues. Comme le taux de mercure de ces résidus peut être plus élevé que celui des matières premières, il convient de veiller à éviter que leur mise au rebut ou leur utilisation dans d'autres procédés ne permette au mercure de s'échapper par lixiviation ou de circuler entre différents milieux avec d'autres substances préoccupantes. Lors de la définition des MTD/MPE au niveau national, les organismes de contrôle devraient tenir compte de ces facteurs. D'autres articles de la Convention peuvent être pertinents, en particulier l'article 11 relatif aux déchets de mercure.

Techniques de contrôle multipolluants

Certaines techniques peuvent être utilisées pour contrôler les émissions de toute une gamme de polluants tels que les particules, les polluants organiques, les oxydes d'azote (NOx), les oxydes de soufre (SOx) et les métaux lourds, y compris le mercure. Il conviendrait d'examiner les avantages connexes en matière de contrôle des émissions de mercure découlant de l'utilisation de techniques permettant de piéger simultanément plusieurs polluants. Pour évaluer ces techniques, il faudrait aussi étudier des facteurs tels que le taux d'élimination du mercure, le contrôle d'autres polluants, ainsi que les éventuelles conséquences négatives, telles que la diminution de l'efficacité de l'ensemble du système ou les effets croisés entre différents milieux.

L'utilisation d'une stratégie de contrôle multipolluants présentant des avantages connexes en matière de contrôle des émissions de mercure figure au paragraphe 5 de l'article 8 en tant qu'option de gestion des émissions provenant des sources existantes.

Autres accords internationaux

Les Parties à la Convention peuvent également être parties à d'autres accords multilatéraux mondiaux ou régionaux sur l'environnement, qui devraient être pris en considération parallèlement à la Convention de Minamata.

Par exemple, les dispositions de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants concernent de nombreuses catégories de sources énumérées à l'annexe D de la Convention de Minamata, et les pays qui sont parties aux deux devront donc veiller à prendre également en compte les dispositions pertinentes de cette Convention⁸.

Deux accords pertinents auxquels les Parties à la Convention de Minamata peuvent également être parties sont la Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination, et la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance adoptée dans le cadre de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe.

Convention de Bâle sur le contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination

La Convention de Bâle a pour but de protéger la santé humaine et l'environnement contre les effets nocifs résultant de la production, de la gestion, des mouvements transfrontières et de l'élimination des déchets dangereux et d'autres déchets.

La mise en œuvre de mesures visant à contrôler et réduire les émissions de mercure peut générer des déchets susceptibles d'être dangereux. Le traitement de ces déchets est abordé dans le paragraphe 3 de l'article 11 de la

⁸ Des orientations détaillées sur l'utilisation des MTD/MPE pour satisfaire aux exigences de cette Convention sont disponibles à l'adresse suivante : <http://chm.pops.int/Implementation/BATandBEP/Overview/tabid/371/Default.aspx>.

Convention de Minamata, qui demande aux Parties de gérer les déchets de mercure d'une manière écologiquement rationnelle, en tenant compte des obligations et des directives techniques de la Convention de Bâle, et, dans le cas des Parties à la Convention de Bâle, de ne pas transporter les déchets de mercure par-delà les frontières internationales, sauf à des fins d'élimination écologiquement rationnelle conformément à cet article et à la Convention de Bâle. Les directives techniques élaborées dans le cadre de la Convention de Bâle sur la gestion des déchets sont pertinentes pour la gestion des boues d'épuration et des autres déchets résultant du piégeage du mercure provenant des sources concernées, et pourraient être précieuses pour limiter ou prévenir les effets croisés entre différents milieux pouvant découler de la mauvaise gestion de ces déchets⁹.

Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance

L'objectif de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance est de limiter et, dans la mesure du possible, de réduire progressivement et de prévenir la pollution atmosphérique, y compris la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, due à divers polluants. Dans le cadre de la Convention, le Protocole relatif aux métaux lourds a été adopté en 1998 à Aarhus (Danemark) et est entré en vigueur en 2003. Il porte sur trois métaux : le cadmium, le plomb et le mercure. Les catégories de sources fixes visées par le Protocole comprennent notamment les sources énumérées à l'annexe D de la Convention de Minamata.

L'une des obligations fondamentales des Parties au Protocole relatif aux métaux lourds consiste à réduire les émissions de ces trois métaux en deçà de leurs niveaux de 1990 (ou une autre année comprise entre 1985 et 1995). Le protocole vise les émissions provenant de sources industrielles (sidérurgie, industrie des métaux non ferreux, fabrication de ciment et de verre, industrie du chlore et de la soude), de procédés de combustion (production d'électricité, chaudières industrielles), et de l'incinération des déchets. Il impose des limites strictes sur les émissions produites par les sources fixes et présente des suggestions sur les meilleures techniques disponibles pour ces dernières. Le Protocole a été modifié en 2012 afin d'introduire une certaine souplesse en vue de faciliter l'adhésion de nouvelles Parties, en particulier les pays d'Europe orientale, du Caucase et d'Asie centrale. Un document d'orientation sur les meilleures techniques disponibles pour lutter contre les émissions de métaux lourds provenant des catégories de sources visées par le Protocole a également été adopté en 2012.

Partenariat mondial sur le mercure du PNUE

Le Conseil d'administration du PNUE a lancé un appel en faveur de l'établissement de partenariats entre les gouvernements et les autres parties prenantes en vue de réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement dus aux rejets de mercure et de ses composés dans l'environnement¹⁰. L'objectif global du Partenariat mondial résultant est de protéger la santé humaine et l'environnement contre les rejets de mercure et de composés du mercure en limitant, et dans la mesure du possible, en éliminant ceux d'origine anthropique qui ont lieu de par le monde dans l'atmosphère, dans les eaux et dans les sols.

Le partenariat a retenu huit actions prioritaires (ou domaines de partenariat), dont quatre qui sont particulièrement pertinentes pour les présentes orientations : contrôle du mercure provenant de la combustion du charbon; gestion des déchets de mercure; approvisionnement en mercure et stockage de celui-ci; et réduction des émissions de mercure produites par l'industrie du ciment.

L'expérience acquise dans le cadre de ces domaines de partenariat, ainsi que les orientations pertinentes mises au point au sein du partenariat, ont été prises en compte dans l'élaboration des présentes orientations concernant les MTD/MPE.

De plus amples informations sont disponibles à l'adresse suivante :

<http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Mercury/GlobalMercuryPartnership/tabid/1253/Default.aspx>.

⁹ Ces directives techniques sont disponibles à l'adresse suivante : <http://www.basel.int/Implementation/Publications/TechnicalGuidelines/tabid/2362/Default.aspx>.

¹⁰ Décision 23/9 du Conseil d'administration du PNUE

Chapitre II

Techniques communes

Techniques communes de réduction des émissions

Ce chapitre fournit des informations générales sur les techniques de contrôle applicables à l'ensemble des catégories de sources ponctuelles énumérées à l'Annexe D. Des informations supplémentaires spécifiques aux différents secteurs sont fournies dans les chapitres respectifs traitant de ces derniers.

Afin d'étudier toutes les options pertinentes pour le secteur considéré, il est nécessaire de tenir compte à la fois des méthodes communes décrites dans la présente section et des techniques spécifiques à chaque secteur.

Les émissions de mercure particulaire peuvent être traitées dans une certaine mesure par des dépoussiéreurs. La plupart des techniques de dépoussiérage sont communément appliquées dans tous les secteurs. Le taux d'élimination du mercure dépend de l'état et de la forme chimique de celui-ci (oxydé ou élémentaire, par exemple). Le plus souvent, le mercure élémentaire n'est pas retenu par les dépoussiéreurs : il est possible d'améliorer son taux d'élimination par ces dispositifs en lui faisant subir une oxydation en phase gazeuse. Les équipements de dépoussiérage les plus couramment utilisés sont les filtres à manches (FM) et les précipitateurs électrostatiques (électrofiltres - EF).

Une technique couramment utilisée dans tous les secteurs pour éliminer spécifiquement le mercure est l'utilisation de charbon actif, injecté dans le flux gazeux ou sous forme de lit filtrant. Afin d'améliorer le rendement d'épuration du charbon actif, il est possible d'utiliser des agents oxydants (par exemple, injectés dans les effluents gazeux ou adsorbés sur le charbon actif).

Filtres à manches

Les filtres à manches (dépoussiéreurs à surfaces filtrantes textiles) permettent de séparer les particules de poussière du gaz. Ils constituent l'un des types de dépoussiéreurs les plus efficaces et les plus économiques, et leur rendement de séparation peut être supérieur à 99,99 % pour les particules très fines. Les gaz pénètrent dans le dispositif et traversent des sacs de filtration (manches), qui peuvent être constitués de différents matériaux (par exemple, tissu ou feutre en coton, matériau synthétique ou fibres de verre) selon les caractéristiques des gaz de combustion.

Afin d'améliorer sa capacité de filtration et sa durée de vie, la surface textile est souvent recouverte d'une précouche, le plus souvent en carbonate de calcium (calcaire), qui est chimiquement inerte. Ceci permet d'augmenter l'efficacité du dépoussiérage grâce à la formation d'un gâteau de filtration, qui améliore la rétention des particules fines et protège le support textile de l'humidité et des particules abrasives. En l'absence de précouche de filtration, le support textile laisse passer les particules fines, en particulier lors du démarrage. En effet, c'est surtout le gâteau de filtration qui retient les particules plus fines, le sac n'assurant qu'une partie de la filtration.

Le mercure gazeux n'est généralement pas arrêté par les filtres à manche. Pour améliorer le rendement du procédé, il faut dans la mesure du possible faire passer le mercure de sa forme gazeuse à sa forme oxydée, qui peut se fixer sur des particules. Plusieurs mesures permettent d'augmenter l'efficacité du filtre à manche, par exemple, l'association avec l'injection de sorbant sec ou semi-sec (absorbant-sécheur à pulvérisation), la mise en place d'une étape de filtration supplémentaire et l'ajout d'une surface réactive sur le gâteau de filtration.

Électrofiltres

Les électrofiltres font appel aux forces électrostatiques pour séparer les particules de poussière des gaz de combustion. Les gaz chargés en poussières s'écoulent entre une électrode émissive et une électrode réceptrice. Les particules en suspension dans l'air se chargent négativement en passant dans le champ ionisé créé entre les électrodes. Ces particules chargées sont attirées par l'électrode réceptrice mise à la terre, sur laquelle elles viennent se coller. Les matières collectées sur les électrodes sont détachées par choc ou vibration (ébranlage), en continu ou à intervalles prédéfinis. Il est généralement possible de nettoyer les électrofiltres sans arrêter la circulation de gaz.

Les principaux facteurs ayant une incidence sur le rendement de séparation des électrofiltres sont la résistivité et la granulométrie des particules. Les autres facteurs sont la température, le débit des effluents gazeux, la teneur en eau, les agents modificateurs ajoutés aux effluents gazeux et la surface de collecte.

Les électrofiltres humides fonctionnent avec des flux d'air saturé en vapeur d'eau (100 % d'humidité relative). Ils servent souvent à débarrasser les effluents gazeux industriels des liquides en suspension tels que les gouttelettes d'acide sulfurique. Ils sont, de même, couramment utilisés pour les gaz possédant une teneur élevée en eau, contenant des particules inflammables ou transportant des particules visqueuses.

Laveurs de gaz

Deux types de laveurs de gaz sont utilisés, l'un essentiellement pour le dépoussiérage, et l'autre pour l'élimination des composés gazeux acides.

Dans le cas du dépolluissage, la liqueur de lavage (habituellement de l'eau) entre en contact avec l'effluent gazeux chargé de particules. Le contact vigoureux entre les flux liquide et gazeux permet d'obtenir un rendement d'épuration élevé. L'humidification entraîne l'agglomération des particules fines, ce qui facilite leur récupération. On peut citer par exemple les laveurs de type Venturi, les laveurs Theissen, ou les laveurs à écoulement radial. L'efficacité de dépolluissage de ces équipements peut être supérieure à 98 %, mais la concentration finale en poussières est relativement élevée (plus de 5 mg/Nm³).

Les laveurs de gaz essentiellement dédiés à l'élimination des composés gazeux acides sont souvent du type tour de lavage. Ils permettent l'élimination de polluants comme le dioxyde de soufre (SO₂), l'acide chlorhydrique (HCl) et l'acide fluorhydrique (HF), grâce à l'utilisation d'une liqueur de lavage qui absorbe ces composés. Ils servent souvent à traiter des gaz préalablement dépolluïsés.

Les gaz « épurés » par ces deux types de laveurs passent normalement dans un dévésiculeur afin d'éliminer les gouttelettes d'eau. À la sortie du système, l'eau de lavage est dépolluïe puis rejetée ou renvoyée dans le circuit.

L'absorption du mercure élémentaire peut être améliorée par l'ajout de composés sulfurés ou de charbon actif dans la liqueur de lavage (Miller *et al.*, 2014).

On fait aussi souvent appel à des techniques de précipitation pour éliminer le mercure oxydé présent dans les eaux de lavage. Des flocculants (composés sulfurés) sont ajoutés à celles-ci afin de convertir efficacement le mercure soluble en un composé insoluble. On peut en outre leur adjoindre du charbon actif pour capter le mercure immédiatement après sa conversion (Bittig, 2014).

Lorsque l'eau de lavage contient des composés réducteurs (par exemple des sulfites), il est possible que le mercure se retransforme en mercure élémentaire et soit à nouveau émis (Keiser *et al.*, 2014). On peut éviter cette situation en assurant la présence d'ions, par exemple des fluorures, chlorures, bromures ou iodures, avec lesquels le mercure peut réagir et former des composés.

Récapitulation des équipements de dépolluissage

Le tableau 1 donne des informations sur les performances des équipements de dépolluissage.

Tableau 1

Performances des équipements de dépolluissage (exprimées en concentration moyenne horaire de poussières)

	Concentration de poussières après épuration (mg/m ³)
Filtres à manches	< 1 – 5
Filtres à manches (type à membrane)	< 1
Électrofiltres secs	< 5 – 15
Électrofiltres humides	< 1 – 5
Laveurs de gaz haut rendement	< 20

Source : Document d'orientation sur les meilleures techniques disponibles pour lutter contre les émissions de métaux lourds et de leurs composés provenant des catégories de sources énumérées à l'annexe II du Protocole relatif aux métaux lourds (ECE/EB.AIR/116, 2013)¹¹.

Sorbants et agents oxydants

Le charbon actif est un sorbant efficace pour le piégeage du mercure dans les gaz de combustion. Il peut être injecté dans ces derniers en amont des équipements de dépolluissage, des filtres à manche ou des électrofiltres. Il est aussi possible de faire passer les gaz de combustion sur un filtre à charbon actif. L'aptitude du charbon actif à éliminer le mercure varie en fonction de la température. En effet, pour un sorbant donné, la capacité de rétention ou de piégeage du mercure augmente généralement lorsque la température des gaz de combustion diminue, et celle-ci est essentiellement déterminée par la conception de l'installation et les conditions d'exploitation. En fonction des caractéristiques de l'installation, comme la composition des gaz de combustion et le fonctionnement de l'équipement de dépolluissage, le piégeage du mercure avec du charbon actif standard est relativement efficace à des températures inférieures à 175 °C. Il existe des sorbants de charbon actif haute température permettant de piéger le mercure à des températures supérieures à 175 °C, et allant généralement jusqu'à 350 °C.

Tous les charbons actifs sont combustibles, et dans certaines conditions, auto-inflammables et explosifs. Le risque d'incendie et d'explosion dépend des caractéristiques d'inflammabilité et d'explosivité du produit pulvérulent, ainsi que des procédés et des conditions propres à l'installation. Les charbons actifs de bonne qualité sont très élaborés et posent moins de risques d'incendie et d'explosion que ceux de qualité inférieure. Les charbons partiellement activés

¹¹ Il convient de noter que l'utilisation des taux d'oxygène comme indicateur de dilution pose problème, et que cette question nécessite un examen plus approfondi.

peuvent toutefois présenter un risque élevé et nécessiter une gestion particulière. L'adsorbant doit être soigneusement choisi et utilisé en respectant les directives appropriées, y compris celles relatives à la prévention des incendies et des explosions (par exemple, éviter la circulation d'air à faible vitesse dans les lits, éviter les accumulations importantes de dépôts à l'intérieur du système en surveillant et en vidant continuellement les trémies afin de prévenir les risques d'incendie, et mettre en place une bonne gestion des opérations de nettoyage en cas de déversement). La dilution du charbon actif avec des matières inertes peut supprimer le risque d'explosion. Pour les applications dans lesquelles le charbon actif est ajouté à des effluents gazeux peu chargés en poussières, il peut être avantageux de mélanger le charbon actif avec des sorbants non combustibles (Licata *et al.*, 2007; Derenne *et al.*, 2008).

Il est possible d'améliorer la rétention du mercure en ajoutant des agents oxydants (c'est-à-dire des halogènes) dans les gaz de combustion ou en utilisant du charbon actif imprégné d'halogènes ou de soufre. Ces techniques sont décrites plus en détail dans les chapitres traitant des secteurs. Il existe un risque potentiel de formation de dioxines et de furanes, en particulier dans les sous-produits, par exemple les cendres et les boues. Il convient d'en tenir compte.

Les déchets de charbon actif doivent être traités conformément aux dispositions de l'article 11 (déchets de mercure) et aux règlements nationaux applicables.

Le tableau 2 montre les performances minimales théoriques des techniques de piégeage du mercure au charbon actif.

Tableau 2

Performances minimales théoriques des techniques de piégeage du mercure au charbon actif (exprimées en concentration moyenne horaire de mercure)

	Concentration de mercure après épuration (mg/m ³)
Filtre au charbon actif	< 0,01
Filtre au charbon actif imprégné de soufre	< 0,01
Injection de charbon actif + dépoussiéreur	< 0,05
Injection de charbon actif bromé + dépoussiéreur	0,001

Source : Document d'orientation sur les meilleures techniques disponibles pour lutter contre les émissions de métaux lourds et de leurs composés provenant des catégories de sources énumérées à l'annexe II du Protocole relatif aux métaux lourds (ECE/EB.AIR/116, 2013).

L'obtention des concentrations mentionnées dans le tableau 2 dépend en grande partie de l'état et de la forme chimique du mercure (par exemple, mercure oxydé ou particulaire) et de la concentration initiale. La pertinence de ces valeurs dépend de chaque procédé; elle est d'autant plus grande que les concentrations de mercure dans les gaz de combustion sont élevées. Des exemples de niveaux de performance des différentes techniques, utilisées seules ou combinées, sont présentés dans les chapitres traitant des secteurs.

Chapitre III

Surveillance

Surveillance des émissions de mercure

1. Introduction

La surveillance des émissions joue un rôle essentiel dans l'évaluation par une Partie des résultats obtenus grâce aux mesures mises en œuvre. Le présent chapitre décrit par conséquent les techniques générales de surveillance des émissions qu'une Partie pourrait envisager. En outre, les techniques de surveillance spécifiques relatives aux catégories de sources ponctuelles énumérées à l'Annexe D sont abordées dans les chapitres correspondants des présentes orientations. L'article 8 ne comprend pas d'obligations spécifiques concernant la surveillance des émissions. Toutefois, le paragraphe 6 de l'article stipule que l'objectif des mesures appliquées par une Partie est de réaliser, au fil du temps, des progrès raisonnables en matière de réduction des émissions. En outre, le paragraphe 11 demande à chaque Partie (conformément à l'article 21) de fournir des informations sur l'efficacité des mesures qu'elle a prises en matière de contrôle et, dans la mesure du possible, de réduction des émissions de mercure et de composés du mercure provenant des sources ponctuelles qui relèvent des catégories de sources énumérées à l'annexe D.

Les présentes orientations reposent sur l'expérience acquise dans le domaine aux niveaux national et régional. Il est fait mention de certaines expériences pour information. La mention de ces informations ne préjuge en rien de l'autonomie de la Conférence des Parties ou de l'autonomie des Parties au sens de l'article 8. Tout examen des coûts repose sur les informations qui étaient disponibles lorsque le présent document d'orientation a été établi. On notera que ces coûts devraient évoluer avec le temps.

2. Aperçu général

La surveillance des émissions de mercure est un élément essentiel de la mise en œuvre globale des MTD et MPE permettant de contrôler les émissions de mercure dans l'environnement et de garantir une efficacité élevée des techniques de réduction utilisées. La surveillance des émissions de mercure doit être effectuée conformément à l'ensemble des pratiques de référence en utilisant des méthodes approuvées ou acceptées. Les données obtenues doivent être représentatives, fiables et à jour afin de pouvoir évaluer et garantir l'efficacité des techniques de réduction des émissions de mercure utilisées dans une installation.

Toutes les sources pertinentes d'émissions de mercure devraient faire l'objet d'une surveillance. Les différentes techniques sont énumérées dans la présente introduction; il se peut cependant que chaque source pertinente nécessite des techniques et des pratiques de surveillance particulières, qui sont indiquées dans les différents chapitres du présent document d'orientation.

2.1 Mesures générales de mise en œuvre de la surveillance des émissions de mercure

La première étape de la mise en œuvre de la surveillance des émissions de mercure consiste à établir un niveau de référence en mesurant directement les concentrations de mercure dans les effluents gazeux, ou en ayant recours à des mesures indirectes pour évaluer les émissions de l'installation. Par la suite, d'autres mesures sont réalisées à des intervalles spécifiques (par exemple tous les jours, toutes les semaines ou tous les mois) afin de caractériser les concentrations de mercure dans les gaz ou les émissions de mercure à un moment donné. Les résultats des mesures sont ensuite compilés et analysés afin d'établir les tendances des émissions et les performances opérationnelles. Si les données obtenues présentent un quelconque motif de préoccupation comme, par exemple, une augmentation des concentrations au fil du temps ou des pics d'émission liés à certaines opérations de l'usine, des mesures rapides doivent être prises par l'exploitant pour remédier à cette situation.

2.2 Considérations à prendre en compte pour la sélection d'une méthode de mesure ou de surveillance

Le choix d'une méthode de mesure ou de surveillance devrait commencer par l'examen des résultats escomptés. Il est possible de réaliser des mesures périodiques sur une courte durée, par exemple une heure ou une journée, afin d'obtenir rapidement les informations nécessaires à l'optimisation des procédés. Il peut être souhaitable de procéder à des mesures semi-continues sur de longues durées, par exemple plusieurs mois ou un an, à l'aide d'équipements installés à demeure, s'il s'agit d'établir des inventaires des émissions. La surveillance en continu des émissions, actuellement mise en œuvre dans certains pays, peut servir à contrôler le procédé si les émissions de mercure sont extrêmement variables, par exemple en raison de fluctuations rapides de la teneur en mercure des matières premières.

En outre, les caractéristiques propres au site doivent être prises en considération lors du choix de la meilleure méthode de surveillance et de la planification de la campagne d'échantillonnage. Selon le procédé, le mercure peut être présent sous forme de mercure particulaire, de mercure élémentaire gazeux Hg(0), de mercure gazeux ionisé Hg(I) ou Hg(II)

ou d'une combinaison de ces états. La répartition entre ces formes peut varier considérablement entre des installations utilisant des procédés similaires. Dans le cas de certains procédés, il peut être utile de mesurer séparément ces différentes espèces de mercure, par exemple, pour éclairer les décisions sur le choix des technologies de réduction des émissions ou pour mener des évaluations des risques.

Le point de prélèvement doit être facilement accessible, répondre aux exigences de sécurité et de santé au travail ainsi qu'aux exigences réglementaires, et permettre d'obtenir des échantillons représentatifs. Dans l'idéal, il faudrait utiliser les mêmes points de prélèvement pour les campagnes d'échantillonnage ultérieures, afin de pouvoir comparer les résultats. Afin d'éviter la dilution des échantillons et l'obtention de résultats faussement bas, les points de prélèvement ne doivent pas présenter d'infiltration d'air ambiant. De préférence, le profil de vitesse d'écoulement des gaz devrait être pris en compte lors de la détermination du point d'échantillonnage afin d'éviter les zones de perturbation de l'écoulement, qui auraient une incidence sur la représentativité de l'échantillon. Des informations détaillées sur la conception et la mise en place de points de mesure sont disponibles dans la norme européenne EN 15259: 2007¹² « Qualité de l'air - Mesurage des émissions de sources fixes - Exigences relatives aux sections et aux sites de mesurage et relatives à l'objectif, au plan et au rapport de mesurage ». Cette norme s'applique aux mesures continues et intermittentes.

Afin de fournir des données représentatives, la détermination du calendrier, de la durée et de la fréquence de l'échantillonnage devrait tenir compte de différents paramètres, y compris les méthodes de mesure et de surveillance utilisées, l'emplacement des points de mesure, les conditions de fonctionnement de l'installation, les variations de procédure propres au site et les exigences de présentation de preuves du respect des règlements applicables. Les échantillons devraient être prélevés dans des conditions représentatives du fonctionnement normal de l'installation. Si les émissions sont extrêmement variables, ou si le procédé est discontinu, il convient de réaliser l'échantillonnage sur une durée plus longue ou d'augmenter le nombre de prélèvements (par exemple, sur l'ensemble du lot) afin d'obtenir des mesures moyennes fiables. En outre, si les concentrations de mercure dans l'effluent gazeux sont faibles, l'obtention d'une quantité supérieure à la limite de détection peut nécessiter une durée de prélèvement plus longue. Par ailleurs, des prélèvements composites périodiques – par exemple, sur une demi-heure, 12 heures ou 24 heures – fournissent des résultats plus représentatifs que des prélèvements ponctuels aléatoires.

Les émissions de mercure peuvent varier de manière significative dans le temps pour une même installation ou entre installations utilisant des procédés similaires, en raison de la variabilité de la teneur en mercure des matières entrant dans le procédé. Les concentrations de mercure peuvent changer rapidement dans le combustible, les matières premières et les autres intrants, tels que les déchets. Au cours des mesures des émissions, la teneur en mercure des intrants devrait également être établie afin d'améliorer l'assurance-qualité. Lors de l'échantillonnage, il convient de veiller, dans la mesure du possible, à ce que le procédé soit conduit dans des conditions représentatives, à ce que les concentrations de mercure dans les intrants soient représentatives de la situation normale, et à ce que les émissions fugitives soient réduites autant que possible. Si les conditions d'exploitation ne sont pas les conditions habituelles, l'extrapolation des données d'échantillonnage peut donner des résultats présentant une grande marge d'erreur.

Les conditions d'exploitation devraient être documentées pendant la totalité de la campagne d'échantillonnage. Les paramètres spécifiques, tels que le débit volumique, la température et la teneur en vapeur d'eau des gaz, la pression statique dans la conduite d'évacuation et la pression atmosphérique¹³, devraient être mesurés avec exactitude afin de pouvoir exprimer les concentrations de mercure dans les conditions de référence (0 °C, 1 atm, teneur en oxygène mesurée ou de référence, gaz sec). La quantité de mercure émise au fil du temps peut être déterminée en multipliant la concentration de mercure dans les gaz de combustion par le débit volumique de ces gaz.

Par exemple :

$$E_{\text{Hg}} = C_{\text{Hg}} \times D \times T$$

avec

E_{Hg} = émissions annuelles de mercure (kg/an)

C_{Hg} = concentration de mercure dans l'effluent gazeux (kg/m³)

D = débit volumique de l'effluent gazeux (m³/h)

T = durée annuelle d'exploitation (h/an)

¹² Comité européen de normalisation, « EN 15259: 2007 : Qualité de l'air - Mesurage des émissions de sources fixes - Exigences relatives aux sections et aux sites de mesurage et relatives à l'objectif, au plan et au rapport de mesurage », 18 août 2007.

http://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:110:0:::FSP_PROJECT:22623&cs=106F3444821A456A90F21590F3BFF8582.

¹³ EIPPCB (European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau), BREF NMF (Best available techniques reference document for non-ferrous metals industries), Final draft. Octobre 2014, p. 56.

La plupart des méthodes directes de surveillance des émissions s'appuient sur des prélèvements au niveau de sources ponctuelles, par exemple une cheminée. La mesure des émissions diffuses, y compris les émissions fugaces, est très peu répandue, et les méthodes de mesure existantes produisent habituellement des résultats présentant une forte incertitude. Il convient par conséquent de noter que la surveillance des émissions au niveau de sources ponctuelles risque de ne pas fournir des données complètes sur les émissions totales de mercure d'une installation.

La sélection des méthodes de surveillance devrait reposer sur différents critères, tels que les caractéristiques du site, les spécificités du procédé, la précision des mesures, les coûts, les exigences réglementaires et les besoins de maintenance. Afin de pouvoir comparer les émissions de mercure d'une installation dans le temps, il conviendrait d'utiliser des méthodes d'échantillonnage cohérentes sur plusieurs années.

2.3 Méthodes de mesure directe

Les méthodes de mesure directe sont généralement considérées comme les plus fiables des techniques de surveillance des émissions de mercure. Correctement mises en œuvre, ces méthodes peuvent fournir des données représentatives et fiables, qui permettent d'obtenir des mesures plus précises des émissions réelles d'une installation.

2.3.1 Mesures sur une courte durée

2.3.1.1 Prélèvement par impacteur

L'échantillonnage par impacteur des émissions de mercure d'une source fixe est réalisé en prélevant manuellement un échantillon des effluents gazeux dans une cheminée ou une conduite de sortie. Ce système d'échantillonnage isocinétique prélève l'effluent gazeux en conservant les mêmes caractéristiques de vitesse qu'au point de prélèvement, et permet de tenir compte des variations de débit ainsi que de la charge de particules. Cette méthode n'est toutefois pas adaptée aux gaz très chargés en particules.

Elle nécessite l'utilisation d'une ligne de prélèvement compliquée afin de transférer le mercure de l'effluent gazeux vers une solution qui est ensuite envoyée pour analyse en laboratoire. Si cette méthode permet d'obtenir une bonne précision des mesures, elle nécessite une présence continue pendant l'échantillonnage. L'avantage de cette méthode est qu'il est possible de mesurer le mercure sous forme gazeuse et sous forme particulaire. En raison de leur complexité, les analyses à la source sont plutôt effectuées périodiquement (par exemple, une ou deux fois par an). Ce sont en général des consultants spécialisés externes qui sont chargés de réaliser les échantillonnages et les analyses.

Une sonde et une buse d'échantillonnage sont insérées dans la conduite d'évacuation des gaz afin de prélever un échantillon représentatif sur une période donnée. L'échantillonnage étant généralement réalisé tout au plus quelques fois par an, il doit se faire lorsque le procédé fonctionne lorsque le régime est constant, afin de permettre une extrapolation des données sur une année d'exploitation. Les conditions d'exploitation doivent être documentées avant, pendant et après la campagne d'échantillonnage. Aux États-Unis, la pratique générale consiste à prélever trois échantillons à l'aide d'un impacteur, sur plusieurs heures et dans les conditions de fonctionnement typiques, et à calculer la moyenne des résultats pour obtenir la valeur de la concentration finale. Une préparation minutieuse de l'échantillonnage et un post-traitement méticuleux des solutions à analyser sont essentiels au succès de la méthode de prélèvement par impacteur. Les erreurs de mesure sont souvent dues aux pertes de mercure dans les solutions. Il est donc essentiel d'éviter toute perte d'échantillon, qui entraînerait des résultats d'analyse faussement bas.

Comme il ne s'agit pas d'une méthode de surveillance continue des émissions, les résultats obtenus ne fournissent pas de données sur les émissions de mercure pendant les événements irréguliers, tels que les grandes fluctuations de production, les démarrages, les arrêts ou les perturbations des procédés. Il convient de noter que les émissions de mercure au cours de ces événements peuvent être nettement supérieures ou inférieures à celles observées dans les conditions normales d'exploitation.

Même à régime constant dans des conditions normales, les variations des quantités de mercure émises peuvent être considérables lorsque les teneurs en mercure des combustibles ou des produits intermédiaires fluctuent sur de courtes périodes. En particulier, pour les installations d'incinération de déchets et de production de ciment utilisant des déchets comme combustible, la quantité de mercure entrant dans le système ou l'installation peut être imprévisible. De même, dans l'industrie des métaux non ferreux, la teneur en mercure de la charge d'alimentation des fours peut changer rapidement en fonction des concentrés de minerai traités. Dans de tels cas, les résultats du prélèvement intermittent par impacteur risquent de ne pas fournir des données représentatives lorsqu'ils sont extrapolés sur une longue période (par exemple pour le calcul des moyennes annuelles). L'augmentation de la fréquence d'échantillonnage (par exemple, passer à trois mesures par an sur plusieurs années) peut permettre de mieux appréhender les émissions réelles de la source dans le temps.

Pour maximiser la rentabilité des investissements, les analyses à la source des émissions de mercure devraient être réalisées lors de grandes campagnes d'échantillonnage portant sur les polluants atmosphériques, par exemple les particules, les NO_x, le SO₂ et les COV. L'ajout des analyses de mercure dans ces campagnes pourrait accroître les coûts d'exploitation d'une installation. Les coûts réels seront fonction de divers facteurs, tels que la méthode et la fréquence d'échantillonnage, les services d'appui nécessaires, les méthodes d'analyse et la préparation du site.

Méthodes de référence :

- *Norme européenne EN 13211:2001/AC: 2005 – Qualité de l'air – Émissions de sources fixes – Méthode manuelle de détermination de la concentration en mercure total*¹⁴

Il s'agit de la méthode de référence en Europe pour la mesure du mercure total. Cette méthode est applicable pour la plage de concentration en mercure total allant de 0,001 à 0,5 mg/m³ dans les effluents gazeux. Le mercure total est dosé manuellement au moyen d'une solution aqueuse acide de permanganate de potassium ou de dichromate de potassium pour le mercure en phase vapeur, et d'un papier filtre pour le mercure particulaire. La durée de prélèvement doit être comprise entre une demi-heure et deux heures.

- *US EPA, Méthode 29 – Émissions de métaux provenant de sources fixes*¹⁵

Cette méthode repose sur un prélèvement isocinétique de l'échantillon. Les émissions particulaires sont collectées dans la sonde et sur un filtre chauffé, et les émissions gazeuses sont ensuite recueillies dans une solution aqueuse acide de peroxyde d'hydrogène (analyse de tous les métaux, y compris le mercure) et une solution aqueuse acide de permanganate de potassium (analyse du mercure uniquement). Les échantillons prélevés sont digérés (minéralisés), et les fractions appropriées sont analysées par spectroscopie d'absorption atomique de vapeur froide (CVAAS) pour déterminer leur teneur en mercure, et par spectrométrie de masse avec plasma induit par haute fréquence (ICP-MS) pour divers autres métaux. Cette méthode est adaptée à la mesure de concentrations de mercure allant d'environ 0,2 à 100 µg/m³. Le mercure oxydé étant recueilli dans la solution de peroxyde d'hydrogène, elle permet aussi de déterminer la spéciation du mercure.

- *US EPA, SW-846, Méthode 0060 – Dosage des métaux dans les émissions des cheminées*¹⁶

Cette méthode est utilisée pour doser les métaux dans les émissions des cheminées d'incinérateurs de déchets dangereux et autres procédés de combustion similaires. L'échantillon est prélevé de manière isocinétique dans le flux de gaz de combustion au moyen d'une sonde et d'un filtre. Les émissions particulaires sont collectées dans la sonde et sur un filtre chauffé, et les émissions gazeuses sont recueillies dans une série de sept impacteurs réfrigérés. Deux des impacteurs sont vides, deux autres contiennent une solution aqueuse d'acide nitrique dilué associé à du peroxyde d'hydrogène dilué, les deux suivants une solution acide de permanganate de potassium, et le dernier contient un desséchant.

Les échantillons recueillis sont digérés, et les fractions appropriées sont analysées par CVAAS pour déterminer leur teneur en mercure. Les fractions restantes peuvent être analysées par spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-AES), spectrométrie d'absorption atomique dans la flamme (FLAA) ou ICP-MS pour déterminer la concentration de divers autres métaux.

- *Méthode ASTM D6784- 02 (révisée en 2008) – Méthode d'essai normalisée – Détermination du mercure élémentaire, oxydé, particulaire et total dans les émissions de sources fixes de combustion de charbon (méthode Ontario Hydro)*¹⁷

Cette méthode repose sur un prélèvement isocinétique de l'échantillon dans le flux de gaz de combustion au moyen d'une sonde et d'un filtre; cet échantillon est maintenu à 120 °C ou à la température des gaz de combustions (la valeur la plus élevée est retenue), et traverse une série d'impacteurs placés dans un bain de glace. Le mercure particulaire est collecté dans la première moitié de la ligne de prélèvement. Le mercure oxydé est recueilli dans des impacteurs contenant une solution aqueuse de chlorure de potassium réfrigérée.

Le mercure élémentaire est collecté dans les impacteurs suivants (un impacteur contenant une solution aqueuse acide de peroxyde d'hydrogène réfrigérée et trois impacteurs contenant une solution aqueuse de permanganate de potassium réfrigérée). Les échantillons recueillis sont digérés puis analysés par spectrométrie de fluorescence atomique de vapeur froide (CVAFS) ou par CVAAS pour déterminer leur teneur en mercure. Cette méthode est utilisée pour doser le mercure élémentaire, oxydé, particulaire et total dans les émissions de sources fixes de combustion de charbon, dans une plage allant d'environ 0,2 à 100 µg/m³.

¹⁴ Comité européen de normalisation, « EN 13211:2001/AC: 2005 – Qualité de l'air – Émissions de sources fixes – Méthode manuelle de détermination de la concentration en mercure total », 15 février 2005. http://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:110:0:::FSP_PROJECT,FSP_ORG_ID:25042,6245&cs=19B884B499893080A731C45504F6F2FB2.

¹⁵ US EPA, « Method 29 – Metals Emissions from Stationary Sources » <http://www.epa.gov/ttn/emc/methods/method29.html>.

¹⁶ US EPA, « Method 0060 – Determination of Metals from Stack Emissions » <http://www3.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/0060.pdf>

¹⁷ American Society for Testing and Materials (ASTM), « Standard Test Method for Elemental, Oxidized, Particle-Bound and Total Mercury in Flue Gas Generated from Coal-Fired Stationary Sources (Ontario Hydro Method) », 2008. <http://www.astm.org/Standards/D6784.htm>.

- *JIS K0222 Article 4(1) – Méthodes de dosage du mercure dans les émissions des cheminées - Absorption humide et absorption atomique de vapeur froide*¹⁸

Cette méthode de référence japonaise mesure le mercure total en phase gazeuse de l'échantillon. Le mercure en phase gazeuse est recueilli dans une solution aqueuse acide de permanganate de potassium (prélèvement isocinétique dans des conditions non limites). Les poussières contenant le mercure particulaire, prélevées de manière isocinétique, sont recueillies sur le filtre conformément à la méthode de référence JIS Z8808:2013201319 « Méthodes de mesure de la concentration de poussières dans les gaz de combustion ». Les échantillons recueillis sont digérés, et les fractions appropriées sont analysées par spectroscopie d'absorption atomique de vapeur froide pour déterminer leur teneur en mercure.

2.3.1.2 Prélèvement par adsorption (piège adsorbant)

Les pièges adsorbants permettent de déterminer la concentration moyenne de mercure sur la période d'échantillonnage, comme les méthodes à impacteurs. En outre, la rétention du mercure est plus stable et le protocole d'échantillonnage plus simple, ce qui permet un fonctionnement sans surveillance sur de longues périodes.

Les pièges adsorbants sont utilisés pour mesurer les émissions de mercure de sources ponctuelles à faibles concentrations de matières particulaires. En général, les échantillons sont prélevés en aval d'un équipement de contrôle des émissions de particules.

Le plus souvent, des échantillons doubles sont prélevés en parallèle à l'aide de sondes insérées dans le flux gazeux. Les sondes contiennent des pièges adsorbants qui retiennent le mercure présent dans le gaz. Les sorbants utilisés sont essentiellement des charbons actifs halogénés. Les pièges adsorbants sont destinés à mesurer le mercure gazeux, mais, en raison de la méthode d'échantillonnage, ils peuvent également retenir des particules contenant du mercure. Ces particules sont analysées et la quantité mesurée est ajoutée à la quantité adsorbée sur le lit de charbon actif pour obtenir le mercure total. Toutefois, la méthode des pièges adsorbants ne recueille pas les particules de manière isocinétique, de sorte qu'elle ne permet pas de mesurer avec précision le mercure particulaire. Quoiqu'il en soit, les installations concernées étant censées disposer d'équipements efficaces de contrôle des émissions de particules, la quantité de mercure particulaire devrait être minimale dans les effluents gazeux.

À la fin de la période de prélèvement, les pièges adsorbants sont remplacés manuellement, et les sorbants usés sont analysés pour déterminer leur teneur en mercure. Si les analyses des deux tubes à sorbant donnent des résultats concordants compris à l'intérieur d'une plage donnée, on calcule la valeur finale en faisant la moyenne des deux résultats. Les méthodes d'analyse de la teneur en mercure comprennent les méthodes chimiques traditionnelles par voie humide et les petits systèmes de désorption thermique, qui peuvent fournir des résultats instantanément. Un avantage important de cette méthode est que le personnel d'exploitation peut être rapidement formé pour procéder à l'échantillonnage. Un autre avantage est que les résultats de l'analyse par désorption thermique peuvent être connus alors que l'appareil de mesure est encore sur place. Cela est utile pour les essais techniques en conditions variables, ou pour la vérification de la précision relative des analyseurs de mercure.

Les pièges adsorbants offrent une bonne sensibilité et une bonne précision sur une large gamme de concentrations. Il est toutefois nécessaire de connaître les concentrations minimales et maximales de mercure prévues dans les effluents gazeux pour pouvoir choisir le piège adsorbant et la durée de prélèvement qui conviennent. Par exemple, si la concentration est trop élevée ou la durée de prélèvement trop longue, la capacité d'adsorption du piège à mercure risque d'être dépassée, ce qui entraînerait une sous-déclaration de la concentration de mercure. D'un autre côté, une courte durée de prélèvement peut, dans le cas d'effluents gazeux à très faible teneur en mercure, conduire à une trop grande faiblesse des quantités piégées par le sorbant, ce qui aurait un effet négatif sur la précision de l'analyse.

Méthodes de référence :

- *US EPA, Méthode 30B – Dosage du mercure total en phase vapeur dans les émissions de sources fixes de combustion de charbon à l'aide de pièges adsorbants*²⁰

Cette méthode de dosage du mercure total en phase vapeur dans les émissions provenant de sources fixes de combustion de charbon fait appel au prélèvement par adsorption et à une technique d'analyse extractive ou thermique. Elle est destinée à être utilisée seulement avec des effluents gazeux peu chargés en particules (par exemple, prélèvement en aval des équipements de dépollution). La Méthode 30B est une méthode de référence pour la vérification de la précision relative (RATA) des systèmes de surveillance en continu des émissions de mercure en phase gazeuse et les systèmes de surveillance à pièges adsorbants installés sur des chaudières à charbon; elle convient

¹⁸ Japanese Standards Association, « JIS K0222:1997; Methods for determination of mercury in stack gas » 20 août 1997.

¹⁹ Japanese Standards Association, « JIS Z8808:2013; Methods of measuring dust concentration in flue gas » 20 août 2013.

²⁰ US EPA Method 30B, <http://www.epa.gov/ttn/emc/promgate/Meth30B.pdf>.

également à l'analyse des émissions atmosphériques de mercure de ces chaudières. Dans les cas où la quantité de mercure particulaire peut s'avérer importante, il convient de procéder à un prélèvement anisocinétique.

- *JIS K0222 Article 4(2) – Méthodes de dosage du mercure dans les émissions des cheminées - Absorption atomique de vapeur froide avec amalgamation d'or*²¹

Cette méthode de référence japonaise fait appel à un sorbant contenant de l'or et mesure le mercure élémentaire en phase vapeur Hg(0) dans les gaz de cheminée. L'échantillon de gaz est lavé à l'eau, et le mercure oxydé (Hg²⁺) présent dans la phase gazeuse est éliminé. Le mercure élémentaire en phase gazeuse est ensuite piégé par le sorbant, sous forme d'amalgame d'or. Le sorbant est chauffé, et le mercure vaporisé est mesuré par spectroscopie d'absorption atomique de vapeur froide.

2.3.1.3 Analyse à l'aide d'instruments

L'analyse instrumentale peut être utilisée pour des mesures de courte durée des concentrations de mercure en phase gazeuse. Cette méthode repose sur un prélèvement en continu; l'échantillon de gaz est envoyé vers un analyseur portable qui mesure le mercure élémentaire et le mercure oxydé (Hg⁰ et Hg²⁺), séparément ou simultanément. L'analyseur portable fait appel à une technique de mesure similaire à celle qui est utilisée dans la surveillance en continu des émissions (voir section 3 ci-dessous).

- *US EPA, Méthode 30A – Dosage du mercure total en phase vapeur dans les émissions de sources fixes - Procédure d'analyse instrumentale*²²

Cette méthode de mesure du mercure total en phase vapeur dans les émissions de sources fixes fait appel à un analyseur. Elle est particulièrement adaptée à l'analyse des émissions et à la vérification de la précision relative (RATA) des systèmes de surveillance en continu des émissions de mercure en phase gazeuse et des systèmes de surveillance à pièges adsorbants installés sur les sources fixes de combustion de charbon. Les exigences relatives à l'assurance qualité et au contrôle qualité sont prises en compte.

2.3.2 Mesures sur une longue durée

2.3.2.1 Systèmes de surveillance à pièges adsorbants

Les systèmes de surveillance à pièges adsorbants sont utilisés pour surveiller les émissions de mercure de sources ponctuelles à faibles concentrations de matières particulaires. Ces systèmes sont installés de manière permanente en un point de prélèvement approprié, et font appel à des pièges adsorbants pour fournir des échantillons représentatifs. Au lieu d'utiliser les pièges pour des mesures sur de courtes durées, ils les exploitent de façon continue sur des périodes définies, qui peuvent aller de 24 à 168 heures²³, et atteindre 14 jours pour les échantillons à faible concentration de mercure. Comme pour les autres méthodes d'extraction, l'emplacement du point de prélèvement doit être choisi avec soin pour fournir des données utiles et représentatives.

Le coût de l'installation d'un système de surveillance à pièges adsorbants est estimé à environ 150 000 dollars. Selon les données de 2010 des États-Unis, les coûts de fonctionnement annuel d'un tel système dans une centrale électrique au charbon vont de 26 000 à 36 000 dollars, et les coûts de main-d'œuvre de 21 000 à 36 000 dollars²⁴.

Méthodes de référence :

- *US EPA PS-12b (Spécifications de performance 12 b) – Spécifications et méthodes d'essais pour la surveillance du mercure total en phase vapeur dans les émissions de sources fixes au moyen d'un système de surveillance à pièges adsorbants*²⁵

Ces spécifications de performance ont pour objet l'établissement d'indicateurs de résultats pour les systèmes à pièges adsorbants servant à surveiller les émissions totales de mercure en phase vapeur des sources fixes, et l'évaluation de l'acceptabilité de ces systèmes. Cette méthode convient pour faire des mesures sur des durées d'échantillonnage pouvant aller jusqu'à 14 jours, afin de surveiller les émissions à faible concentration de mercure.

²¹ Japanese Standards Association, « JIS K0222;1997; Methods for determination of mercury in stack gas » 20 août 1997.

²² US EPA Method 30A, <http://www.epa.gov/ttnemc01/promgate/Meth30A.pdf>.

²³ US EPA Performance Specification 12B, p.13. <http://www.epa.gov/ttn/emc/perfspec.html>.

²⁴ Amar, P., C. Senior, R. Afonso et 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 », juillet 2010, pp. 2–22. <http://www.nescaum.org/activities/major-reports>.

²⁵ US EPA Performance Specification 12B. <http://www.epa.gov/ttn/emc/perfspec.html>.

2.4 Mesures en continu

2.4.1 Mesures en continu : systèmes de surveillance en continu des émissions (SSCE)

Les systèmes de surveillance en continu des émissions (SSCE) sont utilisés pour surveiller sur de longues durées les émissions de gaz des sources ponctuelles. Ils ne mesurent pas le mercure particulaire. Cette méthode de surveillance automatisée permet de prélever des échantillons représentatifs en continu ou à intervalles donnés, au moyen d'une sonde insérée dans le flux gazeux. Les SSCE sont intéressants pour mesurer de sans interruption les émissions de mercure qui peuvent évoluer rapidement dans le temps en raison de la variation de la teneur en mercure des matières premières, des combustibles ou des réactifs. Ils peuvent, par exemple, être utiles pour la co-incinération des déchets, dont la teneur en mercure peut fluctuer rapidement. Les exigences réglementaires en matière de surveillance et de rapport ont conduit à l'utilisation croissante de cette méthode aux États-Unis et dans l'Union européenne pour certaines sources au cours des 10 dernières années. Leur coût d'installation et de mise en œuvre est élevé par rapport aux autres méthodes mais ils fournissent une quantité de données bien plus importante, produisant des informations en temps réel au cours de différents types d'opérations et des fluctuations des conditions d'exploitation.

L'emplacement du point de prélèvement doit être choisi avec soin pour fournir des données utiles et représentatives. Sur une installation complexe présentant de nombreux points potentiels d'émissions de mercure, le coût de l'installation d'un tel système sur chaque sortie peut être très élevé. Selon les données américaines de 2010, le coût global d'installation d'un nouveau système de surveillance en continu des émissions de mercure dans une centrale électrique à charbon est d'environ 500 000 dollars, dont 200 000 dollars pour le système proprement dit, y compris le démarrage, la formation et les appareils d'étalonnage, et entre 200 000 et 300 000 dollars pour la préparation du site²⁶. Les coûts des systèmes les plus récents, qui ne nécessitent pas d'étalonnage quotidien, sont beaucoup plus faibles. Les récentes informations obtenues auprès d'un fournisseur de matériel de mesure des émissions de mercure basé dans l'Union européenne font état d'un coût d'environ 150 000 euros (170 000 dollars) pour le système lui-même, les infrastructures nécessaires et l'installation, l'entretien, l'étalonnage et la validation²⁷.

Sur une installation présentant de nombreuses cheminées et où l'utilisation d'un SSCE serait non seulement techniquement et économiquement viable, mais aussi instructive, ce système devrait être situé au niveau de la sortie émettant la majorité du mercure. Bien que dans ce cas le système ne fournisse pas d'information sur tous les points d'émission, les données ainsi produites pourraient constituer une bonne indication en temps réel des tendances des performances du procédé et de l'efficacité du contrôle du mercure.

Avec un SSCE, l'échantillon prélevé est filtré afin d'éliminer les particules, et l'échantillon gazeux est ensuite envoyé vers un analyseur de mercure. En général, les analyseurs doivent être maintenus à température constante afin d'éviter les erreurs d'instrumentation et une dérive des résultats. Il convient de noter que ces analyseurs détectent uniquement le mercure en phase gazeuse (Hg^0 et Hg^{2+}) et que le mercure particulaire est retenu par le filtre. Toutefois, les installations concernées étant censées disposer d'équipements efficaces de contrôle des émissions de particules, les concentrations de matières particulaires devraient être minimales dans les émissions des cheminées, et par conséquent dans les effluents gazeux rejetés. Les SSCE peuvent être utilisés pour le prélèvement d'effluents gazeux secs ou saturés en eau, par exemple en sortie d'un laveur de gaz. Ceux utilisés pour surveiller des gaz saturés en eau nécessitent une sonde spéciale équipée d'un filtre, afin d'éviter tout blocage par la condensation de vapeur d'eau. Il convient de noter que le fonctionnement de certains SSCE peut être perturbé par la présence d'autres substances dans le flux gazeux.

Les systèmes de surveillance en continu des émissions de mercure mesurent directement le mercure élémentaire gazeux (Hg^0) par absorption atomique de vapeur froide (CVAA) ou par fluorescence atomique de vapeur froide (CVAf). Par conséquent, le mercure oxydé gazeux (Hg^{2+}) présent dans l'échantillon de gaz doit être réduit en Hg^0 afin de pouvoir être mesuré. Ce procédé est appelé conversion de l'échantillon gazeux. La réduction du mercure est obtenue en faisant passer l'échantillon gazeux soit dans une cellule de réduction thermique haute température, soit dans un impacteur contenant un produit chimique réducteur, comme le chlorure d'étain.

Les SSCE peuvent être utilisés pour fournir, en continu ou à intervalles donnés, par exemple toutes les demi-heures ou toutes les heures, des données sur les émissions atmosphériques de mercure. Les données qu'ils produisent peuvent ainsi être transmises en continu au système de commande du procédé par le biais d'une boucle de rétroaction; ces informations en temps réel sur les tendances du fonctionnement permettent de contrôler le procédé et contribuent à maintenir une efficacité optimale.

²⁶ Amar, P., C. Senior, R. Afonso et 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.* », juillet 2010, pp. 2–7. <http://www.nescaum.org/activities/major-reports>.

²⁷ Gerter, F., et A.G. Sick, Allemagne, communication personnelle, septembre 2015.

Les systèmes de surveillance en continu des émissions doivent être correctement étalonnés, afin de garantir la précision des données. Pour ce faire, on compare les valeurs données par l'instrument de mesure avec les résultats d'échantillons prélevés simultanément au même point, en faisant appel à des méthodes manuelles pertinentes d'analyse à la source. Si des gaz d'étalonnage appropriés sont disponibles, il est possible de les utiliser pour étalonner directement l'instrument. Afin de limiter autant que possible la dérive des résultats, il serait nécessaire de procéder à un entretien et à un contrôle qualité réguliers, conformément aux spécifications du constructeur ou de l'autorité compétente.

Méthodes de référence :

- *US EPA PS-12a (Spécifications de performance 12a) – Spécifications et méthodes d'essais pour la surveillance du mercure total en phase vapeur dans les émissions de sources fixes au moyen de systèmes de surveillance en continu des émissions*²⁸

Ces spécifications de performance sont utilisées pour évaluer l'acceptabilité des systèmes de surveillance en continu des émissions de mercure en phase gazeuse mis en place sur des sources fixes, au moment de leur installation ou peu de temps après, et chaque fois que les exigences réglementaires le spécifient. Les SSCE mesurent la concentration totale de mercure en phase gazeuse en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, quelle que soit la spéciation du mercure, et enregistrent les résultats exprimés dans les conditions de référence, sèches ou humides. Cette méthode ne mesure pas le mercure particulaire.

- *Norme européenne EN 14884:2005 – Qualité de l'air – Émissions de sources fixes – Détermination de la concentration en mercure total : systèmes automatiques de mesure*²⁹

Cette norme décrit les procédures d'assurance qualité relatives aux systèmes automatiques de mesurage destinés au dosage du mercure total dans les effluents gazeux, en vue de satisfaire aux exigences en matière d'incertitude de mesure précisées par les règlements, les législations nationales ou toutes autres dispositions. La norme est en conformité avec la norme générale relative à l'assurance qualité des SSCE (EN 14181:2014 – Qualité de l'air – Émission des sources fixes – Assurance qualité des systèmes automatiques de mesurage³⁰).

La norme EN 14181:2014 est utilisée après vérification de l'aptitude à l'emploi d'un dispositif de mesurage (QAL1, tel que défini par la norme EN 15267³¹), démontrant qu'il est adapté à l'utilisation prévue avant installation sur site. La norme EN 14181:2014 décrit les procédures d'assurance qualité requises pour garantir qu'un SSCE peut satisfaire aux exigences en matière d'incertitude de mesure précisées par les réglementations de l'UE ou les législations nationales.

- *Norme européenne EN 13211:2001/AC: 2005 – Qualité de l'air – Émissions de sources fixes – Méthode manuelle de détermination de la concentration en mercure total*³²

Cette norme européenne décrit une méthode manuelle de détermination de la concentration massique de mercure dans les gaz des conduites et cheminées d'évacuation. Il s'agit de la méthode de référence pour l'étalonnage par comparaison des systèmes de surveillance en continu des émissions de mercure. Elle a déjà été citée dans la section 2.1.1 relative au prélèvement par impacteur.

²⁸ US EPA Performance Specification 12A. <http://www.epa.gov/ttn/emc/perfspec.html>.

²⁹ Comité européen de normalisation, « EN 14884:2005: Qualité de l'air – Émissions de sources fixes – Détermination de la concentration en mercure total : systèmes automatiques de mesure », 28 novembre 2005. http://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:110:0:::FSP_PROJECT:22225&cs=1D527AD08718E6354287EA554A53ADF26.

³⁰ Comité européen de normalisation, « EN 14181:2014 – Qualité de l'air – Émission des sources fixes – Assurance qualité des systèmes automatiques de mesurage », 11 octobre 2014. http://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:110:0:::FSP_PROJECT:33416&cs=1D563C09742AECB59945D4E1D645A5DCB.

³¹ EN 15267-1 : Qualité de l'air – Certification des systèmes de mesurage automatisés – Partie 1 : principes généraux; EN 15267-2 : Qualité de l'air – Certification des systèmes de mesurage automatisés – Partie 2 : évaluation initiale du système de gestion de la qualité des fabricants d'AMS et surveillance après certification du procédé de fabrication; EN 15267-3 : Qualité de l'air – Certification des systèmes de mesurage automatisés – Partie 3 : spécifications de performance et procédures d'essai pour systèmes de mesurage automatisés des émissions de sources fixes.

³² Comité européen de normalisation, « EN 13211:2001/AC: 2005 – Qualité de l'air – Émissions de sources fixes – Méthode manuelle de détermination de la concentration en mercure total », 15 février 2005. http://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:110:0:::FSP_PROJECT,FSP_ORG_ID:25042,6245&cs=19B884B499893080A731C45504F6F2FB2.

- *JIS K0222 Article 4(3) – Méthodes de dosage du mercure dans les émissions des cheminées - Méthode de surveillance continue*³³

Cette méthode de référence japonaise mesure directement le mercure total en phase gazeuse des sources fixes par spectroscopie d'absorption atomique de vapeur froide (CVAAS). Selon cette méthode, le mercure oxydé en phase vapeur (Hg^{2+}) est réduit en mercure élémentaire (Hg^0) en faisant passer l'échantillon de gaz dans du chlorure d'étain.

2.5 Méthodes de mesure indirecte

Les méthodes de mesure indirecte décrites ci-après sont utiles pour estimer les émissions atmosphériques de mercure d'un procédé ou d'une installation. En matière de surveillance des émissions de mercure, la plupart des méthodes de mesure indirecte ne sont généralement pas considérées comme aussi fiables et précises que les techniques de mesure directe. En effet, contrairement aux méthodes de mesure directe, elles ne fournissent aucune information sur les concentrations de mercure dans les gaz de cheminée ou sur les taux d'émission totaux. Mises en œuvre conformément aux procédures d'essai appropriées, les méthodes de mesure directe énumérées précédemment fournissent des résultats plus représentatifs que ceux produits par la plupart des méthodes de mesure indirecte. Ces dernières sont néanmoins utiles en tant qu'outils de vérification et de détection pour surveiller les performances générales des procédés et estimer l'efficacité de la réduction des émissions de mercure. Aux fins d'établissement de rapports, elles peuvent être utilisées pour fournir une estimation générale des émissions au niveau de l'installation si les méthodes de mesure directe sont indisponibles ou inapplicables.

2.5.1 Bilan massique

Le bilan massique est réalisé en appliquant la loi de conservation de la masse à un système (par exemple, une installation, un procédé ou un équipement). Dans ce système, le mercure présent à l'entrée du procédé dans les produits intermédiaires, les additifs et le combustible doit en ressortir dans les sous-produits, les déchets, les émissions et les rejets. Les émissions et les rejets de mercure sont par conséquent calculés à partir des différences entre entrée, sortie, accumulation et perte. L'équation générale d'un bilan massique est la suivante³⁴ :

$$M_{\text{entrée}} = M_{\text{sortie}} + M_{\text{accumulée/perdue}}$$

avec

$M_{\text{entrée}}$ = masse de mercure entrant dans l'installation dans les produits intermédiaires, le combustible, les additifs, etc.

M_{sortie} = masse de mercure quittant l'installation dans les produits finis, les sous-produits, les déchets, les émissions atmosphériques et les rejets

$$(M_{\text{sortie}} = M_{\text{produits}} + M_{\text{sous-produits}} + M_{\text{déchets}} + M_{\text{émissions}} + M_{\text{rejets}})$$

$M_{\text{accumulée/perdue}}$ = masse de mercure accumulée ou perdue dans le système

Pour calculer les émissions de mercure à l'aide d'un bilan massique, il est nécessaire de suivre et d'enregistrer les concentrations de mercure et les débits massiques de toutes les matières (par exemple, produits, sous-produits, effluents, boues) pendant une période déterminée. Les masses de mercure sont calculées en multipliant les concentrations de mercure par les débits massiques correspondants et la durée (par exemple un an). Un des avantages de la méthode du bilan massique est qu'elle permet d'estimer les émissions de mercure provenant à la fois de sources ponctuelles et de sources diffuses (y compris les émissions fugaces), dans le cas où une Partie souhaiterait estimer aussi les émissions de sources non ponctuelles.

Dans un système comportant de nombreuses sources d'émission et pour lequel on dispose de peu de données sur les cheminées ou conduites d'évacuation, le bilan massique peut fournir des informations utiles et représentatives sur les flux de mercure sur une longue période, par exemple une année. Dans les procédés où les émissions sont susceptibles de varier considérablement dans le temps, les résultats d'un bilan massique annuel complet peuvent fournir des données plus représentatives que des mesures directes ponctuelles, comme un essai annuel au niveau de la cheminée. Par exemple, les installations de production de ciment de l'Union européenne ont été confrontées à l'incertitude des résultats obtenus avec les méthodes de mesure directe, due à la forte incertitude de mesure des volumes rejetés par les cheminées. Pour ces installations, l'utilisation de la méthode du bilan massique a permis de réduire le degré d'incertitude pour l'estimation des émissions de mercure, par rapport aux méthodes de mesure directe.

³³ Japanese Standards Association, « *JIS K0222:1997; Methods for determination of mercury in stack gas* » 20 août 1997.

³⁴ Environnement Canada, « *Guide de déclaration à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) 2012 et 2013, Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999 (LCPE 1999)* », 2013, p. 20. <https://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=En&n=28C24172-1>.

Il peut cependant s'avérer difficile d'obtenir des mesures précises et représentatives de la teneur en mercure des différents combustibles et produits intermédiaires. En outre, lorsque des charges internes de mercure sont recyclées dans le procédé (par exemple, dans les stocks, les produits intermédiaires ou les boues), il convient de tenir compte des quantités de mercure dans ces filières. Dans des procédés complexes à multiples flux d'entrée et de sortie, ou lorsque les données sont estimées, il peut être difficile d'établir des chiffres définitifs pour le bilan massique.

2.5.2 Systèmes de surveillance prédictive des émissions (SSPE)

Les systèmes de surveillance prédictive des émissions (SSPE), aussi appelés systèmes de surveillance paramétrique, établissent des corrélations entre les paramètres de fonctionnement des procédés et les taux d'émission de mercure en se basant sur la surveillance continue de paramètres de substitution, les facteurs d'émission et les analyses à la source. Cette méthode peut être utile pour fournir une indication en temps réel de l'efficacité du contrôle du mercure. Elle ne fait appel à aucun prélèvement continu d'échantillon. Dans des installations modernes, des paramètres tels que la consommation de combustible, la température du four, la pression et le débit de gaz sont généralement suivis en continu à l'aide de systèmes de commande des procédés afin de garantir leur efficacité. Si ces indicateurs peuvent constituer un point de départ utile, le choix de paramètres pertinents et leur corrélation avec les taux d'émission de mercure sont vraisemblablement propres au procédé et à l'installation.

Dans certains types de procédés avec peu de variation de la teneur en mercure des flux de produits intermédiaires, de combustible et d'autres intrants, les SSPE peuvent être utiles pour fournir une indication des tendances des émissions. Par exemple, certaines installations dans le secteur de l'or industriel aux États-Unis surveillent l'efficacité de leurs laveurs de chlorure de mercure en suivant la pression d'entrée de la solution de lavage, la température d'entrée des gaz et la concentration en chlorure de mercure (II) dans la solution en sortie du dispositif.

Les SSPE ne constituent toutefois pas une méthode efficace de surveillance des émissions lorsque la teneur en mercure des combustibles ou des produits intermédiaires de l'application peut fluctuer de manière significative sur de courtes périodes. Par exemple, pour les installations d'incinération de déchets et de production de ciment utilisant des déchets comme combustible, la quantité de mercure entrant dans le système ou l'installation est généralement imprévisible. Dans les centrales électriques au charbon, les émissions peuvent varier en fonction de la teneur en mercure du charbon. De même, dans l'industrie des métaux non ferreux, la teneur en mercure de la charge d'alimentation des fours peut changer rapidement en fonction des concentrés de minerai traités. En outre, les émissions peuvent fluctuer dans de nombreux procédés en raison des variations de température et de spéciation du mercure. De ce fait, l'établissement de corrélations entre des paramètres de substitution et les émissions de mercure risque de ne pas produire de résultats représentatifs. Si l'on envisage d'utiliser les SSPE, des analyses approfondies préalables seraient nécessaires afin de déterminer le degré d'incertitude de la méthode au cas par cas, et les résultats obtenus devraient être périodiquement comparés à ceux d'une méthode d'essai de référence. Lorsqu'il est possible de rassembler un ensemble de données de référence suffisantes et complètes afin de fournir une bonne base pour la mise au point des algorithmes des SSPE, la qualité des données fournies par ces systèmes devrait s'améliorer.

2.5.3 Facteurs d'émission

Bien que l'utilisation de facteurs d'émission ne constitue pas un moyen de surveillance en soi, cette technique peut être utilisée pour obtenir une bonne estimation générale des émissions de mercure d'un système ou d'une installation. Les facteurs d'émission servent à estimer les quantités émises par une source à partir des niveaux d'émission typiques de l'activité considérée. Pour le mercure, ils peuvent être définis comme le rapport de la masse des émissions à la masse ou au volume des intrants consommés ou des matériaux produits.

Les facteurs d'émission propres aux sites, élaborés par les exploitants des installations sur la base de données réelles d'analyse des émissions, devraient fournir des estimations plus fiables que les facteurs d'émission généraux publiés. Les facteurs d'émission propres aux sites devraient être établis au moyen d'analyses en fonctionnement normal, afin d'assurer une meilleure représentativité du taux moyen des émissions de mercure du procédé ou de l'installation concernés. Lorsque des données de mesure propres aux sites sont disponibles, les calculs s'appuyant sur ces valeurs mesurées seraient préférables à l'utilisation des facteurs généraux publiés.

Lorsqu'aucun facteur d'émission propre au site n'est disponible, les facteurs d'émission publiés peuvent être utilisés pour fournir une estimation approximative des émissions. Il se peut que des facteurs d'émission soient disponibles pour l'ensemble du procédé ou pour un équipement de contrôle des émissions de mercure donné. Il convient de noter, toutefois, que de tels facteurs d'émission généraux fournissent des estimations très incertaines des émissions.

Dans les procédés utilisant des produits intermédiaires ou des combustibles dont la teneur en mercure peut fluctuer, les facteurs d'émission risquent de ne pas donner des estimations fiables des émissions. Par exemple, pour les installations d'incinération de déchets et de production de ciment utilisant des déchets comme combustible, la quantité de mercure dans le combustible peut fluctuer de manière significative sur de courtes périodes.

L'équation de base pour calculer les émissions à partir des facteurs d'émission est la suivante :

$$E_{\text{Hg}} = QB \times \text{FEC}_{\text{Hg}} \text{ ou}$$

$$E_{\text{Hg}} = QB \times \text{FE}_{\text{Hg}} \times (100 - \text{EC}_{\text{Hg}})/100$$

avec

E_{Hg} = émissions de mercure (en kg ou autre unité de masse)

QB = taux d'activité ou quantité de base (unité de quantité de base)

FEC_{Hg} = facteur d'émission du mercure, avec contrôle (kg/unité QB) [la valeur dépend du type de dispositifs de contrôle installés]

FE_{Hg} = facteur d'émission du mercure, sans contrôle (kg/unité QB)

EC_{Hg} = efficacité générale du contrôle des émissions du mercure (en %)

2.5.4 Estimations techniques

Il est aussi possible d'obtenir des estimations techniques générales des émissions de mercure à partir d'une bonne connaissance des caractéristiques propres à chaque site et des procédés physiques et chimiques en jeu, et en appliquant les lois physiques et chimiques connexes.

Par exemple, les émissions de mercure résultant de l'utilisation de combustibles peuvent être estimées comme suit :

$$E_{\text{Hg}} = Q_C \times \% \text{ Hg} \times T$$

avec

E_{Hg} = émissions annuelles de mercure (kg/an)

Q_C = taux de consommation de combustible (kg/h)

% Hg = pourcentage de mercure dans le combustible, en poids

T = durée annuelle d'exploitation (h/an)

Les estimations techniques ne doivent être considérées que comme de rapides approximations générales avec un degré élevé d'incertitude. Afin d'améliorer leur exactitude, les résultats des estimations techniques devraient être comparés périodiquement avec ceux des méthodes de mesure directe. Lorsque des données propres aux sites sont disponibles, celles-ci devraient fournir des informations plus utiles et plus pertinentes en ce qui concerne la compréhension des taux d'émissions réels. Les estimations techniques sont le dernier recours lorsqu'aucune donnée sur les émissions et aucun facteur d'émission ne sont disponibles.

2.5.5 Communication de données sur les émissions

La communication de données sur les émissions est un élément essentiel du cycle de surveillance des émissions au niveau des installations.

Lorsque des preuves de la conformité avec une mesure juridique ou réglementaire sont requises, l'exploitant est généralement responsable de la transmission des résultats de la surveillance à l'autorité compétente. En outre, les données au niveau des installations constituent un élément essentiel des inventaires nationaux des émissions qui sont établis selon une approche ascendante. Même lorsque la communication des données d'émission n'est pas expressément exigée, il est considéré que le partage volontaire d'informations avec les autorités et le public concernés constitue une bonne pratique.

La communication de données de surveillance des émissions consiste à résumer et présenter les résultats de cette surveillance avec des informations connexes, telles que les méthodes d'assurance qualité et de contrôle, de manière efficace et adaptée aux besoins du public visé. Le rapport devrait être clair, transparent et fidèle. Les résultats devraient être présentés dans un format pratique et informatif.

Les émissions de mercure devraient être exprimées sous une ou plusieurs des formes suivantes : concentrations de mercure dans la sortie des effluents gazeux; masse de mercure émis par quantité de produits fabriqués (facteur d'émission); masse des émissions de mercure sur une période donnée (par exemple par jour ou par an).

Les questions de qualité relatives aux prélèvements, aux analyses et aux résultats devraient être abordées dans le rapport. En outre, les résultats des mesures devraient être fournis sous une forme permettant d'établir la corrélation entre les émissions de mercure et les paramètres de fonctionnement des procédés.

Il convient d'indiquer clairement la méthode employée (par exemple, les normes utilisées pour l'échantillonnage et l'analyse) et les conditions rencontrées lors de la collecte des données, par exemple : les conditions d'exploitation; le niveau de production lors des prélèvements; les événements ou dysfonctionnements survenus pendant l'échantillonnage au niveau du procédé de fabrication ou des équipements d'élimination de la pollution; et les variations dans les matières utilisées.

Chapitre IV

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

Introduction.....	32
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.....	32
Les propriétés du charbon.....	32
Transformations du mercure au cours de la combustion du charbon.....	34
Panoplie de techniques de réduction des émissions de mercure	36
Lavage du charbon.....	36
Contribution des SCPA en matière d'élimination du mercure.....	37
Dispositifs de contrôle des émissions de particules.....	40
Dispositifs de contrôle des émissions de SO ₂	42
Réduction catalytique sélective (RCS) des NOx	44
Techniques d'amélioration du piégeage connexe	44
Utilisation de mélanges de charbons	44
Additifs d'oxydation du mercure.....	46
Additifs d'épuration des gaz pour le contrôle de la réémission du mercure	47
Catalyseurs d'oxydation sélective du mercure	48
Injection de charbon actif (ICA) pour le contrôle spécifique des émissions de mercure	48
Injection de sorbant non traité chimiquement.....	49
Injection de sorbant traité chimiquement.....	50
Restrictions concernant l'utilisation de l'injection de charbon actif.....	51
Coût des techniques de réduction des émissions de mercure	52
Coûts des techniques de piégeage connexe du mercure.....	52
Coûts des techniques d'amélioration du piégeage connexe et de l'injection de charbon actif	53
MTD et MPE pour la combustion du charbon.....	56
Meilleures techniques disponibles	56
Mesures primaires visant à réduire la teneur en mercure du charbon	56
Mesures de réduction des émissions de mercure au cours de la combustion	56
Piégeage connexe du mercure par les systèmes classiques de contrôle de la pollution atmosphérique.....	56
Techniques spécifiques de réduction des émissions de mercure	56
Meilleures pratiques environnementales	56
Principaux paramètres d'exploitation	57
Examen de l'efficacité énergétique de la totalité de l'installation	57
Maintenance et taux d'élimination des systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique.....	57
Gestion écologiquement rationnelle de l'installation.....	57
Gestion écologiquement rationnelle des résidus de combustion du charbon.....	58
Surveillance des émissions de mercure	59
Surveillance en continu des émissions.....	59
Surveillance à pièges adsorbants (pièges à mercure).....	59
Prélèvement par impacteur	59
Bilan massique.....	59
Systèmes de surveillance prédictive des émissions (SSPE).....	60
Facteurs d'émission	60
Estimations techniques	60
Références	61

Liste des figures

Figure 1.	Utilisation des différentes catégories de charbon	33
Figure 2.	Transformations potentielles du mercure pendant la combustion et la post-combustion (Galbreath et Zygarlicke, 2000)	35
Figure 3.	Schéma de principe d'une configuration type de centrales électriques alimentées au charbon au Japon (Ito <i>et al.</i> , 2006) (révisé)	38
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	39
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)	41
Figure 6.	Effet potentiel du mélange de charbon sur l'élimination du mercure par DGC sèche	46
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])	47
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)	48
Figure 9.	Efficacité de l'élimination du mercure en fonction du taux d'injection de charbon non traité	50
Figure 10.	Comparaison des taux d'élimination du mercure obtenus avec le charbon actif non traité et avec le charbon actif traité	51

Liste des tableaux

Tableau 1.	Teneur en mercure du charbon (mg/kg)	33
Tableau 2.	Aperçu de l'efficacité du piégeage connexe du mercure par les SCPA	37
Tableau 3.	Rendement d'élimination du mercure (en pourcentage) de combinaisons classiques de SCPA en Chine (Zhang <i>et al.</i> , 2015)	39
Tableau 4.	Niveaux d'émission obtenus à l'aide de techniques présentant des avantages connexes (données compilées par ZMWG, 2015)	40
Tableau 5.	Comparaison des caractéristiques du charbon sous-bitumineux et bitumineux	45
Tableau 6.	Niveaux d'émissions de centrales au charbon mettant en œuvre l'injection de charbon actif)	49
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)	53
Tableau 8.	Dépenses d'équipement pour les techniques de piégeage connexe du mercure aux États-Unis (USD/kW, valeur 2012) (US EPA, 2013)	53
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)	53
Tableau 10.	Coûts relatifs de différentes méthodes d'élimination du mercure	54
Tableau 11.	Coût d'équipement pour l'injection de charbon actif aux États-Unis (USD/kW, valeur 2007)	54
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)	55

Liste des acronymes et abréviations

SCPA	Système de contrôle de la pollution atmosphérique
MTD	Meilleures techniques disponibles
MPE	Meilleures pratiques environnementales
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 fonctionnant 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.

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

1.1. 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'anthracite (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'anhracite contient une grande quantité de charbon 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.

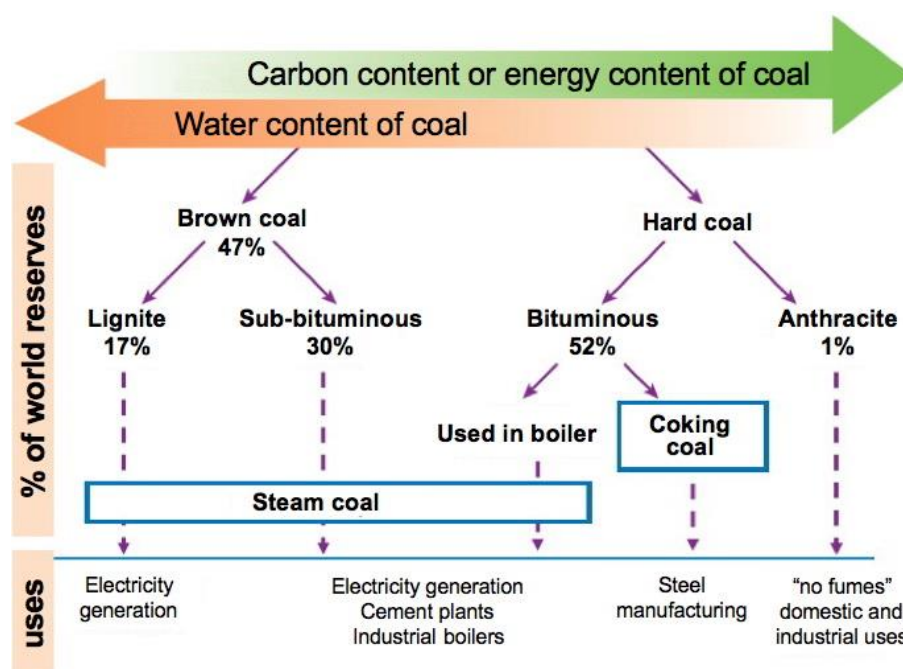


Figure 1. Utilisation des différentes catégories de charbon (WCA 2014)

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
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

Pays	Type de charbon	Moyenne de tous les échantillons	Plage	Référence
États-Unis	Sous-bitumineux	0,1	0,01-8,0 (640)	US EPA, 1997
	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
Hongrie	Bitumineux	0,354	0,091-1,2 (5)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Sous-bitumineux	0,138	0,04-0,31 (19)	
Inde	Lignite	0,242	0,075-0,44 (12)	Tewalt <i>et al.</i> , 2010; PNUE, 2014
	Bitumineux	0,106	0,02-0,86 (99)	
Indonésie	Lignite	0,071	0,053-0,093 (8)	Finkelman, 2003; Tewalt <i>et al.</i> , 2010
	Lignite	0,11	0,02-0,19 (8)	
	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
Russie	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.

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 (FeS₂) 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.

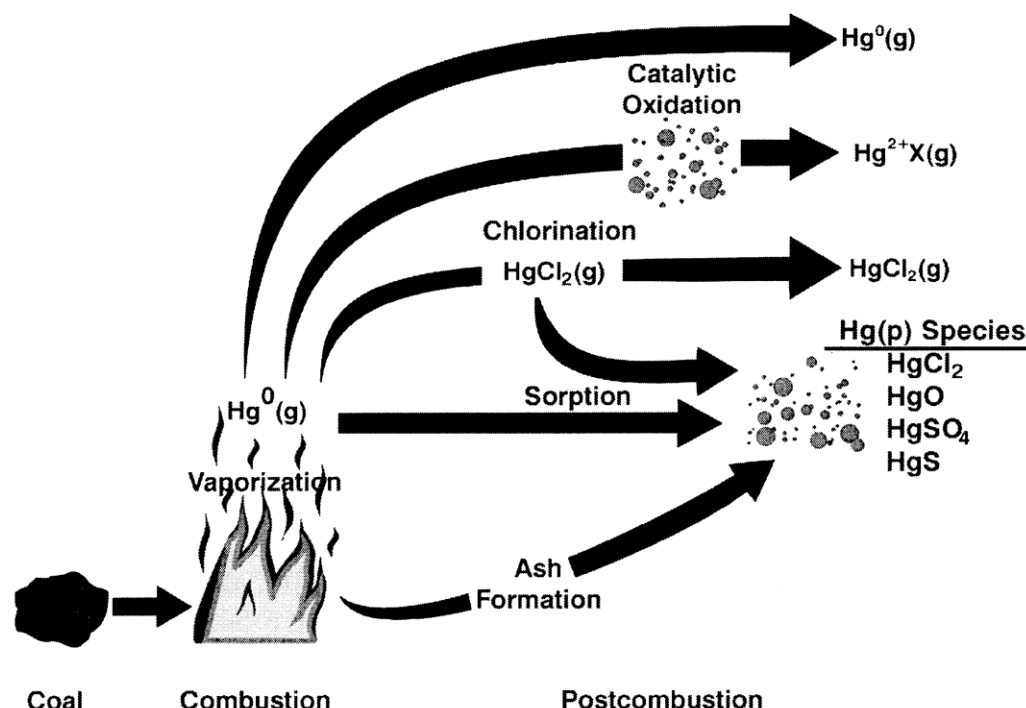


Figure 2. Transformations potentielles du mercure pendant la combustion et la post-combustion (Galbreath et Zygarić, 2000)

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 Zygarić, 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 (chauffe 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.

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.

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 États-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.

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 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 + EFf	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 + EFc	Faible rendement d'élimination
RCS + EFf + 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 + EF-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 + EFc + 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

Équipements de contrôle existants

Évaluation qualitative du piégeage du mercure

RCS + EF + DGC humide

piégeage connexe.

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; EF-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 Figure 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.

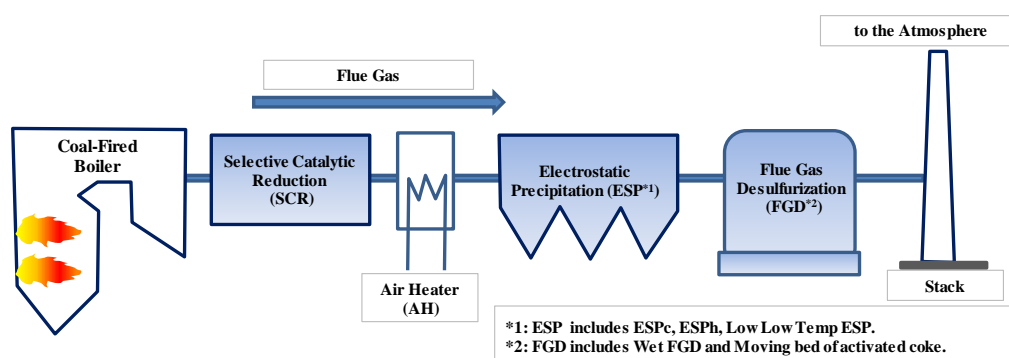
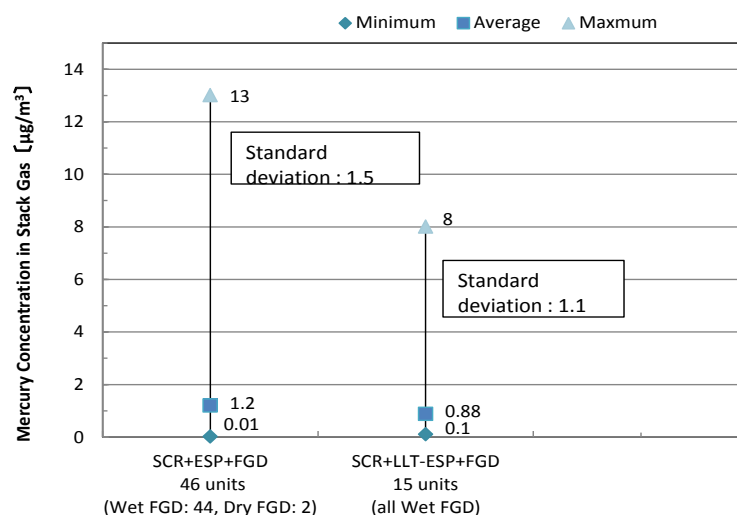


Figure 3. Schéma de principe d'une configuration type de centrales électriques alimentées au charbon au Japon (Ito *et al.*, 2006) (révisé)

Il est possible de réaliser un piégeage connexe très efficace du mercure en combinant une réduction catalytique sélective (RCS), un électrofiltre côté froid (E_{ff}) 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 Figure 3. 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 SO₂, 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 µg/m³ 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 µg/m³. 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 SO₃ 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, EFf et EF-TBT
 Températures de fonctionnement : EFc 300–400 °C; EFf 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
EFf	29	1	83	19	64
FM	67	9	92	30	10
EFf + 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
EFf + 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 (MWh)</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.

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.

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 mesurée 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).

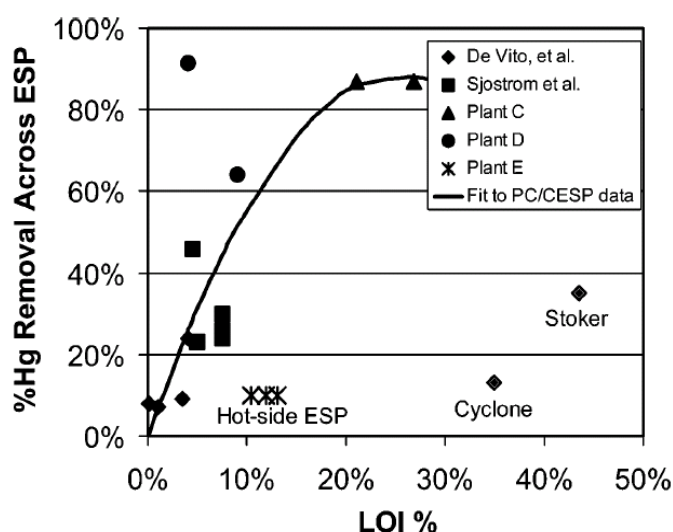


Figure 5. Taux d'élimination du mercure par un EF en fonction de la quantité de carbone imbrûlé (en % de la perte au feu) dans les cendres volantes (Senior et Johnson, 2008)

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 SO_3 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.

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).

Laveurs de gaz (dépeussierage par voir 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.

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 (épuration de gaz).

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.

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'absorbeur-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 stœchiométrie des boues (Ake, 2009).

L'efficacité du piégeage connexe du mercure dans les ELFC est similaire à celle des ASP, qui permettent une rétention importante 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 %.

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 %.

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.

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 5 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.

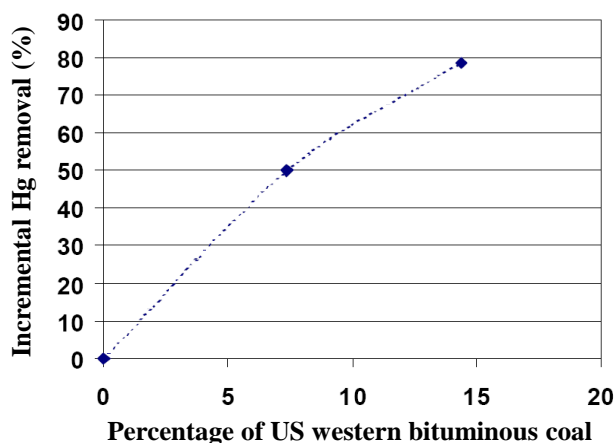


Figure 6. Effet potentiel du mélange de charbon sur l'élimination du mercure par DGC sèche

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.

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 (NH_4Cl). 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).

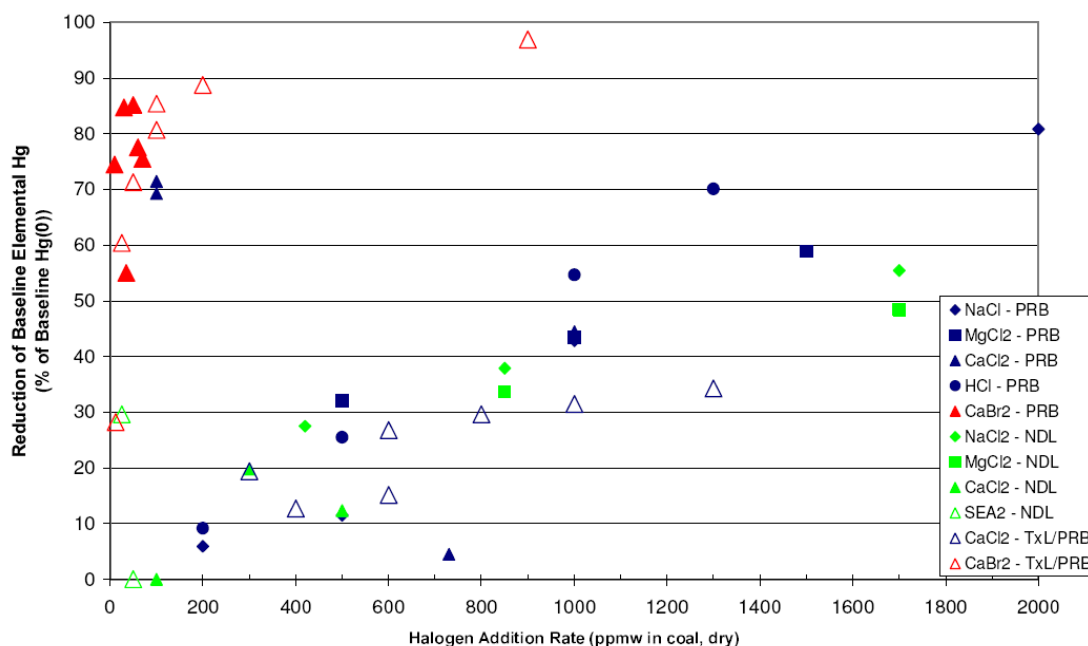


Figure 7. Efficacité des additifs bromés et chlorés avec différents charbons (charbon sous-bitumineux du bassin de la rivière Powder [PRB], lignite du Texas [TxL], lignite du Dakota du Nord [NDL])

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.

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.

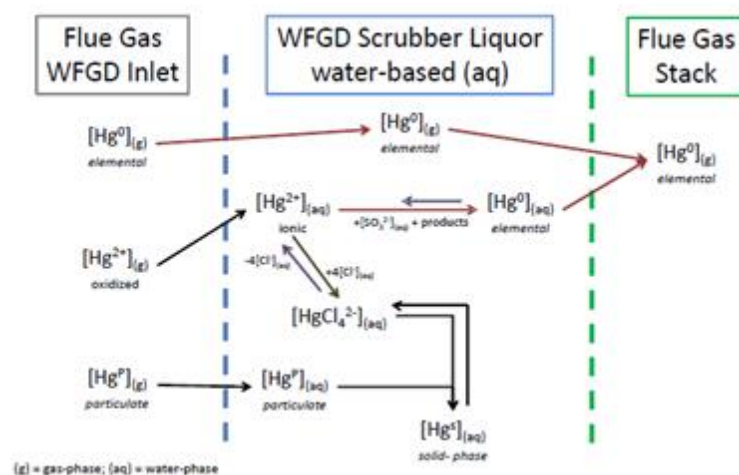


Figure 8. Illustration de l'adsorption/désorption du mercure des gaz de combustion dans un système de désulfuration des gaz de combustion par voie humide (Keiser *et al.*, 2014)

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.

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.

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 (µg/Nm³) (ramenés à une teneur normalisée en O₂ 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.

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 SO₃), 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.

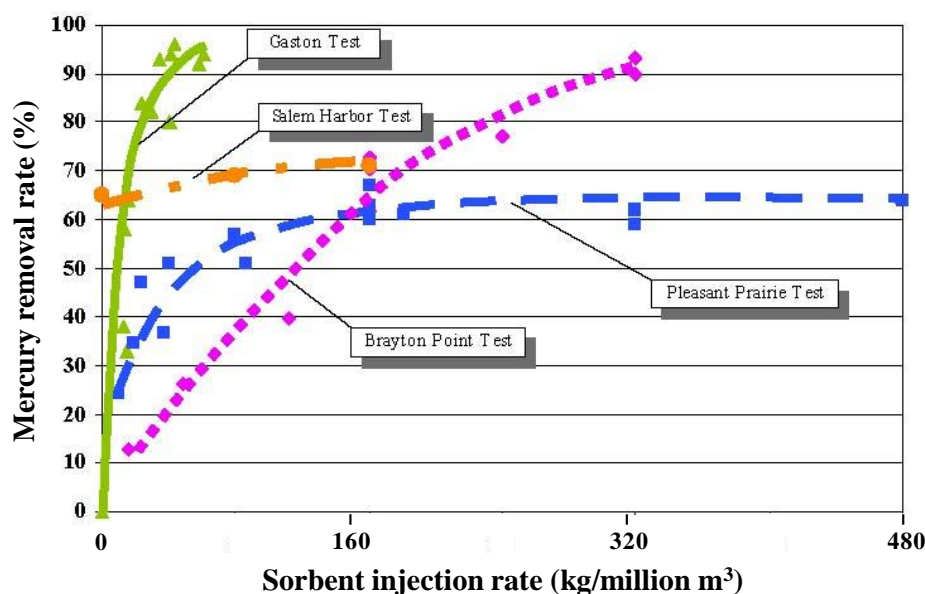


Figure 9. Efficacité de l'élimination du mercure en fonction du taux d'injection de charbon non traité

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;
- 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;
- 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.

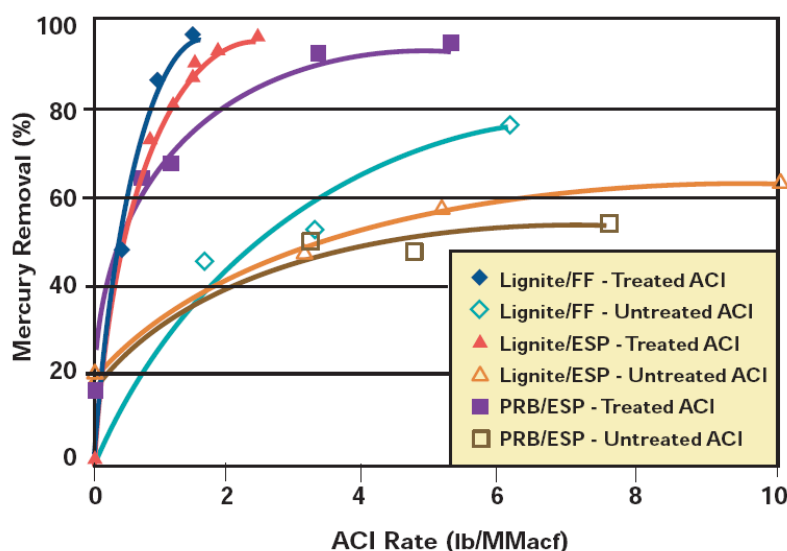


Figure 10. Comparaison des taux d'élimination du mercure obtenus avec le charbon actif non traité et avec le charbon actif traité

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 SO_3 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/m^3 . 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 SO_3 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 SO_3 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 SO_3 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 ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), le bicarbonate de sodium (NaHCO_3) 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).

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.

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. Le Tableau 7 et le Tableau 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 le Tableau 7 et le Tableau 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 9).

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)

Combinaison de SCPA	Coûts annuels totaux	Coûts correspondants à l'élimination du Hg	Coûts correspondants à l'élimination des MP ₁₀	Coûts correspondants à l'élimination du SO ₂	Coûts correspondants à l'élimination des NO _x
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

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

Méthode	Coût d'équipement	Coût E&M	Commentaires
Lavage du charbon	Modéré	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 (IJC, 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).

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

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).

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).

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.

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)³⁵. 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.

³⁵ 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.

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.

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. 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.

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.

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.

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.

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.

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.

Estimations techniques

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

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%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, PM2.5 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., Finkelman, 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%200-%2011%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/utltoxt/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., Koeser, 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.

Chapitre V

Procédés de fusion et de grillage utilisés dans la production de métaux non ferreux (plomb, zinc, cuivre et or industriel comme spécifié à l'Annexe D de la Convention).

Sous-groupe de la fusion des métaux non ferreux (cuivre, or, plomb et zinc)

Orientations et études de cas des MTD/MPE

Résumé

L'objet principal du procédé de fusion est de convertir en métaux purs des concentrés métalliques dans leur état initial; de ce fait, la fusion est une forme de métallurgie extractive. Les métaux sont communément présents dans la nature sous forme d'oxydes, de sulfures ou de carbonates. Le procédé de fusion est fondé sur une réaction chimique qui libère le métal en présence d'un agent réducteur. On trouve le mercure sous forme de traces dans quasiment toutes les matières premières métallurgiques. Le procédé thermique peut libérer ce mercure dans l'atmosphère.

La production de métaux en général, et la production de métaux non ferreux en particulier, est une importante source anthropique d'émissions de mercure et représenterait environ 10 % des émissions mondiales. Il est admis que cette estimation comporte une marge d'incertitude considérable et qu'il sera indispensable d'obtenir des données spécifiques à chaque site pour traiter le mercure localement au niveau de chaque installation.

Le présent chapitre fournit des orientations sur les options de contrôle du mercure provenant du secteur des métaux non ferreux (en particulier, le cuivre, le zinc, le plomb et l'or industriel, comme indiqué dans la Convention). Il vise à offrir aux Parties à la Convention de Minamata des orientations pour identifier les meilleures techniques disponibles (MTD) et les meilleures pratiques environnementales (MPE) leur permettant de s'acquitter de leurs obligations au titre de la Convention.

Les orientations concernent uniquement les émissions issues des procédés de fusion et de grillage utilisés dans la production des métaux non ferreux susmentionnés. D'autres procédés comme les procédés hydrométallurgiques peuvent aussi produire des émissions de mercure, mais ne figurent pas dans l'annexe D de la Convention, raison pour laquelle ces procédés ne sont pas abordés dans les présentes orientations.

La fusion secondaire des métaux de type non ferreux produit généralement des niveaux négligeables d'émission de mercure, car ces procédés de recyclage des métaux utilisent des déchets métalliques et des scories en tant que matières premières. La fusion secondaire des déchets électroniques pourrait constituer une exception, mais les techniques utilisées pour réduire les émissions de la fusion secondaire ne sont probablement pas très différentes de celles utilisées pour la fusion primaire.

Le chapitre présente les procédés nécessaires pour la production des métaux concernés par les orientations (cuivre, zinc, plomb et or industriel). Il couvre des techniques de contrôle, y compris les techniques spécialement conçues pour contrôler les émissions de mercure, mais aussi des techniques de contrôle d'autres polluants susceptibles de participer à la réduction des émissions de mercure. Il décrit les nouvelles techniques et fournit des orientations sur les MTD et les MPE. Des informations sur la surveillance spécifique au secteur des métaux non ferreux sont également fournies.

Table des matières

1.	Introduction	71
2.	Descriptions des procédés	72
2.1.	Étapes du procédé de production de plomb	72
2.1.1.	Prétraitement des concentrés	72
2.1.2.	Fusion	72
2.1.3.	Affinage	73
2.1.4.	Unité de production d'acide sulfurique	73
2.2.	Étapes du procédé de production de zinc	75
2.2.1.	Mélange, grillage et récupération des poussières	75
2.2.2.	Épuration du gaz	75
2.2.3.	Unité de production d'acide sulfurique	76
2.2.4.	Lixiviation	77
2.3.	Étapes du procédé de production de cuivre	77
2.3.1.	Séchage des concentrés	77
2.3.2.	Grillage	77
2.3.3.	Fusion	77
2.3.4.	Convertissage	78
2.3.5.	Affinage et coulage	78
2.3.6.	Lavage du laitier	78
2.3.7.	Unité de production d'acide sulfurique	78
2.4.	Étapes du procédé de production d'or	79
2.4.1.	Grillage	80
2.4.2.	Lixiviation	80
2.4.3.	Extraction et régénération	80
2.4.4.	Affinage	80
2.4.5.	Four	80
3.	Techniques de contrôle des émissions	82
3.1.	Procédé de Boliden Norzink	82
3.1.1.	Description	82
3.1.2.	Applicabilité	83
3.1.3.	Performance	84
3.1.4.	Effets croisés entre différents milieux	84
3.1.5.	Coûts d'installation et d'exploitation	84
3.2.	Filtre à sélénium	84
3.2.1.	Description	84
3.2.2.	Applicabilité	85
3.2.3.	Performance	85
3.2.4.	Coûts d'installation et d'exploitation	85
3.2.5.	Effets croisés entre différents milieux	86
3.3.	Charbon actif	86

3.3.1.	Description.....	86
3.3.2.	Applicabilité	86
3.3.3.	Performance	86
3.3.4.	Coûts d'installation et d'exploitation.....	86
3.3.5.	Avantages connexes.....	87
3.3.6.	Effets croisés entre différents milieux	87
3.4.	Procédé utilisant un filtre DOWA (filtre en pierre ponce recouvert de sulfure de plomb [II])....	87
3.5.	Procédé de Jerritt	87
3.5.1.	Description.....	87
3.5.2.	Applicabilité	88
3.5.3.	Performance	88
3.5.4.	Effets croisés entre différents milieux	88
3.5.5.	Coûts d'installation et d'exploitation.....	88
3.6.	Avantages connexes des techniques d'élimination de la pollution atmosphérique et des unités de production d'acide pour le contrôle du mercure	89
3.6.1.	Techniques d'élimination de la pollution.....	89
3.6.2.	Combinaison d'unités d'épuration de gaz et d'unités de production d'acide	90
4.	Meilleures techniques disponibles et meilleures pratiques environnementales	92
4.1.	Présentation des MTD	92
4.1.1 Autres considérations pour le choix du procédé de contrôle du mercure lors de la fusion et du grillage dans le secteur des métaux non ferreux	94
4.2	Meilleures pratiques environnementales	97
4.2.1	Systèmes de gestion environnementale.....	97
4.2.2	Mélange de charges pour contrôler les émissions de mercure	97
4.2.3	Émissions atmosphériques de mercure	98
4.2.4	Contrôle des matières particulaires	98
4.2.5	Gestion écologiquement rationnelle et mise au rebut des déchets du contrôle de la pollution atmosphérique	98
5.	Surveillance du mercure dans les procédés de fusion et de grillage utilisés dans la production de métaux non ferreux	99
5.1.	Méthodes de mesure directe	99
5.1.1.	Prélèvement par impacteur	99
5.1.2.	Pièges adsorbants et leurs systèmes de surveillance	99
5.1.3.	Systèmes de surveillance en continu des émissions.....	99
5.2.	Méthodes de mesure indirecte	100
5.2.1.	Bilan massique.....	100
5.2.2.	Systèmes de surveillance prédictive des émissions	100
5.2.3.	Coefficients d'émission	100
6.	Références	101

1. Introduction

On trouve le mercure sous forme d'éléments traces dans quasiment toutes les matières premières métallurgiques. De ce fait, le traitement thermique et d'autres opérations de fusion sont susceptibles de libérer du mercure dans l'atmosphère. L'objet principal du procédé de fusion est de convertir des minerais métalliques en métaux purs; de ce fait, la fusion est une forme de métallurgie extractive. Les métaux sont communément présents dans la nature sous forme d'oxydes, de sulfures ou de carbonates; le procédé de fusion est fondé sur une réaction chimique qui libère le métal en présence d'un agent réducteur.

Le Rapport du PNUE sur l'évaluation mondiale du mercure 2013 (AMAP/UNEP 2013) présente un inventaire des émissions pour l'année 2010 qui, même s'il est fondé sur l'inventaire de 2005 figurant dans un rapport de 2008 du PNUE (AMAP/UNEP 2008) dont il s'inspire et auquel il ressemble globalement, présente de nombreuses différences significatives dans plusieurs secteurs clés. Les données de ces deux inventaires montrent que la production de métaux en général, et la production de métaux non ferreux en particulier, est une importante source anthropique d'émissions de mercure et représenterait environ 10 % des émissions mondiales. Il est admis que cette estimation comporte une marge d'incertitude considérable et qu'il sera indispensable d'obtenir des données spécifiques à chaque site pour traiter le mercure localement au niveau de chaque installation.

Les présentes orientations concernent les options de contrôle du mercure provenant du secteur des métaux non ferreux (en particulier, le cuivre, le zinc, le plomb et l'or industriel, comme indiqué dans la Convention). Leur but est d'offrir aux Parties à la Convention de Minamata des orientations pour identifier les meilleures techniques disponibles (MTD) et les meilleures pratiques environnementales (MPE) leur permettant de s'acquitter de leurs obligations au titre de la Convention.

Les orientations concernent uniquement les émissions issues des procédés de fusion et de grillage utilisés dans la production des métaux non ferreux susmentionnés. D'autres procédés comme les procédés hydrométallurgiques peuvent aussi produire des émissions de mercure, mais ne figurent pas dans l'annexe D de la Convention et ne sont donc pas concernés par les présentes orientations.

La fusion secondaire des métaux produit généralement des niveaux négligeables d'émission de mercure, car ce sont en fait des procédés de recyclage des métaux qui utilisent des déchets métalliques et des scories en tant que matières premières. Le seul cas où de petites quantités de mercure pourraient être libérées est le recyclage de piles au zinc qui contiennent des traces de cet élément. Étant donné les exigences du traité relatives aux produits (soumis à l'article 4, avec la teneur en mercure autorisée des piles boutons zinc-oxyde d'argent, définie dans l'annexe A), la teneur en mercure des piles devrait aussi considérablement diminuer.

Ce constat est corroboré par les données disponibles sur les émissions de mercure provenant de fonderies secondaires. Par exemple, l'Agence américaine de protection de l'environnement a exigé des essais sur les émissions de mercure provenant de plusieurs fonderies de plomb secondaires aux États-Unis en 2010 et a constaté que dans près de 70 % des cas, les émissions se situaient sous la limite de détection.

Dans certains cas, la fusion secondaire de composants électroniques peut produire d'importantes émissions de mercure. Dans ces cas, on utilise cependant en général du charbon actif pour réduire les émissions. Par conséquent, la fusion secondaire n'est pas traitée à part dans les présentes orientations.

2. Descriptions des procédés

La configuration des opérations de fusion et de grillage dépend des conditions du site et des propriétés spécifiques des minerais ou des concentrés traités. Ces opérations comprennent souvent plusieurs étapes. Cette section propose une description générale et succincte des procédés de fusion et de grillage pertinents pour les secteurs du plomb, du zinc, du cuivre et de l'or industriel.

La première étape du traitement des minerais de plomb, de zinc et de cuivre est la production de concentrés. Les concentrés sont souvent initialement traités à l'aide d'un procédé thermique à haute température comme le grillage, le frittage ou la fusion. La haute température entraîne la volatilisation du mercure qui est donc présent dans les gaz d'échappement.

Dans ces gaz, le mercure est adsorbé sur les matières particulaires ou est présent sous forme de composés solubles (par exemple, chlorure mercurique) et aussi sous forme de mercure élémentaire. On peut normalement piéger les espèces de mercure oxydées en utilisant des laveurs et des électrofiltres humides. Le mercure oxydé fixé sur des particules peut être piégé à l'aide de filtres à manches. Cependant, le mercure élémentaire traverse tous les équipements standards d'épuration des gaz. Il peut donc être nécessaire d'avoir recours à une deuxième étape de piégeage du mercure (s'il est présent dans le minerai) afin de réduire la concentration de cet élément à des niveaux acceptables. Les options disponibles sont présentées dans la section 3.

La principale raison pour laquelle le mercure élémentaire ne peut pas être efficacement éliminé du flux gazeux à température ambiante par un lavage à l'eau seule est sa faible solubilité dans l'eau. Une possibilité de contourner ce problème consiste à adsorber le mercure sur des sorbants comme le charbon actif. Une autre consiste à oxyder le mercure d'une manière adéquate, afin de pouvoir le collecter en solution ou sous la forme d'un composé solide.

Lors du traitement de matières premières sulfurées, le gaz contient du dioxyde de soufre qui est normalement utilisé pour produire de l'acide sulfurique. Afin que l'acide sulfurique réponde aux normes commerciales, sa concentration en mercure doit être réduite; la limite autorisée est variable en fonction de l'utilisation ultime de l'acide.

Les techniques visant à réduire les émissions de mercure issues de la fusion ou du grillage dans le secteur des métaux non ferreux peuvent aussi entraîner la production de matériaux contenant du mercure. On peut citer en exemple le calomel (chlorure mercurique) produit par le procédé Boliden-Norzink (voir section 3.1). Les présentes orientations ne concernent pas le traitement de ces matériaux, mais selon l'article 11 de la Convention, ces derniers doivent être entreposés ou mis au rebut d'une manière écologiquement rationnelle en tant que déchets.

Le mercure peut également être présent dans les eaux usées résultant de ces procédés, qui doivent faire l'objet d'un entreposage ou d'un traitement similaire. Les eaux usées provenant de différentes sections des installations sont généralement traitées en vue d'en éliminer les éléments nocifs, comme les métaux lourds, les huiles résiduelles ou les traces de réactifs chimiques. Le mercure est souvent précipité pour former du sulfure de mercure très peu soluble et éliminé par décantation et filtration. Les boues finales de la station de traitement des eaux usées devraient être correctement entreposées comme des déchets. Il convient de traiter les boues contenant du mercure d'une manière écologiquement rationnelle, conformément à d'autres articles pertinents de la Convention.

2.1. Étapes du procédé de production de plomb

Le procédé primaire de production de plomb comprend trois étapes principales : prétraitement du concentré, frittage ou fusion, et affinage. Il est schématisé dans la figure 1. La libération de mercure a principalement lieu au cours du frittage et de la fusion. Ce mercure doit être piégé afin de réduire à un minimum les émissions au niveau de la dernière cheminée.

2.1.1. Prétraitement des concentrés

Lors de l'étape de prétraitement des concentrés, plusieurs concentrés de plomb sont mélangés de manière à former une matière de base homogène pour le procédé de fusion. Le mélange de concentrés permet d'obtenir une teneur en métal plus constante dans la charge et de réduire les pics d'impuretés susceptibles de nuire au procédé ou à l'environnement, ou de provoquer des problèmes de qualité du produit. Pendant le mélange, il est nécessaire d'ajouter d'autres matières premières, par exemple des flux ou des matières particulaires récupérées en aval dans les appareils de contrôle de la pollution. En fonction des exigences du procédé, le mélange de concentrés de plomb peut être déshydraté afin d'en réduire la teneur en eau. Des émissions de mercure peuvent se produire pendant la déshydratation sous forme de mercure gazeux ou de matières particulaires.

2.1.2. Fusion

Il existe deux procédés principaux pour la fusion des concentrés de plomb. Le procédé traditionnel consiste en un premier frittage du mélange de concentrés de plomb dans le but d'éliminer le soufre et de produire de l'oxyde de plomb. Le produit du frittage de l'oxyde de plomb est ensuite introduit dans un haut fourneau où, à l'aide de coke, il est réduit en plomb d'œuvre.

Le second procédé, plus récent, est la fusion directe des concentrés de plomb (également connu sous le nom de fusion éclair). Avec la fusion directe, l'oxydation et la réduction du plomb s'opèrent au sein d'un même fourneau. La chaleur générée par l'oxydation du soufre présent dans le concentré permet la réaction de réduction ultérieure et la production de plomb d'œuvre à l'aide de charbon. Comparée au procédé de fusion en haut fourneau, la fusion directe consomme moins d'énergie et produit moins d'émissions atmosphériques en raison d'une plus grande étanchéité et d'un meilleur piégeage du gaz résiduel.

Ce gaz résiduel issu du procédé de frittage ou de fusion directe contient des matières particulaires, du dioxyde de soufre, du mercure et d'autres impuretés. Il doit être lavé avant la production d'acide sulfurique.

2.1.3. Affinage

Le plomb d'œuvre est affiné en plusieurs étapes de traitement pyrométallurgique afin d'éliminer les autres métaux et les impuretés. Pendant l'étape de dématage, le plomb d'œuvre est refroidi dans une cuve jusqu'à la formation d'écume à la surface. L'écume, qui contient de l'oxyde de plomb et d'autres métaux, est prélevée et traitée ailleurs en vue de récupérer les métaux. Le plomb d'œuvre est encore affiné par l'ajout, à des étapes différentes, de divers réactifs permettant d'éliminer des impuretés métalliques spécifiques. Le plomb pur final peut être moulé pour obtenir différentes formes ou mélangé avec d'autres métaux pour former des alliages. L'affinage du plomb peut aussi être réalisé selon une technique d'électro-affinage produisant des cathodes en plomb pur. On ne pense pas que le procédé d'affinage génère d'importantes émissions de mercure.

2.1.4. Unité de production d'acide sulfurique

Le gaz résiduel des fonderies ou installations de frittage est traité en vue d'en éliminer les matières particulaires et la plus grande partie des métaux, y compris le mercure, à l'aide de dispositifs d'épuration tels que des laveurs et des électrofiltres. Si sa teneur en mercure reste importante, on le soumet à une étape de piégeage du mercure qui élimine celui-ci en tant que déchet. Le traitement des matériaux contenant du mercure, y compris le stockage, la mise au rebut et le commerce, doit être conforme à d'autres articles pertinents de la Convention.

Après piégeage du mercure, le gaz contient une concentration élevée de dioxyde de soufre qui est généralement converti en acide sulfurique dans une unité de production d'acide. Tout le mercure restant est contenu dans l'acide. Une concentration en mercure inférieure à 1 ppm est toutefois spécifiée pour les acides de qualité commerciale, ce qui signifie qu'il est nécessaire d'éliminer efficacement le mercure en amont de l'unité de production. Au niveau de la dernière cheminée, les émissions ne devraient contenir que des concentrations infimes de mercure.

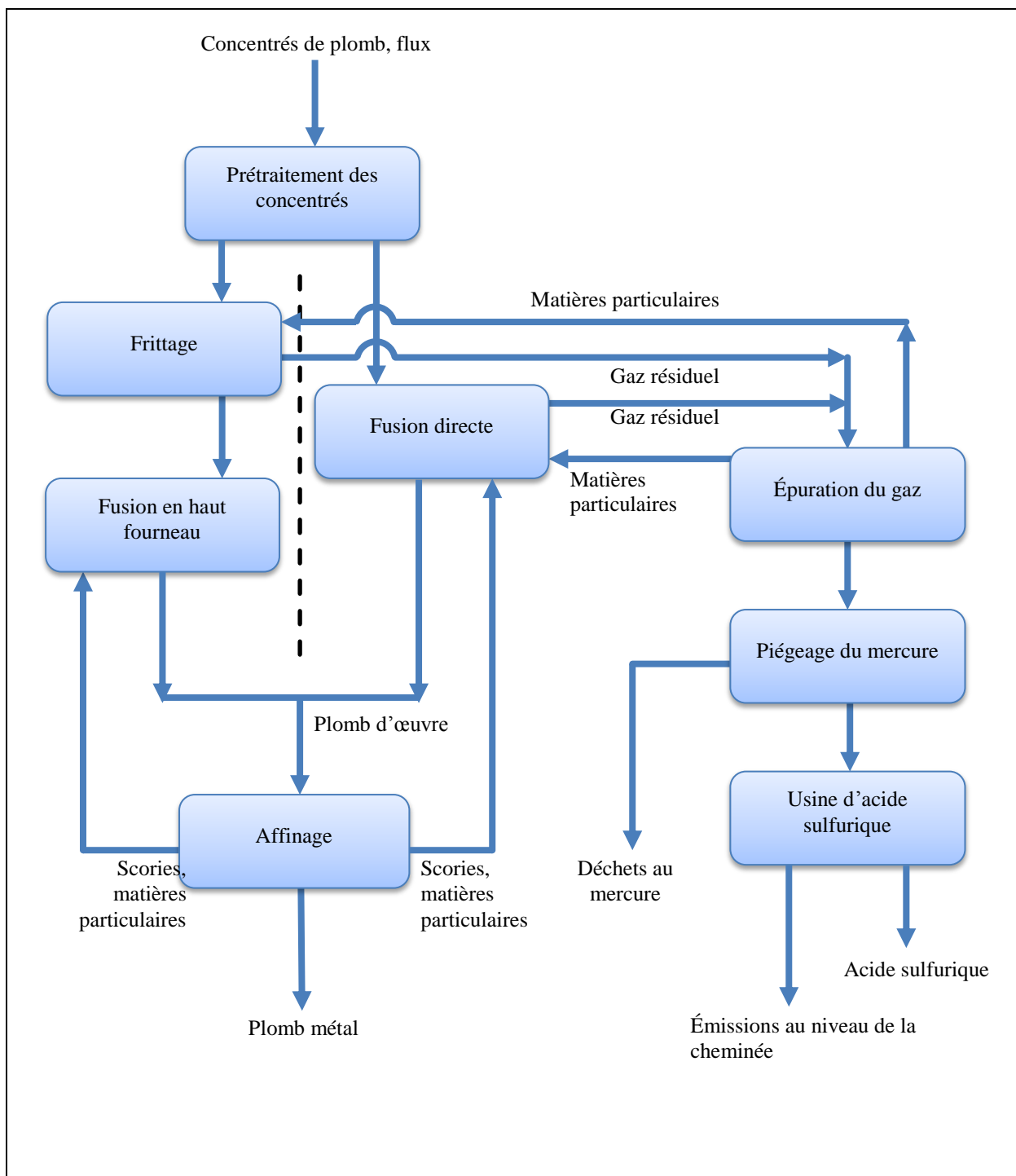


Figure 1 : Procédés de production primaire de plomb

2.2. Étapes du procédé de production de zinc

Le procédé de production primaire de zinc comprend cinq étapes principales : mélange des concentrés, grillage ou frittage et fusion, lixiviation et purification, extraction électrolytique, et fusion et alliage. Le procédé est schématisé dans la **Error! Reference source not found.** La libération de mercure a principalement lieu au cours du grillage. Ce mercure doit être piégé afin de réduire à un minimum les émissions au niveau de la dernière cheminée.

2.2.1. Mélange, grillage et récupération des poussières

Les différentes étapes du procédé de production de zinc sont schématisées dans la **Error! Reference source not found.** Pour des motifs commerciaux et logistiques, chaque affinerie de zinc achète des concentrés de zinc auprès de plusieurs mines différentes. La teneur en mercure d'un gisement donné peut varier de 1 à 200 ppm, mais peut atteindre 1 000 ppm. Pour que le fonctionnement soit harmonieux, efficace et écologique, le taux de toutes les impuretés, y compris le mercure, introduites dans le procédé de production de zinc est contrôlé. Le mélange de concentrés de qualité différente est un procédé bien établi de préparation des matières premières. Il permet d'éviter des pics d'impuretés inattendus, susceptibles de nuire au procédé ou à l'environnement ou de provoquer des problèmes de qualité du produit.

Les concentrés de zinc sont grillés par injection dans un four à lit fluidisé à 950 °C, ce qui entraîne la transformation (grillage) des sulfures en oxydes et SO₂ gazeux. Le four fonctionne sous pression négative pour éviter les émissions diffuses. Quasiment tous les composés du mercure présents dans les concentrés y sont vaporisés. Les poussières, aussi appelées matières particulaires, sont récupérées dans le flux gazeux et acheminées vers la section de lixiviation, de même que les oxydes de zinc issus du grillage. Le gaz est acheminé vers l'étape d'épuration.

À défaut, dans le procédé Imperial Smelting, les concentrés de zinc ou concentrés en vrac contenant du zinc et du plomb sont d'abord frittés, puis fondus dans un four Imperial Smelting (ISF) (Morgan 1968).

2.2.2. Épuration du gaz

Lors de l'épuration du gaz par voie humide, les dernières traces de poussière sont piégées à l'aide d'appareils de réduction des matières particulaires, par exemple des laveurs et des électrofiltres. Les eaux usées provenant de cette étape contiennent du mercure et d'autres métaux lourds; elles sont traitées dans une installation idoine ou injectées dans un four de grillage afin d'optimiser la collecte du mercure par le procédé dédié de piégeage du mercure, dont il existe différents types qui sont décrits plus loin. Ces unités spécifiques de piégeage du mercure abaissent les concentrations de mercure à de faibles niveaux. Le résultat de ce procédé d'élimination est un concentré de mercure qui contient environ 50 à 90 % du mercure total initial.

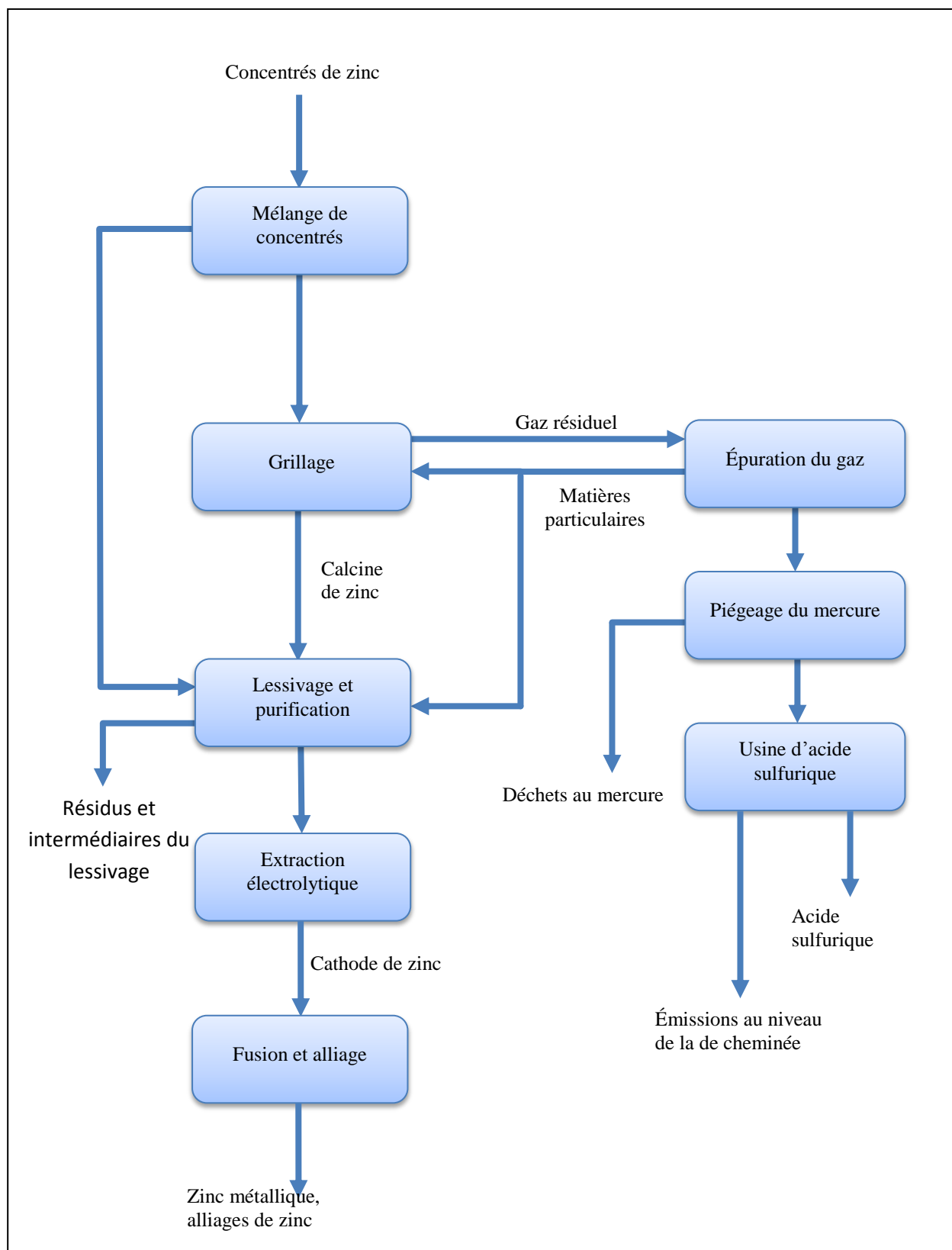


Figure 2 : Procédés de production primaire de zinc

2.2.3. Unité de production d'acide sulfurique

Après piégeage du mercure, le SO_2 provenant du gaz est transformé en acide sulfurique. Environ 90 % du mercure résiduel présent dans le flux gazeux est piégé dans l'acide. Pour être considéré comme étant de qualité commerciale, celui-ci doit avoir une teneur en mercure inférieure à 1 ppm. Les quantités de mercure aboutissant dans l'acide représentent moins de 2 % du total initial. Lorsque des contrôles sont en place, les émissions au niveau de la cheminée sont généralement inférieures à 0,1 ppm ou à $100 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$, soit moins de 0,25 % du mercure présent à l'entrée.

2.2.4. Lixiviation

Lors de l'étape de lixiviation, le concentré de zinc oxydé (dénommé « calcine ») est dissous dans de l'acide. La solution est purifiée par cémentation sur de la poudre de zinc métal (poudre) dépourvue de mercure et acheminée vers le poste d'électrolyse en vue de récupérer le zinc métal. D'autres métaux, par exemple, du cuivre, du cadmium, du plomb, de l'argent, du cobalt et du nickel sont récupérés dans des fractions séparées qui sont ultérieurement affinées dans d'autres installations. Un résidu final de la lixiviation, contenant essentiellement du fer sous forme de jarosite, de goethite ou d'hématite, ainsi que du sulfate et des silicates de plomb, nécessite un traitement conforme aux articles pertinents de la Convention. Souvent, le résidu de la lixiviation, qui peut contenir du mercure, est recyclé dans un procédé de fusion du plomb.

Lors de la lixiviation, il peut aussi y avoir un apport direct de concentrés de minerais non grillés qui contiennent du mercure. La quantité de concentrés non grillés introduits dans le procédé de lixiviation équivaut généralement à environ 10 % du total des concentrés introduits, mais peut atteindre 50 % dans le cas de la lixiviation directe. Le mercure provenant de ces concentrés non grillés aboutit dans le résidu de lixiviation sous forme de sulfure de mercure quasiment insoluble. Étant donné que le mercure n'est pas dissous, il n'y a pas d'émission atmosphérique lors du procédé de lixiviation. En fonction de la quantité de concentrés non grillés présente dans cette étape du procédé, on retrouve environ 5 à 50 % du mercure initial dans ce résidu de la lixiviation.

2.3. Étapes du procédé de production de cuivre

On peut produire le cuivre primaire par pyroméallurgie ou hydroméallurgie. Environ 20 à 25 % du cuivre primaire sont obtenus par des techniques comme la lixiviation de minerais de type oxydes. Le reste de la production de cuivre primaire utilise le procédé pyroméallurgique. Étant donné que le procédé hydroméallurgique ne fait intervenir aucun grillage ni fusion, il n'est pas couvert par l'annexe D de la Convention de Minamata et n'entre pas dans le cadre du présent document d'orientation.

Les minerais de cuivre traités par pyroméallurgie sont sulfurés. Dans ce procédé, le mercure présent dans le concentré est libéré dans le gaz de procédé, principalement au cours de la fusion et du convertissage de la matte. En fonction de la température utilisée dans les sécheurs, le mercure peut également être libéré pendant le séchage dans les installations qui utilisent un sécheur de concentrés.

Les différents procédés pyroméallurgiques parallèles utilisés dans la production de cuivre sont schématisés dans la figure 3 **Error! Reference source not found.** :

- Grillage, fusion et convertissage;
- Fusion et convertissage;
- Directement vers la fusion du cuivre.

2.3.1. Séchage des concentrés

Le procédé pyroméallurgique commence par le mélange de concentrés et de flux pour produire une matière première stable et homogène, en particulier lors du traitement de concentrés ayant des concentrations variables en cuivre ou en impuretés. Dans le cas des cuves de fusion éclair, les concentrés mélangés sont alors séchés pour réduire leur teneur en eau à 0,2 %, généralement à l'aide de séchoirs rotatifs, à bobines multiples ou à lit fluidisé, fonctionnant avec une température de sortie comprise entre 100 °C et 200 °C. Le concentré sec est ensuite acheminé vers la cuve de fusion; les poussières suspendues dans le gaz provenant du séchoir sont piégées dans des filtres à manches ou des électrofiltres. Dans les installations utilisant des techniques IsaSmelt ou similaires, le mélange de concentrés n'est pas séché avant d'être introduit dans la cuve de fusion et converti en mélange fondu de matte-laitier.

2.3.2. Grillage

Des techniques plus anciennes peuvent encore être utilisées lorsque les concentrés sont grillés avant la fusion. Dans les installations faisant appel à ce procédé, le mélange de concentrés est d'abord grillé en vue de convertir les sulfures de cuivre en oxydes avant de les traiter dans la fonderie. Le gaz du procédé de grillage qui contient du dioxyde de soufre et un peu de mercure est traité à l'aide de laveurs de gaz et d'électrofiltres pour en éliminer les matières particulières. Il est ensuite acheminé vers l'unité de production d'acide.

2.3.3. Fusion

Après séchage, le mélange de concentrés et de flux est fondu pour produire une matte (ou moins souvent du cuivre blister), généralement en atmosphère enrichie en oxygène, dans un four de fusion. Il existe plusieurs types de procédés de fusion du cuivre, dont la fusion éclair et la fusion au bain. Un autre procédé qui n'est pas représenté dans la figure 3 fait intervenir une étape de fusion continue dans des fours multiples et une étape de convertissage aboutissant à du cuivre blister.

La fusion éclair est largement utilisée, étant donné qu'il s'agit d'une technique efficace où la chaleur libérée lors de l'oxydation des minéraux sulfurés alimente le procédé de fusion. Ce procédé produit non seulement une matte (ou

parfois du cuivre blister), mais aussi un laitier. La température de fonctionnement des fours est de 1 230 à 1 250 °C, température à laquelle le mercure élémentaire et les composés à base de sulfure de mercure se volatilisent complètement. Le gaz de procédé est recueilli et acheminé vers le système d'épuration des gaz.

2.3.4. Convertissage

Dans le cas des procédés produisant une matte, l'étape suivante est le convertissage de celle-ci, avec l'alliage de cuivre résultant de l'épuration de ce que l'on appelle le laitier de fusion éclair, pour obtenir du cuivre blister. Un sous-produit de ce procédé est le laitier de convertisseur qui est traité plus avant dans un four de réduction en vue de récupérer le cuivre ou retourné vers le four de fusion. Le gaz de procédé généré par le convertissage est soumis à un piégeage des matières particulaires et enfin mélangé avec les gaz venant du four de fusion avant d'entrer dans le système d'épuration des gaz de l'unité de production d'acide sulfurique.

2.3.5. Affinage et coulage

Le cuivre blister est ensuite affiné dans des fours à anode, essentiellement pour en éliminer l'oxygène, le soufre et les polluants à l'état de traces. Le gaz de procédé généré dans les fours à anode est traité dans un laveur de gaz, puis dans un électrofiltre humide ou dans un filtre à manches. Le cuivre affiné est coulé pour former des anodes. Le dernier stade de la production de cuivre est l'électroraffinage des anodes pour obtenir des cathodes en cuivre contenant plus de 99,995 % de cuivre.

2.3.6. Lavage du laitier

Le laitier fondu produit dans le four à fusion et les convertisseurs peut être traité dans un four électrique de réduction afin d'en extraire le cuivre et les autres métaux précieux. Il en résulte une matte de grande qualité qui est alors acheminée vers les convertisseurs. On peut granuler le laitier final avec de l'eau avant de le mettre au rebut ou de l'utiliser comme agrégat.

Dans les procédés de fusion produisant directement du cuivre blister, la réduction du laitier peut produire des alliages de cuivre qui sont acheminés vers la fonderie en vue d'un nouveau traitement dans les convertisseurs.

La réduction du laitier peut aussi se faire à l'aide de techniques de traitement de minéraux. Après un refroidissement lent, le laitier est concassé, broyé et traité par flottation. Il en sort un concentré contenant du cuivre qui est renvoyé à la fusion.

2.3.7. Unité de production d'acide sulfurique

Les gaz résultant des procédés de fusion et de convertissage sont acheminés vers la section d'épuration des gaz de l'unité de production d'acide sulfurique. Il est refroidi dans un premier temps et traité en vue d'en éliminer les matières particulaires, les métaux et le brouillard acide à l'aide de dispositifs d'épuration, tels que des laveurs et des électrofiltres humides. Pendant l'épuration du gaz, ce dernier est refroidi à 35-40 °C. La plus grande partie du mercure présent à la sortie de la fonderie est éliminé à ce stade grâce aux trois mécanismes suivants :

- Réaction d'une partie du mercure pour former du sulfate de mercure solide, qui est éliminé sous forme de boue;
- Condensation du mercure élémentaire par hypertrempe et refroidissement dans des laveurs et des tours de refroidissement à garnissage;
- Libération du sélénium contenu dans les concentrés de cuivre lors des procédés de fusion et de convertissage. Il est présent dans le gaz de procédé de la fonderie sous forme d'oxyde de sélénium. L'oxyde de sélénium se dissout dans la solution de lavage faiblement acide et est immédiatement réduit par le dioxyde de soufre pour former du rouge de sélénium qui réagit avec le mercure élémentaire pour former du séléniure de mercure solide (HgSe). Le séléniure de mercure est un composé extrêmement peu soluble dans l'eau et stable dans des conditions acides.

Après l'épuration du gaz, il peut être nécessaire d'appliquer une technique de piégeage de mercure avant la production d'acide afin d'éliminer tout mercure restant dans le gaz de procédé et de répondre aux normes commerciales. Au niveau de la dernière cheminée, les émissions ne devraient contenir que des concentrations infimes de mercure. La gestion des résidus et boues contenant du mercure issus des procédés d'épuration des gaz ou de piégeage du mercure, notamment le stockage, la mise au rebut et le commerce, devrait être en adéquation avec d'autres articles pertinents de la Convention.

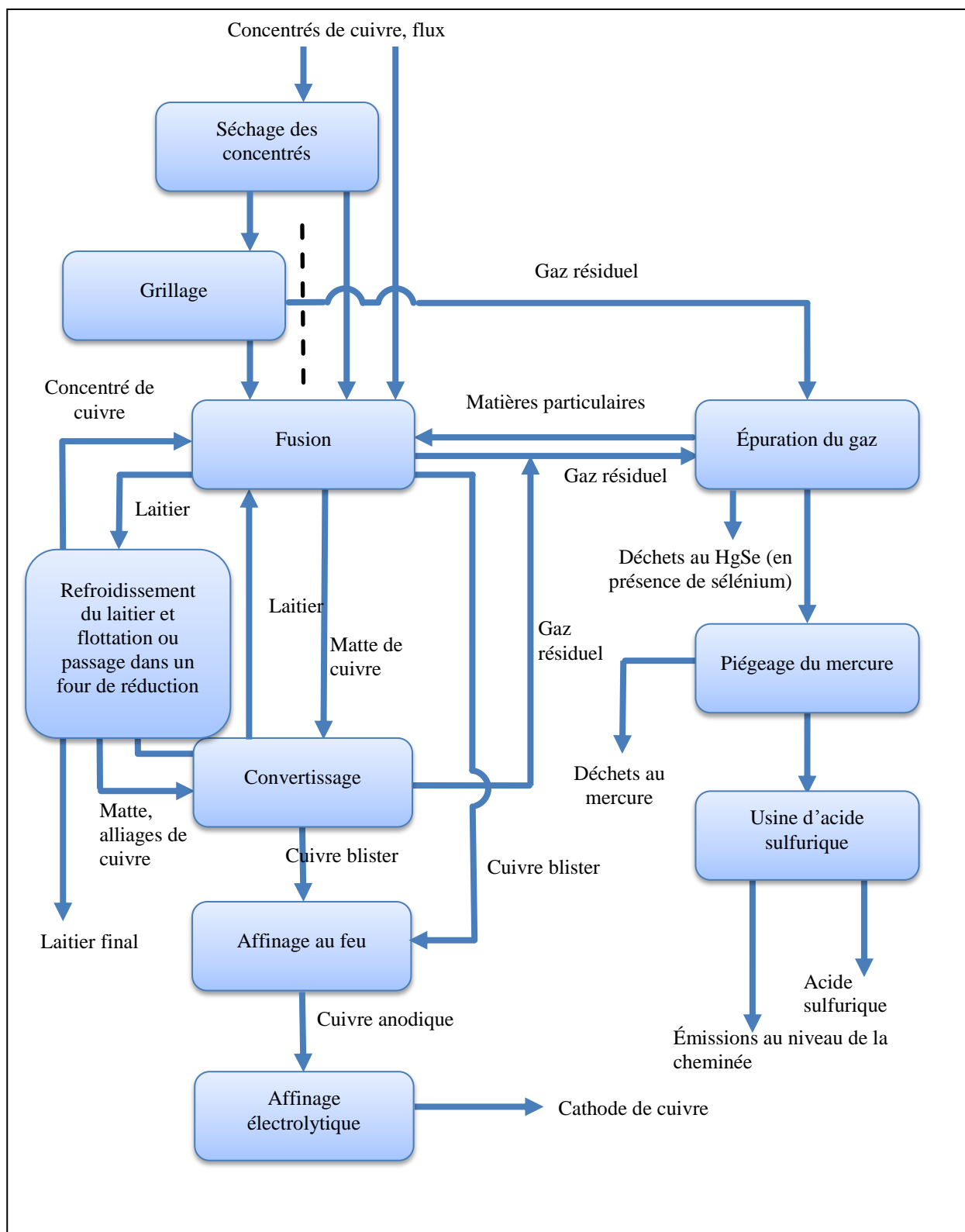


Figure 3 : Procédés de production primaire de cuivre

2.4. Étapes du procédé de production d'or

Certains minerais d'or nécessitent un prétraitement avant la lixiviation, alors que d'autres peuvent être directement lixiviés. Cette section se concentre sur les minerais qui nécessitent un prétraitement de grillage avant la lixiviation, étant donné que l'annexe D de la Convention de Minamata couvre le grillage. La **Error! Reference source not found.** présente un aperçu des procédés en jeu.

2.4.1. Grillage

Du minerai d'or concassé contenant généralement de 0 à 100 ppm de mercure est introduit dans le four de grillage. Ces fours fonctionnent à une température comprise entre 500 et 600 °C, la chaleur servant à oxyder le soufre et le carbone contenus dans le minerai, de sorte que l'or puisse être lixivié et récupéré. Les températures élevées entraînent la volatilisation du mercure contenu dans le minerai. Les gaz produits par le procédé de grillage sont traités en plusieurs étapes, certaines d'entre elles permettant de contrôler les polluants associés, mais aussi par des procédés spécifiques aux unités, qui sont utilisés pour réduire autant que possible les émissions de mercure. Ces contrôles sont décrits de manière plus détaillée dans l'étude de cas présentée séparément. Selon les résultats obtenus dans les installations commerciales existantes dotées de contrôles similaires, l'élimination globale du mercure du gaz résiduel du four de grillage serait supérieure à 99 %.

2.4.2. Lixiviation

Le produit de grillage est mélangé à de l'eau dans un bac à agitation pour former une suspension épaisse, qui est acheminée vers une série de cuves où l'or est extrait par lixiviation (circuit de lixiviation au carbone) à l'aide de cyanure. Après dissolution, les complexes à base d'or et de mercure présents dans la suspension sont adsorbés sur du charbon actif. Une fois débarrassée de l'or et du mercure qu'elle renferme, la suspension est soumise à un procédé de neutralisation et de détoxification, puis rejetée dans les bassins de retenue des résidus miniers en tant que déchets. Le mercure soluble dans le cyanure qui reste dans les résidus de la lixiviation contribuera très peu au mercure atmosphérique en raison de la très faible pression de vapeur du complexe mercure-cyanure.

2.4.3. Extraction et régénération

Le charbon aurifère provenant du circuit de lixiviation est lavé, puis transféré dans une cuve où l'or et le mercure sont remis en solution. On obtient un liquide à forte teneur en or dont il est possible d'extraire ce dernier par électrolyse ou précipitation, comme décrit ci-dessous. Après extraction de l'or qu'il contient, le charbon passe dans un four en vue de sa régénération thermique, avant d'être renvoyé à l'étape de lixiviation.

Le charbon appauvri contient encore un peu de mercure adsorbé. Celui-ci est éliminé dans le four de régénération, une cuve fermée dans laquelle le charbon est chauffé à une température supérieure à 700 °C pour le sécher, évaporant par la même occasion le mercure restant. La cuve ne contient pas d'oxygène afin que le charbon puisse sécher sans s'oxyder ni brûler. Le gaz est évacué et refroidi, ce qui permet de recueillir le mercure élémentaire, après condensation, dans des flacons industriels intégraux. Le traitement des matériaux contenant du mercure y compris leur stockage, leur mise au rebut et leur commerce doit être conforme à d'autres articles pertinents de la Convention.

Tout mercure gazeux restant est ensuite éliminé par passage dans une cuve contenant du charbon actif imprégné de soufre. Le mercure présent dans le gaz se lie chimiquement avec le soufre pour former un composé stable de cinabre (sulfure mercurique).

D'après les résultats obtenus dans d'autres installations commerciales existantes dotées de contrôles similaires, le taux global d'élimination du mercure contenu dans les effluents gazeux des fours de régénération du charbon serait supérieur à 99 %. Bien qu'ils ne soient pas visés par l'annexe D de la Convention de Minamata, il est important de noter qu'en l'absence de mesures de contrôle, ces fours sont susceptibles de constituer des sources non négligeables d'émissions de mercure.

2.4.4. Affinage

La boue aurifère résultant de l'extraction électrolytique ou de la précipitation à l'aide de poussières de zinc est filtrée, puis traitée dans une cornue, où elle est chauffée à une température supérieure à 600 °C, ce qui en élimine le mercure par évaporation. Le gaz de cornue est acheminé vers un équipement de traitement en vue d'en retirer le mercure avant d'acheminer le matériau aurifère vers un four d'affinage. Le gaz est d'abord refroidi, puis condensé pour pouvoir recueillir le mercure sous une forme élémentaire. Tout mercure restant est ensuite éliminé par passage dans une cuve contenant du charbon actif imprégné de soufre. Le mercure présent dans le gaz se lie chimiquement au soufre pour former un composé stable de cinabre. D'après les résultats obtenus dans d'autres installations existantes dotées de contrôles similaires, le taux global d'élimination du mercure contenu dans les effluents gazeux de la cornue serait supérieur à 99 %.

2.4.5. Four

Les solides aurifères séchés provenant de la cornue sont chauffés dans un four à des températures supérieures au point de fusion de tous les constituants de la charge afin de séparer finalement l'or des impuretés. Les gaz d'évacuation passent d'abord dans un filtre à manches destiné à éliminer les matières particulaires et notamment le mercure fixé sur des particules. On leur fait ensuite traverser une cuve contenant du charbon actif imprégné de soufre où le mercure forme une liaison chimique avec le soufre pour former un composé de cinabre stable. D'après les résultats obtenus dans d'autres installations existantes dotées de contrôles similaires, le taux global d'élimination du mercure contenu dans les effluents gazeux du four serait supérieur à 99 %. Les déchets contenant le mercure devraient être mis au rebut d'une manière écologiquement rationnelle. À des fins de clarification, il convient de noter que les émissions du four

ne sont pas couvertes par l'annexe D de la Convention de Minamata. De plus, il semblerait que les fours ne seraient que des sources mineures d'émissions de mercure.

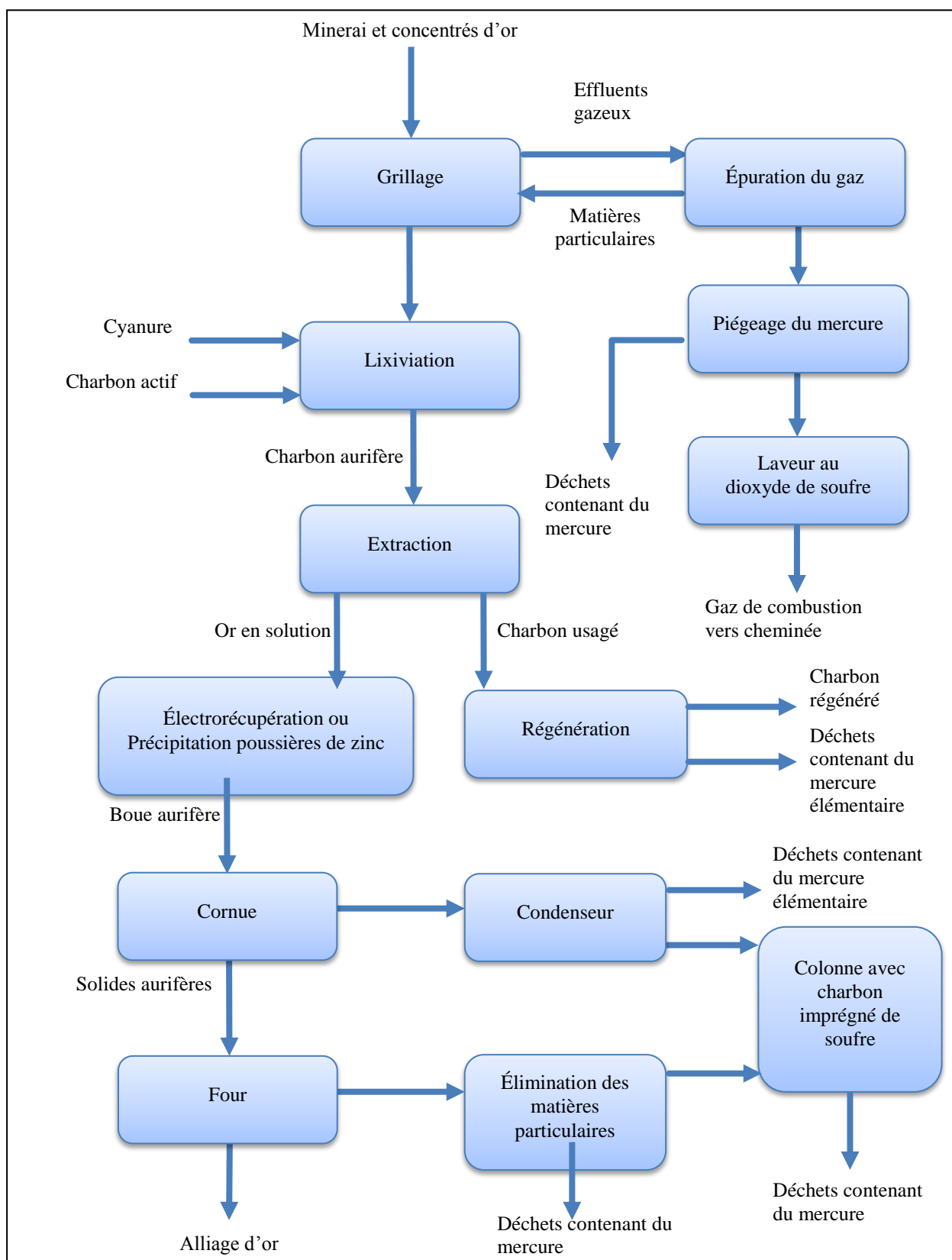


Figure 4 : Procédés de production primaire d'or

3. Techniques de contrôle des émissions

La section suivante décrit les principales techniques d'élimination des émissions atmosphériques de mercure pertinentes à la fusion et à l'affinage dans le secteur des métaux non ferreux. En général, ces techniques reposent sur une certaine forme d'oxydation du mercure et les interactions avec des matériaux comme le chlorure mercurique. Dans cette liste, ne figurent pas les techniques reconnues pour réduire les émissions atmosphériques de mercure grâce au piégeage d'autres polluants, notamment des composés organiques ou d'autres matières particulaires. Une section transversale sur les techniques de contrôle de multiples polluants présentant un avantage pour le piégeage des émissions de mercure est également présentée.

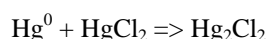
Le mercure est volatil aux températures observées dans la plupart des procédés d'élimination; il faut donc faire appel à des techniques sectorielles spécifiques pour l'éliminer. Dans le cas de l'élimination du mercure en amont d'une unité de production d'acide sulfurique, tout le mercure résiduel sera présent dans l'acide produit. L'acide est souvent classé comme étant de qualité commerciale, technique ou électrolytique, de batterie, de qualité alimentaire, etc. Ces termes ont un caractère général et peuvent être différents d'un fournisseur et d'un pays à l'autre. La spécification du produit dépend de l'utilisation potentielle de l'acide. La teneur en mercure de celui-ci est généralement inférieure à 1,0 ppm et équivalente à ~0,02 mg/Nm³ dans le gaz lavé³⁶, même si certaines applications exigent des concentrations sensiblement inférieures³⁷.

3.1. Procédé de Boliden Norzink

3.1.1. Description

Le procédé de Boliden Norzink (également dénommé procédé de lavage au chlorure d'Outotec ou procédé BN d'Outotec³⁸) piège le mercure élémentaire des rejets gazeux des fonderies primaires de minerais en convertissant le mercure en chlorure mercurique, Hg₂Cl₂ (également connu sous le nom de « calomel »). Le calomel est le résultat de la réaction du mercure avec le chlorure mercurique, HgCl₂. Le chlorure mercurique est alors récupéré d'une partie du calomel par oxydation avec du chlore, puis réintégré dans le procédé d'épuration du gaz.

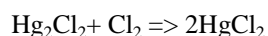
Le procédé³⁹ se déroule dans une tour à lit à garnissage. La vapeur de mercure élémentaire contenue dans le rejet gazeux est oxydée par une solution de lavage aqueuse de chlorure mercurique :



La tour comprend une cuve cylindrique verticale renforcée par fibre de verre traversée de bas en haut par le rejet gazeux. Elle est remplie d'un garnissage en polypropylène (en général, en forme de selles). Dans la partie supérieure de la tour, la solution de lavage est pulvérisée par-dessus le garnissage par une série de buses. Un dévésiculeur à chevrons ou à grillage métallique disposé à la sortie de la tour empêche la solution de sortir du système. La température du procédé est d'environ 40 °C ou moins et la perte de charge dans la tour est d'environ 1 kPa.

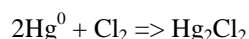
Le calomel résultant est insoluble. Il précipite dans la liqueur et est éliminé au fond de la tour sous la forme d'une suspension épaisse. La liqueur est ensuite réacheminée vers le laveur de gaz. Dans des conditions de procédé optimales, la quasi-totalité du mercure élémentaire réagit avec le chlorure mercurique.

Pour obtenir une oxydation efficace, il est nécessaire de maintenir une concentration élevée de chlorure mercurique dans la solution de lavage circulante. Une moitié de la suspension est donc traitée au chlore gazeux pour oxyder de nouveau le chlorure mercurique précipité en chlorure mercurique.



Dès que la solution de calomel traitée est entièrement régénérée, elle est pompée dans un réservoir de stockage. Lorsque la concentration en chlorure mercurique s'appauvrit dans le circuit de lavage, on ajoute la solution de chlorure mercurique régénérée à partir du réservoir de stockage afin de maintenir la concentration de chlorure mercurique dans le circuit de lavage.

La réaction nette des étapes de procédé (a) et (b) est la suivante :



L'autre moitié de la suspension de calomel est acheminée vers un décanteur. La solution clarifiée déborde et est réacheminée vers le réservoir de la pompe de la tour de lavage. Le chlorure mercurique insoluble se dépose au fond du décanteur dans un réservoir conique. Les solides passent dans un décanteur secondaire en vue d'une concentration

³⁶ www.mercuryconvention.org/Portals/11/.../EG1/EU_information.pdf; consulté le 24 mars 2015.

³⁷ http://www.sulphuric-acid.com/techmanual/Properties/properties_acid_quality.htm; consulté le 24 mars 2015.

³⁸ <http://www.outotec.com/en/About-us/Our-technologies/Gas-cleaning/Mercury-removal/#tabid-2> consulté le 24 mars 2015.

³⁹ http://www.sulphuric-acid.com/techmanual/GasCleaning/gcl_hg.htm; consulté le 24 mars 2015.

plus poussée. On peut ajouter de la poudre de zinc pour faciliter la précipitation. Les solides provenant du décanteur secondaire sont introduits dans des fûts de stockage en vue de leur vente ou d'un autre traitement en interne. Le calomel obtenu peut être mis au rebut ou utilisé pour la production de mercure élémentaire. Le mercure est ensuite entreposé dans des réservoirs de stockage sécurisés. La **Error! Reference source not found.** présente un diagramme du procédé de Boliden Norzink.

Il convient de tenir compte des risques sanitaires qu'une exposition au chlorure mercurique ou au chlore (fortement toxique) peut présenter pour les travailleurs.

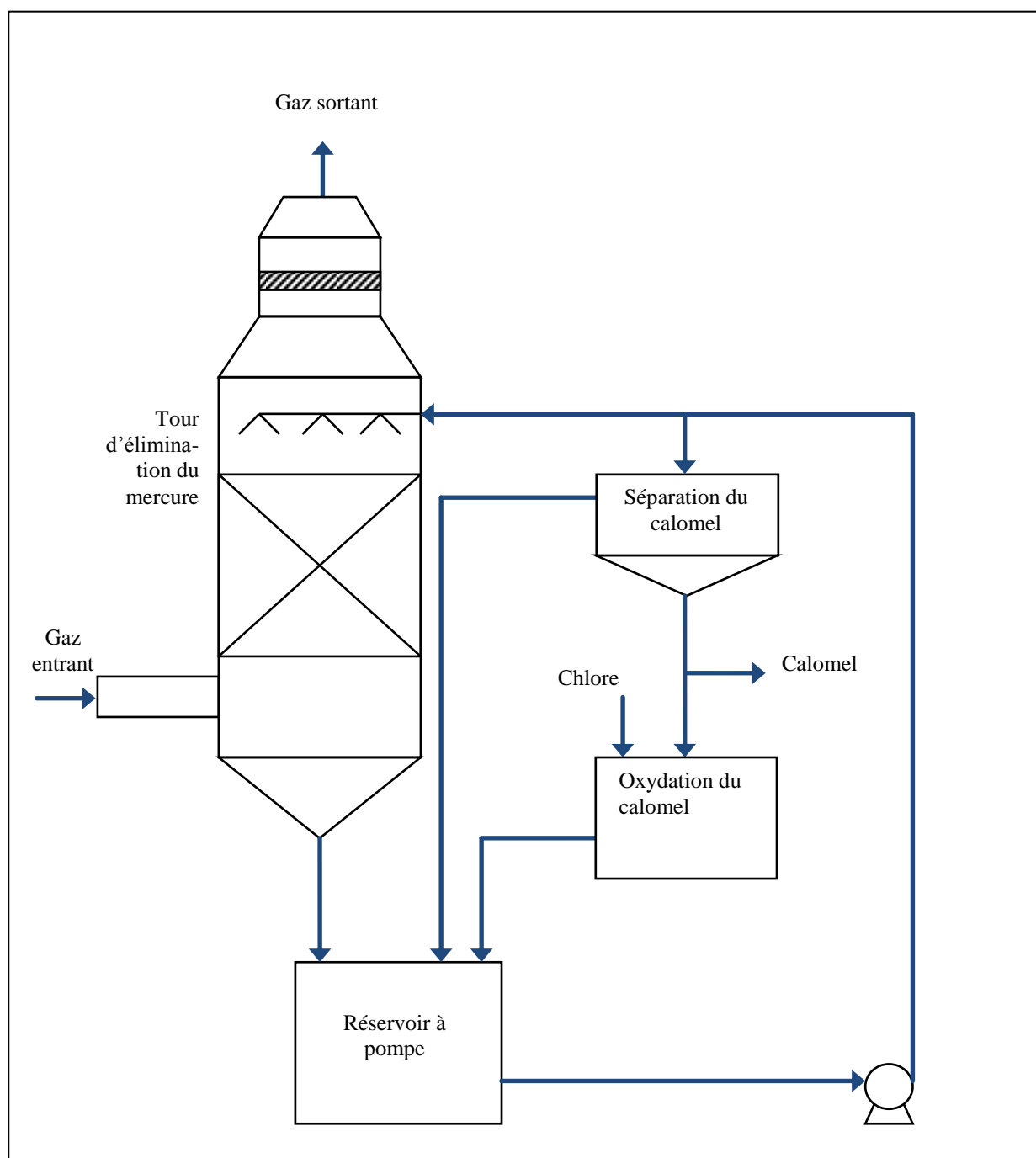


Figure 5: Diagramme du procédé de Boliden Norzink avec récupération de Hg_2Cl_2 (Hultbom 2003)

3.1.2. Applicabilité

Cette technique peut s'appliquer à tous les gaz de procédé produits par les fonderies de minerais, et en particulier à ceux contenant du SO_2 . Elle est efficace pour des teneurs initiales en mercure variables ou même élevées et est utilisée dans environ 40 installations dans le monde entier.

3.1.3. Performance

Le rendement d'élimination dépend de la teneur en mercure du rejet gazeux initial; il est généralement de 99,7 %. La teneur en mercure type à la sortie varie de 0,3 à 0,5 ppm⁴⁰ (Hultbom 2003; CEE-ONU 2013). Une teneur à la sortie de 0,3 à 0,5 ppm peut également être obtenue avec des teneurs initiales en mercure supérieures à 100 mg/Nm (Hultbom 2003).⁴¹

Tableau 1

Performance du procédé de Boliden Norzink à Boliden Rönnskar⁴² (BREF NFM 2014)

Débit du gaz 30 000 Nm ³ /h	En amont [µg/Nm ³]	En aval [µg/Nm ³]	Efficacité de réduction [%]
Teneur élevée à l'entrée	9 879	30	99,7
Faible teneur à l'entrée	51	13	74

3.1.4. Effets croisés entre différents milieux

Les effets croisés entre différents milieux du procédé sont notamment les suivants :

- Effets sur l'air et l'eau du fait de la production de déchets de calomel solides, par lixiviation ou vaporisation du mercure.

3.1.5. Coûts d'installation et d'exploitation

Du fait de la faible température du procédé (inférieure à 40 °C), on utilise principalement des matériaux plastiques pour la construction.

Les coûts d'exploitation sont faibles, du fait qu'ils se limitent aux éléments suivants :

- Consommation électrique des pompes de circulation;
- Consommation électrique accrue des ventilateurs pour compenser la perte de charge créée par la tour de lavage;
- Consommation de chlore gazeux pour la récupération du chlorure mercurique.

Les coûts d'exploitation sont quasiment indépendants de la teneur en mercure du rejet gazeux⁴² (Hultbom 2003) et le procédé est considéré comme étant économiquement viable. À Aurubis, à Hambourg, les coûts d'équipement pour l'installation d'élimination de mercure se sont élevés à 5 millions d'euros (incluant le condenseur, les chauffages, le filtre à manches, le système d'injection, l'absorbeur et les ventilateurs) (BREF NFM 2014).

3.2. Filtre à sélénium

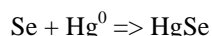
3.2.1. Description

Le procédé du filtre à sélénium^{38/39} permet de nettoyer les rejets gazeux à faible teneur en mercure élémentaire des fonderies primaires de minerais en transformant l'acide sélénieux en sélénium amorphe rouge, qui réagit avec le mercure gazeux pour former du séléniure mercurique.

Le filtre à sélénium est un filtre à lit fixe doté d'une grande surface active, conçu pour établir un contact étroit avec la substance active. On y utilise un matériau inerte poreux semblable à celui d'un support catalytique. Le matériau est imprégné de sélénium amorphe rouge. L'imprégnation est obtenue en séchant une solution d'acide sélénieux en présence de SO₂ afin de faire précipiter du sélénium amorphe rouge :



Le sélénium amorphe rouge réagit avec le mercure dans le gaz pour former du séléniure mercurique :



La durée de contact dans le filtre est de l'ordre de 1 à 3 secondes.

Le filtre reste efficace jusqu'à ce que sa teneur en mercure atteigne 10 à 15 %. Il est alors traité en vue de récupérer le mercure et de régénérer le sélénium.

⁴⁰ <http://www.outotec.com/en/About-us/Our-technologies/Gas-cleaning/Mercury-removal/>; consulté le 24 mars 2015.

⁴¹ L'unité Nm³ est le mètre cube normalisé et se rapporte au gaz mesuré à une pression de 1 atmosphère et à une température de 0 °C.

⁴² Commission économique pour l'Europe de l'ONU, Protocole sur les métaux lourds, disponible à : http://www.unece.org/env/lrtap/hm_h1.html; consulté le 24 mars 2015.

La pression de vapeur du mercure à des températures comprises entre 0 et 100 °C est très faible par rapport à celle du HgSe. Le sélénium est une substance de contrôle adaptée étant donné que sa pression de vapeur est également très faible à ces températures et les pertes de sélénium sont mineures. Les filtres peuvent fonctionner à des températures atteignant 110 °C avec des gaz saturés en vapeur d'eau. Il convient toutefois d'éviter toute condensation à l'intérieur des filtres.

La perte de charge est de l'ordre de 600 Pa dans le cas d'un filtre à un étage avec un temps de rétention de trois secondes.

Le filtre à sélénium permet de débarrasser les rejets gazeux des fonderies de la quasi-totalité du mercure qu'ils contiennent. Il peut aussi être appliqué dans une deuxième étape de traitement des rejets gazeux pour réduire la teneur en mercure en amont d'une unité de production d'acide produisant des acides sans mercure.

Par rapport à d'autres adsorbants en lit fixe comme le charbon actif, le filtre à sélénium présente l'avantage de réagir de manière sélective avec le mercure. Aucune réaction secondaire indésirable ne se produit, étant donné que la masse de sélénium n'a aucune activité catalytique connue. Cela permet, par exemple, d'utiliser un filtre à sélénium pour éliminer le mercure dans des gaz humides contenant du SO₂. En présence de charbon actif, le SO₂ est oxydé en SO₃ qui se combine à la vapeur d'eau pour former de l'acide sulfurique pouvant colmater le filtre (Hultbom 2003).

Par ailleurs, afin d'obtenir des concentrations de mercure inférieures ou égales à 0,05 mg/Nm³, il est nécessaire de sensiblement refroidir le gaz à des températures inférieures à 0 °C pour séparer les composés de mercure particuliers du mercure liquide. Le même niveau de résidus peut être obtenu en recueillant le mercure sous forme de sélénure mercurique (HgSe) à des températures pouvant atteindre environ 140 °C (Hultbom 2003).

3.2.2. Applicabilité

L'applicabilité est démontrée dans au moins six installations du monde entier.

3.2.3. Performance

Le rendement d'élimination dépend du temps de rétention. Pour atteindre un rendement d'élimination de 95 %, un temps de rétention de trois secondes est généralement nécessaire (Hultbom 2003). On obtient généralement des chiffres de l'ordre de 90 %³⁹. La concentration moyenne minimum attendue par heure à la sortie⁴² est inférieure à 0,01 mg/Nm³ (CEE-ONU Protocole sur les métaux lourds 2013). Les tableaux suivants indiquent les taux de réduction typiques.

Tableau 2

Performance du procédé du filtre à sélénium à Boliden Rönnskär⁴² (fonderie de cuivre-plomb-zinc) (BREF NFM 2014)

Débit du gaz 80 000 Nm ³ /h	En amont [µg/Nm ³]	En aval [µg/Nm ³]	Taux de réduction [%]
Teneur élevée à l'entrée	1 008	48	95
Faible teneur à l'entrée	42	12	71

Tableau 3

Résultats types du procédé du filtre à sélénium (Hultbom 2003)

Débit du gaz	En amont [µg/Nm ³]	En aval [µg/Nm ³]	Taux de réduction [%]
Teneur élevée à l'entrée	6 000	<50	99

3.2.4. Coûts d'installation et d'exploitation

Le coût d'équipement est proportionnel au débit de gaz.

Lorsque la masse de sélénium est saturée de mercure, elle doit être remplacée. Cette opération représente le principal coût de cette technique et son coût est sensiblement proportionnel à la quantité de mercure éliminée (Hultbom 2003).

Les coûts d'installation d'un filtre à sélénium sont souvent comparés à ceux du procédé de Boliden Norzink lorsque ces techniques sont les mieux indiquées. À des débits de gaz inférieurs, le coût d'équipement relatif est inférieur à celui du procédé de Boliden Norzink, étant donné qu'il s'agit de la méthode de lavage qui exige le plus d'équipement. L'inverse est vrai pour les débits supérieurs, étant donné que les coûts d'augmentation d'échelle pour un laveur de gaz sont inférieurs à ceux d'un filtre à lit fixe (Hultbom 2003).

Pour les débits de gaz plus élevés avec des teneurs en mercure importantes à l'entrée, le procédé de Boliden Norzink est le plus économique. On a cependant signalé qu'il est possible de combiner le procédé de Boliden Norzink au filtre à sélénium pour satisfaire les exigences les plus strictes d'élimination du mercure (Hultbom 2003).

Les coûts indicatifs donnés par les sources de l'industrie pour un filtre à sélénium d'une capacité de 200 000 m³/h font état d'un investissement initial d'environ 3 millions d'euros, plus 70 tonnes de sélénium à un prix de 35 000 euros la tonne.

3.2.5. Effets croisés entre différents milieux

Il existe des effets potentiels sur l'air et l'eau en raison de la vaporisation de mercure élémentaire ou oxydé lors de la production des déchets solides de séléniure mercurique. Les déchets doivent être stabilisés avant d'être traités plus avant. Le traitement des matériaux contenant du mercure y compris le stockage, la mise au rebut et le commerce doit être conforme à d'autres articles pertinents de la Convention.

3.3. Charbon actif

3.3.1. Description

Le charbon actif imprégné de soufre⁴³ est une technique éprouvée utilisée dans le secteur de l'or industriel pour contrôler les émissions atmosphériques de mercure. Le charbon actif peut être appliqué dans une structure de type lit fixe ou injecté. Le mercure présent dans les émissions gazeuses réagit avec le charbon actif imprégné de soufre quand il traverse le lit pour former du sulfure mercurique. L'avantage du charbon actif est qu'il permet d'éliminer tous les types de mercure présents dans les émissions atmosphériques, y compris le mercure élémentaire, le mercure oxydé et le mercure fixé sur des particules.

Cette technique de contrôle piège le mercure sous forme de sulfure de mercure stable (HgS) dans le charbon actif imprégné de soufre. Elle en est à un stade avancé de développement et est une technique éprouvée couramment utilisée dans le secteur des métaux non ferreux, en particulier dans l'industrie d'extraction de l'or. Elle est aussi couramment utilisée dans le secteur de la production d'électricité.

Lorsqu'une source utilise du charbon actif, elle doit en surmonter certaines limites. En premier lieu, les températures de fonctionnement maximales varient d'un fabricant à l'autre. Il peut s'avérer nécessaire de prérefroidir le flux gazeux. En deuxième lieu, si la teneur en eau du flux gazeux est supérieure à 10 %, il est nécessaire d'appliquer un prétraitement pour la réduire. Enfin, il existe un risque d'incendie lié à l'utilisation du charbon actif; de nombreuses installations s'en servent cependant depuis de nombreuses années sans avoir eu à déplorer le moindre incident. S'ils sont bien gérés, ces risques peuvent être réduits.

3.3.2. Applicabilité

Le charbon actif peut être utilisé pour éliminer toutes les formes d'émission de mercure : à l'état gazeux, de particules, élémentaire et oxydé. Il peut adsorber de 10 à 40 % en poids de mercure avant qu'il ne soit nécessaire de le remplacer. De plus, le charbon imprégné au soufre (15 à 20 % en poids) est efficace pour former un sorbant stable.

3.3.3. Performance

Bien conçus et entretenus, les systèmes d'adsorption au charbon actif imprégné de soufre situés en aval d'un condenseur sont capables de piéger 99 % du mercure et d'abaisser sa concentration à 0,01 mg/m³. D'après les spécifications des fabricants, leur capacité d'adsorption du mercure varie de 10 à 40 %. Toutefois, on remplace généralement le charbon lorsque sa charge de mercure atteint 20 % en poids. L'adsorbant usagé est mis au rebut comme un déchet dangereux ou traité en vue de récupérer le mercure élémentaire. Le traitement des matériaux contenant du mercure y compris le stockage, la mise au rebut et le commerce doit être conforme à d'autres articles pertinents de la Convention.

3.3.4. Coûts d'installation et d'exploitation

L'un des facteurs importants à prendre en compte dans les coûts d'équipement est le débit volumétrique du gaz à traiter. La figure 6 récapitule le coût des équipements et matériaux nécessaires pour un système faisant intervenir des procédés de lavage, de refroidissement, de condensation et d'adsorption sur un des lits de charbon. Les coûts de construction et d'installation ne sont pas inclus, étant donné leur variabilité en fonction de la géographie et de la complexité des projets connexes.

⁴³ Il existe d'autres types de charbon actif imprégné (halogène, fluor, iode et brome) également utilisés pour le contrôle du mercure, mais il reste à démontrer que le secteur non ferreux les utilise activement. Ils ont peut-être davantage leur place dans notre section sur les nouvelles techniques émergentes. C'est pour cette raison que ce chapitre se concentre sur le charbon imprégné de soufre.

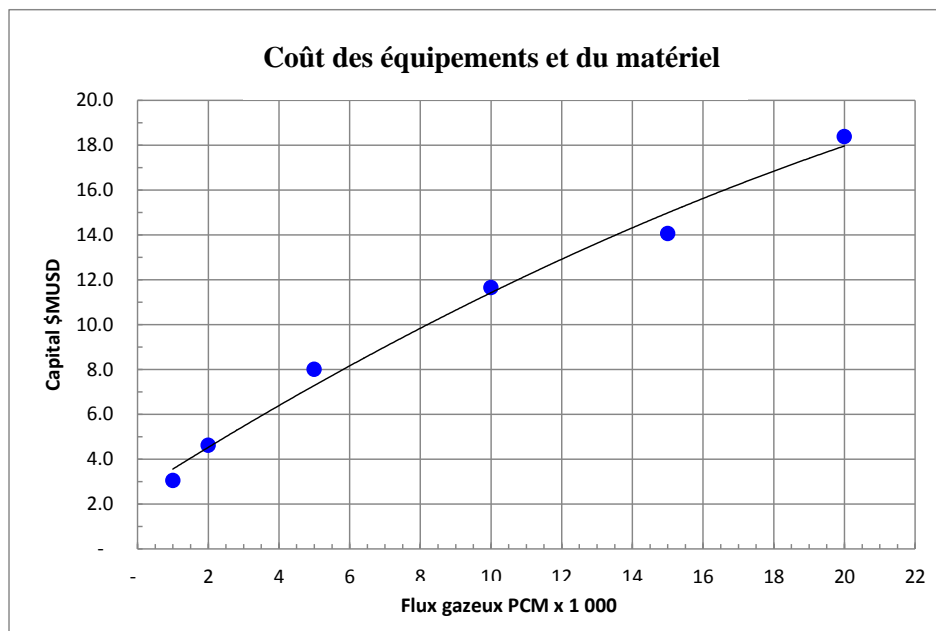


Figure 6 : Coûts des équipements et des matériaux nécessaires pour les filtres au charbon actif imprégné de soufre en fonction du débit volumétrique (PCM : pieds cubes par minute, 1 PCM = 1,7 m³/h)

Le principal coût d'exploitation se rapporte au remplacement et à la mise au rebut, ou au traitement du charbon actif usagé. La fréquence de remplacement est fonction de la teneur en mercure du flux gazeux. En Amérique du Nord, le coût de remplacement du charbon imprégné de soufre est de 6,6 USD/kg.

3.3.5. Avantages connexes

Le charbon actif non imprégné de soufre est très efficace pour éliminer des composés organiques comme les dioxines ou les furannes et les composés organiques volatils (COV) présents dans le flux gazeux. En présence de composés organiques, on installe un « lit de pré-nettoyage au charbon actif » afin d'éliminer ceux-ci en amont du lit imprégné au soufre prévu pour piéger le mercure. Sans le lit de pré-nettoyage, les composés organiques s'adsorbent sur le charbon actif imprégné de soufre, réduisant la capacité d'élimination ultérieure du mercure et augmentant les coûts du fait de l'augmentation de la fréquence de remplacement des lits (Krumins *et al.*, 2013).

3.3.6. Effets croisés entre différents milieux

Il peut être nécessaire de mettre au rebut le charbon actif imprégné chargé de mercure comme un déchet dangereux. Le traitement des matériaux contenant du mercure y compris le stockage, la mise au rebut et le commerce doit être conforme à d'autres articles pertinents de la Convention.

3.4. Procédé utilisant un filtre DOWA (filtre en pierre ponce recouvert de sulfure de plomb [II])

Le procédé au sulfure de plomb (II) est une technique à sec utilisée pour éliminer le mercure des gaz de combustion générés par les fonderies de métaux non ferreux. On fait passer les gaz contenant du mercure volatil dans une tour remplie de granules, par exemple de pierre ponce, revêtues de sulfure de plomb pour améliorer le contact avec le gaz. Au contact du gaz avec le sulfure de plomb (II), le mercure, dont la pression de vapeur est élevée, se transforme en sulfure de mercure, dont la pression de vapeur est très faible. Ce procédé permet, selon les mesures, un taux d'élimination du mercure de 99 %, ce qui se traduit par des concentrations de mercure de 0,01 à 0,05 mg/Nm³ dans les émissions.

Des coûts indicatifs ont été obtenus de sources au sein de l'industrie : le coût d'équipement initial pour une tour Dowa avec une capacité de traitement de 200 000 m³/h est d'environ 5,5 millions d'euros, plus le coût des matériaux filtrants de 1 800 euros/tonne. La durée de vie de la tour est d'environ 5 à 10 ans.

3.5. Procédé de Jerritt

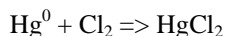
3.5.1. Description

Le procédé de Jerritt est actuellement utilisé dans une mine d'or et est illustré dans la figure 8. Il permet d'éliminer le mercure élémentaire des effluents gazeux des fours à griller en convertissant le mercure en chlorure mercurique, HgCl₂. Le chlorure mercurique est le résultat de la réaction du mercure avec le chlore dissous, Cl₂. Un flux de purge contenant du chlorure mercurique est alors traité par extraction électrolytique directe en vue de récupérer le mercure

élémentaire, traité à la poudre de zinc pour faire précipiter le chlorure mercureux ou réacheminé vers le décanteur pour récupérer l'or.

Le procédé de Jerritt a été mis au point et installé pour la première fois en 2009 par la société canadienne Yukon-Nevada Gold Corporation dans son installation de grillage de minerai tout venant de Jerritt Canyon (Elko, Nevada, États-Unis). Ultérieurement, en 2010, le système a été installé dans son séchoir à minerai.

Le procédé se déroule dans une tour à lit à garnissage. La vapeur de mercure élémentaire présente dans le rejet gazeux est oxydée par une solution de lavage aqueuse de chlore dissous :



La tour comprend une cuve cylindrique verticale renforcée de fibre de verre traversée de bas en haut par le flux gazeux. Elle est remplie d'un garnissage de polypropylène en forme de selle. Dans la partie supérieure de la tour, la solution de lavage est pulvérisée par une série de buses par-dessus le garnissage.

Un dévésiculeur à chevrons ou à grillage métallique disposé à la sortie de la tour empêche la solution de lavage de sortir du système. La température du procédé est inférieure ou égale à 40 °C. Dans la tour de lavage, la perte de charge est d'environ 1 kPa.

La liqueur est réacheminée vers le laveur de gaz et un flux de purge en volume égal à celui de la solution de contrôle du pH et le brouillard du dévésiculeur sont éliminés de la solution recirculante. Dans des conditions de procédé optimales, la quasi-totalité du mercure élémentaire réagit avec le chlore dissous.

Il convient de tenir compte des risques qu'une exposition au chlorure mercurique (fortement toxique) peut présenter pour la santé des travailleurs.

3.5.2. Applicabilité

Ce procédé s'applique à tous les rejets gazeux des fours à griller et en particulier à ceux où le SO₂ a été éliminé par lavage. La technique est efficace pour des teneurs initiales en mercure élevées, comme celles produites par les fours à griller Jerritt, mais aussi pour de faibles teneurs d'entrée en mercure comme celles produites par le séchoir à minerai Jerritt.

3.5.3. Performance

Le rendement d'élimination est généralement de 99,97 %. La teneur en mercure type à la sortie varie de 0,004 à 0,005 ppm.

3.5.4. Effets croisés entre différents milieux

Les effets croisés entre différents milieux de ce procédé sont notamment les suivants :

- Effets sur l'air et sur l'eau en raison de la production de déchets solides de calomel (évitée si l'extraction électrolytique du mercure est appliquée au chlorure mercurique ou si le flux sortant du laveur de gaz est acheminé vers le décanteur du four à griller).

3.5.5. Coûts d'installation et d'exploitation

Du fait de la faible température du procédé (inférieure à 40 °C), on utilise principalement des matériaux plastiques pour la construction.

Les coûts d'exploitation sont faibles, du fait qu'ils se limitent aux éléments suivants :

- Consommation électrique des pompes de circulation;
- Consommation électrique accrue des ventilateurs pour compenser la perte de charge créée par la tour de lavage;
- Consommation de chlore gazeux.

Les coûts d'exploitation dépendent très peu de la teneur en mercure de l'effluent gazeux.

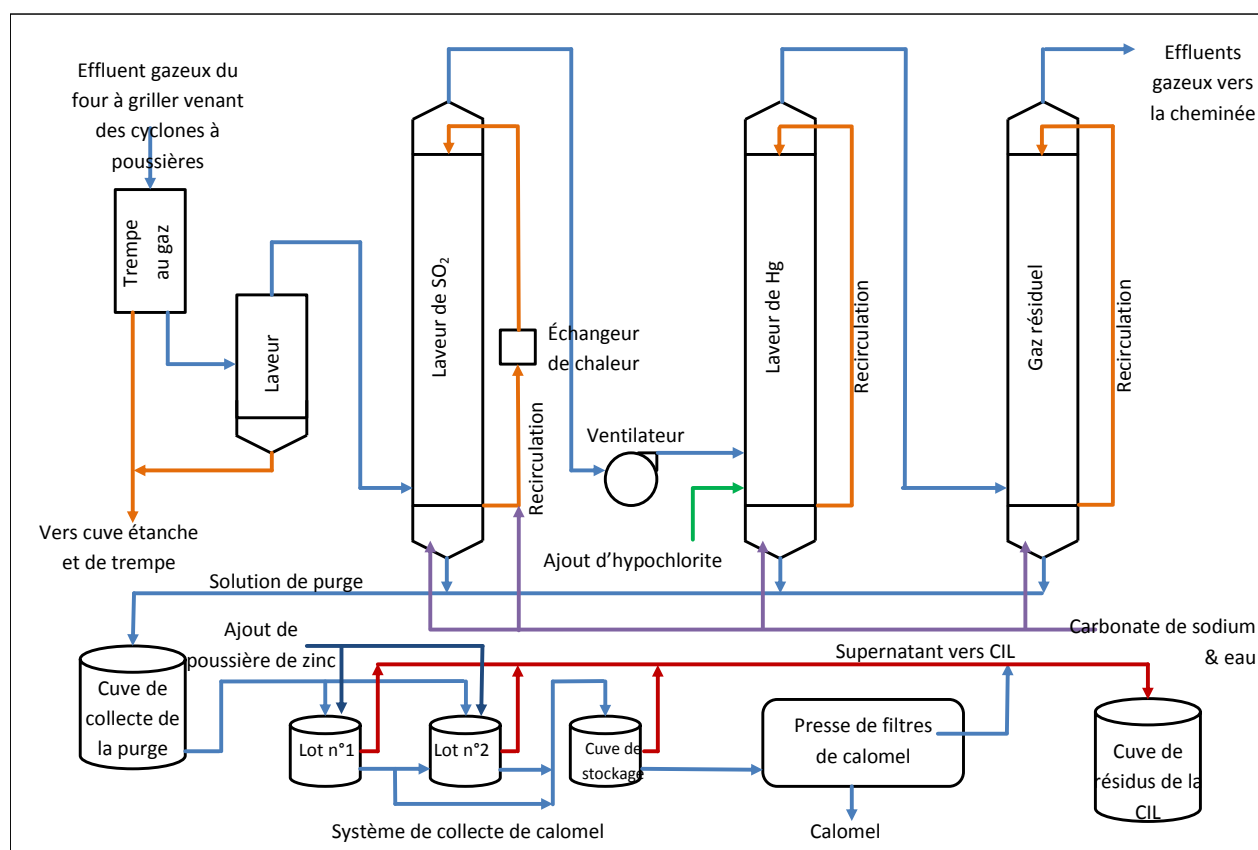


Figure 7 : Diagramme du procédé de Jerritt avec option de récupération de Hg_2Cl_2

3.6. Avantages connexes des techniques d'élimination de la pollution atmosphérique et des unités de production d'acide pour le contrôle du mercure

3.6.1. Techniques d'élimination de la pollution

Une section transversale sur les techniques courantes d'élimination de la pollution présentant un avantage connexe pour le piégeage des émissions de mercure est présentée dans le chapitre des techniques communes du document d'orientation des MTD/MPE. La présente section aborde l'applicabilité de ces techniques au secteur des métaux non ferreux.

3.6.1.1 Filtres à manches

L'utilisation de filtres à manches est une pratique courante dans le secteur des métaux non ferreux, car il s'agit de la méthode de contrôle des particules qui permet d'obtenir le plus grand rendement d'élimination. Le gâteau de poussières formé dans les filtres peut être régulièrement éliminé avec des méthodes de type inversion du flux d'air, agitation mécanique, vibration et air pulsé. Il peut ensuite être recyclé dans le procédé de grillage en vue de récupérer les métaux précieux. Cette technique est efficace pour piéger le mercure sous forme de particules ou le mercure adsorbé sur les particules.

3.6.1.2 Electrofiltres

Les électrofiltres tant humides que secs sont largement utilisés dans le secteur des métaux non ferreux en tant que première étape de l'élimination des particules. Dans les électrofiltres secs, les poussières recueillies sur les plaques sont éliminées par ébranlage ou vibration. Elles sont généralement recyclées dans le procédé de grillage.

Dans les électrofiltres humides, la poussière est évacuée par rinçage des plaques, généralement avec de l'eau. Il se produit ainsi un effluent et de la boue, qui peuvent être recyclés dans le procédé s'ils contiennent des matières précieuses, ou mis au rebut. Dans certains cas, il a été démontré que les électrofiltres humides sont efficaces pour éliminer tant la forme gazeuse que la forme particulaire lorsqu'ils sont utilisés avec d'autres techniques comme les laveurs et les refroidisseurs de gaz.

3.6.1.3 Laveurs de gaz

Le secteur des métaux non ferreux utilise régulièrement des laveurs de gaz, par exemple pour refroidir les gaz et éliminer les particules et les impuretés du genre SO_3 , HCl et HF dans le cadre du procédé d'épuration des gaz en amont de la production d'acide sulfurique. Cette technique produit un effluent et de la boue. L'effluent peut être

réutilisé dans le laveur de gaz, tandis que la boue peut être recyclée dans le procédé de grillage, ou mise au rebut. Le traitement des matériaux contenant du mercure y compris le stockage, la mise au rebut et le commerce doit être conforme à d'autres articles pertinents de la Convention.

Les laveurs de gaz sont efficaces pour recueillir le mercure sous forme de particules ou le mercure adsorbé sur les particules. Ils ne sont cependant pas très efficaces pour éliminer le mercure en phase gazeuse des flux gazeux, sauf lorsqu'ils contiennent des composés de sélénium.

3.6.2. Combinaison d'unités d'épuration de gaz et d'unités de production d'acide

3.6.2.1. Description

La combinaison de dispositifs d'épuration de gaz avec des unités de production d'acide est une technique éprouvée pour contrôler les émissions de soufre dans le secteur des métaux non ferreux et son utilisation est courante dans le monde entier. Dans certains cas, il a également été prouvé que l'exploitation d'une unité de production d'acide avec des dispositifs d'épuration de gaz était efficace pour capturer le mercure présent dans le flux gazeux par des techniques classiques de contrôle des particules dont l'efficacité d'élimination du mercure est équivalente à celle de MTD spécifiques pour le mercure. Dans ces cas, lorsque les propriétés du minerai et les conditions de procédé le permettent, la quasi-totalité du mercure est éliminée lors de l'épuration du gaz en amont de l'unité de production d'acide et le mercure résiduel est éliminé par un nouveau lavage du gaz après acheminement des matériaux vers l'unité de production d'acide.

Une enquête récente⁴⁴ réalisée au Japon a montré que de nombreuses entreprises font usage d'équipements d'épuration de gaz et d'unités de production d'acide sulfurique pour piéger le mercure présent dans les gaz de combustion de fonderies de métaux. L'étude montre que le mercure est efficacement piégé grâce à cette méthode dans certaines fonderies de cuivre, de plomb et de zinc.

3.6.2.2. Applicabilité

Les unités de production d'acide sulfurique combinées à des dispositifs d'épuration du gaz qui éliminent efficacement le mercure sont utilisées dans les fonderies de cuivre, de plomb et de zinc dans le monde entier.

Une étude japonaise détaillée a fourni un exemple de ce type d'installation (Takaoka *et al.*, 2012) dans une fonderie de zinc utilisant le procédé Imperial Smelting avec un bilan massique global du mercure tel qu'illustré à la légende de la figure 8.

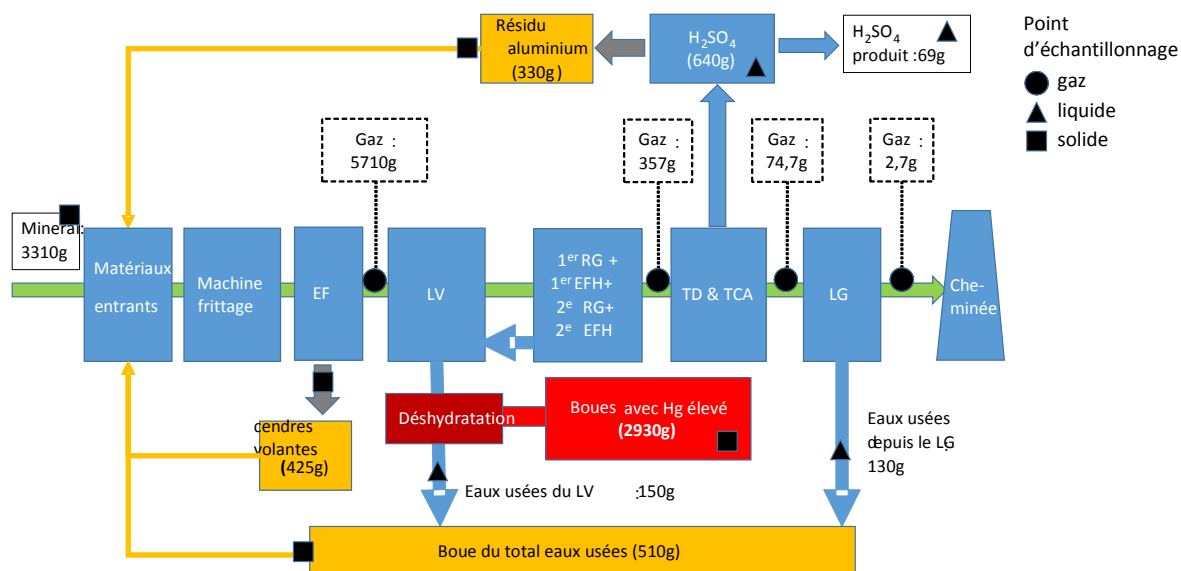
3.6.2.3. Degrés de performance

Les résultats de l'étude japonaise montrent l'efficacité potentielle de l'approche combinant des unités de production d'acide sulfurique à des équipements de lavage pour le piégeage du mercure. La concentration totale de mercure dans les gaz de combustion était comprise entre 1,7 et 6,1 µg/Nm³ (Takaoka *et al.*, 2012).

3.6.2.4. Coûts

La combinaison de dispositifs d'épuration de gaz avec des unités de production d'acide sulfurique est la technique standard pour la capture de dioxyde de soufre dans les gaz de combustion des fonderies qui traitent les concentrés sulfurés. Lorsque le mercure peut être récupéré grâce à cette technique combinée avec une efficacité équivalente à celle de MTD spécifiques pour le mercure, il ne serait pas nécessaire d'investir de capitaux supplémentaires pour éliminer le mercure.

⁴⁴ [JMIA bulletin « Kozan (<http://www.mmf.or.jp/>) » édition d'avril 2015] Takashi Shimizu: Mercury Removal from the Nonferrous Smelter's Off-gas in Japan.



4. Meilleures techniques disponibles et meilleures pratiques environnementales

4.1. Présentation des MTD

Le Tableau 5 présente des techniques qui pourraient être envisagées pour identifier les MTD pour la réduction du mercure dans le secteur des métaux non ferreux. Comme décrit dans la section 3.6, le fait d’allier des techniques d’élimination de la pollution particulaire et gazeuse avec des unités de production d’acide peut aussi permettre d’obtenir de faibles émissions acceptables.

Tableau 5

Récapitulatif des techniques de contrôle spécifiques du mercure pour les procédés de fusion et de grillage des métaux non ferreux (la performance type en termes d'émissions est indiquée, mais peut ne pas refléter toutes les situations possibles)^{39/42} (CEE-ONU 2013)

Technique de contrôle du mercure	Description	Performance type (rendement d'élimination du mercure) ^a	Avantages/commentaires	Inconvénients
Boliden-Norzink	Technique fondée sur un laveur de gaz, utilisant la réaction entre le chlorure mercurique et le mercure provenant du chlorure mercureux (calomel) qui précipite dans la solution.	99,7 % – concentration à l'entrée ~ 9 900 µg/m ³ 74 % – concentration à l'entrée ~ 51 µg/m ³	Largement démontrée	Manipulation de chlore gazeux Manipulation de calomel Mise au rebut du calomel en tant que déchet dangereux
Filtres à sélénium	Le filtre à sélénium comprend un matériau inerte poreux imbibé d'acide sélénieux qui est ensuite séché pour précipiter du sélénium amorphe rouge. Le sélénium amorphe rouge réagit avec le mercure dans le gaz pour former du HgSe.	95 % – concentration à l'entrée ~ 1 000 µg/m ³ 71 % – concentration à l'entrée ~ 42 µg/m ³	Particulièrement adapté lorsque la teneur en mercure du gaz est faible Installation réussie dans les usines métallurgiques	Limitation de la concentration de mercure à l'entrée Le filtre usagé doit être mis au rebut d'une manière écologiquement rationnelle
Lits filtrants au charbon actif	Les propriétés d'adsorption du charbon actif sont bien connues. Dans le cas du mercure, le charbon actif peut normalement adsorber 10 à 12 % de son propre poids.	97 % – concentration à l'entrée ~ 1 200 µg/m ³ 93 % – concentration à l'entrée ~ 37 µg/m ³	Le charbon actif imprégné de soufre est disponible dans le commerce Élimine le Hg ⁰ et d'autres formes Faible capacité de lixiviation du mercure du charbon usagé	Le charbon usagé doit être mis au rebut en décharge
DOWA	Technique fondée sur l'adsorption du mercure sur des pierres ponce revêtues de sulfure de plomb	97 % – concentration à l'entrée ~ 50 µg/m ³ 88 % – concentration à l'entrée ~ 11 µg/m ³		Peu utilisé Mise au rebut du sulfure de mercure en tant que déchet dangereux
Jerritt	Technique fondée sur la conversion du mercure élémentaire en chlorure mercurique par réaction avec du chlore Cl ₂ dissous	99,97 %	Rendement d'élimination du mercure très élevé	Mise au rebut des sous-produits conforme à d'autres articles pertinents de la Convention

^a Performance data based on data for Boliden's Rönnskärsmetallverken Copper-Lead-Zinc Smelter, as reported in UNECE 2013

4.1.1 Autres considérations pour le choix du procédé de contrôle du mercure lors de la fusion et du grillage dans le secteur des métaux non ferreux

Les principes généraux pour le choix des MTD pour les catégories de sources ponctuelles figurant à l'annexe D sont décrits dans le chapitre d'introduction des présentes orientations. Nous abordons ici des aspects complémentaires de la chimie du mercure susceptibles d'influer sur le choix du type de technique de contrôle du mercure dans le secteur des métaux non ferreux. Ils n'ont aucun caractère normatif et peuvent être moins pertinents pour certains des métaux figurant dans l'annexe D, en particulier pour l'or.

Le mercure peut être présent dans les gaz de procédé résultant des opérations de fusion et de grillage sous forme élémentaire (Hg^0) ou oxydée (Hg^{2+}), et dans les gaz ou la phase particulaire. Dans de nombreux cas, le mercure oxydé est efficacement éliminé dans les systèmes normaux d'épuration des gaz utilisés dans ces procédés pour contrôler les gaz acides (SO_2 , NO_x) et les particules fines. Il est donc capital que la performance de ces procédés soit élevée pour atteindre une faible teneur résiduelle totale de mercure dans le gaz lavé. Ceci est particulièrement important pour les électrofiltres humides dans les systèmes d'épuration des gaz par voie humide. Il est aussi important de laver efficacement les gaz étant donné que la présence d'impuretés peut entraîner des réactions secondaires indésirables à l'étape de réduction du mercure. Par exemple, le filtre à sélénium de type lit fixe est sensible aux dépôts de poussières sur les particules actives poreuses.

Il est considérablement plus difficile d'éliminer le mercure élémentaire que le mercure oxydé, et la plupart des techniques commerciales sont conçues de manière à éliminer le mercure élémentaire en phase vapeur et dépendent d'un lavage classique des gaz en amont pour bien éliminer le mercure. L'étape de réduction du mercure est généralement installée lorsque la teneur en mercure de la charge ou les caractéristiques du minerai sont telles que le lavage classique du gaz ne suffit pas à éliminer des quantités de mercure suffisantes.

Le Tableau 6 récapitule certains des facteurs qui influencent la répartition du mercure dans un système d'épuration des gaz dans le secteur des fonderies.

Tableau 4

Quelques facteurs influençant la répartition du mercure dans un système d'épuration des gaz [d'après (Holmström *et al.*, 2012)]

Caractéristique du gaz	Conséquence sur la répartition du mercure
Présence de Se, de S^0 ou de $\text{H}_2\text{S}_{(\text{g})}$	Formation de HgSe ou de HgS (particules) → récupérées par un filtre à manches et un électrofiltre humide
Charge très élevée de Hg élémentaire dans le système de refroidissement du gaz	Formation et condensation de Hg élémentaire liquide dans l'ensemble du système
Température élevée du gaz après son refroidissement dans une tour BN	Génère une teneur en Hg^0 relativement élevée après la tour BN
Fonction de l'électrofiltre humide	Grande efficacité indispensable, au risque de retrouver des particules riches en Hg dans l'acide
Présence de Hg oxydé dans le gaz de procédé au niveau du filtre à manches	Génère plus de Hg dans les poussières du filtre à manches

Les exigences de pureté des gaz pour les procédés de réduction du mercure sont environ les mêmes que celles des unités de production d'acide sulfurique. Dans le cas particulier du procédé Boliden-Norzinc (BN), les pressions de vapeur du mercure dans les liquides circulants sont sensibles à la température. De ce fait, la température des gaz à l'entrée doit être la plus basse possible. Le **Error! Reference source not found.**7 présente les exigences normales pour le gaz à l'entrée pour l'étape de réduction du mercure des procédés BN, au thiosulfate et au filtre à sélénium.

Tableau 5

Qualité et propriétés des gaz requises à l'entrée de l'étape de réduction du mercure des procédés BN, au thiosulfate et au filtre à sélénium (données industrielles fournies par Outotec)

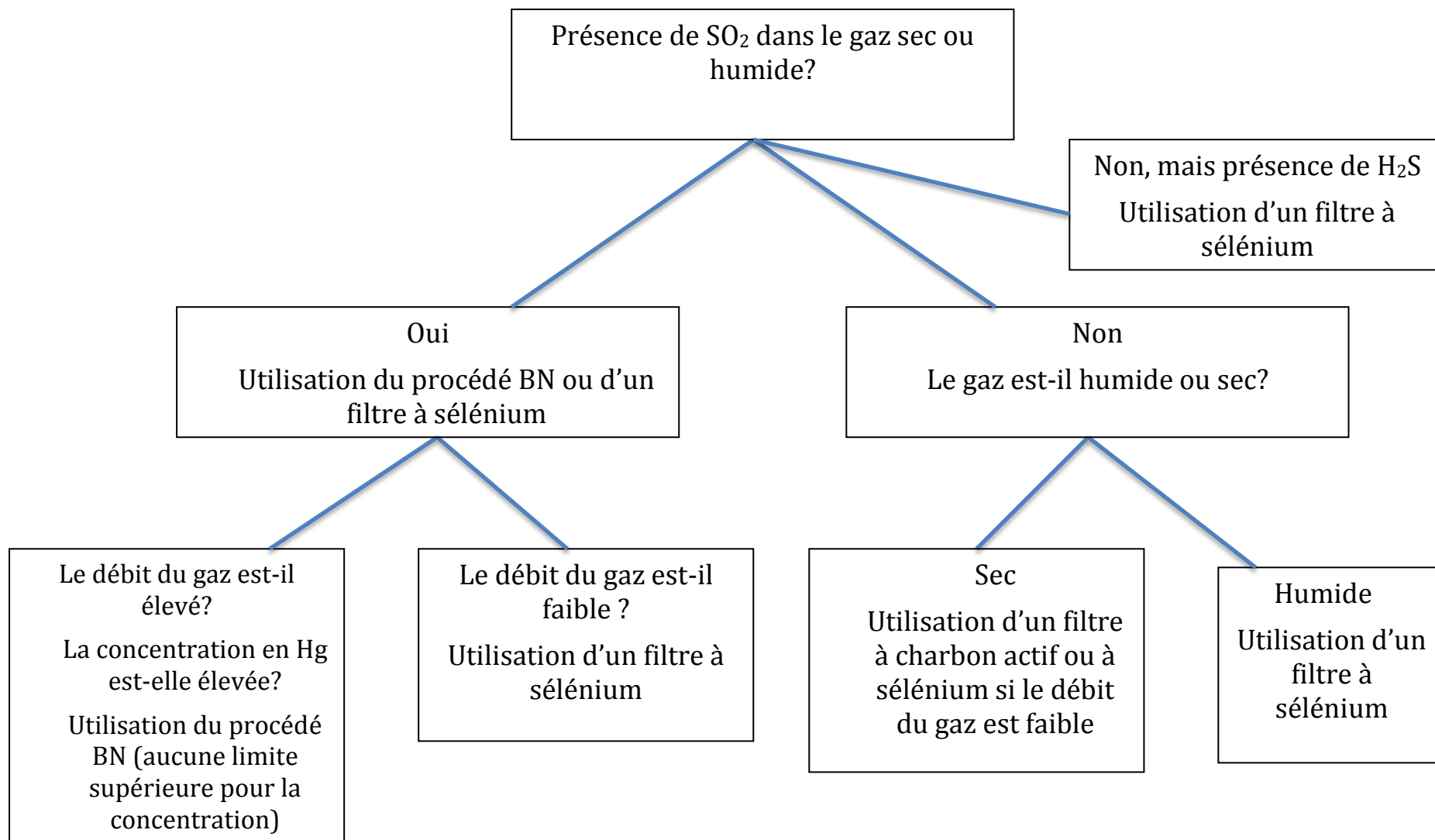
Paramètre	Procédé BN	Procédé au thiosulfate	Filtre à sélénium
Poussières	max. 1 mg/Nm ³	max. 1 mg/Nm ³ (après l'électrofiltre humide)	max. 10 mg/Nm ³
Brouillard d'acide sulfurique	max. 20 mg/Nm ³	max. 20 mg/Nm ³ (après l'électrofiltre humide)	max. 20 mg/Nm ³

Température des gaz	max. 40 °C	non critique	max. 90 °C
---------------------	------------	--------------	------------

Outotec, principal distributeur de techniques de contrôle du mercure pour la fusion a décrit une approche pour le choix de la technique (Holmström *et al.*, 2012) dans les cas où une élimination plus poussée du mercure des gaz est nécessaire. Les trois techniques décrites sont le procédé Boliden-Norzink, le filtre à sélénium pour une utilisation dans un lit statique avec des flux de gaz relativement faibles et un filtre au charbon actif pour une utilisation dans un lit statique ou l'injection de charbon actif en amont d'un filtre à manches. Selon Outotec, le choix (Holmström *et al.*, 2012) est déterminé par les conditions du procédé et peut être simplement illustré par le schéma présenté dans la figure 9.

Cette figure est fournie à titre d'orientation pour le choix d'une technique possible et peut ne pas s'appliquer dans de nombreux cas, par exemple, lorsque le concentré contient du sélénium. Une telle technique peut ne pas être indispensable lorsqu'un dispositif d'épuration de gaz est associé à des unités de production d'acide sulfurique pour un contrôle efficace des émissions de mercure, mais aussi de soufre.

Figure 9 : Considérations pour le contrôle du mercure lorsqu'une élimination efficace du mercure est nécessaire et le choix inclut des procédés BN, de filtre à sélénium et au charbon actif.



4.2 Meilleures pratiques environnementales

Cette section décrit les meilleures pratiques environnementales (MPE) générales visant à contrôler, et lorsque cela est possible, réduire les émissions atmosphériques de mercure provenant des procédés de fusion et de grillage utilisés dans la production des métaux non ferreux.

Pour l'élaboration et la mise en œuvre de MPE spécifiques, une planification soignée et l'engagement de tous les niveaux de l'entreprise sont nécessaires. L'élaboration de MPE peut être facilitée en tenant compte des réglementations, contrôles administratifs et pratiques de gestion pertinents des entreprises.

4.2.1 Systèmes de gestion environnementale

Un système de gestion environnementale est une approche structurée pour la gestion des aspects environnementaux d'une opération qui implique classiquement l'examen des objectifs environnementaux de l'entreprise; l'analyse de ses risques environnementaux, de ses effets et des exigences réglementaires; la définition d'objectifs et de buts environnementaux pour réduire les effets de cette opération sur l'environnement et se conformer aux exigences juridiques; la mise en place de programmes pour la réalisation de ces buts et objectifs; la surveillance et la mesure des progrès faits dans la réalisation des objectifs; l'assurance d'une prise de conscience des employés vis-à-vis de l'environnement et de leurs compétences en la matière; et l'examen de l'évolution du système et l'amélioration permanente de celui-ci. Les recommandations pour leur mise en œuvre sont, entre autres :

- Élaboration et mise en œuvre de programmes de maintenance préventive, prédictive et corrective pour l'exploitation efficace des systèmes d'élimination de la pollution;
- Entretien de l'équipement de production pour faciliter son fonctionnement normal et réduire à un minimum les perturbations du procédé;
- Amélioration de la gestion opérationnelle, élaboration de plans d'urgence, formation régulière des opérateurs;
- Exécution d'un programme de prévention des déversements et mise en œuvre d'une bonne organisation interne dans l'ensemble de l'installation;
- Établissement d'un plan de surveillance pour la mesure du mercure dans les étapes pertinentes du procédé;
- Élaboration et mise en œuvre d'un registre global des émissions de mercure au niveau pertinent du procédé et de l'installation.

4.2.2 Mélange de charges pour contrôler les émissions de mercure

Le mélange est un procédé opérationnel réalisé pour produire une charge stable et homogène en mélangeant des minerais ou des concentrés de qualité variable, combinant les minerais ou les concentrés avec des flux ou mélangeant différentes matières premières recyclées. On peut avoir recours au mélange pour contrôler les émissions de mercure quand des matières premières de fonderie présentent des teneurs en mercure très variables ou plus élevées que les teneurs souhaitées. Le traitement d'une charge stable et homogène facilite la mise en place de conditions opérationnelles à l'état d'équilibre dans lesquelles les contrôles de la pollution peuvent fonctionner d'une manière plus efficace. De plus, la plus faible teneur globale en mercure des matières premières de fonderie entraîne une réduction des teneurs en mercure du gaz résiduel et une diminution des émissions de mercure au niveau de la dernière cheminée. Dans certains cas particuliers, le minerai peut aussi avoir une très faible teneur en mercure et aucune mesure de contrôle supplémentaire n'est nécessaire pour obtenir de faibles émissions.

Dans le cas des sources qui pratiquent le mélange, les éléments suivants doivent être pris en compte :

- Le mélange peut être une opération qui génère beaucoup de poussière et il convient d'utiliser des niveaux élevés de confinement, d'extraction de matières particulaires et de dépoussiérage. Les poussières collectées doivent être réintroduites dans le procédé;
- On peut aussi avoir recours à un mélange à l'état humide pour éviter la production de poussières. Dans certains cas, il se produit des boues qui sont ensuite déshydratées et utilisées dans un procédé de granulation;
- Pour obtenir les bons mélanges, il faut prendre au préalable des échantillons de chacune des matières premières afin d'en analyser la teneur du métal correspondant, y compris les impuretés comme le mercure. Les mélanges doivent être prévus en combinant les rapports de matières premières adéquates d'après ces résultats. On peut utiliser des stations de mélange, des systèmes de dosage à perte de poids, des bandes doseuses et le suivi des volumes des charges pour obtenir des mélanges adéquats.

4.2.3 Émissions atmosphériques de mercure

Il convient de mettre en œuvre des mesures et des stratégies de contrôle pour réduire les émissions de mercure. La prudence est de mise lors de la conception des unités d'épuration des gaz, y compris des cheminées, pour s'adapter aux conditions topographiques et environnementales du site. Les émissions fugitives des sources ponctuelles doivent être piégées, lorsque cela est possible, dans des chambres fermées et des enceintes autour des unités. Les recommandations pour leur mise en œuvre sont, entre autres, les suivantes :

- Optimisation de la conception du procédé pour réduire les émissions dans le gaz résiduel et la teneur en polluants; fonctionnement en contenu lorsque cela est viable du point de vue technique et économique;
- Opération des fours et des réacteurs dans des conditions de pression négative et application de techniques adéquates d'épuration des gaz extraits;
- Étanchéisation des fours et des réacteurs et modernisation des fours existants pour maximiser leur étanchéité;
- Surveillance des paramètres pour éviter la condensation des gaz de combustion et la corrosion des circuits du fait d'une humidité excessive;
- Mise en œuvre d'un programme de détection des fuites et colmatage de ces dernières, le cas échéant;
- Mesures correctives sur les équipements qui génèrent des émissions fugitives importantes.

4.2.4 Contrôle des matières particulaires

Il est important de contrôler les matières particulaires (MP), car ces dernières contiennent du mercure. Il faut définir les méthodes de contrôle des MP lors de l'étape de planification et de surveiller les émissions. Les usines doivent améliorer en permanence les contrôles de MP pendant l'opération, notamment par les mesures suivantes :

- Identification et inspection régulière des sources potentielles de MP;
- Utilisation de systèmes d'extraction des poussières avec des contrôles adéquats des particules afin d'éliminer ces dernières des zones de travail et des bâtiments;
- Utilisation d'enceintes de pression négative sur les unités générant des MP pour prévenir un trop-plein de gaz contenant des particules;
- Installation de filtres à manches à plusieurs chambres afin de pouvoir les inspecter et en faire l'entretien en cours d'opération;
- Maintien de la performance du filtre à manches au moyen d'inspections et de remplacements réguliers des manches.

4.2.5 Gestion écologiquement rationnelle et mise au rebut des déchets du contrôle de la pollution atmosphérique

Afin de prévenir les émissions inutiles, les usines doivent utiliser les approches suivantes pour une gestion et une mise au rebut adéquates des résidus générés par les appareils de contrôle de la pollution atmosphérique :

- Stockage et transport en toute sécurité des déchets au mercure provenant des contrôles de la pollution atmosphérique (par exemple, mercure élémentaire à l'état liquide récupéré des cornues ou chlorure mercureux produit dans le procédé Boliden-Norzink);
- Commerce du mercure uniquement en conformité avec l'article 3 de la Convention;
- Mise au rebut des déchets au mercure conforme à d'autres articles pertinents de la Convention.

5. Surveillance du mercure dans les procédés de fusion et de grillage utilisés dans la production de métaux non ferreux

Les aspects généraux et transversaux des activités de test, surveillance et information sont abordés dans le chapitre d'introduction du présent document. Les aspects spécifiques de la surveillance des émissions de mercure inhérents aux procédés concernant les métaux non ferreux sont abordés dans la présente section.

Dans le secteur de la fusion et de l'affinage des métaux non ferreux, les intrants susceptibles de contenir du mercure incluent les concentrés, les flux et le combustible. Outre les métaux finis, les flux de produits peuvent inclure des poudres et des composés métalliques, de l'acide sulfurique et des fertilisants. Les flux de sous-produits peuvent inclure des scories, du calomel (chlorure mercureux, Hg_2Cl_2), alors que les flux de déchets peuvent inclure des scories, du calomel, des boues et des précipités provenant de l'équipement de contrôle de la pollution.

Les émissions de mercure peuvent sensiblement varier au fil du temps au sein d'une même installation ou d'une installation à l'autre appliquant des procédés similaires, du fait de la teneur en mercure variable dans les matériaux alimentant le procédé. Les teneurs en mercure peuvent changer rapidement dans les concentrés, les combustibles ou les autres apports comme les ferrailles. Lors de l'échantillonnage, la prudence est de mise, dans la mesure du possible, pour veiller à ce que le procédé se déroule dans des conditions stables représentatives des conditions normales de fonctionnement, que les teneurs en mercure des flux de matières premières sont représentatives des flux habituels et que les émissions fugitives sont réduites. Si les conditions opératoires ne sont pas typiques, l'extrapolation des données d'échantillonnage peut générer des résultats ayant une grande marge d'erreur.

Étant donné la diversité des procédés utilisés dans le secteur de la fusion et de l'affinage des métaux non ferreux, il peut y avoir d'importantes variations dans les procédés, même entre deux installations produisant le même type de produit métallique. Il convient de tenir compte des caractéristiques spécifiques au site au moment de sélectionner la méthode de surveillance la plus adéquate et de programmer la campagne d'échantillonnage. Outre la collecte de données sur les émissions de mercure, il est aussi recommandé de documenter la cadence de production des métaux.

5.1. Méthodes de mesure directe

5.1.1. Prélèvement par impacteur

Le prélèvement par impacteur avec des produits chimiques humides est la méthode d'échantillonnage classique pour mesurer les teneurs en mercure des gaz produits lors de la fusion et de l'affinage des métaux non ferreux. En raison de la complexité et du coût de cette méthode, la fréquence des prélèvements par impacteur est réduite à une fois par trimestre ou par an. Même si cette méthode produit généralement des données fiables sur la durée de l'échantillonnage, ses résultats peuvent ne pas être représentatifs si les teneurs en mercure varient sur de courtes périodes.

5.1.2. Pièges adsorbants et leurs systèmes de surveillance

Dans le secteur de la fusion et de l'affinage des métaux non ferreux, la surveillance des pièges adsorbants peut être efficace pour obtenir des données sur les teneurs en mercure des gaz d'échappement au fil du temps. Même si cette méthode ne permet pas d'obtenir des résultats en temps réel, les données résultantes indiquent la performance opérationnelle au cours de la période préalablement définie. Cette approche de boucle de rétroaction permet de faire des ajustements au procédé en fonction des besoins.

La surveillance des pièges adsorbants est efficace lorsque les flux gazeux présentent de faibles teneurs en particules. Dans une installation de traitement de métaux non ferreux, la dernière cheminée est l'emplacement adéquat pour l'installation d'un système de surveillance des pièges adsorbants. À ce stade, le gaz nettoyé sortant de la cheminée doit présenter une faible teneur en mercure, particules et autres polluants.

5.1.3. Systèmes de surveillance en continu des émissions

Les systèmes de surveillance en continu des émissions (SSCE) de mercure ne sont pas encore largement utilisés dans le secteur de la fusion et de l'affinage des métaux non ferreux. Ils sont couramment utilisés pour mesurer de faibles teneurs en mercure lorsque les débits d'échappement sont élevés, par exemple dans le secteur des centrales électriques au charbon. Par comparaison, de nombreuses fonderies de métaux non ferreux émettent des gaz d'échappement chimiquement plus complexes avec des débits inférieurs et des teneurs plus élevées en mercure dans des flux gazeux plus complexes.

Dans les usines qui ont plusieurs cheminées, il pourrait être plus judicieux d'installer le SSCE au niveau de la dernière cheminée pour surveiller les rejets dans l'environnement. À la dernière étape du procédé, les gaz brûlés doivent avoir subi des lavages visant à éliminer la plupart des polluants atmosphériques, par exemple grâce à des contrôles des matières particulaires, au piégeage du mercure et à la production d'acide. Les données recueillies fourniraient des tendances indicatives en temps réel sur la performance opérationnelle. Si la quantité du mercure présent dans les flux d'alimentation est connue, le rendement d'élimination du mercure peut être calculé à l'aide des données de surveillance en continu des émissions.

5.2. Méthodes de mesure indirecte

5.2.1. Bilan massique

Même si le bilan massique fournit des données pour une période déterminée et non en temps réel, cette méthode peut être intéressante en tant qu'outil indicatif pour suivre la performance opérationnelle et le rendement d'élimination du mercure à condition que la teneur en mercure des charges, produits et autres flux importants soit suffisante pour permettre un calcul fiable.

Les pratiques opérationnelles normales dans une unité de fusion et d'affinage des métaux non ferreux devraient déjà inclure un échantillonnage et un dosage (analyse chimique) de la teneur en métaux des charges, produits et autres flux importants pour permettre un contrôle efficace du procédé. L'inclusion du mercure au titre d'analyte dans ces flux fournit des données essentielles à utiliser dans le bilan massique. Les informations sur la composition chimique du combustible acheté peuvent être obtenues auprès du fournisseur de combustible. Étant donné qu'une fonderie ou une affinerie réalise généralement au quotidien des dosages internes de la teneur en métaux aux points d'entrée et de sortie, l'installation doit envisager d'effectuer ses propres analyses du mercure malgré le surcout.

Afin de calculer les émissions annuelles de mercure d'une installation à l'aide du bilan massique, les teneurs en mercure et les débits massiques de tous les flux doivent être suivis et enregistrés tout au long d'une année, ce qui implique un effort certain. De plus, il faut faire le suivi de tous les flux susceptibles d'accumuler du mercure. Les données de masse du mercure peuvent être calculées en multipliant la teneur en mercure par le débit massique du flux et l'intervalle de temps (par exemple, une année).

Du fait de la variabilité inhérente des mesures du débit massique du mercure et des mesures de l'accumulation du mercure, ainsi que de la multiplicité des flux entrants et sortants, il peut s'avérer difficile d'obtenir un chiffre définitif pour le bilan massique. Dans le cas des procédés bien contrôlés où le taux d'émission n'est qu'une fraction du débit d'alimentation, les mesures directes des flux d'échappement par le biais d'un échantillonnage sont plus indiquées que le calcul du bilan massique.

5.2.2. Systèmes de surveillance prédictive des émissions

Les systèmes de surveillance prédictive des émissions (SSPE) ne constituent peut-être pas une méthode fiable de surveillance des émissions de mercure dans le secteur de la fusion et de l'affinage des métaux non ferreux. Dans ce secteur, la teneur en mercure des charges des fours peut varier sensiblement sur de courtes périodes selon les concentrations traitées. Même dans une installation traitant des concentrés provenant d'une seule mine, la teneur en mercure peut sensiblement varier en fonction de l'emplacement du front de taille au sein du gisement. De ce fait, l'établissement d'une corrélation entre des paramètres de substitution et les émissions de mercure peut ne pas produire des résultats représentatifs. Si on tient compte des SSPE, il convient de faire préalablement une analyse approfondie pour déterminer l'incertitude de la méthode au cas par cas.

5.2.3. Coefficients d'émission

Dans le secteur de la fusion et de l'affinage des métaux non ferreux, les émissions de mercure peuvent sensiblement varier au fil du temps au sein d'une même installation ou entre plusieurs installations utilisant des procédés similaires, en raison de la variation de la teneur en mercure des flux de matières premières. Ainsi, quand on utilise les coefficients d'émission, les estimations des émissions peuvent avoir des marges d'erreur élevées. En particulier, il faut tenir compte du fait que les estimations utilisant des coefficients d'émission généraux publiés ne sont que de grossières indications des niveaux d'émission. Une autre approche consisterait en l'élaboration de coefficients d'émission fondés sur des données d'échantillonnage réelles et des informations sur l'activité source.

6. Références

UNEP (2008). Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment, Arctic Monitoring and Assessment Programme/UNEP Chemicals Branch, 159 pp.

UNEP (2013). Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2013, Arctic Monitoring and Assessment Programme/UNEP Chemicals Branch, vi + 263 pp.

BREF NFM (2014). Best Available Techniques Reference Document for the Non Ferrous Metals Industries (BREF NFM), available at: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/NFM_Final_Draft_10_2014.pdf, IPTS, Joint Research Centre (JRC), European Commission, Seville, Spain, 1242 pp.

Coleman, R.T.J. (1978). Emerging Technology in the Primary Copper Industry. Prepared for the U.S, EPA; data2.collectionscanada.ca/pdf/pdf001/p000001003.pdf; accessed on 7 April 2014, Habashi, F. (1978). Metallurgical plants: how mercury pollution is abated. *Environmental Science & Technology* 12, pp. 1372–1376.

Holmström, Å., L. Hedström, A. Målsnes (2012). Gas Cleaning Technologies in Metal Smelters with Focus on Mercury. Sino-Swedish Cooperation on Capacity Building for Mercury Control and Management in China (2012–2013). Outotec.

Hultbom, K. B. (2003). Industrially proven methods for mercury removal from gases. EPD congress, The Minerals, Metals & Materials Society (TMS).

Krumins T. , C. Stunguris, L. Zunti and S Blaskovich (2013). Mercury removal from pressure oxidation vent gas at Newmont Mining Corporation's Twin Creek Facility. *Proceedings of Materials Science and Technology*. Montreal QC; The Minerals, Metals and Materials Society, 129-144

Morgan, S. (1968). The Place of the Imperial Smelting Process in Non-ferrous Metallurgy.

Reimers, J. H., *et al.* (1976). A review of Process Technology in Gases in the Nonferrous Metallurgical Industry for the Air Pollution Control Directorate, nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=91018I2W.txt; accessed on 7 April 2014, Jan H. Reimers and Associates Limited, Metallurgical Consulting Engineers, Oakville, Ontario, Canada.

Schulze, A. (2009). Hugo Petersen – Competence in gas cleaning systems downstream nonferrous metallurgical plants. The Southern African Institute of Mining and Metallurgy – Sulphur and Sulphuric Acid Conference 2009, pp. 59–76.

Sundström, O. (1975). Mercury in Sulfuric Acid: Bolden Process Can Control Hg Levels during or after Manufacture. Sulfur No. 116, The British Sulfur Corp., January–February 1975: pp. 37–43.

Takaoka, M., D. Hamaguchi, R. Shinmura, T. Sekiguchi, H. Tokuichi (2012). Removal of mercury and sulfuric acid production in ISP zinc smelting. *International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, Abstract 16-PP-107.

UNECE (2013). Guidance document on best available techniques for controlling emissions of heavy metals and their compounds from the source categories listed in annex II to the Protocol on Heavy Metals, UN Economic Commission for Europe: Executive Body for the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, 33 pp.

Chapitre VI

Installations d'incinération de déchets

RÉSUMÉ

Selon la Convention de Minamata, les installations d'incinération de déchets constituent l'une des principales sources industrielles d'émissions de mercure. Cette catégorie est inscrite à l'annexe D de la Convention.

Les principaux objectifs potentiels des opérations d'incinération de déchets comprennent la réduction des volumes, la récupération d'énergie, la destruction ou, au moins, la réduction des constituants dangereux à un niveau minimum, la désinfection et la récupération de certains résidus.

Pour obtenir des résultats optimaux en termes de protection globale de l'environnement, il est tout à fait essentiel de coordonner le processus d'incinération des déchets avec les activités menées en amont (telles que les techniques de gestion des déchets) et les activités réalisées en aval (telles que l'élimination des résidus solides issus de l'incinération de déchets).

Lorsque la construction d'un nouvel incinérateur de déchets est envisagée, il est important de s'intéresser aux solutions alternatives telles que les activités visant à réduire à un minimum la production de déchets, notamment la récupération des ressources, la réutilisation, le recyclage et le tri des déchets, ou encore la promotion de produits contribuant à réduire ou à éliminer le mercure présent dans les flux de déchets. On étudiera aussi les approches permettant de prévenir la pénétration de mercure dans les déchets destinés à l'incinération.

Pour une conception et une exploitation écologiquement rationnelles des incinérateurs de déchets, il est nécessaire de faire appel aux meilleures techniques disponibles (MTD) et aux meilleures pratiques environnementales (MPE), qui présentent un certain nombre de points communs, afin d'empêcher ou de réduire à un minimum les émissions de substances nocives telles que le mercure.

En matière d'incinération de déchets, les meilleures pratiques environnementales consistent à mettre en place des procédures hors site appropriées, telles que la gestion globale des déchets et la prise en compte des impacts environnementaux du choix des sites, ainsi que des procédures sur site adaptées, notamment en termes d'inspection et de manipulation des déchets, de fonctionnement de l'incinérateur, de pratiques de gestion et de prise en charge des résidus.

Parmi les meilleures techniques disponibles pour l'incinération des déchets, on peut citer le choix de sites adaptés, un apport de déchets et des contrôles appropriés ainsi que des techniques adéquates de combustion et de traitement des gaz de combustion, des résidus solides et des effluents. On peut considérer que les MTD pour le contrôle des émissions de mercure provenant des installations d'incinération de déchets sont les laveurs à haut rendement utilisant des ingrédients dans la liqueur de lavage, les laveurs avec injection dans la chambre de combustion de produits chimiques contenant du brome ou encore l'injection de charbon actif associée à des filtres à manches. Si le gaz brut est très chargé en mercure, on pourra associer plusieurs des techniques ci-dessus.

Les rejets de mercure provenant des incinérateurs de déchets solides municipaux conçus et exploités en tenant compte des MTD et des MPE sont essentiellement présents dans les cendres volantes, les cendres lourdes et les gâteaux de filtration issus du traitement des eaux usées. Il est donc extrêmement important de prévoir une prise en charge permettant de gérer ces types de déchets en toute sécurité, par exemple par prétraitement et élimination finale dans des décharges spécialisées conçues et exploitées conformément aux meilleures techniques disponibles.

En combinant de manière adaptée les mesures primaires et secondaires mentionnées dans ce chapitre, les MTD permettent de limiter les émissions de mercure dans l'atmosphère à des niveaux n'excédant pas 1 à 10 µg/m³ (à 11 % d'O₂). Il faut par ailleurs souligner que, dans des conditions d'exploitation normales, une usine d'incinération de déchets bien conçue pourra produire des émissions inférieures à ce niveau.

Table des matières

1.	Introduction.....	104
2.	Procédés utilisés dans les installations d'incinération de déchets, avec prise en compte des matières entrantes et du comportement du mercure dans le procédé	105
2.1.	Description générale des déchets susceptibles de générer des émissions de mercure ou de composés du mercure lors de leur incinération	105
2.1.1.	Hierarchie des déchets	105
2.1.2. Différents types de déchets en termes d'émissions de mercure des installations d'incinération de déchets	105
2.2.	Processus d'incinération.....	107
2.2.1.	Présentation générale de la technique d'incinération	107
2.2.2.	Prétraitement des déchets destinés à l'incinération	108
2.2.3.	Description des différents types d'incinérateurs	109
2.2.4.	Incinération des flux de déchets particuliers	112
3.	Techniques de contrôle des émissions.....	116
3.1.	Techniques de dépoussiérage (élimination des matières particulaires)	116
3.2.	Techniques de lavage humide	116
3.3.	Injection de charbon actif	118
3.4.	Ajout de bromure dans la chaudière	119
3.5.	Filtres à lit fixe	119
3.6.	Exemples illustrant les niveaux d'émission obtenus avec les techniques ci-dessus	120
3.7.	Utilisation et élimination des résidus solides issus de l'incinération.....	122
3.7.1.	Traitement des résidus solides des gaz de combustion	123
3.7.2.	Stabilisation et solidification	123
3.7.3.	Utilisation des cendres lourdes et des cendres volantes	123
3.7.4.	Élimination finale des résidus	124
3.8.	Autres techniques de traitement des flux de déchets susceptibles de générer des émissions de mercure et de composés du mercure au cours de leur incinération	124
	MTD et MPE pour les installations d'incinération de déchets	125
3.9.	Présentation des meilleures techniques disponibles pour l'incinération des déchets ...	125
3.10.	Prétraitement des déchets avant l'incinération	125
3.11.	MTD pour l'admission et le contrôle des déchets	125
3.12.	MTD pour l'incinération des déchets	125
3.12.1.	Conditions générales relatives aux techniques de combustion	125
3.12.2.	Techniques d'incinération des déchets solides municipaux	126
3.12.3.	Techniques d'incinération des déchets dangereux	126
3.12.4.	Techniques d'incinération des boues d'épuration	127
3.12.5.	Incinération des déchets médicaux	127
3.13.	MTD pour le traitement des gaz de combustion	127
3.13.1.	Modernisation et amélioration des techniques de traitement existantes	128
3.13.2.	Niveau d'efficacité associé à l'utilisation des MTD	129
3.14.	Présentation des meilleures pratiques environnementales	129
3.14.1.	Méthodes de gestion des déchets	129
3.14.2.	Prévention des risques d'incendie	133
4.	Techniques de surveillance du mercure	134
4.1.	Méthodes directes	134
4.2.	Méthodes indirectes	135
4.3.	Techniques de surveillance les plus adaptées au secteur de l'incinération des déchets	135
5.	Références	137

Introduction

Cette section porte exclusivement sur l'incinération spécialisée des déchets, et non sur les autres modes de traitement thermique des déchets, tels que la co-incinération dans des fours de cimenterie et les grosses usines de combustion, qui sont abordés dans les sections correspondantes.

Le brûlage à l'air libre consiste à brûler des déchets de tout type à l'air libre ou dans des décharges à ciel ouvert, ainsi que dans des dispositifs d'incinération aussi divers que les « incinérateurs à tambour », les incinérateurs de construction locale sans contrôle de pollution ou les fours de petite taille employés pour la combustion des déchets médicaux, qui ne permettent pas d'obtenir une combustion complète. Le brûlage à l'air libre des déchets de mercure et des produits contenant du mercure ajouté contribue de manière appréciable aux rejets de mercure provenant des produits fabriqués par l'homme.

Par conséquent, le brûlage à l'air libre est considéré comme une « mauvaise pratique environnementale » et doit être déconseillé car il peut être responsable d'émissions de substances toxiques dans l'environnement. Les pratiques de brûlage à l'air libre et de brûlage dans des dispositifs d'incinération de construction simple ne sont pas traitées de manière plus approfondie dans ce document d'orientation.

Le mercure se volatilise pendant le processus d'incinération, si bien que des mesures particulières doivent être prises avant, pendant et après l'incinération afin de réduire ces émissions. Les seules techniques primaires adaptées à la prévention des émissions de mercure dans l'atmosphère avant l'incinération sont celles qui consistent à prévenir ou à contrôler, dans la mesure du possible, l'inclusion de mercure dans les déchets.

Pour les incinérateurs existants, les Parties mettront en œuvre une ou plusieurs des mesures mentionnées au paragraphe 5 de l'article 8 de la Convention. Elles peuvent appliquer les mêmes mesures à toutes les sources existantes concernées ou adopter des mesures distinctes pour chaque catégorie de sources. Les mesures appliquées par une Partie auront pour objectif de réaliser, au fil du temps, des progrès raisonnables en matière de réduction des émissions. Ces mesures pourront comprendre la mise en œuvre des meilleures techniques disponibles et des meilleures pratiques environnementales, une stratégie de contrôle multi-polluants offrant des avantages associés pour le contrôle des émissions ou d'autres mesures éventuelles, l'objectif étant de progresser de manière raisonnable sur la voie de la réduction des émissions.

Cependant, pour les nouveaux incinérateurs dont la construction ou la modification substantielle débutent au moins un an après la date d'entrée en vigueur de la Convention pour la partie concernée, les Parties seront tenues d'utiliser les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales pour contrôler et, dans la mesure du possible, réduire les émissions.

1. Procédés utilisés dans les installations d'incinération de déchets, avec prise en compte des matières entrantes et du comportement du mercure dans le procédé

1.1. Description générale des déchets susceptibles de générer des émissions de mercure ou de composés du mercure lors de leur incinération

1.1.1. Hiérarchie des déchets

La hiérarchie reflète la progression d'une matière ou d'un produit au cours des étapes successives de la gestion des déchets. Elle constitue la dernière partie du cycle de vie d'un produit donné. La hiérarchie des déchets vise avant tout à maximiser les avantages pratiques pouvant être retirés des matières et à réduire à un minimum la quantité de déchets produite. Correctement mise en œuvre, la hiérarchie des déchets présente plusieurs avantages. Elle peut contribuer à la prévention des émissions de mercure par les déchets susceptibles de contenir du mercure ou contaminés par celui-ci mais aussi réduire la production de gaz à effet de serre et d'autres polluants atmosphériques, générer des économies d'énergie, préserver les ressources, créer des emplois et favoriser le développement des technologies « vertes ». La hiérarchie des déchets comporte plusieurs niveaux :

- **Prévention** : la prévention est le volet le plus important de la hiérarchie des déchets. En effet, la prévention (ou réduction) réduit à un minimum la production de déchets à la source. En règle générale, la prévention est l'approche qui génère les plus faibles coûts environnementaux et de cycle de vie économique car elle ne fait intervenir aucune opération de collecte ou de traitement des matières. La plupart du temps, la prévention apporte aussi des avantages non négligeables en termes de rendement de production et d'utilisation des ressources. Elle consiste à utiliser moins de matières au stade de la conception et de la fabrication, à s'efforcer de conserver les produits plus longtemps et à utiliser moins de matières dangereuses.
- **Réutilisation** : la réutilisation directe des matières présentes dans le flux de déchets est la deuxième solution à privilégier. Il s'agit de toute opération par laquelle des produits ou matières qui ne sont pas des déchets sont de nouveau utilisés dans le but auquel ils étaient destinés. La réutilisation de matières provenant du flux de déchets fait souvent intervenir une collecte avec relativement peu ou pas de traitement. Elle consiste à vérifier, nettoyer, réparer et rénover des articles complets ou des pièces détachées. Les matières contaminées par le mercure ne doivent pas être réutilisées.
- **Recyclage** : le recyclage des déchets constitue la priorité suivante. Ce terme désigne toute activité comprenant la collecte d'articles usagés, réutilisés ou non utilisés qui seraient sinon considérés comme des déchets. Le recyclage consiste à trier et à transformer les produits recyclables afin d'obtenir des matières premières recyclées qui seront utilisées pour fabriquer de nouveaux produits.
- **Valorisation** : on distingue deux grands modes de valorisation des déchets : la valorisation matière et la valorisation énergétique. On privilégiera la solution la plus respectueuse de l'environnement et de la santé humaine. La valorisation matière, solution la plus courante, recouvre des activités comme le recyclage et le compostage. Ces activités de gestion des déchets font généralement appel à un système de collecte et à une méthode de traitement des matières pour les transformer en un nouveau produit. La valorisation énergétique, par exemple par incinération, est généralement la solution la moins usitée. La transformation des déchets non recyclables en chaleur, en électricité ou en combustible utilisable est réalisée par différents procédés tels que la digestion anaérobie, la gazéification et la pyrolyse.
- **Élimination** : l'élimination constitue le dernier recours, qui ne sera envisagé qu'après avoir étudié toutes les autres possibilités. Il s'agit de toute opération consistant à mettre au rebut et à incinérer des déchets sans récupérer d'énergie. Avant l'élimination finale, un prétraitement pourra être nécessaire en fonction de la nature des déchets. La mise en décharge est le mode d'élimination des déchets le plus fréquent et constitue la solution d'élimination finale.

1.1.2. Différents types de déchets en termes d'émissions de mercure des installations d'incinération de déchets

1.1.2.1. Déchets municipaux

Les déchets solides municipaux, couramment appelés « ordures ménagères », se composent d'articles du quotidien qui sont utilisés puis jetés, tels que les emballages des produits de consommation, les tontes de gazon, les meubles, les vêtements, les bouteilles, les résidus alimentaires, les journaux, les appareils électroménagers, la peinture, les piles et batteries et de nombreux autres types de déchets. Ils sont produits par les ménages, les écoles, les hôpitaux, les entreprises et d'autres types d'établissements. L'industrie des déchets solides municipaux compte quatre grandes filières : le recyclage, le compostage, la mise en décharge et la valorisation énergétique par incinération. Les principales étapes du cycle des déchets sont la production, la collecte, le tri et la séparation, le transfert et l'élimination. Certains déchets municipaux contiennent des substances dangereuses, ainsi que des produits chimiques

organiques tels que les pesticides. Les médicaments traditionnels, les cosmétiques et d'autres produits peuvent aussi contenir des substances dangereuses.

Les sources de mercure présentes dans les déchets solides municipaux sont les piles et batteries domestiques, les éclairages électriques, les résidus de peinture, les thermomètres, les thermostats, les pigments, les amalgames dentaires, les papiers spéciaux, les interrupteurs à mercure et les batteries à boîtier en film, entre autres. Les teneurs en mercure des déchets solides municipaux varient habituellement de 0,15 à 2 mg/kg (Muenhor *et al.*, 2009).

1.1.2.2. Déchets dangereux

Les déchets dangereux sont des déchets susceptibles d'avoir des effets nocifs sur la santé humaine et sur l'environnement, qui doivent donc être gérés de manière écologiquement rationnelle. Les déchets dangereux peuvent être des liquides, des solides, des gaz ou des boues. Ils peuvent être rejetés dans des produits du commerce tels que les liquides de nettoyage ou les pesticides, ou être des sous-produits de certains procédés de fabrication. Le chapitre II des Directives techniques de la Convention de Bâle contient des directives et des informations supplémentaires sur les déchets jugés dangereux, en plus des types de déchets de mercure couverts par la convention (Convention de Bâle, 2015).

1.1.2.3. Déchets d'équipements électriques et électroniques

Les équipements électriques et électroniques sont susceptibles de contenir du mercure ainsi que d'autres matières dangereuses. Les déchets électriques et électroniques sont souvent collectés de manière séparée. Ils ne sont généralement pas incinérés mais font l'objet d'une valorisation ou d'un recyclage (ces procédés n'entrent pas dans le champ du présent document d'orientation). Les équipements électriques et électroniques peuvent être collectés avec les déchets municipaux. Les équipements de ce type, si l'on sait qu'ils contiennent du mercure et se retrouvent dans le flux de déchets, doivent être pris en charge conformément à l'article 11 de la Convention de Minamata. Cependant, les équipements électriques et électroniques sont parfois incinérés avec les déchets municipaux, contribuant ainsi à la production d'émissions de mercure.

1.1.2.4. Déchets médicaux contenant du mercure ou contaminés par le mercure

Tous les déchets solides générés par les activités de diagnostic, de traitement ou d'immunisation des êtres humains ou des animaux, lors de recherches menées dans ce cadre ou au cours de la production ou du dosage des matières biologiques, sont généralement considérés comme des déchets médicaux. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) classe les déchets médicaux dans les catégories suivantes : objets pointus et tranchants, déchets infectieux, déchets anatomiques, déchets radioactifs, déchets pharmaceutiques et autres déchets (généralement des déchets sanitaires produits par les établissements de soins) (OMS, 2014, p. 4). Les catégories de déchets médicaux peuvent varier d'un pays à l'autre (par exemple, tous les pays ne considèrent pas les objets pointus et tranchants comme des déchets dangereux). En règle générale, 75 à 90 % des déchets produits par les établissements de soins sont des déchets ordinaires qui ne présentent pas de risque (déchets non infectieux et non dangereux) et sont comparables aux déchets municipaux. Seule une faible proportion des déchets liés aux soins de santé est considérée comme dangereuse et peut être à l'origine de risques sanitaires (Emmanuel, 2012).

Les déchets médicaux dangereux peuvent affecter l'homme d'une manière non infectieuse. Il s'agit notamment des objets pointus et tranchants, généralement définis comme des objets susceptibles de percer ou de lacérer la peau, qui comprennent les aiguilles et seringues, les instruments chirurgicaux jetables tels que les scalpels et les lancettes, les boîtes de Pétri et d'autres articles de verrerie. Les déchets médicaux dangereux peuvent également être des produits chimiques. Certains déchets dangereux peuvent aussi être considérés comme des déchets infectieux en fonction de leur usage et de leur exposition à des tissus humains ou animaux avant leur mise au rebut. Les produits pharmaceutiques anciens sont parfois dangereux et peuvent contenir du mercure.

Le mercure est utilisé dans diverses applications propres au secteur médical, notamment :

- Mercure des dispositifs de mesure : un grand nombre de dispositifs de mesure médicaux d'usage courant contiennent du mercure, notamment les tensiomètres (dispositifs de mesure de la pression artérielle), les thermomètres (en particulier ceux employés pour mesurer la température corporelle mais aussi d'autres types de thermomètres) et divers dispositifs gastro-intestinaux tels que les sondes de Cantor, les dilateurs œsophagiens (bougies), les sondes d'alimentation et les sondes de Miller-Abbott. Comme pour d'autres types d'instruments, le mercure est traditionnellement utilisé dans ces dispositifs en raison de ses propriétés physiques particulières, par exemple sa capacité à permettre des mesures extrêmement précises.
- Mercure de certains types de médicaments traditionnels : certains médicaments traditionnels peuvent contenir du mercure, malgré les contrôles mis en place par diverses autorités réglementaires.
- Mercure des amalgames dentaires : un amalgame dentaire, couramment appelé « plombage », est un matériau de couleur argentée utilisé pour combler les cavités dentaires. Un amalgame dentaire est constitué, à parts quasiment égales, de deux composants : du mercure liquide et une poudre contenant de l'argent, de l'étain, du cuivre, du zinc et d'autres métaux. Les amalgames sont la solution la plus couramment utilisée pour

l'obturation des dents. Si des amalgames dentaires sont incinérés, les cheminées de l'incinérateur peuvent rejeter du mercure dans l'atmosphère.

- Composés du mercure présents dans certains conservateurs, fixateurs et réactifs employés dans les établissements de soins : certains composés du mercure sont utilisés comme conservateurs dans les médicaments et d'autres produits tels que les vaccins.

1.1.2.5. Boues d'épuration

Les boues d'épuration sont un sous-produit direct du traitement des eaux usées domestiques dans les stations d'épuration. Les amalgames dentaires peuvent contribuer à la charge en mercure des boues d'épuration si les déchets d'amalgames ne sont pas séparés des autres déchets et sont rejetés dans les eaux usées. En raison des procédés physico-chimiques qui interviennent dans leur traitement, les boues d'épuration tendent à concentrer les métaux lourds tels que le mercure, le cadmium, le plomb et d'autres métaux, ainsi que les composés organiques faiblement biodégradables présents sous forme de traces mais aussi les organismes potentiellement pathogènes (virus, bactéries, etc.) présents dans les eaux usées. La teneur en mercure des boues d'épuration varie généralement de 0,6 à 56 mg/kg de boues sèches (Hisau; Lo, 1998). Cependant, des concentrations de 1 à 4 mg/kg de matière sèche ont aussi été rapportées (Werther; Saenger 2000).

1.1.2.6. Chutes de bois

Les chutes de bois de charpente produites sur les chantiers de construction de bâtiments commerciaux et d'habitation peuvent contenir des articles tels que des châssis de fenêtre revêtus de peintures contenant du mercure. Les opérations de démolition génèrent habituellement des déchets de bois qui, en raison de leur nature hétérogène, car ils sont mélangés avec d'autres matériaux, ne sont pas toujours réutilisables. S'il n'est pas contaminé par des substances dangereuses telles que le mercure (comme dans le cas des châssis de fenêtre revêtus de peintures contenant du mercure), le bois est réutilisable, par exemple dans la production de panneaux. Le bois contaminé peut être brûlé dans une usine d'incinération ou déposé dans un site de mise en décharge adapté.

1.1.2.7. Déchets industriels banals

Les déchets industriels contenant du mercure ou contaminés par celui-ci, par exemple les peintures, les solvants, les produits pétrochimiques et le charbon actif usagé, sont parfois incinérés avec les déchets municipaux et peuvent ainsi contribuer aux émissions de mercure et d'autres substances dangereuses.

1.2. Processus d'incinération

1.2.1. Présentation générale de la technique d'incinération

L'incinération est une technique utilisée pour traiter une très grande diversité de déchets. L'incinération à proprement parler n'est généralement qu'une composante d'un système complexe de traitement des déchets qui assure la gestion globale du large éventail de déchets produit par la société. L'objectif de l'incinération est de traiter les déchets de manière à réduire leur volume et les risques qui leur sont associés, tout en captant (et ainsi en les concentrant) ou en détruisant les substances potentiellement dangereuses qui sont, ou peuvent être, rejetées au cours de l'incinération. Les procédés d'incinération peuvent aussi faciliter la récupération de l'énergie, des minéraux ou des produits chimiques contenus dans les déchets.

Les incinérateurs utilisent différents types et tailles de fours ainsi que diverses combinaisons de traitements de pré-combustion et de post-combustion. Par ailleurs, il existe de nombreux points communs entre les concepts les plus couramment employés pour l'incinération des déchets solides municipaux, des déchets dangereux et des boues d'épuration.

Les incinérateurs sont le plus souvent conçus pour réaliser une combustion par oxydation totale sur une gamme de température qui s'étend généralement de 850 à 1 200 °C. Il pourra s'agir de températures auxquelles se produisent également des calcinations et des fusions. La gazéification et la pyrolyse sont d'autres types de traitements thermiques, qui consomment une quantité moindre d'air de combustion primaire pour transformer les déchets en gaz industriel utilisable comme matière première chimique ou incinérable avec récupération d'énergie. Cependant, comparés à l'incinération, ces systèmes sont relativement peu fréquents et des difficultés d'exploitation ont été signalées dans certaines installations. Les installations d'incinération de déchets fonctionnent en plusieurs étapes : réception des déchets, stockage, prétraitement, incinération et récupération d'énergie, lavage des gaz de combustion, gestion des résidus solides et traitement des eaux usées. La nature des déchets entrants influe fortement sur la conception et le fonctionnement de chaque composant.

Les déchets se présentent généralement sous la forme de matières extrêmement hétérogènes et sont essentiellement composés de substances organiques, de minéraux, de métaux et d'eau. L'incinération génère des gaz de combustion qui renferment la plus grande partie de l'énergie combustible disponible sous forme de chaleur. Dans l'incinération avec oxydation totale, les gaz de combustion sont principalement constitués de vapeur d'eau, d'azote, de dioxyde de carbone et d'oxygène. Selon la composition des matières incinérées, les conditions d'exploitation et le système

d'épuration des gaz de combustion utilisé, l'installation pourra émettre des gaz acides (oxydes de soufre, oxydes d'azote et chlorure d'hydrogène), des matières particulaires (notamment des métaux liés aux particules) et des métaux volatils, ainsi qu'une grande diversité de composés organiques volatils. On sait aussi que l'incinération des déchets solides municipaux et des déchets dangereux constitue une importante source potentielle d'émissions de mercure. Ces émissions peuvent être très élevées lorsque les apports provenant des sources potentielles (déchets contenant du mercure, par exemple dans les produits de consommation, les déchets de bois traités) ne sont pas contrôlés ou séparés avant l'incinération. Il faut savoir que le mercure est présent dans les gaz de combustion sous différentes formes : élémentaire, oxydée et particulaire. Le mercure sous forme oxydée, essentiellement le chlorure de mercure (II) des gaz de combustion produits par les incinérateurs, est généralement plus facile à piéger que le mercure élémentaire.

Selon les températures de combustion lors des principales étapes de l'incinération, les métaux et les composés inorganiques (tels que les sels) volatils s'évaporent en partie ou en totalité. Ces substances sont transférées des déchets entrants vers les gaz de combustion et les cendres volantes contenues dans ces derniers. Des cendres volantes (poussières) et des cendres solides plus lourdes (cendres lourdes) résiduelles sont ainsi produites. Les proportions de résidus solides varient très fortement en fonction du type de déchets et de la conception spécifique du procédé. D'autres substances sont aussi rejetées : résidus de traitement des gaz de combustion et de finition, gâteaux de filtration issus du traitement des eaux usées, sels et substances rejetées dans les eaux usées. Il est donc extrêmement important de prévoir une prise en charge permettant de gérer en toute sécurité ces types de déchets contenant du mercure (voir section 2.7). La figure 1 présente le diagramme fonctionnel simplifié d'un incinérateur.

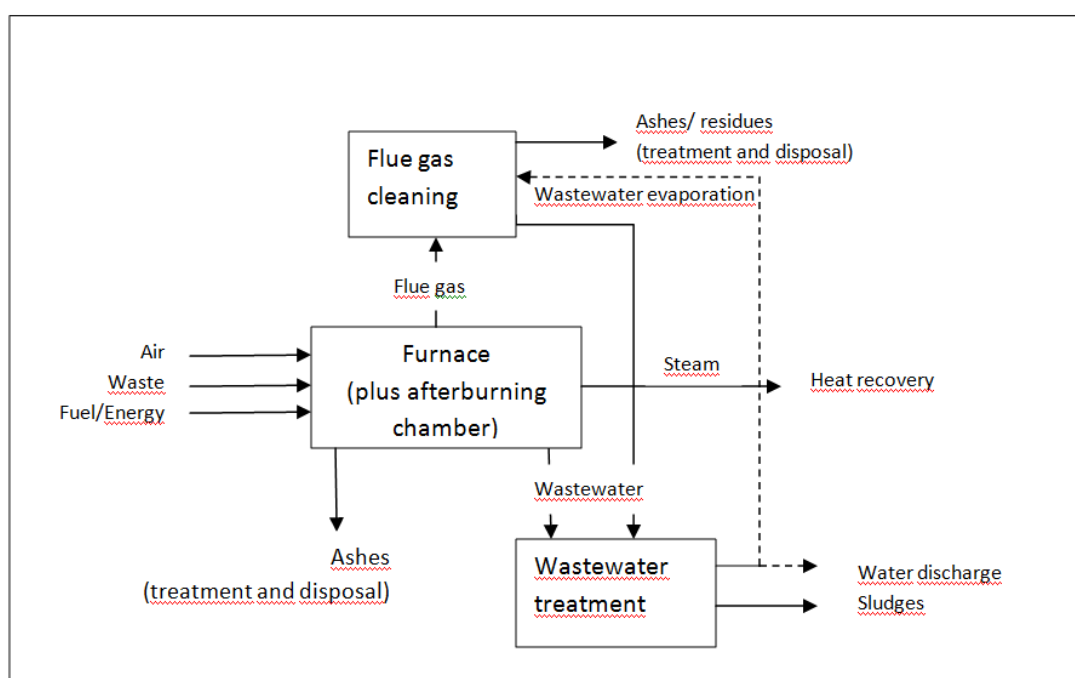


Figure 1. Diagramme fonctionnel simplifié d'un incinérateur

1.2.2. Prétraitement des déchets destinés à l'incinération

Mélange des déchets

Différentes techniques peuvent être utilisées pour le mélange des déchets, notamment :

- Mélange des déchets dangereux liquides afin de répondre au cahier des charges de l'installation
- Mélange des déchets dans une fosse, à l'aide d'un grappin ou d'un autre type d'engin

Le mélange des déchets peut améliorer l'alimentation et le comportement des déchets pendant la combustion, mais aussi éviter la présence de fortes concentrations de mercure dans les déchets incinérés. Le mélange des déchets dangereux implique des risques évidents et le mélange de types de déchets différents sera réalisé en respectant certaines proportions. Dans les fosses, les déchets sont mélangés par des grues directement dans la fosse de stockage. Les grutiers peuvent identifier les chargements potentiellement problématiques (par exemple les déchets en balles, les articles individuels qui ne peuvent être mélangés ou qui poseront des problèmes de chargement et d'alimentation) et veiller à ce qu'ils soient retirés, déchiquetés ou directement mélangés (selon le cas) avec d'autres déchets. Les grutiers peuvent difficilement identifier les déchets contenant du mercure.

Déchiquetage des déchets municipaux mixtes

Les déchets municipaux mixtes non traités peuvent être déchiquetés grossièrement par passage dans des cisailles à levier, des déchiqueteurs, des broyeurs, des cisailles rotatives ou des concasseurs. Le déchiquetage améliore l'homogénéité des déchets, ce qui permet d'obtenir une combustion et une réduction plus régulières et de stabiliser les émissions provenant du four. Une composition plus régulière du gaz brut permettra d'optimiser plus finement le processus d'épuration des gaz de combustion. De nombreux déchets contiennent des quantités appréciables de métaux ferreux et non ferreux. Ceux-ci peuvent faire partie intégrante des déchets (par exemple les emballages de boissons et de produits alimentaires présents dans les déchets solides municipaux) ou provenir du conditionnement des déchets dans des fûts (déchets dangereux par exemple) ou d'autres contenants métalliques.

Lors du déchiquetage des déchets entrants, il est possible d'extraire les métaux en amont de l'incinération afin de les recycler. La séparation des métaux peut être réalisée par les moyens suivants :

- Aimants positionnés au-dessus du convoyeur pour les éléments en matériaux ferreux de grande dimension, tels que les fûts déchiquetés;
- Aimants installés dans les fûts pour les articles ferreux lourds de petite taille tels que les piles, les clous, les pièces de monnaie, etc.
- Séparateurs à courants de Foucault pour les métaux non-ferreux, principalement le cuivre et l'aluminium présents dans les emballages et les composants électriques.

Déchiquetage des déchets dangereux conditionnés et en fûts

Les déchets liquides conditionnés et les déchets solides emballés ou en vrac peuvent être prétraités pour obtenir un mélange permettant d'alimenter le four en continu. Selon le cas, les déchets seront traités de manière à obtenir un état permettant de les injecter dans le four par pompage, ou déchiquetés et transférés vers un brûleur intermédiaire. Ainsi, les solides et les liquides sont séparés puis introduits séparément dans le four en utilisant, respectivement, des grappins ou un système de pompage.

Les palettes contenant des déchets liquides conditionnés de viscosité faible à moyenne/haute sont déchiquetées en fragments de 5 à 10 centimètres. Les déchets déchiquetés peuvent ensuite être triés avant d'être transférés vers des cuves. Les plastiques isolés lors du tri sont utilisables comme source d'énergie pour l'incinération et les métaux ferreux peuvent être retirés à l'aide d'aimants puis recyclés. Dans d'autres cas, les déchets tels que les huiles usagées ne sont pas triés mais pompés dans le four sous la forme d'un mélange de liquides et de solides déchiquetés auquel ont été ajoutés des liquides de dilution (Commission européenne, 2006, Incinération des déchets).

1.2.3. Description des différents types d'incinérateurs

Les sections ci-dessous présentent les procédés d'incinération en continu. Des procédés d'incinération discontinus sont parfois employés. Cependant, ces procédés sont généralement associés à des niveaux d'émissions élevés lors des phases de démarrage et d'arrêt. Ils ne sont pas étudiés dans ce chapitre.

1.2.3.1. Incinérateur à four rotatif

Les fours rotatifs (figure 2) sont la solution la plus courante pour l'incinération des déchets dangereux, notamment de nombreux types de déchets médicaux. Cependant, des incinérateurs à grille (y compris les installations de co-brûlage avec d'autres déchets) sont parfois utilisés pour les déchets solides et des incinérateurs à lit fluidisé peuvent être employés pour certaines matières prétraitées. Les fours statiques sont aussi fréquemment utilisés dans les installations intégrées aux usines chimiques.

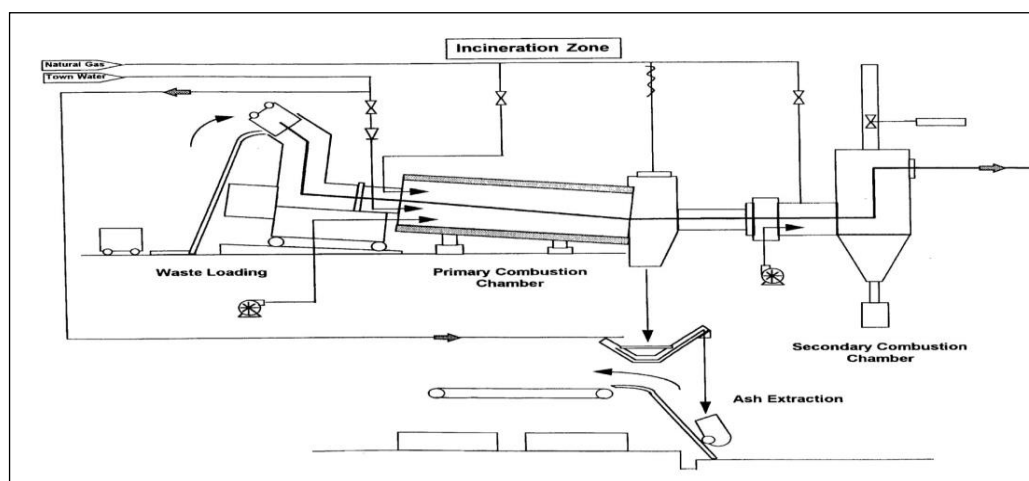


Figure 2. Système d'incinération à four rotatif (www.hitemptech.com)

En raison de la nature dangereuse (et de la composition souvent incertaine) des flux de déchets entrants, les critères de réception, le stockage, la manipulation et le prétraitement sont plus étroitement surveillés que dans le cas des déchets solides municipaux. Des combustibles auxiliaires pourront être nécessaires pour les déchets à faible valeur énergétique.

Dans les fours rotatifs, les déchets solides, sous forme de boues, conteneurisés ou pompables, sont introduits au niveau de l'extrémité supérieure du tambour incliné. La température du four varie généralement de 850 °C (500 °C s'il est utilisé comme gazéifieur) à 1 200 °C (pour un four avec fusion des cendres à haute température). La lente rotation du tambour autorise des temps de séjour de 30 à 90 minutes. La chambre de combustion secondaire, située après le four, assure l'oxydation des gaz de combustion. Les déchets liquides ou les combustibles auxiliaires peuvent être injectés à ce niveau avec de l'air secondaire afin de maintenir un temps de séjour minimum de deux secondes et des températures de 850 à 1 100 °C, capables de dégrader efficacement la plupart des composés organiques résiduels. Des exigences relatives aux conditions de combustion peuvent être imposées, comme dans la directive européenne 2010/75/UE relative à l'incinération des déchets. Les fours rotatifs et les chambres de post-combustion sont le plus souvent des chambres de combustion adiabatiques à revêtement intérieur céramique. Après la chambre de combustion, les gaz de combustion traversent une zone de vide jusqu'à l'obtention d'une température d'environ 700 °C. Des faisceaux chauffants, tels que des évaporateurs, des surchauffeurs ou des préchauffeurs d'eau d'alimentation, sont installés après cette zone. La chaudière de récupération de chaleur et le système d'alimentation en énergie sont comparables à ceux des systèmes de foyer à grille. La capacité des incinérateurs varie de 0,5 à 3 tonnes par heure (pour l'incinération des déchets liés aux soins de santé).

1.2.3.2. Incinérateur à injection liquide

Les incinérateurs à injection liquide, tels que les incinérateurs à four rotatif, sont couramment employés pour l'incinération des déchets dangereux. On peut les utiliser pour éliminer la quasi-totalité des déchets liquides (ou assimilables) combustibles, tels que les liquides, les suspensions épaisses et les boues. Les systèmes d'incinération à injection liquide, qui sont peut-être les dispositifs de combustion les plus simples, se composent généralement d'un système de brûlage des déchets, d'un système de combustible auxiliaire, d'un système d'alimentation en air, d'une chambre de combustion et d'un système de contrôle de la pollution atmosphérique (voir illustration de la Figure 3). Les déchets liquides pénètrent dans la chambre de combustion et sont atomisés par les buses du brûleur de déchets. Ces buses atomisent les déchets et les mélangent avec de l'air de combustion. L'atomisation est généralement réalisée par des moyens mécaniques, par exemple une coupelle rotative ou des systèmes d'atomisation sous pression, ou par des buses à double fluide utilisant de l'air sous haute pression ou de la vapeur. Les particules atomisées, qui présentent une surface relativement importante, sont rapidement vaporisées pour former un mélange hautement combustible composé de vapeurs de déchets et d'air de combustion. Le temps de séjour dans la chambre de combustion varie généralement de 0,5 à 2 secondes, et la température de 700 à 1 600 °C, afin d'assurer une combustion totale des déchets liquides. La vitesse d'alimentation en déchets liquides peut dépasser les 2 000 litres par heure. Si la teneur en énergie des déchets n'est pas suffisante pour maintenir des températures d'allumage et d'incinération adéquates, un combustible complémentaire tel que le mazout ou le gaz naturel est utilisé. Dans certains cas, les déchets à haute teneur en solides sont filtrés avant l'incinération afin d'éviter le colmatage des buses (US EPA 2005).

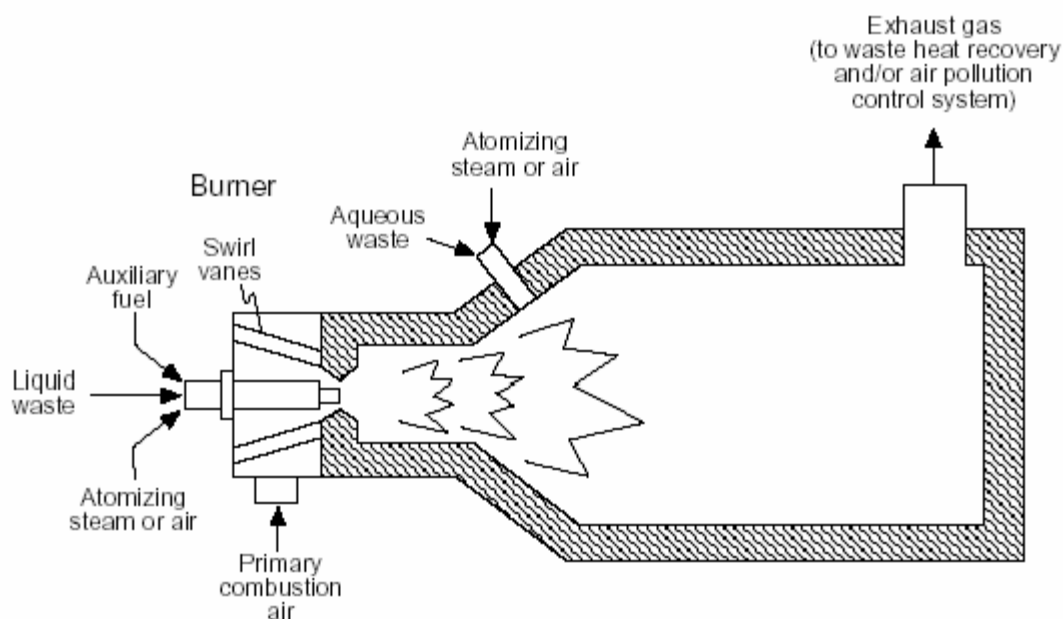


Figure 3 Incinérateur à injection liquide

Incinérateur à grille

On distingue différents types d'incinérateurs à grille selon qu'ils utilisent une grille fixe ou mobile.

Incinérateurs à grille mobile

Les usines d'incinération de déchets solides municipaux sont généralement des incinérateurs à grille mobile. Dans ce type d'installations, les déchets sont brassés dans la chambre de combustion, ce qui permet d'obtenir une combustion plus efficace et plus poussée.

La capacité des installations varie selon leur conception. Par exemple, il pourra s'agir d'une chaudière à grille mobile capable de traiter jusqu'à 35 tonnes de déchets par heure et de fonctionner 8 000 heures par an avec un seul arrêt planifié d'environ un mois pour les opérations d'inspection et de maintenance. Les déchets sont introduits par une grue au niveau de la « gorge » située à une extrémité de la grille, puis ils descendent le long de la grille inclinée pour atteindre le cendrier situé à l'autre extrémité. À ce niveau, les cendres tombent dans une fosse remplie d'eau. Une partie de l'air de combustion (air de combustion primaire) arrive par le dessous de la grille.

Ce flux d'air permet aussi de refroidir la grille. Il est important de refroidir la grille afin de maintenir sa résistance mécanique. De nombreuses grilles mobiles sont aussi refroidies par une circulation d'eau interne. De l'air de combustion secondaire est injecté dans la chaudière à grande vitesse par des buses situées au-dessus de la grille. Cet air secondaire facilite la combustion totale des gaz de combustion car il crée des turbulences améliorant le brassage et apporte un surplus d'oxygène. Dans les incinérateurs à foyers multiples ou étagés, l'air de combustion secondaire pénètre dans une chambre séparée située en aval de la chambre de combustion primaire.

Dans les pays de l'Union européenne (Commission européenne, 2000), les usines d'incinération doivent être conçues de manière à ce que les gaz de combustion atteignent une température minimum de 850 °C pendant deux secondes afin de garantir un bon niveau de dégradation des substances organiques toxiques. Pour satisfaire en permanence à cette exigence, il est nécessaire d'installer des brûleurs auxiliaires de secours (souvent alimentés à l'huile), qui sont allumés dans la chaudière lorsque le pouvoir calorifique des déchets devient trop faible pour qu'ils atteignent cette température à eux seuls. Les gaz de combustion sont ensuite refroidis dans des surchauffeurs où la chaleur est transférée vers de la vapeur, qui est ainsi chauffée à une température de l'ordre de 400 °C sous une pression de 4 000 kPa afin de produire de l'électricité dans la turbine.

À ce niveau, les gaz de combustion, dont la température avoisine les 200 °C, sont transférés vers le système d'épuration des fumées. Les usines d'incinération sont souvent équipées de plusieurs lignes d'incinération distinctes (chaudières et installations de traitement des gaz de combustion), ce qui permet de poursuivre la réception des déchets au niveau d'une ligne lorsque les autres sont en cours de maintenance, de réparation ou de modernisation.

Grille fixe

Les anciens incinérateurs, de conception plus simple, se composaient d'une cellule à revêtement de briques équipée d'une grille métallique fixe installée au-dessus d'un cendrier. Cette cellule était dotée d'une ouverture haute ou latérale pour le chargement des déchets et d'une autre ouverture latérale pour l'évacuation des solides non combustibles, ou clinkers. De nombreux incinérateurs de petite taille, que l'on trouvait autrefois dans les immeubles d'habitation, ont été remplacés par des compacteurs de déchets.

1.2.3.3. Incinérateur à lit fluidisé

Les incinérateurs à lit fluidisé sont couramment employés pour l'incinération de déchets finement divisés tels que les combustibles issus de déchets et les boues d'épuration. Ce procédé est utilisé depuis des décennies, principalement pour la combustion des combustibles homogènes. Les incinérateurs à lit fluidisé se composent d'une chambre de combustion en forme de cylindre vertical. Dans la partie basse, un lit de matériau inerte (par exemple du sable ou de la cendre) déposé sur une grille ou un plateau de distribution est fluidisé par injection d'air. Le lit de sable fluidisé est alimenté en continu par des déchets à incinérer qui arrivent par le haut ou par les côtés. De l'air préchauffé pénètre dans la chambre de combustion par des ouvertures situées dans le plateau du lit, formant un lit fluidisé avec le sable présent dans la chambre de combustion.

Les déchets sont ensuite injectés dans le réacteur par une pompe, un distributeur rotatif ou un tube transporteur hélicoïdal. Le séchage, la volatilisation, l'allumage et la combustion se déroulent dans le lit fluidisé. La température de l'espace libre situé au-dessus du lit (hauteur libre) se situe généralement entre 850 et 950 °C. La hauteur libre au-dessus du lit est conçue de manière à permettre la rétention des gaz dans une zone de combustion. La température à l'intérieur du lit à proprement parler est moins élevée et peut se situer aux environs de 650 °C.

En raison du bon brassage du réacteur, les systèmes d'incinération à lit fluidisé présentent généralement une répartition uniforme des températures et de l'oxygène qui permet un fonctionnement stable. Dans le cas des déchets hétérogènes, la combustion en lit fluidisé nécessite une étape de préparation des déchets afin qu'ils répondent aux critères de taille. Pour certains déchets, cette préparation pourra être réalisée en combinant une collecte sélective des déchets et un prétraitement tel que le déchiquetage. Certains types de lits fluidisés (par exemple les lits rotatifs)

acceptent des déchets de granulométrie plus importante que d'autres. Dans ce cas, on pourra se contenter de réduire grossièrement la taille des déchets, voire même les conserver tels quels.

1.2.3.4. Systèmes modulaires

Les systèmes modulaires sont une technique d'incinération des déchets solides municipaux largement utilisée aux États-Unis, en Europe et en Asie. Les incinérateurs modulaires se composent de deux chambres de combustion installées verticalement (chambres primaire et secondaire). Dans la combustion en configuration modulaire, la capacité varie généralement de 1 à 270 tonnes par jour. On distingue deux grands types de procédés modulaires : l'excédent d'air et la carence en air.

Les systèmes modulaires à excédent d'air sont constitués d'une chambre de combustion primaire et d'une chambre secondaire, qui fonctionnent toutes deux avec des niveaux d'air supérieurs aux besoins stœchiométriques (100 à 250 % d'air excédentaire). Dans les systèmes modulaires à carence en air (ou à niveau d'air contrôlé), la chambre primaire est alimentée en air à des niveaux inférieurs aux besoins stœchiométriques. Les produits de la combustion incomplète sont entraînés dans les gaz de combustion qui se forment dans la chambre de combustion primaire puis passent dans une chambre de combustion secondaire. Un excédent d'air est alors injecté dans la chambre secondaire et la combustion se termine sous l'effet des hautes températures obtenues avec un combustible auxiliaire (généralement du gaz naturel). Grâce à la température élevée et uniforme de la chambre secondaire, associée au brassage turbulent des gaz de combustion, les niveaux de matières particulaires et de contaminants organiques qui se forment et se dégagent sont peu importants.

1.2.4. Incinération des flux de déchets particuliers

1.2.4.1. Incinération des déchets municipaux

Bien que la mise en décharge des déchets non recyclés demeure le principal mode d'élimination des déchets solides municipaux dans un grand nombre de régions, l'incinération suivie d'une mise en décharge des résidus est aujourd'hui courante dans de nombreux pays développés et industrialisés.

L'incinération des déchets solides municipaux va généralement de pair avec la récupération d'énergie calorifique (valorisation énergétique) sous forme de vapeur et/ou la production d'électricité. Les incinérateurs peuvent aussi être conçus pour accepter des combustibles issus de déchets solides municipaux sous des formes transformées, ainsi que le co-brûlage avec des combustibles fossiles. La taille des incinérateurs de déchets municipaux est très variable, des petites unités compactes traitant des lots unitaires n'excédant pas quelques tonnes par jour aux très grosses usines à alimentation continue dont la capacité quotidienne dépasse le millier de tonnes.

Les principaux avantages de l'incinération des déchets solides municipaux sont la destruction des matières organique (y compris les matières toxiques), la réduction du volume des déchets et la concentration des polluants (par exemple les métaux lourds) dans des quantités de cendres relativement réduites. Il s'agit donc d'une filière sans risque si les cendres sont éliminées de manière appropriée. La récupération d'énergie peut constituer un avantage supplémentaire non négligeable.

1.2.4.1.1. Considérations opérationnelles relatives aux incinérateurs de déchets solides municipaux

De nombreux incinérateurs de déchets solides municipaux incinèrent aussi d'autres fractions de déchets telles que les déchets volumineux (provenant par exemple des centres de tri), les boues résiduaires, les déchets médicaux ou la fraction à haute valeur calorifique issue du prétraitement des déchets (provenant par exemple des installations de déchiquetage). Ces déchets doivent être évalués avec soin avant l'incinération afin de s'assurer que l'usine d'incinération (y compris les opérations de traitement des gaz de combustion, des eaux usées et des résidus) est conçue pour prendre en charge ces types de déchets et qu'elle peut le faire sans risque pour la santé humaine et pour l'environnement. La teneur en chlore, en brome et en soufre, la teneur en métaux lourds, la valeur calorifique (pouvoir calorifique inférieur) et le comportement au brûlage font partie des paramètres importants à prendre en compte.

Une forte concentration en brome peut aboutir à la formation de composés bromés tels que les polybromodibenzo-p-dioxines (PBDD) et les polybromodibenzofuranes (PBDF) (CSTEE, 2002).

Le mercure se volatilise lors du processus d'incinération, c'est pourquoi des mesures particulières doivent être prises avant et après l'incinération pour réduire ces émissions. Une mauvaise prise en compte des limites de l'usine d'incinération se traduira par des problèmes d'exploitation (par exemple la nécessité d'arrêter fréquemment l'usine pour nettoyer la grille ou les échangeurs de chaleur) ou par de mauvaises performances environnementales (par exemple un niveau élevé de rejets dans l'eau ou une forte lixivibilité des cendres volantes). La figure 4 présente la disposition type d'un grand incinérateur de déchets solides municipaux.

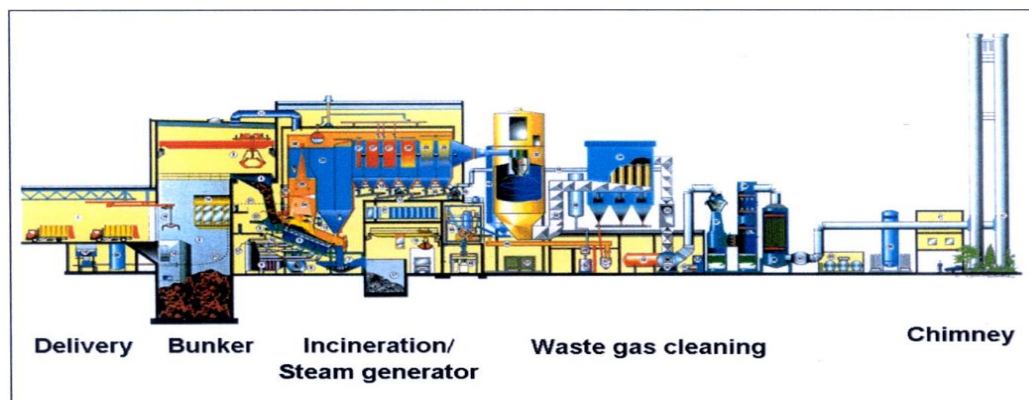


Figure 4. Incinérateur de déchets solides municipaux (source : Commission européenne 2006)

1.2.4.1.2. Types d'incinérateurs de déchets solides municipaux

Les déchets solides municipaux peuvent être incinérés dans différents types de systèmes de combustion tels que les grilles mobiles, les fours rotatifs et les lits fluidisés. Dans le cas de la technologie des lits fluidisés (voir sous-section 2.2.3.4), la granulométrie des déchets solides municipaux doit se situer dans une certaine plage, ce qui impose le plus souvent un certain degré de prétraitement ainsi qu'une collecte sélective des déchets. La capacité de combustion des incinérateurs de déchets solides municipaux varie généralement de 90 à 2 700 tonnes par jour (4 à 270 tonnes par jour dans le cas des configurations modulaires).

D'autres procédés consistant à découpler les phases qui se déroulent aussi dans l'incinérateur (séchage, volatilisation, pyrolyse, carbonisation et oxydation des déchets) ont aussi été développés. La gazéification à l'aide d'agents de gazéification tels que la vapeur, l'air, les oxydes de carbone ou l'oxygène est également utilisée. Ces procédés visent à réduire les volumes de gaz de combustion et les coûts de traitement associés. Un grand nombre de ces solutions ont rencontré des difficultés techniques et économiques lors du passage à l'échelle commerciale et industrielle, si bien qu'elles ont été abandonnées. Certaines solutions sont employées à l'échelle commerciale (par exemple au Japon) et d'autres sont actuellement testées dans des usines de démonstration à travers l'Europe mais, comparées à l'incinération, elles ne représentent qu'une fraction limitée de la capacité globale de traitement.

1.2.4.2. Incinération des déchets dangereux

Les déchets dangereux sont le plus souvent brûlés dans des fours rotatifs ou des incinérateurs à grille. D'autres types d'incinérateurs sont utilisés pour ce type de déchets, tels que les lits fluidisés, les unités d'injection liquide et les unités à foyer fixe. Avant d'accepter un déchet dangereux à traiter, les incinérateurs commerciaux doivent évaluer et caractériser la matière dont il est constitué. Le producteur est généralement tenu de fournir des documents indiquant notamment l'origine du déchet, son code ou autre désignation, l'identification des personnes responsables et la présence de matières dangereuses particulières. Par ailleurs, le déchet doit être conditionné de manière adaptée pour éviter que des réactions et des émanations se produisent au cours du transport.

Le stockage sur le site d'incinération dépend de la nature et des propriétés physiques du déchet concerné. Les déchets dangereux solides sont généralement stockés dans des fosses conçues de manière à éviter les fuites dans l'environnement et confinées pour permettre le transfert de l'air de la fosse vers le procédé de combustion. Les déchets liquides sont stockés dans des parcs de stockage, souvent sous atmosphère inerte (par exemple N_2), et transportés vers l'incinérateur par des conduites. Certains déchets peuvent être transférés directement vers l'incinérateur dans leurs conteneurs de transport. Les pompes, les conduites et les autres équipements susceptibles d'entrer en contact avec les déchets doivent être résistants à la corrosion et accessibles pour les opérations de nettoyage et d'échantillonnage. Les opérations de prétraitement peuvent comprendre une neutralisation, un drainage ou une solidification des déchets. Des déchiqueteurs et des mélangeurs mécaniques peuvent aussi être utilisés pour traiter les conteneurs ou mélanger les déchets afin d'améliorer le rendement de combustion.

Les déchets dangereux sont également incinérés en four de cimenterie. Cette application est abordée dans le chapitre de ce document d'orientation consacré au ciment.

1.2.4.3. Incinération des boues d'épuration

Les boues d'épuration domestiques peuvent être éliminées de différentes manières, notamment par épandage sur les terres agricoles après prétraitement, par élimination en surface (aménagement paysager, mise en décharge, etc.), par incinération, par élimination mixte avec des déchets solides municipaux et par co-incinération. L'incinération des boues d'épuration se pratique dans plusieurs pays, soit isolément soit par co-incinération dans des incinérateurs de déchets solides municipaux ou dans d'autres installations de combustion comme les centrales au charbon ou les fours de cimenterie. L'efficacité de ce processus d'élimination des boues d'épuration dépend de plusieurs facteurs tels que le mélange éventuel des boues avec des flux de déchets industriels (qui peuvent accroître la charge en métaux lourds), la

localisation (par exemple, les sites côtiers présentent des risques de pénétration d'eau de mer), le prétraitement (ou son absence) et les conditions météorologiques (dilution par les eaux de pluie) (IED UE, 2010).

L'incinération des boues d'épuration présente certaines différences avec l'incinération des déchets solides municipaux et des déchets dangereux. En raison de la variabilité du taux d'humidité, de la valeur énergétique et d'un éventuel mélange avec d'autres déchets (par exemple des déchets industriels si les réseaux de collecte sont reliés les uns aux autres), la manipulation et le prétraitement des boues exigent certaines précautions particulières.

Les résidus solides de l'incinération des boues d'épuration se composent principalement de cendres volantes et lourdes (incinérateur à lit fluidisé) et de résidus du traitement des gaz de combustion (voir la description de l'incinération des déchets solides municipaux à la section 2.2.4.1 ci-dessus). Des mesures d'épuration des gaz de combustion doivent être associées de manière adaptée afin de garantir la mise en œuvre des meilleures techniques disponibles (voir section 5.5 ci-dessous).

1.2.4.4. Conception et fonctionnement des incinérateurs de boues d'épuration

En règle générale, un incinérateur de boues d'épuration est capable de traiter jusqu'à 80 000 tonnes de boues (à 35 % de matière sèche) par an. Les technologies d'incinération privilégiées dans le cas des boues d'épuration sont les systèmes à foyers multiples (figure 5) et les fours à lit fluidisé, bien que les fours rotatifs soient aussi employés dans les applications à petite échelle.

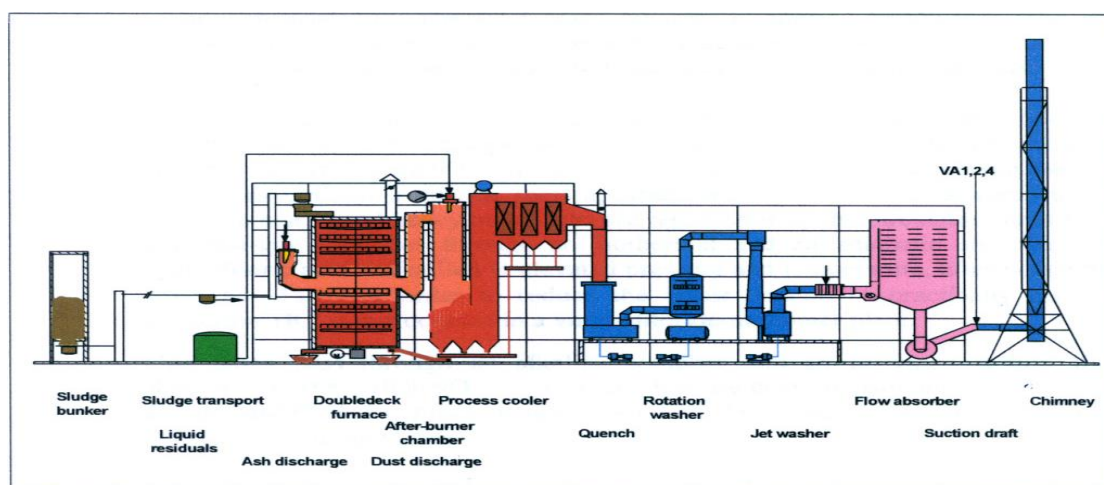


Figure 5. Exemple d'incinérateur de boues d'épuration à foyers multiples (Commission européenne, 2006)

Selon la teneur en matière sèche (siccité) des boues, on utilise un combustible auxiliaire, le plus souvent du mazout ou du gaz naturel. Les températures de fonctionnement se situent généralement dans la plage de 850 à 950 °C avec un temps de séjour de deux secondes, bien que certaines installations à lit fluidisé puissent fonctionner dès 820 °C sans perte d'efficacité. Un fonctionnement à une température supérieure ou égale à 980 °C peut provoquer une fusion des cendres (Commission européenne, 2006).

Les boues d'épuration sont co-incinérées avec des déchets solides municipaux dans des incinérateurs à lit fluidisé ou à brûlage de masse (grille). Dans le deuxième cas, on utilise habituellement un rapport boues/déchets de 1/3, les boues séchées étant introduites dans la chambre d'incinération sous forme de poussières ou de boues drainées appliquées sur la grille par des pulvérisateurs. Dans certains cas, les boues drainées ou séchées sont mélangées avec des déchets solides municipaux dans la fosse ou la trémie avant d'être chargées dans l'incinérateur. Les systèmes d'alimentation représentent une part importante de l'investissement en capital supplémentaire associé à la co-incinération.

1.2.4.4.1. Prétraitement des boues d'épuration

Le prétraitement, en particulier par déshydratation et séchage, présente une importance particulière dans la préparation des boues destinées à l'incinération. Le séchage réduit le volume des boues et accroît l'énergie calorifique du produit. Il faut habituellement assécher les boues jusqu'à un minimum de 35 % de matière sèche pour être en mesure de produire l'énergie calorifique requise pour l'incinération adiabatique. Un séchage plus poussé pourra être nécessaire si l'on envisage une co-incinération avec des déchets solides municipaux.

Avant leur livraison à l'usine d'incinération, les boues pourront subir un prétraitement, par exemple un tamisage, une digestion anaérobie et aérobie ou l'ajout d'un traitement chimique.

La déshydratation physique permet de réduire le volume des boues et d'améliorer leur pouvoir calorifique. Les principaux dispositifs de déshydratation mécanique sont les décanteurs, les centrifugeuses, les filtres-presses à courroie et les filtres-presses à chambre. Des conditionneurs (par exemple des agents de floculation) sont souvent ajoutés avant

la déshydratation afin de faciliter le drainage. La déshydratation mécanique permet généralement d'obtenir 20 à 35 % de matière sèche (Commission européenne, 2006).

Le séchage fait intervenir la chaleur afin de déshydrater les boues de manière plus poussée et de les conditionner. La chaleur utilisée pour le séchage dans l'usine d'incinération provient souvent du procédé d'incinération. Le procédé de séchage peut être direct (par contact des boues avec un transporteur de chaleur) ou indirect (par exemple, par utilisation de chaleur provenant d'une centrale à vapeur). Dans le séchage direct, le mélange de vapeur et de gaz doit ensuite être lavé.

L'incinération adiabatique (auto-entretenue) des boues exige une teneur en matière sèche de 35 %. Bien que la déshydratation mécanique permette d'obtenir ce niveau de matière sèche, un séchage supplémentaire pourra être effectué afin d'atteindre 80 à 95 % de matière sèche et d'accroître ainsi le pouvoir calorifique des boues. La co-incinération avec des déchets solides municipaux nécessite généralement un séchage plus poussé des boues.

1.2.4.5. Incinération des déchets de bois

Les déchets de bois contenant du mercure ou contaminés par celui-ci peuvent être brûlés dans des incinérateurs à grille ou à lit fluidisé, à des températures identiques à celles employées pour l'incinération des déchets municipaux.

La pyrolyse est également utilisée pour ce type de déchets. Cette technique génère habituellement trois produits : du gaz, de l'huile de pyrolyse et du charbon de bois, dont les proportions relatives dépendent largement du procédé de pyrolyse, des caractéristiques de la biomasse et des paramètres de réaction. La pyrolyse rapide, ou pyrolyse flash, permet de produire une quantité maximale de produits gazeux ou liquides en fonction de la température utilisée.

1.2.4.6. Comportement du mercure pendant le processus d'incinération

Cette section s'intéresse au comportement du mercure pendant le processus d'incinération. Comme expliqué à la section 3, la capacité des différents systèmes à capter les émissions dépend de la spéciation du mercure dans les gaz de combustion.

En raison de l'instabilité thermochimique des composés du mercure, seul le mercure élémentaire est présent lorsque la température est supérieure à 700-800 °C. En d'autres termes, le mercure n'est présent que sous sa forme élémentaire dans la chambre de combustion des incinérateurs de déchets. Le mercure est extrêmement volatil et se retrouve donc presque exclusivement dans la phase vapeur du gaz de combustion. Lors de sa progression dans la zone de récupération de chaleur, le gaz de combustion refroidit et le mercure élémentaire réagit, en fonction de la présence d'autres composants du gaz de combustion, de la température et de la composition des cendres, pour former du mercure oxydé. Les composés du mercure oxydé sont généralement instables dans les gaz de combustion et dans les conditions atmosphériques (Galbareth, Zygarlicke, 1996).

Dans certaines conditions, le mercure élémentaire peut s'oxyder. L'importance de cette conversion dépend de la température, du temps de séjour, des cendres, des imbrûlés de carbone et de la présence d'espèces en phase gazeuse telles que le chlore ou le SO₂. La proportion de mercure élémentaire et de mercure oxydé sous forme de chlorure de mercure (II) dépend fortement de la quantité d'acide chlorhydrique (HCl) présente dans le gaz de combustion. La proportion de mercure oxydé et le mercure total tendent à augmenter parallèlement à la teneur en chlorure d'hydrogène (Nishitani *et al.*, 1999). En raison de la teneur en HCl plus faible rencontrée dans les usines d'incinération de boues d'épuration, la proportion de mercure élémentaire y est nettement supérieure.

2. Techniques de contrôle des émissions

Le type de procédés de traitement et l'ordre dans lequel ils sont appliqués aux gaz de combustion qui sortent de la chambre d'incinération sont importants pour le bon fonctionnement des équipements et pour la rentabilité d'ensemble de l'installation. Certains paramètres d'incinération des déchets influent sur le choix des techniques, notamment le type de déchets, leur composition et leur variabilité, le type de procédé de combustion, le débit et la température des gaz de combustion ainsi que la nécessité de traiter les eaux usées et la disponibilité d'un procédé adapté. Les techniques de traitement ci-dessous ont des effets directs ou indirects sur la prévention ou la réduction des émissions de mercure. Les meilleures techniques disponibles consistent à mettre en œuvre la combinaison la plus adaptée de systèmes d'épuration des gaz de combustion. Plusieurs de ces techniques sont brièvement décrites dans l'introduction du présent document d'orientation (section 1). Les informations qui relèvent spécifiquement de l'incinération des déchets sont présentées ci-après.

2.1. Techniques de dépoussiérage (élimination des matières particulaires)

Le dépoussiérage des gaz de combustion joue un rôle essentiel dans toutes les opérations d'incinération. Les électrofiltres et les filtres à manches ont fait la preuve de leur efficacité pour la captation des matières particulaires dans les gaz de combustion des incinérateurs. Les principes généraux de ces techniques sont décrits dans l'introduction de ce document.

Pour piéger plus efficacement le mercure présent dans les gaz de combustion, on utilise des électrofiltres et des filtres à manches en association avec d'autres techniques (voir sections 3.4 et 3.5 ci-dessous).

La perte de charge des filtres à manches et la température des gaz de combustion (lorsqu'un système de lavage est installé en amont) doivent être surveillées afin de s'assurer que le gâteau de filtration est en place et que les sacs ne fuient pas et ne prennent pas l'humidité.

Les filtres à manches étant sensibles à l'eau et à la corrosion, il est important de maintenir les flux de gaz au-dessus du point de rosée (130 à 140 °C) afin de prévenir ce type de dégâts. Certains matériaux filtrants sont plus résistants aux dégradations.

Effets croisés entre différents milieux par lixiviation du mercure provenant des cendres volantes (CE, 2006, Incinération des déchets)

Les cendres volantes produites par les systèmes d'épuration des gaz de combustion doivent être manipulées avec précaution car elles sont susceptibles de libérer du mercure dans les sols et les eaux souterraines par lixiviation.

Effets croisés entre différents milieux (non liés au mercure)

Les électrofiltres et les filtres à manches utilisés dans les opérations de dépoussiérage consomment beaucoup d'énergie en raison de leur charge électrostatique, de leur forte perte de charge et de leur nettoyage par air pulsé sous pression. Le volume de résidus représente 12 à 20 kg/tonne de déchets entrants.

Coûts d'installation et d'exploitation (CE, 2006, Incinération des déchets)

Les coûts d'équipement associés à un incinérateur de déchets solides municipaux à deux lignes d'une capacité totale de 200 000 tonnes/an sont estimés de la façon suivante :

Électrofiltre (trois champs) : 2,2 millions d'euros

Électrofiltre (deux champs) : 1,6 million d'euros

Filtre à manches : 2,2 millions d'euros (il n'est pas précisé si ce chiffre inclut un refroidisseur de gaz de combustion en amont)

Avantages connexes de l'utilisation de filtres à manches en association avec le séchage par atomisation ou l'injection d'un sorbant semi-humide

Pour la séparation d'autres polluants comme les poussières, les autres métaux lourds et les composés organiques fixés par les poussières, les filtres à manches présentent également l'avantage, lorsqu'ils sont associés à l'injection de sorbant sec ou semi-humide (séchage par atomisation), d'apporter une surface de réaction et de filtration supplémentaire sur le gâteau de filtration.

2.2. Techniques de lavage humide

Le mercure gazeux peut être capté par adsorption dans un laveur de gaz. Au niveau du premier étage, le taux d'élimination du mercure oxydé sous forme de HgCl_2 (qui est généralement le principal composé du mercure après la combustion des déchets) est supérieur à 95 %. (CE, 2006, Incinération des déchets). Cependant, les taux de piégeage du mercure élémentaire sont de l'ordre de 0 à 10 % à peine en raison de la condensation observée à la température de fonctionnement du laveur (environ 60 à 70 °C).

La précipitation est une autre mesure souvent utilisée pour réduire à un minimum la concentration de mercure oxydé dans l'eau de lavage. Un agent de floculation (généralement un composé soufré) est ajouté à l'eau de lavage pour transformer le mercure soluble en composé insoluble avec un rendement raisonnable, notamment au niveau du deuxième étage. Pour fixer directement le mercure après la conversion dans la phase liquide, il est aussi possible d'ajouter du charbon actif à l'eau de lavage (Bittig 2014). Pour éviter la réémission du mercure dissous dans les gaz de combustion, on peut complexer ce dernier avec des agents séquestrants tels que les sulfures organiques (Keiser *et al.*, 2014).

Les mesures ci-dessus permettent d'améliorer de 20 à 30 % l'adsorption du mercure élémentaire. L'efficacité globale de piégeage du mercure (métallique et oxydé) se situe aux environs de 85 % (CE, 2006, Incinération des déchets).

Effets croisés entre différents milieux

Les effets croisés entre différents milieux non liés au mercure sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 1

Effets croisés entre différents milieux – non liés au mercure

Consommation de réactifs	2 à 3 kg de NaOH ou 10 kg de CaO ou 5 à 10 kg de calcaire par tonne de déchets entrants
Quantité de résidus	10 à 15 l/t de déchets entrants
Consommation d'eau	100 à 500 l/t de déchets entrants
Émissions dans l'eau	250 à 500 l/t de déchets entrants

Source : WT BREF 2005

Les eaux usées du procédé d'incinération sont essentiellement produites par les techniques de lavage humide. Pour éviter de rejeter ces eaux usées, il est possible de les injecter dans le gaz de combustion à l'aide d'un absorbeur à pulvérisation ou d'un système comparable. En Allemagne, par exemple, seules quelques rares usines d'incinération rejettent des eaux usées issues du traitement des gaz de combustion.

Si les eaux usées ne sont pas injectées dans le gaz de combustion, il est nécessaire de traiter les effluents du laveur dans une installation de traitement physico-chimique. Une précipitation en deux étapes doit être utilisée pour l'élimination du mercure. Combinée à une ultrafiltration ou à un échangeur d'ions spécifique au mercure, la précipitation en deux étapes permet d'atteindre des concentrations inférieures à 1 µg/l (Marson *et al.*, 2013, Riethman, 2013, Owens *et al.*, 2013, Scheidereit 2014).

Coûts

Les coûts d'installation et d'exploitation sont présentés au tableau 2.

Tableau 2

Coûts d'installation et d'exploitation

Composant du système de traitement des gaz de combustion	Coûts d'équipement estimés	Commentaires
Laveur de gaz à deux étages	5 millions d'euros	Traitement des eaux usées inclus
Laveur de gaz à trois étages	7 millions d'euros	Traitement des eaux usées inclus
Installation externe d'évaporation des effluents du laveur	1,5 à 2 millions d'euros	
Absorbeur à pulvérisation pour l'évaporation interne des effluents	1,5 million d'euros	Coût probablement estimé en fourchette basse

Source : CE, 2006, Incinération des déchets

Informations fournies par un constructeur d'usines en 2014

Pour une usine de 200 000 tonnes équipée de deux lignes d'incinération et de traitement des gaz de combustion : filtre à manches + laveur à deux étages : 16 à 18 millions d'euros.

Avantages connexes de l'utilisation de matériaux imprégnés de charbon

Pour la séparation des gaz acides, des poussières et des composants fixés par les poussières, l'utilisation de matériaux imprégnés de charbon, de charbon actif ou de coke dans les matériaux de garnissage du laveur peut réduire les

dibenzodioxines polychlorées (PCDD) et les dibenzofuranes polychlorés (PCDF) de 70 % dans l'ensemble du laveur mais cela ne se reflétera pas nécessairement au niveau des rejets totaux (Commission européenne, 2006).

2.3. Injection de charbon actif

L'utilisation de charbon actif pour améliorer le piégeage du mercure est décrite brièvement dans le chapitre d'introduction de ce document. Cette technique consiste à injecter du charbon actif ou du coke de four à sole en amont d'un filtre à manches (voir section 2.1 ci-dessus) ou d'un autre dispositif de dépoussiérage. Ainsi, la plus grande partie du mercure est adsorbée par la couche filtrante. De même, les filtres à manches sont généralement revêtus de réactifs avant leur mise en service afin d'obtenir une bonne efficacité d'élimination dès le début de l'alimentation en déchets.

Pour une précipitation efficace, il est important que les matériaux adsorbants soient bien mélangés avec le gaz de combustion et que le temps de contact soit suffisant. Le dosage d'adsorbants au charbon dans le gaz de combustion avant un filtre à manches situé en aval, par exemple après un laveur, est une dernière étape courante du processus d'épuration du gaz.

Pour estimer l'efficacité avec laquelle le charbon actif contrôle les émissions de mercure, il est très important de prendre en compte le mélange d'espèces présent dans le gaz de combustion. En règle générale, on considère que les espèces de mercure oxydées sont plus faciles à contrôler que la forme élémentaire. La teneur en halogènes des déchets est importante pour déterminer le niveau d'oxydation. Les gaz de combustion des incinérateurs de déchets municipaux présentent souvent une forte teneur en halogènes et contiennent donc une proportion élevée de mercure oxydé. Employée en association avec un filtre à manches, l'injection de charbon actif permet d'atteindre un rendement d'élimination de l'ordre de 95 %.

L'injection séparée de charbon actif, contrôlée par surveillance continue du mercure dans le gaz brut, s'est révélée très efficace dans l'incinération des déchets. Il est ainsi possible d'adapter la quantité de charbon actif ajoutée à la concentration de mercure présente dans le gaz brut. Par ailleurs, en cas de pics de mercure dans le gaz brut, il est possible d'injecter du charbon actif à haute efficacité imprégné d'environ 25 % de soufre. Cette solution combine un élimination efficace du mercure et des coûts d'exploitation moins élevés grâce à l'utilisation d'une quantité de sorbants réduite. On notera que les frais d'établissement d'un dispositif de mesure du mercure gazeux pourraient être très inférieurs à ceux d'un dispositif pour gaz propre car il n'est plus nécessaire de tester les dispositifs de mesure (Esser-Schmittmann 2012).

En particulier, lorsque la teneur en mercure élémentaire du gaz de combustion est relativement élevée, par exemple dans les usines d'incinération des boues d'épuration, seule l'utilisation de charbon actif imprégné d'acide sulfurique ou d'halogène (brome par exemple) permettra d'obtenir une efficacité d'élimination satisfaisante.

Les essais montrent que le taux d'élimination du mercure augmente lorsque la température du gaz de combustion diminue et que l'efficacité d'élimination est nettement plus élevée lorsque le gaz brut contient de fortes concentrations de mercure (Takaoka *et al.*, 2002).

Le rendement d'élimination des sorbants au charbon augmente lorsqu'on utilise un filtre à manches plutôt qu'un électrofiltre. En effet, le temps de séjour plus important accroît le contact entre le sorbant et le gaz de combustion chargé en mercure. Ainsi, par comparaison avec un électrofiltre, un tiers à peine de la quantité de sorbant suffit pour capter la même quantité de mercure (LCP BREF, version préliminaire, 2013).

Pour piéger plus efficacement le mercure présent dans les gaz de combustion, on utilise un charbon actif imprégné d'acide sulfurique, de soufre élémentaire ou de brome spécialement mis au point dans ce but. Dans ce cas, le mercure est piégé par adsorption chimique mais aussi physique. Les essais ont montré que l'efficacité d'élimination du mercure pouvait ainsi être améliorée de 99 %.

Effets croisés entre différents milieux (non liés au mercure)

Dans l'incinération des déchets solides municipaux, la consommation de charbon est généralement de l'ordre de 3 kilos par tonne de déchets. Des niveaux de 0,3 à 20 kg/tonne de déchets dangereux ont été rapportés (CE, 2006, Incinération des déchets).

Coûts d'installation et d'exploitation

Pour une usine de 200 000 tonnes équipée de deux lignes d'incinération et de traitement des gaz de combustion, les coûts de traitement des gaz de combustion par voie sèche, comprenant le stockage des sorbants, les systèmes de dosage, le contrôle de l'injection de sorbants, les filtres à manches et l'évacuation des cendres, varient de 5,5 à 6 millions d'euros pour ce qui concerne les coûts d'installation.

Les coûts d'installation associés au stockage du charbon actif représentent environ 50 000 euros pour les petites installations (stockage en conteneurs) et environ 100 000 euros pour les installations de grande taille (stockage en silos) (données allemandes, 2014).

Les coûts d'exploitation dépendent du type de charbon utilisé. Le coût est de l'ordre de 300 euros par tonne pour le coke de four à sole, d'environ 400 euros par tonne pour le charbon imprégné d'acide sulfurique faible (5 %),

d'environ 2 000 euros par tonne pour le charbon à haute imprégnation de soufre et d'environ 1 500 euros par tonne pour le charbon actif bromé.

On estime que la consommation de charbon imprégné d'acide sulfurique faible dans une usine d'incinération de déchets municipaux de 300 000 tonnes s'élève à 30 tonnes par an si l'usine utilise un filtre de sécurité et à 200 tonnes par an si elle est équipée d'un système de traitement des gaz de combustion par voie sèche (données allemandes, 2014).

Avantages connexes

Il est aussi possible de séparer les composés organiques volatils, tels que les dioxines, présents dans le gaz de combustion. On ajoute habituellement des réactifs alcalins avec le charbon, ce qui permet aussi de réduire les gaz acides lors de la même étape du procédé (dispositif polyvalent).

2.4. Ajout de bromure dans la chaudière

L'ajout de bromure dans le four peut renforcer l'oxydation du mercure pendant le passage du gaz de combustion dans la chaudière, ce qui favorise la transformation du mercure gazeux élémentaire insoluble en bromure de mercure (II) hydrosoluble mais aussi en espèces de mercure adsorbables. Il est ainsi possible d'améliorer le piégeage du mercure dans les dispositifs de contrôle en aval existants, tels que les laveurs de gaz. L'addition d'halogènes peut également être réalisée en ajoutant aux déchets du bromure ou d'autres composés halogénés (Vosteen 2006).

Il faut noter que l'ajout de bromure dans la chaudière ne permet pas à lui seul de réduire les émissions de mercure, en termes de captation du mercure élémentaire sous forme de HgBr_2 . Cette technique favorise l'oxydation du mercure et réduit donc indirectement les émissions de mercure au niveau des systèmes existants de contrôle de la pollution atmosphérique par voie humide tels que les laveurs (voie humide) ou les épurateurs (voie sèche) de désulfuration. Ainsi, l'ajout de bromure dans la chaudière améliore l'efficacité du charbon actif injecté dans les unités équipées d'épurateurs de matières particulaires (électrofiltre, filtre à manches) (LCP BREF, version préliminaire, 2013).

Dans les usines d'incinération de déchets, cette technique est intéressante lorsque les déchets contiennent de faibles niveaux d'halogènes. On l'utilise donc principalement dans les usines d'incinération de boues d'épuration et de déchets dangereux qui brûlent des déchets contenant peu d'halogènes. Par exemple, une usine allemande d'incinération de déchets dangereux a mis en place une surveillance permanente de ses gaz de combustion. Cette surveillance s'opère en aval du laveur de gaz mais en amont de la réduction catalytique sélective (RCS) finale car les dispositifs de RCS retiennent le mercure puis, dans un deuxième temps, le libèrent progressivement. En cas de détection d'une augmentation significative du mercure après le laveur de gaz, on injecte dans la chaudière des composés bromés, ce qui réduit considérablement les émissions de mercure dans le gaz de combustion lavé (Vosteen, 2006). Cette technique n'est pas efficace lorsque les pics de mercure dans le gaz de combustion sont très brefs car ces pics dépassent le système de traitement du gaz de combustion avant qu'il ne soit possible de réagir.

En règle générale, on sait que des rapports massiques Br/Hg supérieurs à 300 permettent d'obtenir une oxydation totale du mercure. Deux usines françaises d'incinération de déchets dangereux utilisant principalement un système d'épuration des gaz de combustion par voie sèche ont récemment démontré que le taux d'élimination du mercure associé à l'utilisation du charbon actif était proche de 100 %. Ce niveau d'efficacité a été observé alors que le mercure était presque exclusivement présent sous forme oxydée (Chaucherie *et al.*, 2015). Un rendement d'élimination comparable (99,8 %) a été obtenu avec un système de lavage à plusieurs étages.

L'utilisation de brome dans le procédé peut conduire à la formation de polybromodioxines et de dioxines et furanes polyhalogénés, qui sont des composés indésirables. On notera que les émissions de ces substances, le cas échéant, doivent être contrôlées.

Effets croisés entre différents milieux

Le mercure peut se révéler très difficile à mesurer lorsque le gaz de combustion contient du brome. Le brome peut provoquer une corrosion des canalisations, du réchauffeur d'air et des systèmes de désulfuration des gaz de combustion. La corrosion induite par le brome va généralement de pair avec une augmentation de la teneur en brome et en mercure des cendres volantes (LCP BREF, version préliminaire, 2013).

Coûts d'installation et d'exploitation

À niveau d'efficacité égal, l'injection de charbon actif associée à l'ajout de bromure dans la chaudière peut se révéler plus rentable que l'une de ces deux méthodes employée isolément.

2.5. Filtres à lit fixe

Les filtres à lit de coke actif mobile sont utilisés comme procédé de lavage secondaire des gaz de combustion dans les usines d'incinération de déchets municipaux et de déchets dangereux. Ce système d'adsorption permet d'obtenir une sédimentation des substances présentes en faible concentration dans le gaz de combustion avec une efficacité atteignant 99 %. Les absorbeurs à lit mobile utilisent du coke de lignite produit dans un four à sole.

Les gaz de combustion traversent un garnissage constitué de coke de four à sole (CFS) granuleux (coke fin de 1,25 à 5 mm). L'effet de sédimentation du CFS repose principalement sur des mécanismes d'adsorption et de filtration. Il est ainsi possible de sédimenter la plupart des composants des gaz de combustion qui posent des problèmes d'émissions, en particulier les résidus d'acide chlorhydrique, d'acide fluorhydrique, d'oxydes de soufre et de métaux lourds (y compris le mercure) et d'atteindre des niveaux parfois inférieurs à la limite de détection.

Le gaz de combustion guidé vers le garnissage de coke actif passe au-dessus d'un lit distributeur équipé d'une multitude d'entonnoirs doubles. Le gaz traverse ces entonnoirs du bas vers le haut, alors que le CFS traverse l'absorbeur du haut vers le bas. On obtient ainsi une répartition parfaite du gaz de combustion sur toute la section de l'absorbeur, avec une utilisation optimale de la capacité de l'absorbeur et une consommation de coke actif réduit à un minimum.

L'un des principaux avantages du système à lit mobile est sa grande efficacité sur tous les types d'émissions car il utilise un grand volume de coke actif. Ainsi, les fluctuations du processus d'incinération et du processus d'épuration des gaz de combustion dues aux conditions d'exploitation n'altéreront pas son efficacité.

Les filtres à lit fixe présentent un risque d'incendie car ils contiennent du charbon. Par conséquent, mais aussi en raison de leur coût élevé, ces systèmes ne sont utilisés que dans quelques rares usines. On prendra les précautions nécessaires pour éviter les incendies, notamment en installant un système d'humidification.

Effets croisés entre différents milieux non liés au mercure (WT BREF, 2005)

Les principaux effets croisés entre différents milieux non liés au mercure sont les suivants :

- Consommation d'énergie : 30 à 35 kWh/tonne de déchets entrants
- Consommation de réactifs : 1 kg/tonne de déchets entrants
- Quantité de résidus : 0 à 1 kg/tonne de déchets entrants

Coûts d'installation et d'exploitation d'un filtre à coke

Le coût d'équipement pour un filtre à coke destiné à un incinérateur de déchets solides municipaux d'une capacité de 100 000 tonnes/an a été estimé à 1,2 million d'euros. Le coût d'équipement pour un filtre à lit fixe humide (vide) (pour une ligne d'incinération de 50 000 tonnes/an) est de l'ordre de 1 million d'euros (CE, 2006, Incinération des déchets).

Avantages connexes

La séparation des composés organiques volatils, tels que les dioxines, présents dans le gaz de combustion fait partie des avantages connexes associés à l'utilisation d'un filtre à lit mobile de coke actif.

2.6. Exemples illustrant les niveaux d'émission obtenus avec les techniques ci-dessus

Les tableaux et figures ci-dessous illustrent les niveaux de d'efficacité obtenus avec les techniques décrites précédemment. La figure 6 représente les émissions de mercure annuelles moyennes associées à différentes techniques de contrôle des gaz résiduels utilisées seules ou en combinaison dans 51 usines allemandes d'incinération de déchets municipaux, médicaux et dangereux. Toutes les usines sont équipées de systèmes de mesure du mercure en continu. Pour chaque combinaison de techniques, le tableau indique la moyenne des valeurs relevées (ligne centrale) ainsi que l'écart type (en orange) et les valeurs minimales et maximales (en gris).

La valeur annuelle moyenne des émissions, de l'ordre de 2,5 µg/Nm³ (moyenne annuelle établie sur la base des moyennes journalières), est comparable pour toutes les combinaisons de techniques de contrôle utilisées. Plus de 90 % des installations émettent moins de 10 µg/m³. La faible plage de variation des valeurs d'émissions annuelles relevées pour chaque combinaison indique que toutes les combinaisons de techniques mises en œuvre permettent de réduire efficacement les émissions de mercure.

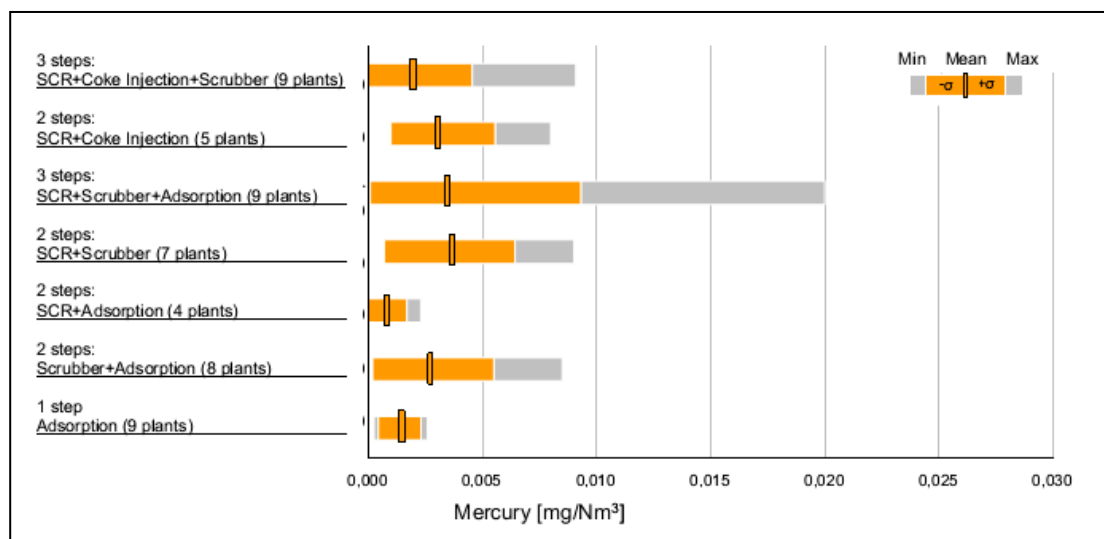


Figure 6. Comparaison de différentes techniques de contrôle des gaz résiduels employées pour réduire les émissions de mercure (nombre d'usines entre parenthèses) (Daschner et al., 2011)

Les tableaux 3 et 4 présentent des données réelles mesurées au Japon dans des incinérateurs de déchets municipaux et industriels. Toutefois, dans le cas des incinérateurs de déchets industriels, on observe une grande variation des concentrations de mercure dans le gaz de combustion. On notera que toutes ces usines (incinérateurs de déchets municipaux ou de déchets dangereux) n'utilisent pas le charbon actif. Les installations qui font appel à l'injection de charbon actif se révèlent généralement plus performantes.

Tableau 3

Distribution de la teneur en mercure (mg/Nm³) du gaz de combustion en fonction de la technologie de traitement utilisée (incinérateur de déchets municipaux)

Type de traitement du gaz de combustion	Min.	Moyenne arithmétique	Max.	Écart type σ
Filtre à manches + injection de chaux éteinte (voie sèche) (86 incinérateurs)	0,0005	0,0176	0,165	0,022
Filtre à manches + laveur (32 incinérateurs)	0,0002	0,0114	0,074	0,015
Filtre à manches + (chaux éteinte ou laveur) + traitement au charbon actif (229 incinérateurs)	0,0002	0,0081	0,249	0,020
Électrofiltre + laveur (9 incinérateurs)	0,004	0,0154	0,047	0,014
Électrofiltre + laveur + traitement au charbon actif (11 incinérateurs)	0,0005	0,0043	0,014	0,004

Traitement au charbon actif : injection de charbon actif, tour d'adsorption au charbon actif ou adsorption par coke actif

Tableau 4

Distribution de la teneur en mercure (mg/Nm³) du gaz de combustion en fonction de la technologie de traitement utilisée (incinérateur de déchets industriels)

Type de traitement du gaz de combustion, autorisation d'exploitation		Min.	Moyenne arithmétique	Max.	Écart type σ
Filtre à manches (voie sèche ou humide) Déchets industriels ^a (18 incinérateurs)	*1	0,0001	0,0057	0,046	0,010
Filtre à manches (voie sèche ou humide) Déchets infectieux ou déchets industriels dangereux (15 incinérateurs)	*1	0,0002	0,0062	0,039	0,0084
Filtre à manches + laveur (ajout de chélateur liquide) Déchets industriels, déchets infectieux ou déchets industriels dangereux (5 incinérateurs)	*2	0,0004	0,0064	0,035	0,0077
Électrofiltre + laveur Déchets industriels, déchets infectieux ou déchets industriels dangereux (7 incinérateurs)	*3	0,0001	0,035	0,210	0,051

a Le terme « déchets industriels » n'inclut pas les déchets industriels dangereux.

*1 : incinérateurs avec traitement des gaz de combustion par filtres à manches et un ou plusieurs des équipements suivants : laveurs (lavage à l'eau ou aux alcalins), injection de charbon actif, tour d'adsorption au charbon actif ou réacteur catalytique.

*2 : incinérateurs avec traitement des gaz de combustion combinant un filtre à manches et une solution de lavage additionnée d'un chélateur liquide pour le piégeage du mercure.

*3 : incinérateurs avec traitement des gaz de combustion combinant un électrofiltre (voie sèche ou humide) et des laveurs. Certains des incinérateurs sont aussi équipés d'un système d'injection (en continu) de charbon actif ou de tours d'adsorption au charbon actif.

Des essais réalisés au Japon dans une usine d'incinération de déchets municipaux à alimentation automatique utilisant une tour de pulvérisation suivie d'une injection de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ et de charbon actif puis d'un filtre à manches ont mis en évidence des niveaux d'émission situés dans une plage de 0,4 à 11,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Takaoka 2002).

La figure et les tableaux de la section 3.6 montrent que des concentrations inférieures à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ peuvent être obtenues dans la quasi-totalité des installations, notamment lorsqu'elles utilisent du charbon actif en association avec d'autres techniques. Dans certaines usines d'Europe et du Japon, les teneurs en mercure des émissions sont inférieures à 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

2.7. Utilisation et élimination des résidus solides issus de l'incinération

Ce document d'orientation s'intéresse principalement aux émissions atmosphériques mais il faut également prendre en compte les effets croisés entre différents milieux. La section ci-dessous propose donc des informations sur la gestion des déchets résiduels du processus d'incinération, notamment en termes de prévention et de réduction à un minimum des risques de lixiviation ou de dispersion dans l'environnement par diverses voies.

Les déchets et les résidus d'incinération peuvent être constitués de différents types de cendres (cendres lourdes, cendres de chaudière, cendres volantes) et de résidus issus d'autres procédés de traitement des gaz de combustion (tels que le gypse produit par les laveurs de gaz), ainsi que d'effluents liquides dans le cas des systèmes d'épuration des gaz.

Les constituants préoccupants étant extrêmement variables, il est généralement conseillé de séparer les résidus appelés à être traités, pris en charge ou éliminés. La présence de mercure et de composés du mercure dans ces résidus (s'ils sont traités séparément), ainsi que leur concentration, dépendent de leur présence dans les déchets entrants et de leur éventuelle captation pendant le traitement des gaz de combustion. En particulier, les résidus des procédés de

contrôle de la pollution atmosphérique doivent être traités de manière à éviter toute évaporation supplémentaire ou fuite de mercure et de composés du mercure.

Les contaminants provenant de ces matières sèches peuvent être rejetés dans l'environnement par différentes voies, notamment les poussières emportées par le vent, la lixiviation dans les eaux souterraines, l'absorption par les végétaux ou l'ingestion directe par les humains, les animaux domestiques et la faune sauvage. Ces matières doivent être prises en charge en tenant pleinement compte de ces rejets potentiels.

2.7.1. Traitement des résidus solides des gaz de combustion

Les cendres volantes sont l'un des principaux résidus du traitement des gaz de combustion (ou du contrôle de la pollution atmosphérique). Dans les incinérateurs de déchets, l'élimination des cendres volantes présentes dans les gaz de combustion à l'aide d'épurateurs à sec, de cyclones ou de filtres à manches produit des matières particulaires solides sèches et fines dotées de certaines propriétés et contenant divers contaminants, selon la source de combustion dont proviennent les cendres. Contrairement aux cendres lourdes, les résidus des dispositifs de contrôle de la pollution atmosphérique, y compris les cendres volantes et les boues de lavage, présentent des teneurs relativement élevées en métaux lourds, en polluants organiques persistants, en chlorures et en sulfures. L'élimination séparée des cendres volantes et des résidus provenant des différentes étapes d'épuration des gaz de combustion (par exemple les étapes d'élimination des dioxines et des gaz acides) permet d'éviter le mélange des fractions de déchets faiblement contaminées avec celles qui sont hautement contaminées. Lorsque des mesures d'élimination de la pollution sont en place, la plus grande partie du mercure présent dans les flux de déchets se retrouve dans les résidus (Commission européenne 2006, Song, Kim *et al.*, 2004).

Le traitement des cendres volantes avec les eaux usées acides provenant du laveur est une technique couramment utilisée en Suisse. Pour éviter la contamination des cendres traitées par le mercure, les eaux usées acides sont tout d'abord épurées avec un filtre à bougies puis traversent une unité échangeuse d'ions spécifique au mercure. Ces eaux usées, qui ne contiennent plus de mercure, peuvent être utilisées pour laver les métaux lourds présents dans les cendres volantes. L'eau de lavage est ensuite traitée dans une unité de floculation et de précipitation classique. On utilise un deuxième échangeur d'ions pour l'épuration finale des eaux usées.

Les cendres volantes lavées peuvent être ajoutées aux déchets dans l'usine d'incinération de déchets afin de détruire les composants organiques qu'elles contiennent (Bühler *et al.*, 2015, Adam *et al.*, 2010, BSH 2015).

Dans de nombreux pays, les cendres volantes sont mises en décharge dans des sites spécialisés. Cependant, un prétraitement est généralement nécessaire pour satisfaire aux normes relatives aux meilleures techniques disponibles (voir, par exemple, Song, Kim *et al.*, 2004), en fonction des critères nationaux d'acceptation dans les décharges. Des informations plus détaillées sur la gestion des résidus d'incinération des déchets contenant du mercure sont disponibles dans les Directives techniques de la Convention de Bâle pour la gestion écologiquement rationnelle des déchets de mercure (Secrétariat de la Convention de Bâle 2015).

2.7.2. Stabilisation et solidification

Parmi les solutions de traitement et d'élimination des résidus solides issus des systèmes de contrôle des gaz de combustion figurent la solidification ou la stabilisation avec du ciment Portland (ou d'autres matériaux pouzzolaniques), employées seules ou en association avec des additifs ou divers traitements thermiques, suivies d'une élimination conforme aux critères nationaux d'acceptation dans les décharges (en fonction des rejets que les résidus traités sont susceptibles de produire). La nécessité de ce type de traitement peut être déterminée en évaluant les rejets potentiels de ces résidus. Des informations plus détaillées sur les méthodes de traitement sont disponibles dans les Directives techniques de la Convention de Bâle pour la gestion écologiquement rationnelle des déchets de mercure (Secrétariat de la Convention de Bâle 2015).

2.7.3. Utilisation des cendres lourdes et des cendres volantes

Les teneurs en polluants des cendres lourdes et des cendres volantes étant différentes, le fait de les mélanger contaminera les cendres lourdes, c'est pourquoi cette pratique est interdite dans de nombreux pays. Les exploitants qui collectent et stockent ces résidus de manière séparée disposeront d'un plus large éventail de solutions d'élimination. Lorsque les cendres lourdes sont appelées à être réutilisées (par exemple comme matériau de construction), leur mélange avec d'autres résidus de traitement des gaz de combustion ne constitue généralement pas une MTD. Dans de nombreux pays, les cendres lourdes (ou les scories des incinérateurs à lit fluidisé) sont éliminées par mise en décharge mais, après prétraitement, elles peuvent être réutilisées dans des matériaux de construction destinés aux secteurs du bâtiment et de la voirie. Avant ce type d'usage, il est néanmoins nécessaire d'évaluer leur composition et leur lixivibilité et de déterminer leur niveau maximum de métaux lourds et de polluants organiques persistants. Les principales techniques de prétraitement sont les traitements par voie sèche ou humide, les traitements thermiques ainsi que le tamisage, le broyage et la séparation des métaux.

L'utilisation des cendres volantes et des résidus d'incinération de déchets mixtes dans des applications de construction présente des risques potentiels pour l'environnement en raison de leur contamination par les métaux lourds. Plusieurs

exemples ont montré que ce type de pratiques pouvait aboutir à de graves contaminations de l'environnement (Pless-Mulloli, Edwards *et al.*, 2001; Watson 2001; Petrlik and Ryder 2005; Shaheen *et al.*, 2014).

Les cendres lourdes et les cendres volantes provenant des incinérateurs de déchets ne doivent jamais être employées pour l'amendement des sols dans les applications agricoles et autres applications similaires si leur teneur en mercure atteint des niveaux préoccupants. Leur mélange avec la terre peut aboutir à une dispersion des cendres et de tout contaminant associé. Dans les usages agricoles, les végétaux sont susceptibles d'absorber les contaminants et ainsi d'induire une exposition des êtres humains et les animaux qui les consomment (Skinner *et al.*, 2007). Les animaux picoreurs ou brouteurs peuvent ingérer directement les contaminants, exposant ensuite à la contamination les humains qui consomment ces animaux ou leurs produits (par exemple le lait et les œufs) (de Vries *et al.*, 2007).

2.7.4. Élimination finale des résidus

Si des matières autres que le mercure sont recyclées dans les déchets, des précautions adaptées doivent être prises pour éviter que le processus ne produise des émissions de mercure. Lors de la mise en décharge de ce type de matières, on évaluera leur potentiel de production de rejets ainsi que la qualification de la décharge. Des informations plus détaillées sont disponibles dans les Directives techniques pour la gestion écologiquement rationnelle des déchets constitués de mercure élémentaire et des déchets contenant du mercure ou contaminés par cette substance (Convention de Bâle, 2015).

2.8. Autres techniques de traitement des flux de déchets susceptibles de générer des émissions de mercure et de composés du mercure au cours de leur incinération

Cette section présente quelques technologies de traitement alternatives actuellement disponibles sur le marché. L'objectif de ce type de technologie sera d'atteindre le même degré de destruction des composés organiques tout en contrôlant les rejets potentiels de résidus de mercure.

Dans le cas des déchets municipaux, les techniques suivantes peuvent se substituer à l'incinération :

- Stratégies de gestion « zéro déchet », dont l'objectif est d'éliminer les déchets à la source au moyen de diverses mesures, notamment les instruments législatifs et économiques (politique d'économie circulaire et assurance recyclage) (Greyson, 2007; Matete and Trois, 2008; Allen, Gokaldas *et al.*, 2012);
- Réduction à un minimum des déchets, séparation à la source et recyclage afin de réduire le volume de déchets nécessitant une élimination définitive;
- Traitement biologique mécanique, qui réduit le volume de déchets par des moyens mécaniques et biologiques et produit des résidus devant ensuite être pris en charge (Bilitewski, Oros *et al.*, 2010); (Velis, Longhurst *et al.*, 2009).

Dans le cas des déchets médicaux, l'incinération peut être remplacée par les techniques suivantes :

- Exposition des déchets à de la vapeur saturée sous pression dans une cuve sous pression ou un autoclave;
- Systèmes de stérilisation à la vapeur avancés. Les autoclaves et les systèmes de stérilisation à la vapeur avancés combinent un traitement à la vapeur avec mise sous vide préalable et différents types de traitements mécaniques avant, pendant et après le traitement à la vapeur;
- Traitement par micro-ondes;
- Stérilisation par chaleur sèche.

Ces solutions de remplacement sont décrites en détail dans les Directives sur les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm, 2008) ainsi que dans le Compendium des technologies de traitement/destruction des déchets liés aux soins de santé du PNUE (Emmanuel, 2012). Le PNUE a aussi développé un logiciel interactif pour Excel qui aide les utilisateurs à évaluer la durabilité des technologies afin de faciliter le choix des technologies de traitement des déchets liés aux soins de santé (Emmanuel, 2012).

Des solutions de substitution envisageables pour les déchets dangereux sont mentionnées dans le chapitre III des Directives techniques sur les déchets de mercure de la Convention de Bâle (Convention de Bâle, 2015) ainsi que, en particulier pour les sols contaminés par le mercure, dans l'étude relative aux sites contaminés au Kazakhstan réalisée par Bell (Bell, 2015).

MTD et MPE pour les installations d'incinération de déchets

2.9. Présentation des meilleures techniques disponibles pour l'incinération des déchets

Cette section vise à faciliter l'identification des meilleures techniques disponibles (MTD) pour le processus d'incinération des déchets. Les MTD pour l'incinération des déchets couvrent la conception, l'exploitation et l'entretien d'une usine d'incinération réduisant de manière efficace les émissions de mercure.

En matière de MTD pour l'incinération des déchets, il est important de savoir que la solution optimale pour un type particulier d'installation d'incinération varie en fonction des conditions locales. Les techniques proposées dans ce document ne constituent en aucun cas une liste des meilleures solutions locales. En effet, ceci impliquerait d'étudier les conditions locales avec un degré de précision qui ne relève pas d'un document traitant des meilleures techniques disponibles de manière générale. Ainsi, le simple fait de combiner les différentes MTD présentées ici, sans tenir compte des conditions locales, ne permettra pas de définir une solution locale optimale pour l'environnement pris dans son ensemble (Commission européenne, 2006).

L'utilisation d'une combinaison adaptée de mesures primaires et secondaires associées aux MTD a permis d'obtenir des niveaux d'émissions de mercure n'excédant pas $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (à 11 % d' O_2) (Daschner *et al.*, 2011). On notera également que, dans des conditions d'exploitation normales, une usine d'incinération de déchets bien conçue permet d'obtenir des émissions inférieures à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (voir section 5.5.2 ci-dessous). Un grand nombre d'usines d'incinération de déchets à travers le monde sont conçues et exploitées en accord avec la plupart des paramètres qui définissent les MTD et respectent les niveaux d'émission associés. On peut penser que les nouvelles usines atteindront ces niveaux.

Les petites installations d'incinération, notamment les incinérateurs de déchets médicaux, peuvent poser des problèmes d'application des MTD. Certaines techniques autres que l'incinération, comme indiqué dans les Directives techniques de la Convention de Bâle relatives à la gestion écologiquement rationnelle des déchets de mercure (voir section 3.7 du présent document) et à la section II des Directives sur les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales de la Convention de Stockholm, peuvent constituer des alternatives à l'incinération à la fois réalisables et écologiquement rationnelles.

2.10. Prétraitement des déchets avant l'incinération

Le mélange (qui pourra par exemple être réalisé dans la fosse à l'aide d'une grue) ou un prétraitement plus poussé (par exemple par mélange de certains déchets liquides et pâteux ou par déchiquetage de certains déchets solides) des déchets hétérogènes jusqu'au degré requis pour répondre au cahier des charges de l'installation receveuse est une opération importante. En règle générale, un prétraitement sera nécessaire dans le cas des installations conçues pour des déchets homogènes répondant à des critères précis.

2.11. MTD pour l'admission et le contrôle des déchets

Les MTD de manipulation des déchets contenant du mercure ou contaminés par celui-ci pourront faire appel aux procédures générales d'admission et de contrôle des déchets suivantes :

- Maintien du site dans un état général d'ordre et de propreté;
- Mise en place et maintien de contrôles de qualité pour les déchets entrants, en fonction des types de déchets susceptibles d'être réceptionnés par l'installation, par exemple :
 - Définition de limites d'admission dans le processus et identification des principaux risques;
 - Communication avec les fournisseurs de déchets afin d'améliorer le contrôle de la qualité des déchets entrants;
 - Contrôle de la qualité des déchets qui alimentent le site de l'incinérateur;
 - Vérification, échantillonnage et analyse des déchets entrants.

2.12. MTD pour l'incinération des déchets

Un compromis pourra se révéler nécessaire lors de l'exploitation d'un incinérateur de déchets. L'objectif sera d'atteindre une combustion complète afin d'obtenir un niveau optimal de destruction. La section ci-dessous présente les conditions générales à respecter pour l'obtention d'une combustion maximale. Elle décrit ensuite les conditions spécifiques propres aux différents flux de déchets. Le choix d'une technique de combustion dépendra du type de déchets à incinérer.

2.12.1. Conditions générales relatives aux techniques de combustion

Pour obtenir une combustion optimale, il est important de respecter les conditions suivantes :

- S'assurer que la conception du four est compatible avec les caractéristiques des déchets à traiter;

- Maintenir la température des zones de combustion en phase gazeuse dans une plage optimale permettant l'oxydation complète des déchets (par exemple 850 à 950 °C dans les incinérateurs de déchets solides municipaux à grille, 1 100 à 1 200 °C lorsque la teneur en chlore des déchets est élevée);
- Prévoir un temps de séjour suffisant (par exemple, au moins deux secondes) et un brassage turbulent dans les chambres de combustion afin d'obtenir une incinération complète;
- Si nécessaire, préchauffer l'air primaire et secondaire afin de faciliter la combustion;
- Dans la mesure du possible, utiliser un traitement continu plutôt que discontinu afin de réduire à un minimum les rejets générés lors des phases de démarrage et d'arrêt;
- Mettre en place des systèmes de surveillance des paramètres de combustion critiques tels que la température, la perte de charge, les niveaux de CO et d'O₂ ainsi que, le cas échéant, la vitesse de la grille;
- Prévoir des interventions de contrôle afin de régler l'alimentation en déchets, la vitesse de la grille ainsi que la température, le volume et la distribution de l'air primaire et secondaire;
- Installer des brûleurs auxiliaires automatiques afin de maintenir des températures optimales dans les chambres de combustion;
- Utiliser l'air de la fosse et des installations de stockage comme air de combustion;
- Installer un système d'arrêt automatique de l'alimentation en déchets lorsque les paramètres de combustion ne sont pas adaptés.

2.12.2. Techniques d'incinération des déchets solides municipaux

Quelques considérations spécifiques relatives à l'incinération des déchets solides municipaux sont présentées ci-dessous :

- Les incinérateurs de masse (grille mobile) sont utilisés depuis longtemps et ont fait la preuve de leur efficacité pour la combustion des déchets solides municipaux hétérogènes;
- Les incinérateurs à grille refroidis à l'eau présentent en outre l'avantage de permettre un meilleur contrôle de la combustion ainsi que le traitement des déchets solides municipaux possédant un pouvoir calorifique plus élevé;
- Les fours rotatifs à grille peuvent accepter des déchets solides municipaux hétérogènes mais leur capacité est moins importante que celle des fours de masse ou à grille mobile;
- Les fours à grille statique équipés de systèmes de transport (poussoirs, par exemple) contiennent moins de pièces mobiles mais peuvent imposer un prétraitement plus poussé des déchets (déchiquetage, séparation);
- Les concepts modulaires utilisant des chambres de combustion secondaire sont largement utilisés dans les applications à petite échelle. Selon leur taille, certaines de ces unités pourront fonctionner en discontinu;
- Les fours à lit fluidisé et les fours à projection ou à alimentation automatique sont couramment employés pour les déchets consistants finement divisés tels que les combustibles issus de déchets.

2.12.3. Techniques d'incinération des déchets dangereux

Quelques considérations spécifiques relatives à l'incinération des déchets dangereux sont présentées ci-dessous :

- Les fours rotatifs sont largement utilisés pour l'incinération des déchets dangereux. Ils peuvent accepter les déchets liquides, pâteux mais aussi solides (voir les sous-sections 1.2.3.13.1 à 2.2.3.5);
- Les incinérateurs à injection liquide sont couramment employés pour l'incinération des déchets dangereux;
- Les fours refroidis à l'eau peuvent fonctionner à des températures plus élevées et permettent d'accepter des déchets à plus forte valeur énergétique;
- Il est possible d'améliorer la consistance (et la combustion) des déchets en déchiquant les déchets en fûts et les autres déchets dangereux conditionnés;
- Un système régularisant l'alimentation (par exemple un convoyeur à vis capable de broyer les déchets et d'alimenter le four avec une quantité constante de déchets dangereux solides) contribuera à assurer une alimentation continue et contrôlée du four ainsi que le maintien de conditions de combustion uniformes.

2.12.4. Techniques d'incinération des boues d'épuration

Quelques considérations spécifiques relatives à l'incinération des boues d'épuration sont présentées ci-dessous :

- Les incinérateurs à lit fluidisé et les incinérateurs à foyers multiples sont largement utilisés pour le traitement thermique des boues d'épuration;
- Les fours à lit fluidisé circulant offrent une plus grande souplesse que les lits bouillonnants en termes de combustible mais ils nécessitent des cyclones pour la conservation du matériau du lit;
- Dans le cas des unités à lit bouillonnant, on prendra les précautions nécessaires pour éviter le colmatage;
- L'utilisation de la chaleur du procédé pour accélérer le séchage des boues réduit les besoins en combustible auxiliaire;
- Dans les incinérateurs de déchets solides municipaux, les technologies d'alimentation jouent un rôle important dans la co-incinération des boues d'épuration. Plusieurs techniques ont fait leurs preuves, notamment le soufflage des boues séchées sous forme de poussière, l'alimentation en boues drainées par des pulvérisateurs (ces boues étant ensuite réparties et mélangées sur la grille) ainsi que le mélange des boues drainées ou séchées avec des déchets solides municipaux pour permettre une alimentation simultanée (Commission européenne, 2006).

2.12.5. Incinération des déchets médicaux

Quelques considérations spécifiques relatives à l'incinération des déchets médicaux sont présentées ci-dessous :

- Si l'installation utilise des grilles, celles-ci doivent être conçues de manière à intégrer un système de refroidissement permettant de moduler l'alimentation en air primaire afin de contrôler la combustion, et non simplement de refroidir la grille. Les grilles refroidies à l'air possédant un flux d'air de refroidissement bien réparti conviennent généralement aux déchets qui présentent un pouvoir calorifique inférieur (PCI) allant jusqu'à environ 18 MJ/kg. Pour les déchets dont le PCI est plus élevé (supérieur à environ 18 MJ/kg), un refroidissement à l'eau (ou par un autre liquide) pourra être nécessaire pour éviter de recourir à des niveaux d'air primaire excessifs pour réguler la température de la grille, c'est-à-dire des niveaux pour lesquels l'alimentation en air dépasse la valeur optimale permettant de contrôler la combustion;
- On utilisera une chambre de combustion conçue pour assurer le confinement, le brassage et le transport des déchets, par exemple un four rotatif avec ou sans refroidissement à l'eau. Le refroidissement à l'eau des fours rotatifs pourra se révéler intéressant dans les situations où :
 - le PCI des déchets entrants est plus élevé (par exemple supérieur à 15 à 17 GJ/tonne);
 - des températures plus élevées (supérieures à 1 100 °C) sont utilisées, par exemple pour la scorification ou la destruction de déchets particuliers;
- Les déchets médicaux peuvent être incinérés dans des incinérateurs de déchets municipaux à grille, mais certaines adaptations spécifiques seront alors nécessaires. Les déchets médicaux infectieux destinés à être brûlés dans un incinérateur de déchets municipaux doivent être désinfectés et stérilisés au préalable ou introduits dans l'incinérateur dans des conteneurs adaptés, par chargement automatique (Convention de Stockholm, 2008). Le mélange préalable des déchets médicaux contenant du mercure ou contaminés par celui-ci avec d'autres types de déchets ainsi que leur manipulation directe devront être évités.

2.13. MTD pour le traitement des gaz de combustion

Cette sous-section présente les techniques envisageables lors du choix des MTD pour le traitement des gaz de combustion des usines d'incinération de déchets. Sauf indication contraire, ces techniques sont généralement applicables aux installations neuves et existantes. Des conseils sont aussi proposés pour la modernisation des installations existantes.

Les filtres à manches, qui sont couramment utilisés, présentent l'avantage d'apporter une surface de réaction et de filtration supplémentaire sur le gâteau de filtration lorsqu'ils sont associés à l'injection d'un sorbant semi-humide ou sec. Combinés avec des systèmes par voie humide, les électrofiltres peuvent aussi être conçus et exploités de manière à obtenir un faible niveau d'émissions de mercure. Comparés aux électrofiltres, les filtres à manches offrent certains avantages, en particulier lorsqu'ils sont préalablement revêtus de charbon actif pour l'absorption des polluants volatils. Autre avantage, ils assurent un bon rendement d'élimination directement après la phase de démarrage. Les systèmes secs et semi-humides présentent l'avantage de n'exiger aucun traitement ultérieur des effluents. Dans ce type de combinaisons, la température d'entrée dans le filtre à manches est un paramètre important. Des températures supérieures à 130 à 140 °C sont généralement nécessaires pour éviter la condensation et la corrosion des sacs.

Dans le cas des systèmes secs, l'injection de charbon actif (qui peut aussi être imprégné de sorbants tels que le soufre, le brome, etc.) mélangé avec du bicarbonate de soude ou de l'hydroxyde de calcium en amont d'un filtre à manches

peut réduire les émissions de mercure de plus de 95 %. Il est très important d'entretenir les systèmes de dépoussiérage de manière régulière et efficace.

Au niveau du premier étage d'un laveur à haute efficacité, le taux d'élimination du mercure oxydé sous forme de chlorure de mercure (II), qui est généralement le principal composé du mercure après la combustion des déchets, est supérieure à 95 %. L'efficacité globale de piégeage du mercure (élémentaire et oxydé) se situe aux environs de 85 %.

La précipitation du mercure oxydé par un agent de précipitation adapté, par exemple un sulfure, avec ajout de charbon actif est une mesure complémentaire qui peut être utilisée pour réduire à un minimum la présence de mercure dans l'eau de lavage et éviter la réémission du mercure soluble.

Lorsque les déchets contiennent de faibles concentrations d'halogènes, l'ajout de brome dans les déchets ou la chaudière peut permettre d'obtenir des taux élevés d'oxydation du mercure et ainsi d'améliorer le piégeage du mercure dans les dispositifs de contrôle situés en aval, tels que les laveurs (voir aussi la section 3.4). Cette technique est principalement utilisée dans les usines de monocombustion de boues d'épuration et les usines d'incinération de déchets dangereux.

Des concentrations en mercure inférieures à 10 µg/m³ (moyenne annuelle) ont été rapportées pour ce type d'applications (CEE-ONU, 2013). En règle générale, l'utilisation de filtres à manches permet d'obtenir des niveaux faibles dans cette plage d'émissions. Pour de nombreux types de déchets, une étape d'adsorption avec des réactifs au charbon est généralement nécessaire pour atteindre ces niveaux d'émissions. Certains flux de déchets présentent des concentrations en mercure extrêmement variables et un prétraitement pourra être nécessaire pour éviter les pics de surcharge dépassant la capacité du système de traitement des gaz de combustion.

Pour les déchets à haute teneur en mercure, tels que les déchets dangereux ou médicaux, il pourra être intéressant de combiner plusieurs méthodes de traitement des gaz de combustion, par exemple, un laveur utilisant des ingrédients d'oxydation et une injection de charbon actif avant le passage dans un filtre à manches.

Les mesures de réduction des émissions secondaires les plus efficaces sont présentées au tableau 5. En cas de re-brûlage des résidus de traitement des gaz de combustion, on prendra des mesures permettant d'éviter la recirculation et l'accumulation du mercure dans l'installation.

La réduction catalytique sélective (RCS) utilisée pour contrôler les oxydes d'azote présente aussi l'avantage de réduire les émissions de mercure car celui-ci est transformé sous une forme qui peut être collectée par un filtre à manches ou précipitée dans un laveur de gaz.

La perte de charge des filtres à manches et la température du gaz de combustion (lorsqu'un système de lavage est utilisé en amont) doivent être surveillées afin de s'assurer que le gâteau de filtration est en place et que les sacs ne fuient pas et ne prennent pas l'humidité.

Lorsque des pics temporaires de mercure sont prévisibles, on pourra, à titre de précaution de sécurité, envisager une rétention et une injection de coke ou de charbon actif imprégné de soufre.

L'efficacité d'élimination dépend des entrées de mercure, de sa concentration dans le gaz brut et des conditions d'exploitation.

Tableau 5

Mesures de contrôle et efficacité d'élimination dans les gaz brûlés des incinérateurs de déchets municipaux, médicaux et dangereux

Mesure de contrôle	Efficacité d'élimination
Laveurs à haute efficacité utilisant des ingrédients dans la liqueur de lavage	> 85 %
Laveur + injection de produits chimiques contenant du brome dans la chambre de combustion	> 90 %
Injection de charbon actif + filtre à manches	> 95 %

Source : Commission européenne 2006

2.13.1. Modernisation et amélioration des techniques de traitement existantes

Différentes solutions sont envisageables pour moderniser les systèmes de traitement des gaz de combustion utilisés dans les installations existantes. Si le système est équipé d'un électrofiltre, ce dernier peut être remplacé par un filtre à manches. Il faut alors ajouter des adsorbants à base de coke (ou de substances ayant des effets équivalents) dans l'effluent gazeux en amont du filtre à manches afin de réduire les émissions de mercure. Pour réduire à un minimum les risques potentiels d'incendie, on peut utiliser un mélange contenant des réactifs au calcaire.

En cas d'émissions de mercure importantes dans une installation ne possédant qu'un laveur, il est possible d'installer en aval un système combinant l'injection d'additifs et des filtres à manches.

Avantage supplémentaire, ces deux mesures permettent aussi d'éliminer les polluants acides et organiques du gaz de combustion. Toutefois, en raison des risques accrus d'incendie, l'intégration d'un filtre à lit fixe au charbon actif ou au coke de lignite devra être associée à des mesures de sécurité complémentaires.

2.13.2. Niveau d'efficacité associé à l'utilisation des MTD

La combinaison des techniques décrites à la section 5.5 a permis d'obtenir des concentrations en mercure n'excédant pas $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les gaz lavés. La figure et les tableaux de la section 4.6 montrent que des concentrations inférieures à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ peuvent être obtenues dans la quasi-totalité des installations, notamment lorsqu'elles utilisent du charbon actif en association avec d'autres techniques. Certaines usines européennes et japonaises obtiennent des teneurs en mercure inférieures à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lorsqu'elles utilisent du charbon actif.

2.14. Présentation des meilleures pratiques environnementales

Les meilleures pratiques environnementales (MPE), telles que définies dans la Convention de Minamata, consistent à mettre en œuvre la combinaison la plus appropriée de mesures de contrôle et de stratégies environnementales. Pour l'application des MPE, on envisagera les mesures graduelles ci-dessous :

- Infrastructure réglementaire en capacité d'autoriser les incinérateurs, de contrôler et de surveiller les émissions de mercure de façon régulière;
- Information et éducation du public, des utilisateurs et des décideurs quant aux conséquences environnementales du choix d'activités et de produits particuliers et du mode d'élimination finale;
- Élaboration et mise en application de codes de bonnes pratiques environnementales couvrant tous les aspects de l'activité concernée au cours de la vie du produit;
- Utilisation d'étiquettes pour aider les personnes manipulant les flux de déchets à orienter les composants vers un traitement adapté;
- Utilisation d'étiquettes informant les consommateurs des risques environnementaux afin qu'ils puissent prendre leurs décisions en toute connaissance de cause lors du choix des produits;
- Bon usage des ressources, notamment l'énergie;
- Intégration de systèmes de collecte et d'élimination des déchets aux processus industriels, commerciaux et résidentiels afin de veiller à ce que tous les déchets soient gérés de manière écologiquement rationnelle;
- Réduction à un minimum de l'usage des substances dangereuses ou des produits en contenant et de la production de déchets dangereux;
- Recyclage, valorisation et réutilisation;
- Application d'instruments économiques, de systèmes de licences, de restrictions, d'interdictions, de certifications, de normes ou d'autres outils politiques;
- Évaluation du cycle de vie du mercure, qui constitue un facteur important pour la gestion écologiquement rationnelle des déchets de mercure, dans une démarche de réduction des entrées de mercure dans le processus d'incinération des déchets (voir les Directives techniques de la Convention de Bâle).
- Reconnaissance de l'importance d'une participation du public aux processus d'autorisation. Certaines pratiques permettent d'améliorer efficacement la sensibilisation et l'implication du public, notamment la publication d'avis dans la presse, la diffusion d'informations auprès des foyers de la région, l'appel à commentaires sur les options de conception et d'exploitation, la mise en place de panneaux d'information dans les espaces publics, la tenue de registres sur les rejets et les transferts de polluants, ou encore l'organisation régulière de réunions publiques et de forums de discussion. Les autorités et les porteurs de projets d'incinération doivent s'engager auprès de toutes les parties prenantes, y compris les groupements de défense des intérêts du public. Pour être efficaces, les consultations publiques doivent être menées de manière transparente, constructive et sincère.

2.14.1. Méthodes de gestion des déchets

Les approches présentées ci-dessous doivent être prises en compte dans les stratégies globales de contrôle et de prévention des déchets contenant du mercure ou contaminés par celui-ci.

Une gestion durable des déchets doit faire appel à une approche intégrée et ne peut en aucun cas reposer sur des solutions techniques en bout de chaîne. Il pourra s'agir d'une approche hiérarchique, telle que définie à la section 2.1.1. Les déchets contaminés par le mercure ou en contenant doivent être pris en charge conformément à l'article 11 de la Convention.

3.14.1.1 Réduction à un minimum des déchets

La réduction de la masse totale de déchets à éliminer, quels que soient les moyens utilisés, permet de réduire les rejets mais aussi les résidus produits par les incinérateurs.

3.14.1.2 Réparation à la source et recyclage

Dans de nombreux pays industrialisés, les établissements de santé ont commencé à supprimer les applications du mercure et à mettre en place des produits ou dispositifs de remplacement efficaces permettant d'éviter son utilisation. Les solutions de remplacement sans mercure présentent en outre l'avantage de réduire la production de déchets contenant du mercure. De nombreux établissements de santé ont aussi mis en place des pratiques d'intendance et de gestion visant à mieux contrôler les rejets de mercure par les sources encore présentes dans leurs installations. Ces politiques et pratiques réduisent nettement les émissions et rejets de mercure dans l'environnement. Dans le secteur de la santé, la séparation à la source et le recyclage constituent un aspect important d'une approche intégrée de gestion des déchets permettant de réduire à un minimum les déchets dangereux qui nécessitent un traitement spécifique en raison de leur nature infectieuse, comme le montre le tableau 6 (Emmanuel, 2012).

Tableau 6

Classifications courantes en fonction de la méthode de séparation

Niveau de séparation	% déchets dangereux liés aux soins de santé	% déchets ordinaires non dangereux
Faible	60	40
Moyen	25	75
Rigoureux	15	85

Source : Emmanuel (2012)

Les efforts réalisés pour prévenir la présence de mercure dans les déchets entrants permettront de réduire les émissions globales de mercure des incinérateurs. Les mesures visant à exclure le mercure des déchets entrants sont donc particulièrement importantes. Il pourra s'agir de mesures telles que la collecte séparée ou une classification adaptée des déchets à chacun des stades précédant l'incinération, ainsi que la séparation des déchets dans les installations en tant que technique primaire.

La collecte séparée des flux de déchets susceptibles d'être fortement contaminés par le mercure, ainsi que la réorientation des déchets contenant du mercure vers des installations de gestion écologiquement rationnelle, pourraient permettre de réduire très nettement la teneur en mercure des déchets destinés à l'incinération. Les déchets suivants pourraient faire l'objet d'une collecte séparée :

- Piles et batteries contenant du mercure;
- Lampes contenant du mercure;
- Dispositifs électriques (notamment les interrupteurs) contenant du mercure;
- Déchets potentiellement contaminés produits par les ménages et par les établissements municipaux (peintures et vernis usagés, insecticides, solvants, produits chimiques de laboratoire usagés provenant des établissements scolaires, etc.).

3.14.13. Inspection et caractérisation des déchets avant l'incinération

Les méthodes générales d'admission et de contrôle des déchets présentées ci-dessous seront prises en compte lors de l'identification des meilleures techniques disponibles pour la manipulation des déchets contenant du mercure ou contaminés par celui-ci. Lors de la mise en place et de l'exécution des contrôles de qualité relatifs aux déchets entrants, en fonction des types de déchets susceptibles d'être réceptionnés par l'installation, il est important de définir des limites d'acceptation dans le processus et d'identifier les principaux risques, mais aussi de communiquer avec les fournisseurs de déchets pour améliorer le contrôle de la qualité des déchets entrants.

Il est tout à fait essentiel de connaître parfaitement les caractéristiques et les propriétés des déchets entrants. Les caractéristiques d'un flux de déchets donné peuvent varier fortement d'un pays à l'autre et selon la région. Si certains déchets ou constituants des déchets sont jugés inaptes à l'incinération, tels que les déchets mentionnés à l'article 11 de la Convention, on mettra en place des procédures permettant de détecter ces matières et de les séparer du flux de déchets ou des résidus préalablement à l'incinération, à moins que ces déchets ne soient destinés à subir un

traitement thermique pour récupérer le mercure, comme indiqué dans les Directives techniques de la Convention de Bâle pour la gestion écologiquement rationnelle des déchets de mercure. Des opérations d'inspection, d'échantillonnage et d'analyse devront être réalisées de manière systématique, en particulier dans le cas des déchets dangereux. Il est absolument vital de mettre en place et de tenir à jour des manifestes et des pistes d'audit. Le tableau 7 illustre certaines des techniques applicables aux différents types de déchets.

Tableau 7

Exemples de techniques d'inspection (CE 2006)

<i>Type de déchets</i>	<i>Techniques</i>	<i>Commentaires</i>
Déchets municipaux mixtes	Inspection visuelle dans la fosse Contrôle aléatoire des apports individuels de déchets par déchargement à part Pesée des déchets à la réception Échantillonnage périodique avec analyse des principales propriétés ou substances	Les chargements industriels et commerciaux peuvent présenter un niveau de risque élevé
Déchets municipaux prétraités et combustibles issus de déchets	Inspection visuelle Échantillonnage périodique avec analyse des principales propriétés ou substances	
Déchets dangereux	Inspection visuelle Échantillonnage et analyse de tous les déchets livrés en citerne Contrôle aléatoire des chargements livrés en fûts Déballage et vérification des chargements emballés Évaluation des paramètres de combustion Essais de mélange sur les déchets liquides avant le stockage Contrôle du point d'éclair des déchets stockés en fosse Détermination de la composition élémentaire des déchets entrants par exemple par EDXRF ^a	Dans ce secteur, il est particulièrement important d'utiliser des procédures poussées et efficaces. Les usines qui reçoivent des mono-flux pourront éventuellement adopter des procédures simplifiées
Boues d'épuration	Échantillonnage périodique avec analyse des principales propriétés et substances Contrôle du procédé afin de l'adapter aux variations des boues	

^a EDXRF : fluorescence X à dispersion d'énergie (spectromètre).

3.14.1.4 Élimination des substances non combustibles sur le site d'incinération

L'élimination des métaux ferreux et non ferreux sur site est une méthode couramment utilisée dans les incinérateurs de déchets solides municipaux pour éviter que ces déchets, qui peuvent contenir du mercure sous forme d'impuretés, ne pénètrent dans l'incinérateur de déchets.

3.14.1.5 Manipulation et stockage par des méthodes adaptées

Il est extrêmement important de manipuler les déchets, en particulier les déchets dangereux, de manière adaptée. Un tri et une séparation corrects sont nécessaires pour que le traitement puisse se faire en toute sécurité.

Les zones de stockage doivent être étanches, équipées d'un système d'évacuation des eaux usées contrôlé et protégées contre les intempéries. Ces zones doivent être dotées de systèmes de détection et de lutte contre les incendies et être capables de retenir sur site les eaux d'incendie contaminées. Les zones de stockage et de manutention doivent être conçues de manière à prévenir la contamination de l'environnement et à faciliter le nettoyage en cas de déversements ou de fuites. L'utilisation de l'air de la fosse dans le processus de combustion permet de réduire à un minimum les odeurs et les rejets de polluants organiques persistants volatils dans l'environnement.

3.14.1.6 Réduction à un minimum des temps de stockage

Pour fonctionner de manière continue et dans des conditions de combustion stables, les gros incinérateurs de déchets solides municipaux ont besoin d'un approvisionnement en déchets constant. Cependant, il n'est pas souhaitable d'accumuler et de stocker des déchets pendant une période prolongée. Une durée de stockage aussi courte que possible contribuera à prévenir les putréfactions et les réactions indésirables, ainsi que la détérioration des conteneurs et des étiquetages. Une bonne gestion des livraisons et de la communication avec les fournisseurs permettra de ne pas dépasser des durées de stockage raisonnables (par exemple quatre à sept jours pour les déchets solides municipaux).

3.14.1.7 Chargement des déchets

Dans les installations qui acceptent des déchets solides municipaux hétérogènes, il est extrêmement important de réaliser le mélange et de charger la trémie d'alimentation de manière correcte. Les grutiers doivent posséder l'expérience nécessaire et disposer d'un poste d'observation adapté afin d'être en mesure de choisir des mélanges de déchets permettant de maintenir un rendement optimal de l'incinérateur.

Les meilleures pratiques environnementales relatives à l'incinération des déchets contenant du mercure ou contaminés par celui-ci intégreront les éléments suivants :

- Prévention de la production de déchets avant l'incinération;
- Méthodes d'exploitation et de gestion de l'incinérateur;
- Méthodes d'exploitation et de gestion après l'incinération.

3.14.1.8 Méthodes d'exploitation et de gestion de l'incinérateur

Pour respecter les paramètres de conception, il est extrêmement important que l'incinérateur fonctionne correctement. En règle générale, le concepteur ou le constructeur des équipements est tenu de fournir un manuel d'exploitation détaillant les procédures de démarrage et d'arrêt, le fonctionnement normal, le dépannage, les procédures de maintenance, les pièces de rechange conseillées, etc. Les exploitants doivent être en mesure de prévoir avec précision le pouvoir calorifique et les autres caractéristiques des déchets brûlés afin de satisfaire aux paramètres de conception de l'incinérateur. Pour cela, ils peuvent s'appuyer sur les résultats d'un programme de surveillance des apports en principaux contaminants et des paramètres, dans lequel la fréquence et la rigueur des échantillonnages et des analyses sont fonction de la variabilité des déchets entrants. Des informations plus détaillées figurent dans les sous-sections 2.2.3.1 à 2.2.3.5 ci-dessus.

3.14.1.9 Choix du site de l'usine d'incinération

L'emplacement d'un incinérateur peut avoir une grande influence sur la dispersion du panache de fumée de la cheminée, qui influe elle-même sur les concentrations ambiantes en polluants, sur les dépôts et sur l'exposition des personnels et des populations environnantes. Outre les facteurs physiques qui affectent la dispersion, le choix du site doit également prendre en compte les problématiques d'autorisation et de propriété, d'accessibilité et de commodité, mais aussi les impacts sociaux, sanitaires et environnementaux. En matière de choix des sites d'incinération, l'objectif des meilleures pratiques est de trouver un emplacement qui réduit à un minimum les risques potentiels pour la santé publique et pour l'environnement (EPA 1997).

3.14.1.10 Conception

Des plans et des schémas corrects ainsi qu'un contrôle qualité adapté sont indispensables lors de la construction d'un incinérateur. Parmi les éléments nécessaires, on peut citer les plans d'encombrement, les tolérances, les listes de matériaux et diverses autres études préparatoires. Une conception et un fonctionnement corrects doivent permettre à l'incinérateur d'atteindre les températures et les temps de séjour souhaités, ainsi que les autres conditions requises pour réduire à un minimum les émissions de mercure dans l'environnement, éviter la formation de clinkers et la scorification des cendres (dans la chambre primaire), éviter la détérioration des réfractaires et réduire à un minimum la consommation de combustible.

3.14.1.11 Inspection et maintenance régulières des installations

Des inspections de routine réalisées par l'exploitant et des inspections périodiques effectuées par l'autorité chargée de contrôler le four et les dispositifs de contrôle de la pollution atmosphérique sont nécessaires pour garantir l'intégrité du système et le bon fonctionnement de l'incinérateur et de ses composants. Indépendamment de la conception des équipements, l'usure normale mais aussi les pratiques d'exploitation et de maintenance inadaptées sont responsables d'une détérioration des composants qui provoque à son tour une altération de la qualité de combustion, une augmentation des émissions et des risques potentiels pour l'exploitant et pour le public.

3.14.1.11 Formation des personnels d'exploitation

Pour garantir le bon fonctionnement d'un incinérateur de déchets, le personnel doit impérativement bénéficier d'une formation régulière. L'incinérateur doit fonctionner correctement afin de réduire à un minimum les émissions et les autres risques. Le processus d'incinération doit impérativement être mené ou supervisé par des personnels

d'exploitation formés et qualifiés. Les personnels d'exploitation doivent être présents sur le site lorsque l'incinérateur fonctionne. Un incinérateur ne pourra pas traiter correctement les déchets et produire un niveau d'émission acceptable si les personnels d'exploitation ne bénéficient pas d'une formation adaptée et d'un soutien pour sa gestion.

2.14.2. Prévention des risques d'incendie

Les incendies qui éclatent dans la fosse à déchets d'une usine d'incinération de déchets peuvent être responsables d'une pollution importante dans les environs de l'usine, notamment par le mercure et d'autres métaux lourds, des composés organiques dangereux, etc. Pour réduire à un minimum ces risques d'incendie, les mesures suivantes pourront être mises en place au titre des meilleures pratiques environnementales :

- Utilisation de systèmes de détection incendie automatiques dans les fosses à déchets, par exemple des caméras à infrarouges
- Installation d'un grand nombre d'appareils de surveillance dans les fosses à déchets
- Utilisation de systèmes de détection incendie automatiques pour les filtres à manches et les filtres à lit fixe au coke (par exemple systèmes de contrôle de la température), dans les locaux électriques, les salles de commande et les autres zones à risque identifiées (par exemple détecteurs de fumée)
- Systèmes anti-incendie automatiques, par exemple utilisant des gaz inertes. Les mesures de ce type sont appliquées dans certaines situations, généralement en cas de stockage de déchets liquides inflammables mais aussi dans d'autres zones à risques
- Eau d'extinction disponible en quantité suffisante
- Rétention suffisante de l'eau d'extinction
- Ouvertures d'évacuation suffisantes pour la fumée et la chaleur (fermées dans les conditions d'exploitation normales)
- Ouvertures suffisantes dans les parois de la fosse pour le déversement d'une charge d'extinction en cas d'incendie (fermées dans les conditions d'exploitation normales)
- Possibilité d'encerclement de l'usine d'incinération par les pompiers

3. Techniques de surveillance du mercure

Les aspects généraux et transversaux des activités de test, de surveillance et d'information sont abordés dans le chapitre d'introduction de ce document. Les aspects spécifiques aux procédés d'incinération des déchets sont traités ci-après.

3.1. Méthodes directes

Les mesures directes du mercure peuvent être réalisées de manière continue ou discontinue.

Systèmes de surveillance en continu des émissions

La surveillance en continu contribue au bon fonctionnement de l'installation de traitement des gaz de combustion et à une détection précoce de toute variation de la teneur en mercure des déchets.

Malgré les mesures visant à contrôler ou réduire à un minimum les entrées de mercure dans les usines d'incinération de déchets, des quantités de mercure non négligeables passent parfois de la fosse à déchets vers les installations de combustion et donc dans le gaz de combustion, faisant ainsi varier le niveau des émissions de mercure.

Les dispositifs de mesure du mercure fonctionnant en continu facilitent l'identification de ce type de contaminations, ce qui permet de mettre en place rapidement les contre-mesures nécessaires. La Figure 9 représente les variations sur une année de la teneur en mercure des gaz lavés d'une usine d'incinération de déchets située à Hambourg. On observe des pics nets, en particulier en octobre et en novembre.

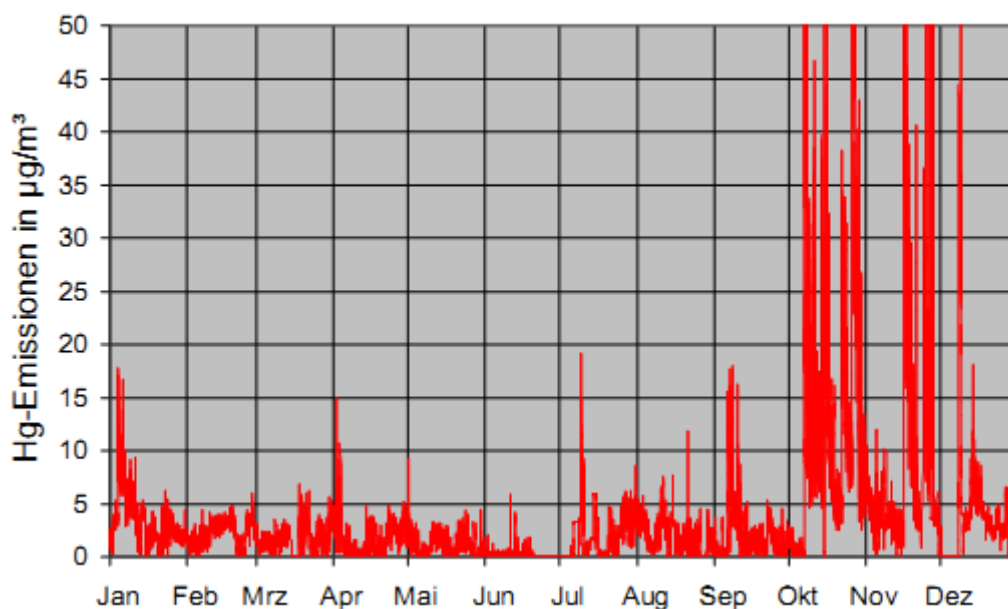


Figure 9 Émissions de mercure produites en 2014 par l'une des lignes d'une usine d'incinération de déchets de Hambourg

Dans certains pays, les usines d'incinération de déchets sont pour la plupart équipées de dispositifs fonctionnant en continu. Ainsi, des contre-mesures peuvent être mises en place dès que des niveaux de mercure élevés sont détectés dans le gaz de combustion. Il s'agit, par exemple, des mesures suivantes :

- Augmentation de la quantité de sorbants injectée dans l'effluent gazeux;
- Utilisation de charbon actif préalablement dopé au soufre, qui présente une plus grande efficacité d'élimination du mercure;
- Ajout de brome dans la zone combustion pour renforcer l'oxydation du mercure.

Lorsqu'un niveau de mercure très élevé est détecté dans des points chauds des déchets, ces points chauds doivent être évacués. En cas de niveaux de mercure élevés dans le système d'épuration des gaz de combustion, on envisagera de laver le gaz de combustion pour piéger le mercure.

En présence de niveaux d'émission importants, l'exploitant de l'installation doit contrôler les systèmes de surveillance et d'exploitation afin d'identifier la cause et de prendre les mesures nécessaires. L'exploitant doit aussi surveiller les déchets entrants et faire savoir aux fournisseurs de déchets qu'une telle surveillance a été mise en place. Dans la plupart des cas, les mesures de ce type se révèlent efficaces et font nettement baisser le nombre de dépassements.

Les systèmes de surveillance des émissions en continu sont parfois utilisés pour échantillonner un effluent gazeux chargé de particules en amont d'un dispositif de contrôle des particules (voir 2.3). Ceci permet de réagir immédiatement, par exemple en injectant du charbon actif ou des composés halogénés.

Mesure des sources fixes (impacteur)

Les méthodes à impacteur sont depuis toujours la solution privilégiée pour la surveillance du mercure dans les usines d'incinération de déchets. En raison de la complexité et du coût de cette méthode, les opérations d'échantillonnage par impacteur sont réalisées moins fréquemment, le plus souvent à un rythme trimestriel ou annuel. La mesure des sources fixes à l'aide d'un impacteur en vue de contrôler le bon fonctionnement de l'installation de traitement des gaz de combustion n'est possible que pendant de brèves périodes d'échantillonnage. Il n'est généralement pas possible de détecter les pics de mercure dans le gaz de combustion, et donc de mettre en place des contre-mesures. Les méthodes à impacteur ne sont pas adaptées aux périodes d'échantillonnage prolongées et se limitent en pratique à quelques heures.

Pièges adsorbants

Les pièges adsorbants permettent de surveiller le bon fonctionnement de l'installation de traitement des gaz de combustion après une période d'échantillonnage. Bien que ces systèmes ne fournissent pas de résultats en temps réel, les données obtenues reflètent les performances d'exploitation au cours d'une période prédéfinie. Cette méthode à boucle de rétroaction permet ensuite d'apporter les ajustements nécessaires au procédé. Comparés aux méthodes à impacteur, les pièges adsorbants assurent une rétention plus stable du mercure et offrent un protocole d'échantillonnage plus simple. Ce protocole simplifié permet de réaliser une surveillance automatique sur des périodes prolongées, ce qui n'est pas possible avec les méthodes à impacteur.

Ce système est rarement employé dans l'Union européenne car aucune obligation légale ne l'impose. Il est possible qu'il soit utilisé dans d'autres régions du monde.

3.2. Méthodes indirectes

Bilans massiques

Les bilans massiques sont particulièrement complexes à mettre en œuvre car la teneur en mercure des déchets entrants est extrêmement variable et il est très difficile de surveiller de manière fiable les niveaux de mercure dans les déchets hétérogènes.

Surveillance prédictive des émissions

La surveillance prédictive des émissions (surveillance paramétrique) n'est pas possible dans les usines d'incinération de déchets car il n'existe aucun lien entre le mercure et les autres polluants dans le gaz de combustion. Par ailleurs, la teneur en mercure de la charge d'alimentation des fours peut varier de manière significative sur de brèves périodes, en fonction la concentration en mercure des déchets.

Facteurs d'émission

Dans le cadre de la surveillance, les facteurs d'émission ne doivent pas être utilisés pour déterminer les émissions de mercure des usines d'incinération de déchets car la teneur en mercure des déchets est variable.

Estimations techniques

Les estimations techniques ne constituent pas une méthode précise de surveillance des émissions atmosphériques de mercure produites par les usines d'incinération de déchets.

3.3. Techniques de surveillance les plus adaptées au secteur de l'incinération des déchets

On considère que les techniques de surveillance continues et discontinues font partie intégrante de la mise en œuvre des MTD.

Les mesures continues constituent une solution adaptée pour plusieurs raisons. Elles permettent notamment de :

- Surveiller le bon fonctionnement de l'installation de traitement des gaz de combustion;
- Détecter rapidement les variations de la teneur en mercure des déchets;
- Détecter les fortes concentrations de mercure résultant de l'admission intempestive de déchets contaminés.

Plusieurs pays imposent déjà une surveillance continue du mercure dans leurs installations d'incinération de déchets. Ils considèrent les techniques de surveillance continue comme des MTD. La plupart des pays qui mettent en œuvre une surveillance du mercure font appel à des techniques discontinues telles que l'échantillonnage par impacteur.

Seule la surveillance continue permet de détecter des niveaux de mercure élevés dans les gaz épurés et les gaz bruts, et donc d'assurer un contrôle efficace. Dans ce type de situation, il est possible d'utiliser un sorbant tel que le charbon actif dopé au soufre.

La mesure continue du mercure pourra être la méthode la plus efficace dans le cas des déchets dangereux, des déchets médicaux, des déchets commerciaux et municipaux en mélange, mais aussi pour tous les autres types de déchets (y compris illégaux) lorsque l'absence de mercure ne peut être garantie.

Les méthodes de mesure discontinues sont également applicables. Les pièges adsorbants et l'analyse des sources fixes (impacteur) permettent de surveiller le bon fonctionnement de l'installation de traitement des gaz de combustion pendant les périodes d'échantillonnage. Avec ces méthodes de mesure discontinues, les teneurs en mercure élevées sont difficilement détectables dans le gaz de combustion, si bien qu'aucune contre-mesure ne peut être mise en place.

Les méthodes indirectes, telles que les bilans massiques, la surveillance prédictive des émissions, les facteurs d'émission et les estimations techniques, ne constituent pas des méthodes de mesure utiles pour les usines d'incinération de déchets.

4. Références

- Adam, F., *et al.* (2010). KVA-Rückstände in der Schweiz – Der Rohstoff mit Mehrwert- Bundesamt für Umwelt (BFU), Bern.
- Allen, C., V. Gokaldas, A. Larracas, L. A. Minot, M. Morin, N. Tangri, B. Tyler and B. Walker (2012). On the Road to Zero Waste: Successes and Lessons from around the World. Berkeley, GAIA, p. 88.
- Andersson, S., P. Lindgren (2010). Simultaneous Dioxin and Mercury Removal in Wet Scrubbers (Paper # 56), Air and Waste Management Association -PUBLICATIONS- VIP THEN CP; p. 189; pp. 515–524
- APGEN (Applied PhytoGenetics) (2003). Letter from David Glass, APGEN, to Walter Kovalick, EPA Technology Innovation Office (TIO), regarding the field study of Eastern cottonwood trees to treat mercury contaminated soil at a Superfund site in Danbury, Connecticut.
- Basel Convention Secretariat. (2015). Technical Guidelines on the Environmentally Sound Management of wastes consisting of, containing or contaminated with mercury and mercury compounds. Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and Their Disposal, UNEP, Geneva
- Bell, L. (2015). Identification and Management of mercury, PCB and dioxin contaminated sites in Kazakhstan: A Collective Impact approach to civil society engagement. Contaminated sites and their management. Case studies: Kazakhstan and Armenia. Prague-Karaganda, Arnika - Toxics and Waste Programme.
<http://english.arnika.org/contaminated-sites>
- Bittig, M., and S. Heap (2014). Maßnahmen zur Minderung luftseitiger Emissionen unter besonderer Berücksichtigung von Quecksilber, Feinstaub und Stickoxiden, Energie aus Abfall, Band 11.
- Bilitewski, B., C. Oros and T. H. Christensen (2010). Mechanical Biological Treatment. Solid Waste Technology and Management, John Wiley and Sons, pp. 628–638.
- Bühler, A., *et al.* (2015). Schwermetalle aus der Flugasche zurückgewinnen – saure Flugaschewäsche – FLUWA-Verfahren – ein Zukunftsweisendes Verfahren in der Abfallverbrennung,
<http://www.bsh.ch/upload/public/0/71/BSH-Umweltservice-AG-Saure-Flugaschenwaesche-FLUWA-Verfahren.pdf>.
- BSH (2015). BSH Umwelt Service AG – Quecksilber-Abscheidung.
<http://www.bsh.ch/upload/public/0/71/BSH-Umweltservice-AG-Selektive-Quecksilber-Ionentaucher.pdf>.
- Chaucherie, X., *et al.* (2014). Mercury abatement at two French rotary kiln hazardous waste incineration plants with mainly dry flue gas cleaning, VDI Conference, 15–16 April 2014 in Düsseldorf, Germany.
- Daschner, R., *et al.*: Emissionen und Abgasreinigungsverfahren bei der Abfallverbrennung, Technische Sicherheit Bd. 1 (2011) Nr. 1/2 Jan./Febr. Emission Control – Thermal Waste Treatment – Fundamentals – VDI 3460 Part 1, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normkontrollausschuss KRdL; VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, and 3: Emissionsminderung II VDI Handbuch Energietechnik.
- Emmanuel, J. (2012). Compendium of Technologies for Treatment/Destruction of Healthcare Waste. Osaka, UNEP DTIE: 225.
- European Commission (2006). Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on Best Available Techniques for Waste Incineration, July 2005, Seville, Spain, eippcb.jrc.es/pages/FActivities.htm.
- European Commission (2000). Waste Incineration Directive 2000/76/EC.
- European Commission (2010). Industrial Emissions Directive 2010/75/EU.
- European Commission (2013). Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Large Combustion Plants Draft 1 (June 2013) Joint Research Centre – Institute for Prospective Technological Studies Sustainable Production and Consumption Unit European IPPC Bureau, Seville, Spain.
- Esser-Schmittman, W. (2012). Quecksilberabscheidung aus Feuerungsprozessen mittels Chemisorption an Aktivkohle und anderen Sorbentien. Berliner Planungs- und Immissionsschutzkonferenz am 19. und 20. November 2012.
- Federal Remediation Technologies Reference Guide and Screening Manual, Version 4.0. 2004. *In Situ* Biological Treatment – Phytoremediation. Federal Remediation Technologies Roundtable. June 2004.
<http://www.frttr.gov/matrix2/section4/4-3.html>.
- Fundamentals – VDI 3460 Part 1, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normkontrollausschuss KRdL; VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, and 3: Emissionsminderung II VDI Handbuch Energietechnik
- Galbreath, K.C., and C. Zygarlicke (1996). Mercury speciation in coal combustion and gasification flue gases. Environmental Science and Technology 30, pp. 2421–2426.
- Gebhardt, P. Quecksilberemissionen durch die Müllverbrennung, Ingenieurbüro für Umweltschutztechnik, Salzböden, September 2005.
- GORE™ Mercury Control System, Overview, February 2014.

- Greyson, J. (2007). An economic instrument for zero waste, economic growth and sustainability. *Journal of Cleaner Production* 15 (13–14): pp.1382–1390.
- Hall, B., P. Schager and O. Lindqvist (1991). Chemical Reactions of Mercury in Combustion Flue Gases. *Water, Air and Soil Pollution*, 56, pp. 3–14.
- Health Care Without Harm (2001). *Non-Incineration Medical Waste Treatment Technologies*. Health Care Without Harm. Washington D.C., 118 pp.
- Health Care Without Harm Europe (2004). *Non-Incineration Medical Waste Treatment Technologies in Europe*. Health Care Without Harm Europe. Prague, 44 pp.
- Heaton, A.C.P., C.L. Rugh, T. Kim, N.J. Wang and R.B. Meagher (2003). Toward detoxifying mercury-polluted aquatic sediments with rice genetically engineered for mercury resistance. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22 (12), pp. 2940–2947.
- Hubbard, J., S. Tsadwa, N. Willis, and M. Evans (1990). Site Sampling and Treatability Studies for Demonstration of WasteChem's Asphalt Encapsulation Technology Under EPA's SITE Program. *Journal of the Air Waste Management Association* 40(10), pp.1436–1441.
- ITRC (1998). *Technical Guidelines for On-site Thermal Desorption of Solid Media and Low Level Mixed Waste Contaminated with Mercury and/or Hazardous Chlorinated Organics*. The Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group – Low Temperature Thermal Desorption Work Team, 68 pp.
- Kalb, P.D., and P. Colombo (1997). *Composition and Process for the Encapsulation of Radioactive Hazardous and Mixed Wastes*. United States Patent 5,649,323.
- Kalogirou, E. (2012). The development of WtE as an integral part of the sustainable waste management worldwide, Recuwatt Recycling and Energy Conference, Mataró, Spain, 4 October 2012.
- Kalb, P.D., D. Melamed, B.R. Patel and M. Fuhrmann (2002). *Treatment of Mercury-Containing Wastes*. United States Patent 6,399,849.
- Keiser, B.; Glesmann, S.; Taff, B.; Senior, C.; Ghorishi, Behroos, Mimna, Richard; Miller, J.; Byrne, H. (2014): Improving Capture of Mercury Efficiency of WFDGs by reducing Mercury Reemissions, Institute of Clean Air Companies (ICAC), 6/2014.
<http://www.greatlakes.com/deployedfiles/ChemturaV8/GreatLakes/GeoBrom/GeoBrom%20Brochures/ICAC%20Improving%20Capture%20of%20Mercury%20Efficiency%20of%20WFDGs.pdf>.
- Khairiraihanna *et al.* (2015). Removal performance of elemental mercury by low-cost adsorbents prepared through facile methods of carbonisation and activation of coconut husk; *Waste Management and Research* 2015, vol. 33(1), pp. 81–88.
- Klaist: Vorbeugender chemischer Holzschutz in: Johann Müller (Hrsg.): *Holzschutz im Hochbau. Grundlagen – Holzschädlinge – Vorbeugung – Bekämpfung*. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart 2005.
- Licata, A., *et al.* (2007). Safety aspects in the use of carbonaceous sorbents during waste gas treatment, *Metallurgical Plant and Technology* 3, pp. 144–152.
- Looney, B.B., *et al.* (2001). Ultralow Concentration Mercury Treatment Using Chemical Reduction and Air Stripping. WSRC-MS-2001-00388. 24 April 2001.
- Mattigod, S.V., G. Fryxell, R. Skaggs, K. Parker, J. Liu and X Feng (2003). Mercury Removal from Waste Streams Using a Novel Synthetic Nanoporous Sorbent. *Industrial Water Conference*. Las Vegas, Nevada, United States, December 2003.
- Löthgren, C.-J., *et al.* (2007). Mercury Speciation in Flue Gases after an Oxidative Acid Wet Scrubber, *Chemical Engineering and Technology*, 30(1), pp. 131–138.
- Marsan, R. *et al.* (2012): Maintaining High Level Mercury Capture in wFGD Absorber, *STEAG Energy Services LLC*. APC Round Table Expo Presentation. Reinhold Environmental Ltd. Baltimore, 16./17.7.2012.
- Meng, X., Z. Hua, D. Dermatas, W. Wang and H.Y. Kuo (1998). Immobilization of mercury (II) in contaminated soil with used tire rubber. *Journal of Hazardous Materials*. 57, pp. 231–241.
- Miller, C.M., S.E. Duirk and K.H. Gardner (2000). Chromium leaching from a silicone foam-encapsulated mixed waste surrogate. *Environmental Science and Technology* 34(3), pp. 455–460.
- Miller *et al.* (2014). Mercury Control with Brominated PAC and Injection Upstream of a WET FGD System. Presented at the Power Plant Pollutant Control “MEGA” Symposium, 19–21 August 2014, Baltimore, United States.
- Mineur, M., *et al.* Betriebliche Erfahrungen zur Minderung von Quecksilberemissionen bei der Hausmüllverbrennung VDI Wissensforum, Oktober 2012, Würzburg, Germany.

- Muenhor, D. *et al.* (2009). Mercury contamination and potential impacts from municipal waste incinerator on Samui Island, Thailand, *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, March, 44, pp. 376–387.
- Material Safety Data Sheet according to EU Directive 1907/2006/EC, Article 31 on PRAVO
- Nethe, L.-P. Optimierung der Quecksilberabscheidung in der Rauchgasreinigung von Verbrennungsanlagen durch den Einsatz schwefelhaltiger Zusatzkomponenten, Texocon Potsdam, January 2009.
- Nishitani, T., *et al.* (1999). The relationship between HCl and mercury speciation in flue gas from municipal solid waste incinerators. *Chemosphere*, 39, (I), pp. 1–9.
- Orebaugh, E.G. 1993. Lead Macroencapsulation Conceptual and Experimental Studies. WSRC-RP-93-227. Aiken, SC, Westinghouse Savannah River Company, January 1993.
- Owens, M.; Goltz, H. R.; Mingee, D.; Kelly, R. (2011): Trace Mercury Removal from Flue Gas Desulfurization Wastewater. Degremont Technologies, Dow Chemical Company, Degremont North American Research & Development, Internetpublikation, 5.5.2011, 5.5.2011. http://www.degremont-technologies.com/IMG/pdf/tech_infilco_FGD-Mercury.pdf.
- Petrlik, J., and R. Ryder (2005). After Incineration: The Toxic Ash Problem. Prague, Manchester, IPEN Dioxin, PCBs and Waste Working Group, Arnika Association, 59 pp. http://english.arnika.org/files/documents/ASH_report.pdf
- Pless-Mullooli, T., R. Edwards, O. Pöpke and B. Schilling (2001). Report on the analysis of PCDD/F and heavy metals in soil and egg samples from Newcastle allotments: Assessment of the role of ash from Byker incinerator, 50 pp.
- Reinhold Environmental Ltd. 2012. Maintaining high level mercury capture in wFGD Absorber. 2012 APC Round Table & Expo Presentation, 16–17 July 2012 in Baltimore, United States.
- Riethmann, Thomas (2013): Untersuchungen zur Sorption von Quecksilber aus Verbrennungsabgasen und Nebenprodukten in Entschwefelungsanlagen. *Dissertation am Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik, Universität Stuttgart*. Shaker Verlag. Aachen. 11/2013. <http://www.shaker.de/de/content/catalogue/index.asp?lang=de&ID=8&ISBN=978-3-8440-2302-2>,
- Robles, I., M.G. García, S. Solís, G. Hernández, Y. Bandala, E. Juaristi, and E. Bustos (2012). Electroremediation of mercury polluted soil facilitated by complexing agents. *International Journal of Electrochemical Science*, 7, pp. 2276–2287.
- Sahu, S.K., R.C. Bhangare, P.Y. Ajmal, S. Sharma, G.G. Pandit, and V.D. Puranik (2009). Characterization and quantification of persistent organic pollutants in fly ash from coal fueled thermal power stations in India. *Microchemical Journal* 92, pp. 92–96.
- Schager, P. Report No. FBT-91-20, Status energiverk, National Energy Administration Sweden, 1990.
- Schmid (2014). Information provided by Susanne Schmidt, Stadtentwässerung Frankfurt, on 10 October 2013.
- Schneidereit, D. (2014): Pilotanlage – Versuchsergebnisse – Kraftwerk Heyden - Wasserrecht 2013 – Erweiterung Pilotanlage; bereitgestellt per E-mail an C. Tebert von Bezirksregierung Detmold, 28.4.2014.
- SEF (2013). Description of the sewage sludge incineration plant in Frankfurt Sindlingen <http://www.stadtentwaesserung-frankfurt.de/index.php/anlagen/abwasserreinigung/sewa-sindlingen.html?limitstart=0>
- Shaheen, S.M., P.S. Hooda and C.D. Tsadilas (2012). Opportunities and challenges in the use of coal fly ash for soil improvements: A review. *Journal of Environmental Management* 145, pp. 249–267.
- Siebert, J. (2005). An Examination of Using In-Situ Thermal Desorption to Remediate Mercury Contaminated Soils Through Laboratory Experiments and Numerical Modeling. Masters Thesis. University of Texas at Austin, United States, May 2005.
- Skinner, K., *et al.* (2007). Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plant. *Environmental Pollution* 145, pp. 234–237.
- Smith, L.A., J.L. Means, A. Chen, B. Alleman, C.C. Chapman, J.S. Tixier, S.E. Brauning, A.R. Gavaskar, and M.D. Royer (1995). Remedial Options for Metals-Contaminated Sites. Lewis Publishers, Boca Raton, United States.
- Snowman Network BRGM (2014). Enhanced knowledge in mercury fate and transport for improved management of Hg soil contamination.
- Song, G.-J., *et al.* (2004). Characteristics of ashes from different locations at the MSW incinerator equipped with various air pollution control devices. *Waste Management* 24(1), pp. 99–106.
- Stockholm Convention (2008) Guidelines on Best Available Techniques and Provisional Guidance on Best Environmental Practices relevant to Article 5 and Annex C of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants; Section V Guidance/guideline by source category; Source categories in Part II of Annex C Part II Source category (a) Waste Incinerators.
- Takaoka, M., *et al.* (2002). Control of mercury emissions from a municipal solid waste incinerator in Japan, *Journal of the Air and Waste Management Association*, 52, pp. 931–940.

- Takaoaka, M., *et al.* (2012). Mercury emission from sewage sludge incineration in Japan, *Journal of Material Cycles and Waste Management* 14, pp. 113–119.
- United States Department of Energy (1998). Innovative Technology Summary Report. Plasma Hearth Process at the Science and Technology Research (STAR) Center, Idaho Falls, Idaho. November 1998.
<http://costperformance.org/pdf/itsr26.pdf>.
- United States Environmental Protection Agency (EPA), Office of Research and Development (1997). Engineering Bulletin, Technology Alternatives for the Remediation of Soils Contaminated with Arsenic, Cadmium, Chromium, Mercury, and Lead. Cincinnati. EPA-540-S-97-500. March.
<http://www.epa.gov/clariton/clhtml/pubtitleOSWER.html>.
- United States Environmental Protection Agency (EPA) (2005). Technical Support Document for HWC MACT Standards Vol. 1 Description of Source Categories, Washington D.C., September 2005.
- United States Environmental Protection Agency (EPA), Office of Research and Development (2004). Minergy Corporation Glass Furnace Technology Evaluation Report. EPA/540/R-03/500. March.
http://costperformance.org/pdf/20040702_353.pdf.
- United States Environmental Protection Agency (EPA) (1995). Superfund Innovative Technology Evaluation (SITE) Technology Capsule, Geosafe Corporation In Situ Vitrification Technology. Office of Research and Development. EPA/540/R-94/520. March. http://www.epa.gov/ORD/SITE/reports/540_r94_520.pdf.
- United States Environmental Protection Agency (EPA), Office of Solid Waste and Emergency Response (2002). Arsenic Treatment Technologies for Soil, Waste, and Water. EPA-542-R-02-004. September 2002.
- United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) (1998). Protocol to the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution on Persistent Organic Pollutants. New York and Geneva.
www.unece.org/env/lrtap/full%20text/1998.POPs.e.pdf.
- United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) (2013). Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Guidance document on best available techniques for controlling emissions of heavy metals and their compounds from the source categories listed in annex II to the Protocol on Heavy Metals, UN ECE/EB.Air/116, July 2013.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2005). Basel Convention Technical Guidelines: General technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants (POPs).
- Velis, C. A., P. J. Longhurst, G. H. Drew, R. Smith and S. J. T. Pollard (2009). Biodrying for mechanical–biological treatment of wastes: A review of process science and engineering. *Bioresource Technology* 100(11), pp. 2747–2761.
- Vosteen, B., *et al.* Bromine-enhanced mercury abatement from combustion flue gases – recent industrial applications and laboratory research, *VGB Power Tech* Volume 86, Issue 3/2006.
- De Vries, W., *et al.* (2007). Critical soil concentration of cadmium, lead and mercury in view of health effects on humans and animals. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 191, pp. 91–130.
- Wagh, A.S., D. Digh and S.Y. Jeong (2000). Mercury Stabilization in Chemically Bonded Phosphate Ceramics. Invited paper for Environmental Protection Agency’s Workshop on Mercury Products, Processes, Waste, and the Environment: Eliminating, Reducing and Managing Risks, Baltimore, MD, 22–23 March 2000.
- Watson, A. (2001). Comments on the “Report on the analysis of PCDD/PCDF and Heavy Metals in Soil and Egg samples related to the Byker incinerator”. <http://www.greenpeace.org.uk/media/reports/alan-watson-comments-on-the-byker-ash-report>.
- Werther, J., and M. Sanger (2000). Emissions from sewage sludge combustion in Germany – status and future trends, *Journal of Chemical Engineering of Japan*, Vol. 33 (1), pp. 1–11.
- Wirling, J. Safety aspects in the use of carbonaceous sorbents for entrained-phase adsorption, *Stahl und Eisen* 126 (2006) Nr. 6, pp. 47–54.
- WHO (2014). Safe management of wastes from health-care activities, edited by Y. Chartier *et al.* – 2nd ed.

Chapitre VII

Installations de production de clinker de ciment

Résumé

Le clinker est obtenu par calcination de calcaire et d'autres composants minéraux. Celui-ci est ensuite broyé et mélangé à certains additifs pour former le produit final, à savoir le ciment. On utilise différents types de combustible pour générer la chaleur nécessaire pour le procédé de production.

La production de clinker de ciment s'accompagne d'émissions atmosphériques de mercure qui proviennent des matières premières et des combustibles. Selon les dispositions de la Convention, les MTD/MPE doivent être appliquées dans les installations nouvelles ou profondément modifiées afin de contrôler et, dans la mesure du possible, réduire les émissions de mercure. De plus, les Parties peuvent utiliser les MTD/MPE parmi l'éventail de mesures applicables aux installations de production de clinker de ciment visant à réduire progressivement et raisonnablement les émissions au fil du temps.

L'objet du présent chapitre est ainsi de présenter les options de MTD/MPE pour le contrôle des émissions atmosphériques de mercure provenant des installations de production de clinker de ciment. Le chapitre présente tout d'abord le procédé de production de ciment et le comportement du mercure tout au long du procédé. Il expose ensuite les stratégies de contrôle primaire, secondaire et multipolluants pour les émissions de mercure ainsi que les options de MTD/MPE. Il fournit, en outre, des informations spécifiques sur la surveillance des émissions de mercure. Il propose aussi, en appendice, des informations complémentaires sur le comportement du mercure dans les installations de production de clinker de ciment avec un récapitulatif des formes chimiques des émissions de mercure de plusieurs cimenteries.

Table of contents

1	Introduction.....	Error! Bookmark not defined.
	Procédés utilisés, matières premières utilisées et comportement du mercure dans le procédé	Error! Bookmark not defined.
	Présentation du procédé de production de ciment.....	Error! Bookmark not defined.
	Procédé de production de clinker.....	Error! Bookmark not defined.
	Description de la calcination du clinker.....	Error! Bookmark not defined.
	Description des fours rotatifs à clinker de ciment.....	Error! Bookmark not defined.
	Entrée et comportement du mercure dans le procédé	Error! Bookmark not defined.
	Teneur en mercure de différents flux d'entrants	Error! Bookmark not defined.6
	Mesures de contrôle des émissions de mercure	Error! Bookmark not defined.9
	Mesures primaires.....	Error! Bookmark not defined.9
	Contrôle des entrées.....	Error! Bookmark not defined.9
	Mesures secondaires	Error! Bookmark not defined.
	Purge des poussières	Error! Bookmark not defined.
	Purge des poussières avec injection de sorbants.....	Error! Bookmark not defined.
	Injection de sorbants avec filtre à manches de finition	Error! Bookmark not defined.54
	Mesures de contrôle multipolluants	Error! Bookmark not defined.56
	Laveur de gaz.....	Error! Bookmark not defined.56
	Réduction catalytique sélective.....	Error! Bookmark not defined.7
	Filtre au charbon actif.....	Error! Bookmark not defined.9
	Meilleures techniques disponibles et meilleures pratiques environnementales	Error! Bookmark not defined.60
	Mesures primaires	Error! Bookmark not defined.60
	Mesures secondaires	Error! Bookmark not defined.60
	Mesures de contrôle multipolluants	Error! Bookmark not defined.61
	Surveillance	Error! Bookmark not defined.62
	Introduction	Error! Bookmark not defined.62
	Points d'échantillonnage pour le mercure dans le procédé de fabrication du ciment	Error! Bookmark not defined.62
	Formes chimiques du mercure dans le procédé de fabrication du ciment.....	Error! Bookmark not defined.62
	Méthodes d'échantillonnage et de mesure du mercure pour le procédé de fabrication de ciment.....	Error! Bookmark not defined.62
	Bilan de matière (méthode indirecte).....	Error! Bookmark not defined.63
	Méthodes manuelles pour les mesures ponctuelles de mercure (méthodes de prélèvement par impacteur)	Error! Bookmark not defined.63
	Mesures à long terme	Error! Bookmark not defined.64
	Système de surveillance continue des émissions pour le mercure	Error! Bookmark not defined.64
	Appendice.....	Error! Bookmark not defined.6
	Comportement du mercure dans les usines de production de clinker	Error! Bookmark not defined.66
	Formes chimiques du mercure émis.....	Error! Bookmark not defined.
	Références	Error! Bookmark not defined.

1 Introduction

La production de ciment nécessite un apport considérable de matériaux pour brûler le clinker, qui est ensuite mélangé à certains additifs pour former le produit final, à savoir le ciment (figure 1). Le ciment est devenu un matériau indispensable dans la construction de bâtiments et d'éléments d'infrastructure (ponts, tunnels, barrages, égouts, centrales électriques, etc.). Il n'existe, à l'heure actuelle, aucun produit de substitution en vue. Pendant des décennies, des efforts ont été fournis pour améliorer et optimiser le procédé de production de clinker. D'un point de vue environnemental, ces améliorations portent principalement sur la réduction de la consommation électrique et des émissions, en particulier les émissions atmosphériques. D'un point de vue économique, grand cas est fait de la substitution des combustibles conventionnels par d'autres, en particulier ceux dérivés des déchets ayant un pouvoir calorifique suffisant, aussi appelés combustibles de substitution. Dans une moindre mesure, les matières premières conventionnelles sont aussi remplacées par différents types de déchets et sont appelées matières premières de substitution. Dans certains cas, les combustibles et les matières premières de substitution sont traités dans des infrastructures de traitement des déchets ou en fonction de leur disponibilité.

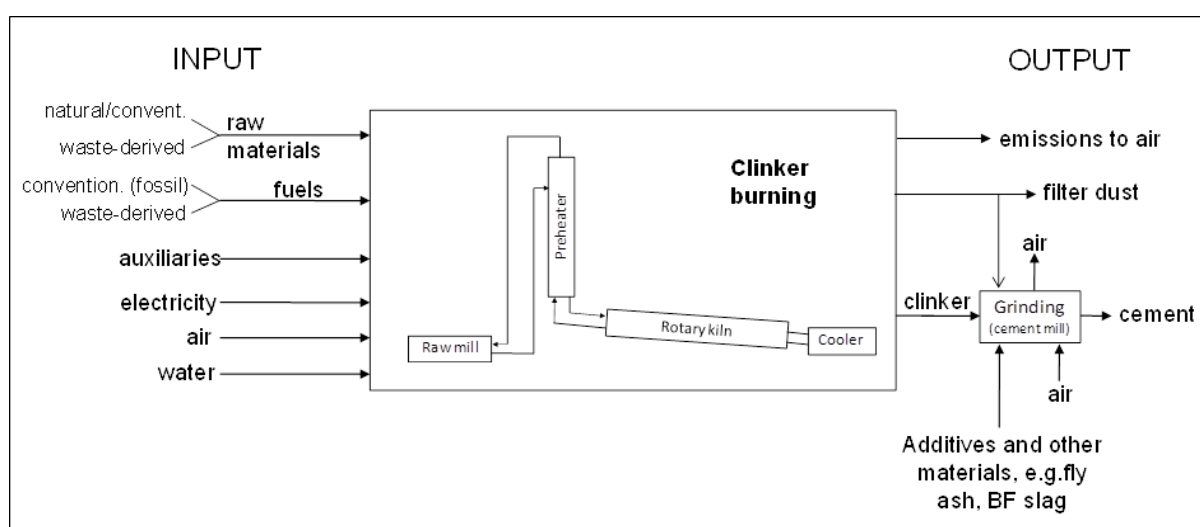


Figure 1. Principales entrées et sorties des cimenteries Schoenberger, 2015)

L'utilisation de combustibles et matières premières de substitution n'augmentera (ou ne diminuera) pas nécessairement les émissions de mercure. Le niveau de ces émissions dépend tout simplement de la teneur relative de ces matériaux en mercure. L'utilisation de matières premières et de combustible dérivés de déchets pour le procédé de calcination du clinker est appelée cotraitement, tandis que l'utilisation de combustibles dérivés de déchets est parfois appelée co-incinération.

Procédés utilisés, matières premières utilisées et comportement du mercure dans le procédé

Présentation du procédé de production de ciment

Les productions de clinker et de ciment ont les sous-procédés suivants en commun :

- Matières premières (naturelles et dérivées des déchets) : extraction, stockage, exigences en matière de qualité, contrôle et préparation;
- Combustibles (naturels et dérivés des déchets) : stockage, exigences en matière de qualité, contrôle et préparation;
- Systèmes de four, procédés de chauffe du four et techniques de réduction des émissions;
- Broyage du ciment : stockage, exigences en matière de qualité, contrôle et préparation;
- Conditionnement et expédition.

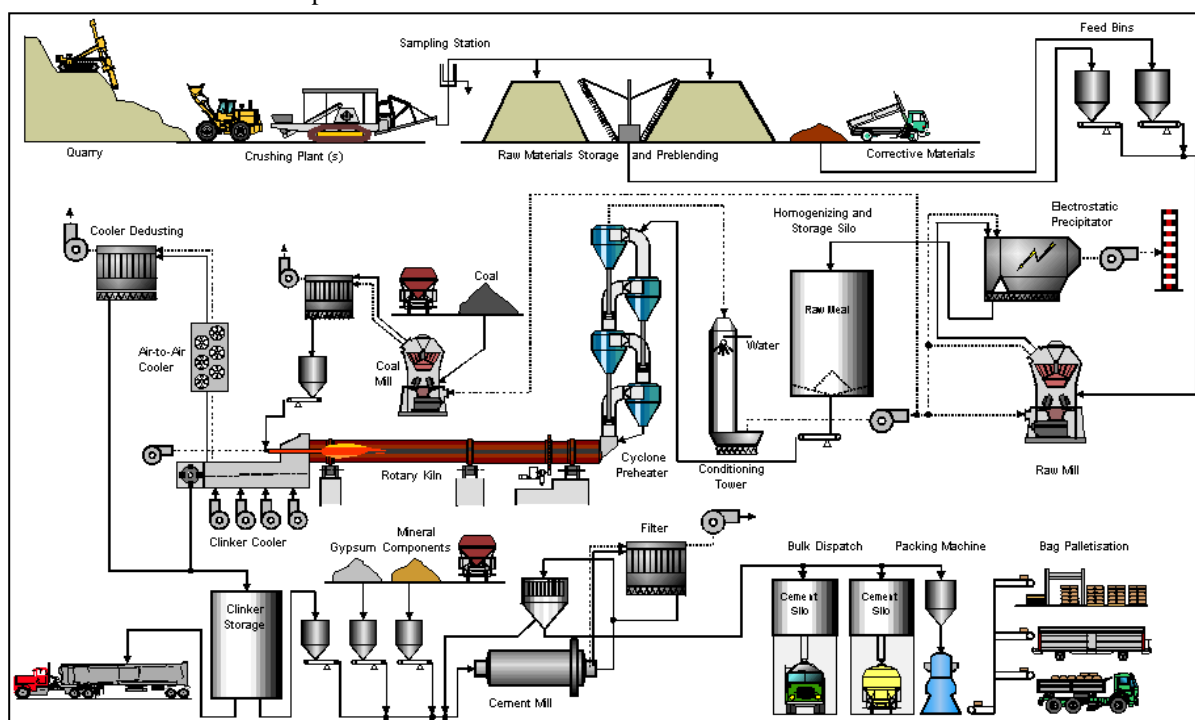


Figure 2. Présentation d'une cimenterie (BREF CLM, 2013)

Ce document met l'accent sur le procédé de production de clinker comme source dominante des émissions atmosphériques de mercure.

Procédé de production de clinker

Du point de vue chimique, le procédé de production de clinker commence par la calcination, qui consiste en la décomposition du carbonate de calcium (CaCO_3) à environ 900 °C pour libérer l'oxyde de calcium (CaO , chaux) et le dioxyde de carbone gazeux (CO_2). S'ensuit alors le procédé de clinkérisation au cours duquel l'oxyde de calcium réagit à haute température (généralement entre 1 400 °C et 1 500 °C) avec du silicium, de l'alumine et de l'oxyde ferreux pour former des silicates, aluminates et ferrites de calcium qui constituent le clinker Portland (SC BAT Cement, 2008).

Pour l'essentiel, le procédé de production de clinker comprend la calcination du clinker en soi (préchauffage, procédé de chauffe du four avec ou sans précalcination et avec ou sans dérivation du gaz du four), suivie du refroidissement du clinker. Le clinker calciné est introduit dans le broyeur de ciment où il est broyé avec des additifs pour fabriquer le produit final (à savoir, le ciment).

Description de la calcination du clinker

Il existe quatre voies principales pour la fabrication de ciment : humide, semi-humide, semi-sèche et sèche. Le choix du procédé est en grande mesure déterminé par l'état des matières premières (sèches ou humides), comme indiqué ci-dessous :

1. Dans le procédé humide, les matières premières sont moulues avec de l'eau pour constituer une bouillie pompable dont la teneur en eau varie de 28 à 42 %. La bouillie est ensuite directement introduite dans le four. La capacité de production de ce procédé varie de 100 à 3 600 tonnes par jour (t/j). Le procédé humide consomme plus d'énergie et est donc plus onéreux.
2. Dans le procédé semi-humide, la bouillie est d'abord déshydratée dans des filtres-presses. La teneur en eau résiduelle varie de 18 et 23 %. Le gâteau de filtration est extrudé pour former des granulés qui sont introduits dans un préchauffeur à grille. Les fours de ce type avec des préchauffeurs à grille ont été mis au point par O. Lelap et la société Polysius, raison pour laquelle on les appelle des fours Lepol (Locher, 2000, p. 58). La capacité de production de ce procédé varie de 100 à 3 000 t/j.
3. Dans le procédé semi-sec, les matières premières sèches sont boulettées avec de l'eau, puis introduites dans un préchauffeur à grille en amont du four. Ces fours sont aussi appelés des fours Lepol. La teneur en eau de ces matières est toutefois encore réduite pour atteindre 11 à 14 %. La capacité de production de ce procédé varie de 500 à 3 200 t/j. Les installations utilisant des procédés semi-secs sont susceptibles d'évoluer vers des techniques par voie sèche lors d'une extension ou d'un changement majeur.
4. Dans le procédé sec, les matières premières sont moulues et séchées pour former une poudre fluide dont la teneur en eau est inférieure à 1 %. La poudre sèche est introduite dans un préchauffeur cyclone (avec quatre à six étages), un four de précalcination ou, plus rarement, dans un four long en voie sèche. Les fours dotés de préchauffeurs sont moins gourmands en énergie et sensiblement plus courts (40 à 100 mètres). La grande majorité des fours existants sont de type en voie sèche. Leur capacité de production peut varier de 500 à plus de 10 000 t/j.

La plupart des fours sont des fours rotatifs courts en voie sèche. Les fours à axe vertical ne sont pas décrits ici, car ils sont gourmands en énergie et leur performance environnementale est médiocre.

Description des fours rotatifs à clinker de ciment

Les fours rotatifs sont des tubes en acier à revêtement réfractaire de jusqu'à 6 mètres de diamètre environ, avec un rapport longueur/diamètre compris entre 10/1 à 38/1. Ils sont inclinés avec une pente de 2,5 à 4 % et tournent à une vitesse de 0,5 à 5,0 (généralement de 1,2 à 3) tours par minute. Grâce à la rotation et à l'inclinaison du tube, le matériau à calciner introduit par l'entrée du four se déplace le long du tube vers la flamme vive à la sortie (Locher, 2000, p 55; Ullmann's, 1986; BREF CLM 2013). Ainsi, le flux gazeux se déplace à contre-courant par rapport aux solides. Tous les fours longs en voie sèche et humide sont équipés de pièces internes (chaînes, croix) visant à améliorer le transfert de chaleur.

La technique du précalcinateur, illustrée dans la figure 3, a été mise au point dans les années 1960 afin d'améliorer la capacité de production d'une taille de four donné. Avant 1993, en Europe, bon nombre des fours à préchauffeur cyclone à quatre étages, la plupart de ces fours à cinq étages et tous les rares fours de ce type à six étages étaient équipés d'un précalcinateur et d'une conduite d'air tertiaire (Erhard/Scheuer, 1993). Depuis lors, les précalcinateurs se sont progressivement modernisés. Les nouvelles installations adoptent toujours la technique du précalcinateur. Les précalcinateurs sont placés entre le four et le préchauffeur; l'air du refroidisseur de clinker est introduit par la conduite d'air tertiaire (figure 3). Ces dispositifs apportent la souplesse nécessaire pour l'utilisation de différents types de combustibles de substitution (dérivés des déchets) dont le pouvoir calorifique est inférieur.

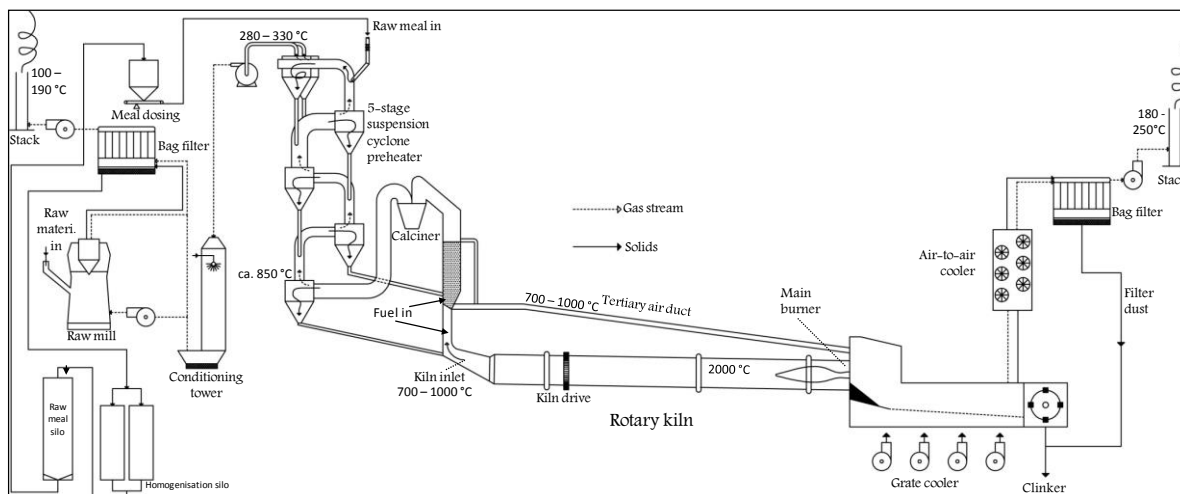


Figure 3. Dry kiln system with a precalciner (Schoenberger, 2015)

Entrée et comportement du mercure dans le procédé

Teneur en mercure de différents flux d'entrants

Le mercure peut être présent dans tous les types de flux de masse entrants dans les matières premières naturelles et dérivées de déchets, ainsi que dans les combustibles conventionnels et ceux dérivés de déchets (y compris les combustibles de déchets dangereux). Cela signifie que le mercure entre dans les systèmes de production de clinker par les trois points d'alimentation, à savoir les matières premières, le brûleur principal et la chambre de combustion secondaire.

La concentration du mercure dans les flux de masse entrants est présentée dans le tableau 1 (les données sont tirées des sources disponibles). Cette compilation confirme que tous les entrants contiennent du mercure. Il convient toutefois de noter que la teneur en mercure peut être significativement plus élevée ou faible que les teneurs indiquées dans le tableau.

	FZKA, 2003			Renzori et al., 2010		Bref CLM, 2007		Oerter, 2007	CH Buwal, 1999			US PCA, 2006
	Min	Max	Moy	Min	Max	Min	Max	50 centile	Min	Max	Moy	Moy
Matières premières naturelles ou conventionnelles												
Calcaire	0,005	0,1	0,04	<0,005	0,4	<0,01	0,13	0,02				0,017
Marne	0,005	0,1	0,03									0,052
Argile	0,01	0,5	0,2	0,002	0,45	0,02	0,15	0,09				
Sable	0,01	1	0,02	<0,005	0,55			0,03				0,029
Gypse				<0,005	0,08							
Minéral de fer		1	0,5	0,001	0,8			0,17				0,078
Cru	0,008	1	0,06	0,01	1	0,01	0,5	0,03	0,02	0,6	0,07	
Matières premières de substitution												
Sable de fonderie usagé	0,03	4,4	0,3									
Anhydrite gypse synthétique"	0,06	1,3	0,1	0,03	1,3							
Laitier de haut fourneau	0,01	1	0,6	<0,005	0,2							0,12
Cendres de procédés de calcination, "cendres lourdes de lignite	0,003	1,4	0,3									
Cendres volantes du charbon	0,04	2,4	0,3	<0,002	0,8			0,34				0,2
Combustibles conventionnels												
Anthracite	0,01	3	0,3	0,1	13	0,1	3,3	0,4	0,1	3,3	0,42	
Lignite	0,01	0,7	0,2	0,03	0,11			0,09				
Fioul lourd				0,006							0,006	
Coke de pétrole	0,01	0,09	0,05	0,01	0,71			<0,5				
Combustibles de substitution												
Pneus usagés	0,1	1	0,4	0,01	0,4			0,17				

Huile usagée	0,01	2	0,3					0,1	0,001	0,2		
Déchets de bois	0,01	1	0,2					0,18	1	0,31	0,37	
Fractions de déchets municipaux, commerciaux et industriels	<0,01	1,4	0,03									
Fractions de déchets industriels								0,25				
Fractions de déchets municipaux								0,26				
Farine de viande et d'os			0,02									
Boues municipales	0,3	2,5		0,31	1,45				1	5	2,6	
Combustible dérivé de déchets liquides				<0,06	0,22							
Combustible dérivé de déchets solides				<0,07	2,77							
Schiste bitumineux (aussi une matière première)	0,05	0,3	0,2	0,05	0,3							0,057

Tableau 1

Valeurs moyennes et plages de la teneur en mercure des matières premières naturelles et de substitution et des combustibles conventionnels et de substitution selon les différentes sources, valeurs exprimées en ppm

Légende : Min – minimum; Max – maximum; Moy – moyenne

Comportement du mercure et bilans du mercure

En raison de la grande volatilité du mercure élémentaire et de la plupart des composés au mercure, la teneur en mercure du clinker est nulle ou négligeable (Weisweiler/Keller, 1992; Kirchartz, 1994, pp 57 et 63; Locher, 2000, p. 156; Eriksen *et al.*, 2007; Renzoni *et al.*, 2010, pp 57, X et XIII). Au fur et à mesure que les matières premières et les combustibles sont brûlés, le mercure est libéré; il se forme ainsi un cycle externe du mercure.

Du fait du de l'existence de ce cycle externe, le mercure est concentré entre le préchauffeur et les dispositifs de dépoussiérage (EF et filtre à manches), souvent simplement appelés filtre anti-poussières. Une partie du mercure est cependant encore émise avec le rejet gazeux du four. Si les poussières du filtre ne sont pas éliminées, la quasi-totalité du mercure entrant est finalement émise avec le rejet gazeux (Weisweiler/Keller, 1992; Paone, 2008; Linero, 2011; ECRA, 2013). Cela s'explique par le fait que le mercure n'aboutit pas dans le clinker et la seule issue du système pour le mercure est alors dans les rejets gazeux. Pour quantifier la concentration du mercure dans le cycle externe et le pourcentage des émissions de mercure dans les rejets gazeux, il est nécessaire d'effectuer un bilan du mercure.

Il faut souligner que la réalisation d'un bilan du mercure prend beaucoup de temps, car cette opération doit être réalisée dans des conditions stables, ce qui peut prendre près d'un mois (Paone, 2008). Par conséquent, il convient de réaliser un bilan pendant une semaine au moins, ce qui nécessite une fréquence d'échantillonnage élevée (par exemple, des moyennes par heure) afin de déceler les variations. Dans la pratique, une période d'investigation aussi longue n'est pas souvent maintenue.

Un bilan du mercure a été publié sous la forme de diagrammes de Sankey en 2002 (Schäfer/Hoenig, 2002), bilan qui a été repris de nombreuses fois (Oerter, 2007; Renzoni *et al.*, 2010; Oerter/Zunzer, 2011; Zheng *et al.*, 2012; Hoenig, 2013; ecra, 2013). Les diagrammes sont présentés dans la figure 4 ci-dessous. Ils résultent de ce qu'on appelle un « bilan massique extérieur », dans lequel les matières premières et les combustibles sont les entrées et le clinker, les poussières éliminées (dans le cas d'une dérivation du chlore ou de l'élimination des poussières du filtre) et les émissions vers l'atmosphère à partir du four, du broyeur de cru et de la dérivation du chlore (Sprung, 1988) sont les sorties. Le diagramme de gauche indique le bilan du mercure sans élimination des poussières du filtre et celui de droite avec élimination des poussières du filtre.

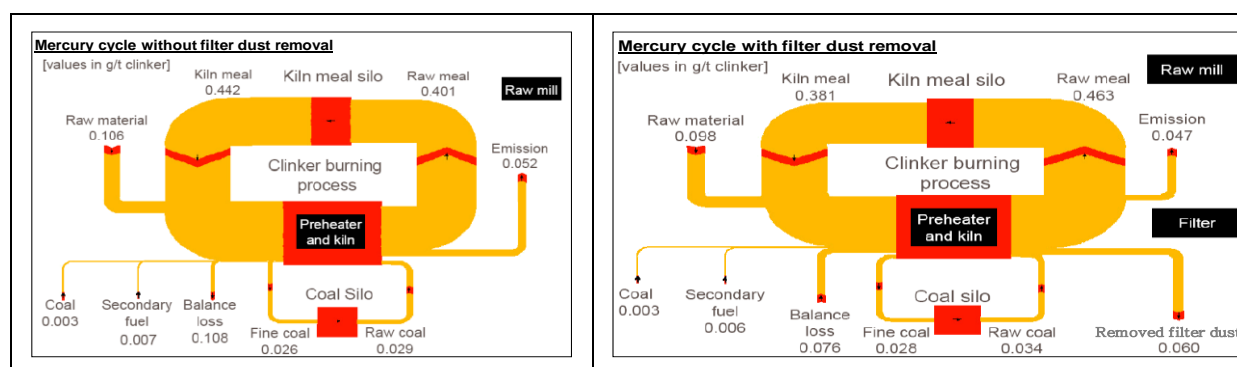


Figure 4**Diagrammes de Sankey du bilan du mercure dans une usine de production de clinker avec et sans élimination des poussières du filtre (Schaefer/Hoenig, 2002)**

Le bilan du mercure a été réalisé grâce à une surveillance en continu du mercure au niveau de la cheminée et au prélèvement de centaines d'échantillons solides (Schäfer/Hoenig, 2001). Le diagramme de gauche de la figure 4 montre que pendant la période d'équilibrage, seulement la moitié des entrées de mercure a été émise. Cependant, en l'absence de contrôle, la totalité du mercure est à terme émise par la cheminée.

Le diagramme de droite montre que le cycle du mercure est réduit en éliminant du système les poussières du filtre.

La figure 4 indique également que le silo d'alimentation du four est aussi un gros réservoir de mercure.

Dans les deux cas, la perte du bilan représente le mercure stocké dans le silo d'alimentation du four pendant la période d'équilibrage et les incertitudes de la détermination de l'ensemble des flux de masse (entrées et sorties) et des teneurs en mercure.

Des informations plus détaillées sur le comportement du mercure dans les usines de production de clinker sont présentées dans l'appendice.

Mesures de contrôle des émissions de mercure

Cette section décrit les mesures de contrôle, concernant aussi bien les nouvelles sources que les sources existantes, pour réduire les émissions atmosphériques de mercure générées par le procédé de production de clinker de ciment. Les mesures de contrôle des émissions s'ajoutent à celles décrites dans l'introduction du document d'orientation des MTD/MPE comme les contrôles des émissions pour l'ensemble des catégories de sources.

Le niveau spécifique de contrôle ou de réduction du mercure pour un procédé de production de clinker de ciment appliquant une ou plusieurs des mesures décrites ici peut être déterminé à l'aide de techniques de surveillance des émissions décrites dans la section 5 de ce chapitre et dans l'introduction du document d'orientation des MTD/MPE.

Mesures primaires

Contrôle des entrées

Le mercure est introduit dans le système du four en tant qu'élément trace présent dans les matières premières et, dans une moindre mesure, dans les combustibles. Pour réduire les émissions de mercure des usines de production de clinker de ciment, il est très important de sélectionner et contrôler minutieusement toutes les substances introduites dans le four pour réduire l'entrée de mercure, et d'utiliser des dispositifs efficaces de contrôle de la pollution atmosphérique.

De nombreux fours peuvent réduire les émissions en remplaçant certains composants comme l'argile ou le sable par des matières premières dont la teneur en mercure est inférieure à celle des composants actuellement utilisés. Il est probablement plus difficile de substituer la principale matière première, à savoir le calcaire, que les autres additifs. Le calcaire représente 75 % des matières premières utilisées pour fabriquer le clinker et, pour des raisons économiques, la plupart des usines sont situées à proximité de la source de calcaire. L'achat de calcaire dans d'autres lieux ne serait pas économiquement viable en raison des coûts de transport. De plus, les carrières de calcaire sont souvent détenues par l'usine de ciment ou sa compagnie mère et ne sont pas disponibles aux autres cimenteries de propriétaires différents. Les caractéristiques du calcaire, notamment sa teneur en mercure, sont particulièrement pertinentes au moment de choisir le lieu d'une nouvelle installation.

Les teneurs en mercure des matières premières (calcaire, marne ou argile) sont très variables d'une carrière à l'autre. On observe parfois même dans certains cas que la teneur en mercure varie sensiblement au sein d'un même gisement, ce qui entraîne donc parfois une extraction sélective. Dans ces cas, après exploration et analyses de la carrière, il est en principe possible de définir les parties de la carrière où les teneurs en mercure sont plus élevées et d'utiliser le calcaire extrait des zones aux plus faibles concentrations. Cependant, dans de nombreux cas, une telle procédure est trop complexe à gérer et ne peut pas toujours être appliquée.

Hormis le calcaire, d'autres matières premières (argile, schiste, sable et minerai de fer) sont généralement achetées auprès de diverses sources en dehors du site et transportées jusqu'à l'usine. Les usines peuvent donc avoir accès à des matériaux à faible teneur en mercure, mais la faisabilité de cette opération doit être déterminée au cas par cas. Des matériaux dits « correctifs » comme la bauxite, le minerai de fer ou le sable peuvent être nécessaires pour ajuster la composition chimique du mélange cru en vue de satisfaire les exigences du procédé et les spécifications du produit.

Dans une moindre mesure, des matières premières de substitution sont utilisées à la place des matières premières et des correctifs naturels.

Lorsque les matières premières de substitution entraînent une augmentation significative du mercure entrant dans le système, il peut être nécessaire de les remplacer par un autre matériau de substitution. Les cendres volantes, par exemple, peuvent avoir une teneur en mercure plus élevée ou plus faible que celle des matières premières qu'elles remplacent, ce qui fait qu'il faut minutieusement sélectionner la source des cendres volantes.

Le procédé de production de ciment utilise des combustibles conventionnels comme le charbon, le gaz, le coke et le pétrole, ainsi que des combustibles de substitution comme les pneus et des combustibles dérivés des déchets. Le choix des combustibles, y compris ceux de substitution, avec une faible teneur en mercure et l'utilisation d'un système d'assurance qualité pour surveiller les caractéristiques des combustibles utilisés sont donc très importants pour réduire les émissions de mercure des usines de production de clinker de ciment.

En général, le permis d'exploitation d'une cimenterie précise les matières premières et les combustibles dérivés des déchets que la cimenterie est en droit d'utiliser ou de calciner. La teneur en mercure des matières premières et des combustibles de substitution peut aussi être limitée dans le permis, qui peut aussi inclure des exigences quant à la réalisation périodique d'analyses et imposer des limites en cas de changement de matière première ou de combustible. Par exemple, le permis délivré à Cementa AB, Slite en Suède impose un seuil inférieur à 2 ppm de mercure dans certains des combustibles dérivés des déchets spécifiés, par exemple, les plastiques, les pneus et l'huile usée (Permit Cementa AB, 2007).

Le tableau 2 donne des exemples de valeurs seuils pour la teneur en mercure dans les déchets utilisés dans les cimenteries de certains pays.

Tableau 2

Exemples de valeurs seuils pour la teneur en mercure de certains déchets utilisés dans les cimenteries; les valeurs sont exprimées en mg/kg de substance sèche [ppm] (BREF CLM, 2013)

Type de déchet	Autriche	Allemagne	Suisse
Plastique	2	1,2	
Papier	2	1,2	
Huile, solvants usagés	2	1	
Boues d'égouts	3		
Déchets combustibles en général	0,5		0,5
Déchets utilisés en tant que matière première			0,5

Avantages environnementaux obtenus

Des teneurs constamment faibles en mercure dans les matériaux d'entrée se traduisent par de faibles émissions de mercure. En 2014, 60 % des combustibles utilisés à Cementa AB, Slite, en Suède étaient des combustibles de substitution. Grâce à la faible teneur en mercure du calcaire et à un contrôle efficace des entrées, les émissions de mercure étaient de 0,0014 mg Hg/Nm³ (moyenne sur l'ensemble de la période d'échantillonnage, mesures périodiques dans des conditions de référence de 273 K, 101,3 kPa, 10 % d'oxygène et gaz sec). L'usine dispose aussi d'un laveur de gaz pour l'élimination du SO₂, mais l'effet de ce laveur sur les émissions de mercure n'a pas été déterminé.

Applicabilité

Le contrôle des entrées peut s'appliquer à toutes les cimenteries.

Usine de référence

Cementa AB : Slite, Suède

Mesures secondaires

Purge des poussières

Une technique éprouvée pour limiter l'accumulation de mercure dans les poussières du four est la purge sélective des poussières enrichies en mercure du four, qui sont extraites des poussières et du mercure circulant dans le four (voir figure 4). Après l'extraction, les poussières sont directement réintroduites au niveau du broyeur de finition (en aval du four) avec du clinker et du gypse.

La purge des poussières peut se faire selon deux configurations :

1. Purge des poussières lorsque le broyeur de cru est « off-line » ou éteint (le four fonctionne tout seul) : cette méthode est efficace pour éliminer le mercure. La teneur en mercure des poussières recueillies à partir du préchauffeur est relativement supérieure, car celles-ci ne sont pas diluées dans le broyeur de cru.
2. Purge des poussières lorsque le broyeur de cru est « on-line » ou en marche (le four et le broyeur de cru fonctionnent en ligne, car les gaz du four séchent le cru à l'intérieur du broyeur de cru) : cette méthode est moins efficace pour éliminer le mercure. Les poussières du préchauffeur enrichies en mercure recueillies sont diluées à l'intérieur du broyeur de cru. Il convient de noter que ce cas présente lui-même trois configurations :
 - Usines dotées d'un broyeur de cru vertical => tous les gaz du four traversent le broyeur de cru => très peu de mercure présent dans les poussières du filtre => il est préférable d'appliquer uniquement la purge des poussières lorsque le broyeur de cru est éteint; ceci s'applique aux usines avec un broyeur à boulets et des matières premières à teneur en eau élevée;
 - Usines dotées d'un broyeur de cru à boulets => une partie des gaz du four peut contourner le broyeur de cru => on pourrait envisager de purger une partie des poussières du broyeur de cru dans le flux de contournement si ce flux est équipé d'un filtre anti-poussières séparé;

- Usines dotées d'un filtre sur purge séparé du filtre du four principal et du broyeur de cru. Ce filtre sur purge plus petit reçoit le gaz du préchauffeur. La purge des poussières de ce filtre est efficace tant que tous les autres gaz traversent le broyeur de cru.

La température dans le dépoussiéreur est importante. La pression de vapeur du mercure chute sensiblement avec la réduction de la température (voir figure 6.5 de l'appendice). La figure 5 illustre en outre que l'adsorption du mercure à la surface des poussières augmente lorsque la température diminue. Cet effet s'applique principalement au mercure oxydé et en moindre mesure au mercure élémentaire. Pour optimiser l'efficacité de la technique de la purge des poussières, la température du gaz doit être inférieure à 140 °C et de préférence inférieure ou égale à 120 °C. Dans une opération avec le broyeur de cru en marche, la température des gaz dans le filtre est généralement comprise entre 90 et 120 °C. Dans une opération avec le broyeur de cru éteint, elle est généralement comprise entre 140 et 170 °C, mais peut atteindre 200 °C. Cela signifie que pour que la purge des poussières soit efficace dans une opération avec le broyeur de cru éteint, il faut abaisser la température dans une tour de conditionnement ou par refroidissement avec de l'air pour atteindre la plage de 120 à 140 °C. Une réduction de la température en dessous de 140 °C par un traitement par l'eau entraîne souvent la corrosion du système du fait de la condensation d'acide sulfurique, à moins que les parois du collecteur de poussières et des conduites soient extrêmement bien isolées. Les trémies du dépoussiéreur doivent souvent être chauffées. C'est la raison pour laquelle, des mesures techniques adéquates doivent être prises pour éviter toute corrosion.

Les poussières précipitées peuvent être éliminées du système, quel que soit le type de filtre. Il a été démontré que certains procédés qui utilisent des électrofiltres sont plus efficaces uniquement pour éliminer les poussières de la dernière section (poussières les plus fines dont la surface spécifique est plus élevée). Ce phénomène n'a pas été observé dans d'autres cas. Les poussières doivent être recueillies dans un silo séparé afin de pouvoir les utiliser ultérieurement, si besoin est. Dans de nombreuses cimenteries, les poussières sont utilisées en tant qu'ajout minéral au ciment, ce qui est conforme à la plupart des normes relatives au ciment. Si cela n'est pas possible, les poussières peuvent être utilisées dans la fabrication d'autres produits, comme certains liants, ou si cela n'est pas non plus possible, elles doivent être traitées en tant que déchets.

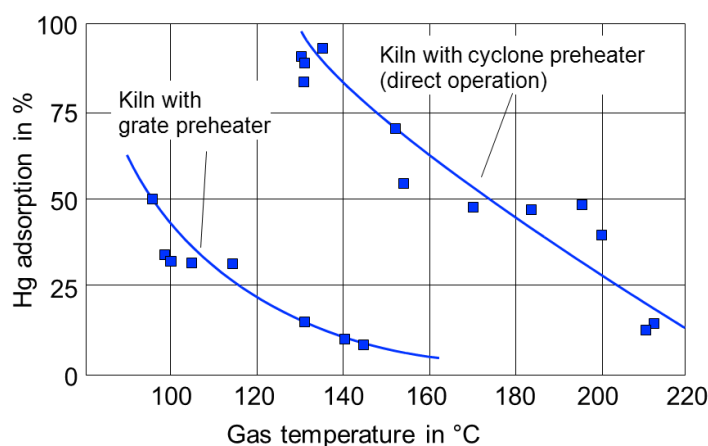


Figure 5. Comparaison de l'adsorption du mercure dans des préchauffeurs à grille et à cyclone en fonction de la température du gaz lavé (Kirchartz, 1994)

L'efficacité de cette technique peut être améliorée en ajoutant des sorbants à surface élevée avec des propriétés chimiques données (par. ex., charbon actif ou sorbants à base de calcium) pour augmenter la quantité de mercure fixé sur les particules (voir section 3.2.2).

Avantages environnementaux obtenus

Le principal avantage environnemental est la réduction des émissions de mercure. Le potentiel de réduction peut être important, en fonction de la température du rejet gazeux, du pourcentage de poussières purgées (éliminées) et du rapport entre le mode de fonctionnement direct et composé (voir aussi figure 6.9 de l'appendice). Le rendement d'élimination doit être déterminé sur une période d'au moins plusieurs jours ou semaines. L'expérience montre que cette technique permet de réduire les émissions de mercure de 10 à 35 % (Oerter/Zunzer, 2012; Schäfer/Hoenig, 2001). Les expériences tirées des cimenteries allemandes montrent que cette technique permet aussi de réduire les émissions atmosphériques d'autres composés comme l'ammoniac.

Effets croisés entre différents milieux

Lorsque les poussières purgées sont utilisées en tant qu'ajout au ciment, le mercure est transposé dans le produit final. Si les poussières sont réparties uniformément dans le produit final, la teneur en mercure de celui-ci sera alors

semblable à celle des matières premières initiales. Il convient de surveiller la teneur en mercure du produit final. Après hydratation du ciment, le mercure est fixé sur la matrice. Si les poussières purgées ne peuvent pas être utilisées dans le produit final, elles doivent alors être mises au rebut de manière adéquate.

Applicabilité

La technique de purge des poussières peut, en principe, être appliquée à toutes les cimenteries. Elle est le plus efficace dans les fours à précalcinateur et préchauffeur pendant l'opération à avec le broyeur éteint ou dans un circuit à l'extérieur du broyeur dans le cas où seule une partie des gaz d'échappement est utilisée dans le broyeur de cru. Dans d'autres configurations (p. ex., dans des fours longs en voie sèche), la technique est moins efficace, car la température des gaz d'échappement est souvent supérieure à 200 °C. L'efficacité qu'il est possible d'atteindre dépend de plusieurs paramètres, à savoir :

- Le rapport entre le mercure oxydé et le mercure élémentaire dans les gaz d'échappement;
- Le rapport entre les opérations avec le broyeur de cru en marche et celles avec le broyeur de cru éteint;
- Le rapport entre les capacités du broyeur de cru et du four;
- La température des gaz d'échappement qu'il est possible d'atteindre dans les opérations avec le broyeur de cru éteint;
- La disponibilité ou non d'un silo séparé pour les poussières éliminées;
- Les utilisations possibles des poussières;
- Le degré d'enrichissement en mercure dans le système (un plus faible enrichissement signifie qu'il est nécessaire d'éliminer plus de poussières ou de poudres du système).

Coût

Pour les installations qui n'appliquent pas encore la purge des poussières, des investissements supplémentaires sont nécessaires pour les systèmes de transport, le silo de stockage et les équipements de dosage des poussières pour le broyeur de ciment.

Usines de référence

- Cemex : Brooksville, Floride, États-Unis

Purge des poussières avec injection de sorbants

La purge des poussières combinée à l'injection de sorbants permet d'accroître le rendement d'élimination du mercure par rapport à celui obtenu en utilisant la purge des poussières seule. Les sorbants sont généralement injectés lorsque le broyeur de cru est éteint pour réduire le pic d'émissions de ce mode d'opération, ce qui réduit aussi la quantité de sorbant nécessaire pour contrôler les émissions de mercure et atteindre les niveaux souhaités. Mis à part quelques cas (avec des conditions d'entrée spécifiques), l'injection de sorbants n'est pas nécessaire lorsque le broyeur de cru est en marche, car le piégeage du mercure dans le broyeur de cru est suffisant pour contrôler les émissions de mercure et atteindre les niveaux souhaités.

Plusieurs types de sorbants sont disponibles sur le marché, p. ex., le charbon, le charbon actif, le lignite actif (coke de lignite), les zéolithes et des mélanges minéraux réactifs contenant de l'argile activée ou des composés de calcium.

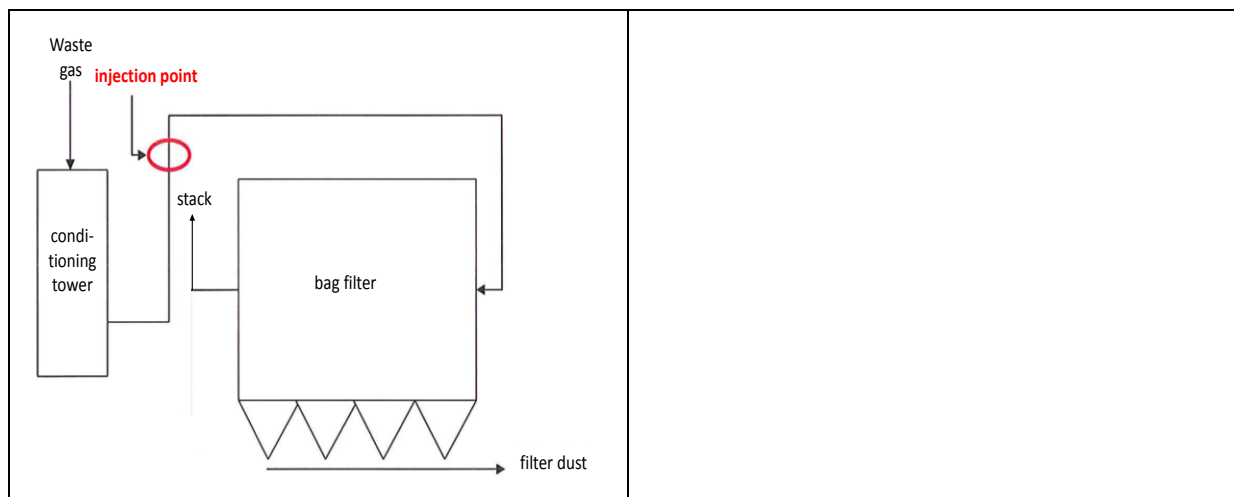


Figure 6. Illustration de l'injection de lignite actif (coke de lignite) dans le gaz de combustion entre la tour de conditionnement et le filtre à manches (Lafarge Wössingen, 2015)

Pour obtenir une efficacité d'adsorption élevée, la température du gaz de combustion doit être le plus faible possible, de préférence inférieure à 130 °C. L'injection peut être réalisée grâce à un grand sac contenant le sorbant et une unité de dosage.

On peut observer la réduction des émissions de mercure dans les deux minutes qui suivent le début du dosage du sorbant (figure 7).

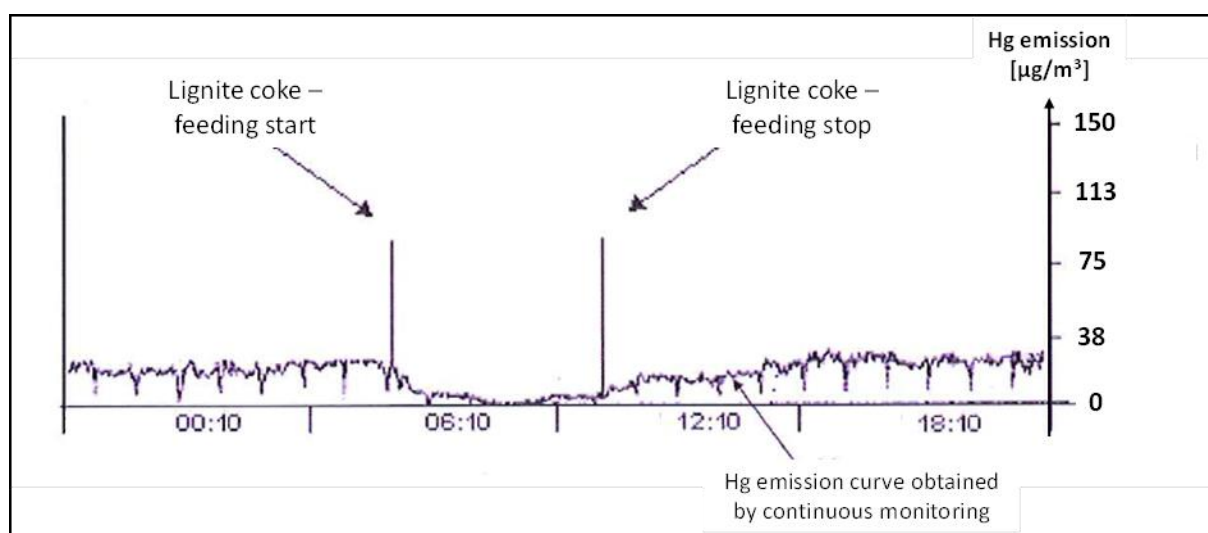


Figure 7. Exemple de réduction des émissions de mercure par injection de coke de lignite; la courbe d'émission indiquée est obtenue par la surveillance en continu du mercure dans le gaz de combustion dans la cheminée (d'après Wössingen, 2015)

L'utilisation de sorbants nécessite d'éliminer les poussières contaminées par le sorbant chargé de mercure. C'est la raison pour laquelle l'injection de sorbants peut être considérée comme une mesure visant à améliorer le rendement d'élimination de la purge des poussières. Étant donné que la technique de purge des poussières fonctionne mieux avec le mercure oxydé qu'avec le mercure élémentaire, la capacité d'adsorption peut être encore accrue par des additifs comme le brome, le soufre ou des composés plus complexes dont les propriétés chimiques sont similaires. Dans certaines cimenteries, on a utilisé des sorbants imprégnés de brome ou de soufre pour améliorer le taux d'élimination du mercure.

Lorsque l'on cherche à réduire les pics d'émission, la période de dosage peut ne durer que quelques heures par jour. Les poussières avec le sorbant chargé de mercure sont alors possiblement ajoutées dans le broyeur de ciment. En cas d'injection en continu, les poussières avec le sorbant chargé de mercure devront peut-être être mises au rebut séparément, car l'ajout de grandes quantités de poussières avec le sorbant chargé de mercure au ciment peut nuire à la qualité de ce dernier. Si les poussières éliminées sont utilisées en tant que constituant du ciment, il faut surveiller leurs effets possibles sur la qualité du ciment.

Avantages environnementaux obtenus

La purge des poussières combinée à l'injection de sorbants peut permettre d'obtenir de faibles niveaux d'émission de mercure. Les émissions de mercure peuvent être réduites de 70 à 90 % (Lafarge Wörsingen, 2015). Le niveau d'émissions dépend de la concentration cible que le système est supposé atteindre. En Allemagne, certaines cimenteries ont installé des systèmes d'injection de sorbants conçus pour garder les niveaux d'émission de mercure en dessous de 0,03 mg/Nm³ comme valeur moyenne quotidienne et de 0,05 mg/Nm³ en tant que valeur moyenne sur une demi-heure dans les conditions de référence de 273 K, 101,3 kPa, 10 % d'oxygène et gaz sec. Dans la cimenterie de Lafarge Zement Wörsingen à Walzbachtal, en Allemagne, la teneur en mercure obtenue est inférieure à 28 µg/Nm³ (valeur moyenne quotidienne dans les conditions de référence de 273 K, 101,3 kPa, 10 % d'oxygène et gaz sec).

Effets croisés entre différents milieux

Lorsque les poussières purgées sont utilisées en tant qu'ajout au ciment, le sorbant et le mercure sont transposés dans le produit final. Si les poussières sont réparties uniformément dans le produit final, la teneur en mercure de celui-ci est alors semblable à celle des matières premières initiales. Dans ce cas, il convient de surveiller la teneur en mercure du produit final. Il ne devrait cependant pas y avoir d'émissions atmosphériques à partir de ces produits. De plus, l'effet du sorbant sur la qualité du ciment doit être surveillé et contrôlé. Si les poussières purgées ne peuvent pas être utilisées dans le produit final, elles doivent alors être mises au rebut de manière adéquate.

Applicabilité

Cette technique peut s'appliquer aux nouvelles installations et aux installations existantes. L'utilisation de sorbants pour la réduction des émissions atmosphériques de mercure a été principalement signalée aux États-Unis et en Allemagne.

La purge des poussières combinée à l'injection de sorbants est plus onéreuse que la purge des poussières seule. Étant donné que l'efficacité de la purge des poussières dépend grandement de facteurs spécifiques au site, l'injection de sorbants est néanmoins plus largement applicable et peut permettre d'obtenir des niveaux d'émission de mercure globalement plus faibles.

Coût

Lorsque l'on cherche à diminuer les pics d'émission et le sorbant est dosé uniquement quelques heures par jour, les coûts d'exploitation sont faibles. Seuls les coûts de l'électricité (ventilateur et unité de dosage) et de la consommation de sorbants (environ une tonne par jour) doivent être couverts. Les coûts d'exploitation estimés sont d'environ 0,2 € par tonne de clinker (1 tonne de coke de lignite actif, 168 kWh et 2 300 tonnes de clinker par jour, prix allemands en 2015). À ces niveaux, il est possible d'ajouter au broyeur de ciment le sorbant contenu dans les poussières du filtre. Par conséquent, aucun coût supplémentaire n'est imputé à la mise au rebut.

Dans le cas d'une injection en continu, s'il n'est pas possible d'ajouter les poussières avec le sorbant chargé de mercure dans le broyeur de ciment, il faut les mettre au rebut de manière adéquate.

Les coûts d'équipement (achat et installation) pour un système d'injection de sorbants s'élèvent à 50 000 à 100 000 USD environ, en fonction du fournisseur et de la capacité de l'usine.

Usines de référence

- Lafarge Zement Wörsingen GmbH., Walzbachtal, Allemagne (cédée à CRH en 2015)
- Cemex OstZement GmbH, Rüdersdorf, Allemagne
- Holcim Zementwerk Beckum-Kollenbach, Allemagne (auparavant Cemex)
- Lehigh Cement: Cupertino, Californie, États-Unis
- Lehigh Cement: Tehachapi, Californie, États-Unis

Injection de sorbants avec filtre à manches de finition

Dans cette technique, le sorbant est injecté en aval du principal contrôle des particules combiné à un filtre de finition pour éliminer le sorbant chargé de mercure. En fonction des exigences pour l'élimination des émissions de mercure, le sorbant peut être injecté en continu ou pour réduire les pics d'émissions qui se produisent classiquement pendant les opérations avec le broyeur de cru éteint.

Afin d'éviter de mélanger le sorbant chargé de mercure avec les poussières du préchauffeur, le sorbant (par exemple, charbon actif) est injecté dans le gaz de combustion après le principal contrôle des poussières et un deuxième filtre à poussières, aussi connu sous le nom de filtre à manches « de finition » est utilisé pour piéger le charbon usagé. Il est rare de trouver un deuxième filtre à poussières dans l'industrie du ciment en raison de l'investissement de capitaux supplémentaires que cela suppose. La figure 8 ci-dessous illustre l'utilisation de l'injection de sorbants avec un filtre à manches de finition.

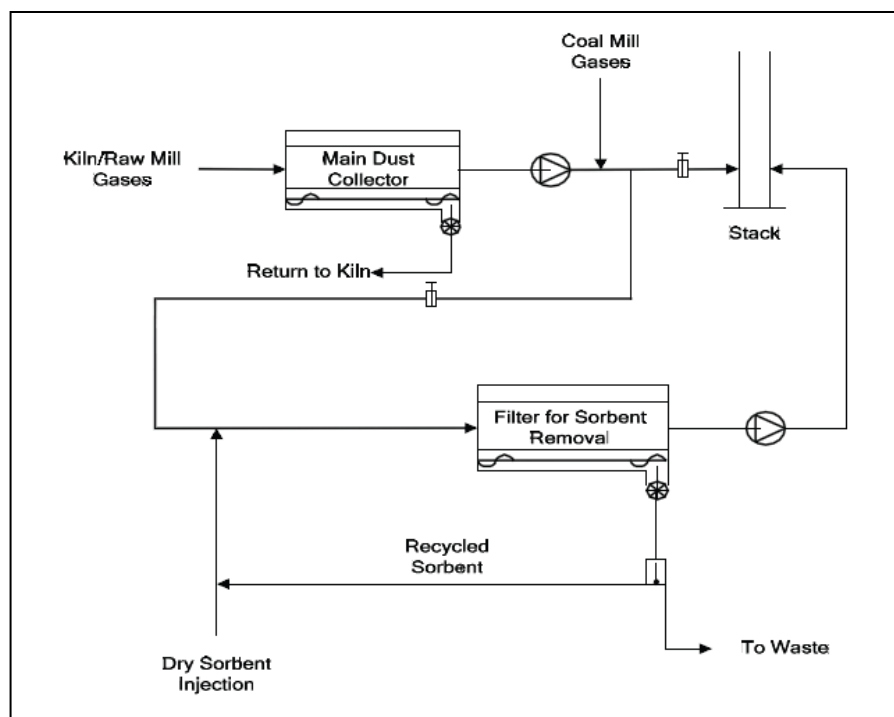


Figure 8. Injection de charbon actif en aval du filtre à poussières nécessitant un filtre supplémentaire pour l'élimination du sorbant (Paone, 2009, p. 55)

Plusieurs variables influent sur l'adsorption du mercure sur les sorbants et, par conséquent, sur l'efficacité du contrôle du mercure. Ces variables sont notamment (Zheng, 2011) :

- Spéciation du mercure et teneur en mercure;
- Propriétés physiques et chimiques du sorbant, par exemple, répartition granulométrique des particules, structure et répartition des pores et caractéristiques de la surface;
- Température du gaz de combustion;
- Composition du gaz de combustion;
- Concentration en sorbants (taux d'injection);
- Durée de contact entre le mercure et le sorbant;
- Adéquation de la dispersion des sorbants dans le flux gazeux contenant le mercure.

De plus, le type de manche du filtre et la vitesse de filtration influent aussi sur la quantité de mercure pouvant être adsorbée; il est donc nécessaire d'ajuster la taille du filtre à manches de finition.

Les résultats d'une étude menée pour évaluer les paramètres de conception clés pour une installation de contrôle des émissions de mercure à grandeur réelle dans une cimenterie aux États-Unis a déterminé que, pour atteindre un meilleur contrôle du mercure, la performance du charbon actif non traité est comparable à celle du charbon actif traité à l'halogène, ce qui permet d'éviter d'autres problèmes possibles liés à l'utilisation d'halogènes, par exemple la corrosion (US Cement, 2007). Pour obtenir des taux d'adsorption élevés, il est de plus recommandé que la température des rejets gazeux soit faible (Renzoni *et al.*, 2010).

Avantages environnementaux obtenus

Le recours à l'injection de charbon actif combiné à un filtre à manches de finition permet d'éliminer 90 % du mercure (Barnett, 2013).

Effets croisés entre différents milieux

Les poussières chargées de mercure issues de ce procédé doivent être mises au rebut de manière adéquate.

Applicabilité

Cette technique peut s'appliquer à tous les fours à ciment. En fonction des exigences globales pour l'élimination des émissions de mercure, le sorbant peut être injecté en continu ou pour réduire les pics d'émissions qui se produisent classiquement pendant les opérations avec le broyeur de cru éteint.

Aux États-Unis, pour contrôler ses émissions de mercure, une cimenterie a installé et exploité avec succès un système d'injection de charbon actif, où celui-ci est injecté dans le gaz de combustion après le principal contrôle des poussières suivi d'un filtre à manches de finition. Dans l'installation, le système du four comprend un préchauffeur et un précalcinateur qui inclut un four rotatif, un préchauffeur et une tour de précalcination, ainsi que le système de contrôle de la pollution atmosphérique associé. L'usine est équipée d'un broyeur de cru en ligne, où les gaz du système du four sont directement acheminés vers le broyeur de cru pour fournir la chaleur nécessaire pour sécher les matières premières. Lorsque le broyeur de cru n'est pas opérationnel (environ 15 % du temps de fonctionnement annuel), les gaz contournent le broyeur de cru et sont directement acheminés vers le filtre à manches. L'usine consomme généralement 1,5 million de tonnes courtes par an de matières premières et est en capacité de produire 1 million de tonnes courtes de clinker par an (US Cement, 2007).

Coût

L'analyse de l'Agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA) sur les coûts de l'installation d'un système d'injection de charbon actif pour le contrôle du mercure dans un four à ciment inclut un filtre à manches de finition. Ces coûts ont été estimés en utilisant les coûts initialement utilisés pour les chaudières des services publics d'électricité. En utilisant les débits des gaz d'échappement comme facteur commun, les coûts de contrôle pour les services publics d'électricité ont été ajustés pour obtenir les coûts de contrôle pour les fours à ciment Portland. Les facteurs pour les coûts d'immobilisation et annuels (dollars/tonne courte de clinker) ont été définis en utilisant les coûts des chaudières et les données de débit des gaz pour les différents types de chaudières. Aux États-Unis, le total des frais d'établissement d'un système d'injection de sorbant avec filtre à manches de finition et un nouveau four de 1,2 million de tonnes courtes par an a été évalué à 3,2 millions de dollars (valeurs USD en 2005). Les coûts annualisés ont été estimés à 1,1 million USD par an (US Cement, 2010 Cost).

Dans le document BREF (BREF CLM, 2013), le coût d'équipement pour un système de filtration des poussières (filtre à manches ou EF) varie de 2,1 millions d'euros à 6,0 millions d'euros pour un four de 3 000 tonnes/jour.

Usine de référence

- Ash Grove Cement : Durkee, Oregon (États-Unis)

Mesures de contrôle multipolluants

Les dispositifs de contrôle de la pollution atmosphérique installés pour éliminer les Ox et les SOx peuvent participer au piégeage du mercure et sont particulièrement efficaces pour les émissions de mercure oxydé.

Laveur de gaz

Le laveur de gaz est une technique éprouvée pour la désulfuration des gaz de combustion dans les procédés de production de clinker qui exigent un contrôle des émissions de SO₂.

Dans un laveur de gaz, le SO_x est absorbé par un liquide ou la bouillie, qui est pulvérisé(e) dans une tour de pulvérisation. Le matériau absorbant est le carbonate de calcium. Parmi toutes les méthodes de désulfuration des gaz de combustion, les laveurs de gaz sont les plus efficaces en termes d'élimination des gaz acides solubles, avec les facteurs stœchiométriques et le taux de production de déchets solides le plus bas. Les laveurs de gaz réduisent aussi toutefois significativement les émissions de HCl, de poussières résiduelles, de NH₃ et, dans une moindre mesure, de métaux, notamment le mercure.

La bouillie est pulvérisée à contre-courant du gaz d'échappement et collectée dans une cuve de recyclage au fond du laveur où le sulfite formé est oxydé au contact de l'air pour former du sulfate de calcium dihydraté. Ce produit est séparé et, en fonction des propriétés physico-chimiques du gypse, peut être utilisé dans le broyage du ciment; l'eau est réacheminée vers le laveur.

Les composés gazeux du mercure oxydé sont solubles dans l'eau et peuvent être absorbés dans la bouillie aqueuse d'un laveur de gaz; une fraction des vapeurs de mercure oxydé en phase gazeuse peut être efficacement éliminée. Le mercure élémentaire gazeux est cependant insoluble dans l'eau et n'est donc pas absorbé dans cette bouillie. La spéciation entre mercure oxydé et mercure élémentaire peut varier sensiblement d'un four à l'autre et dépend aussi des conditions du procédé du four exploité; tous ces paramètres ont un effet sur la quantité de mercure éliminée dans un laveur de gaz. Le gypse est un sous-produit des procédés de désulfuration; il est utilisé pour remplacer le gypse naturel ajouté au clinker dans le broyeur de finition.

Avantages environnementaux obtenus

Aux États-Unis, cinq fours à ciment disposent de laveurs de gaz à calcaire installés pour contrôler les émissions de SO₂. Ils contrôlent aussi les émissions atmosphériques de mercure. D'après des essais effectués sur les cheminées et les données de ces cinq laveurs de gaz à calcaire, jusqu'à 80 % des émissions atmosphériques totales de mercure sont contrôlées (c'est-à-dire, piégées) (Barnett, 2013). Le rendement d'élimination est inférieur dans les cimenteries dont les gaz d'échappement contiennent des concentrations élevées de mercure élémentaire.

Applicabilité

Un laveur de gaz est essentiellement utilisé dans les cimenteries ayant des émissions de SO₂ élevées.

Dans les cimenteries, cette technique est la plus efficace lorsque les émissions de mercure dominantes sont sous forme oxydée. Si le taux de mercure élémentaire est élevé, les laveurs de gaz sont seulement efficaces si on ajoute des additifs pour oxyder le mercure.

Effets croisés entre différents milieux

- Le mercure passe dans le sous-produit, comme le gypse.

Effets croisés entre différents milieux (autres que ceux liés au mercure)

- Augmentation de la consommation d'énergie;
- Augmentation de la production de déchets avec la désulfuration des gaz de combustion et lors de l'entretien;
- Augmentation des émissions de CO₂;
- Augmentation de la consommation d'eau;
- Émissions possibles vers l'eau et augmentation du risque de contamination de l'eau;
- Augmentation des coûts d'exploitation;
- Remplacement du gypse naturel.

Coût

En 2000, les dépenses d'équipement pour l'épurateur à Castle Cement (incluant les modifications apportées à l'installation) étaient de 7 millions d'euros et les coûts d'exploitation d'environ 0,9 euro par tonne de clinker. En 1998, Cementa AB en Suède a supporté des dépenses d'équipement d'environ 10 millions d'euros et des coûts d'exploitation d'environ 0,5 euro par tonne de clinker. Avec une concentration initiale en SO₂ pouvant atteindre 3 000 mg/Nm³ et une capacité de four de 3 000 tonnes de clinker par jour, les dépenses d'équipement vers la fin des années 1990 étaient de 6 à 10 millions d'euros et les coûts d'exploitation de 0,5 à 1 euro par tonne de clinker. Pour une cimenterie de référence ayant une capacité de 1 100 tonnes par jour, un laveur de gaz réalisant une réduction de 75 % du SO_x, on a calculé que les dépenses d'équipement s'élevaient à 5,5 millions d'euros, les coûts d'exploitation variables à 0,6 euro par tonne de clinker et des coûts totaux de 3 euros par tonne de clinker (données de 2000, durée de vie de 10 ans, taux d'intérêt de 4 %, incluant l'électricité, la main-d'œuvre et les coûts de la chaux). En 2008, l'industrie du ciment en Europe a communiqué des dépenses d'équipement allant de 6 à 30 millions d'euros et des coûts d'exploitation compris entre 1 et 2 euros par tonne de clinker (BREF CLM 2013).

Aux États-Unis, les frais d'établissement totaux d'un laveur de gaz dans un four d'une capacité de 1,2 million de tonnes courtes incluant le coût d'un système de surveillance en continu des émissions (SSCE) étaient évalués à 25,1 millions USD par four (USD de 2005). Les coûts sur une base annuelle, y compris pour la surveillance, ont été estimés à 3,6 millions de dollars par an (US Cement, 2010 Cost).

Usines de référence

- Cementa AB : Slite, Suède
- Holcim : Midlothian, Texas, États-Unis
- Lehigh Cement : Mason City, Iowa, États-Unis

Réduction catalytique sélective

La réduction catalytique sélective (RCS) réduit les émissions de NO_x en injectant du NH₃ ou de l'urée dans le flux gazeux qui réagit à la surface d'un catalyseur à une température comprise entre 300 et 400 °C. La technique de RCS est largement utilisée pour l'élimination du NO_x dans d'autres industries (centrales électriques au charbon, incinérateurs de déchets) et est appliquée dans l'industrie du ciment depuis les années 1990 (CEMBUREAU, 1997; Pays-Bas, 1997) dans six cimenteries dans le monde entier (Allemagne, Italie et États-Unis). Le catalyseur de la RCS comporte un corps en céramique qui est dopé avec des composés réactifs du point de vue catalytique comme le V₂O₅.

ou des oxydes d'autres métaux. Le principal objectif de la technique de RCS est de réduire par voie catalytique les NO et NO₂ présents dans les gaz d'échappement pour obtenir de l'azote.

Dans l'industrie du ciment, on envisage fondamentalement deux systèmes : une configuration avec une faible concentration de poussières entre un dépoussiéreur et une cheminée, et une autre configuration avec une concentration de poussières élevée entre un préchauffeur et un dépoussiéreur. Les systèmes ayant de faibles concentrations de poussières dans les gaz d'échappement doivent réchauffer les gaz d'échappement après le dépoussiérage, ce qui peut faire augmenter les coûts liés à l'énergie et diminuer la pression. Les systèmes ayant des concentrations de poussières élevées ne nécessitent pas de préchauffage, car la température des rejets gazeux à la sortie du préchauffeur est généralement dans la plage de températures adéquate pour le fonctionnement de la RCS. Par ailleurs, la charge élevée en poussières avant le filtre ne pose pas de problème pour les systèmes ayant de faibles concentrations de poussières; dans ces systèmes la durée de fonctionnement du catalyseur est donc bien plus longue. De plus, ces systèmes fonctionnent à des températures inférieures (débit volumétrique plus faible) permettant un nombre plus restreint de couches de catalyseurs.

D'après l'expérience acquise dans le secteur énergétique, on sait qu'un effet secondaire de ce système est que le mercure élémentaire est dans une certaine mesure oxydé à la surface des catalyseurs de la RCS. Le mercure oxydé est plus facilement éliminé dans les dispositifs de contrôle de la pollution atmosphérique en aval, par exemple, un filtre à poussières. Cela signifie que la technique de RCS permet de transformer le mercure élémentaire en des formes chimiques qui sont plus faciles à piéger.

Des recherches extensives sont actuellement réalisées en vue d'améliorer l'applicabilité de la technique de RCS pour l'élimination du NO_x dans l'industrie du ciment. Des recherches effectuées dans des cimenteries européennes (Allemagne, Autriche, Italie) indiquent que l'effet oxydant sur le mercure élémentaire est observé si la technique de RCS est appliquée sur les gaz d'échappement des cimenteries. L'élimination du mercure ne peut être réalisée que si un système de piégeage est situé après le catalyseur de la RCS. Cela signifie que l'élimination du mercure est possible avec la RCS de flux à fortes concentrations de poussières, mais pas avec la RCS en fin de traitement lorsque la concentration de poussières est faible.

Avantages environnementaux obtenus

Le mercure élémentaire est en partie transformé en mercure oxydé, ce qui représente un avantage environnemental indirect. Un effet secondaire de la combinaison de la purge des poussières avec un laveur de gaz peut être l'amélioration du piégeage de Hg.

Effets croisés entre différents milieux (autres que ceux liés au mercure)

La demande énergétique d'une cimenterie augmente de 5 à 6 kWh par tonne de clinker, ce qui diminue l'efficacité énergétique du procédé et augmente les émissions indirectes de gaz à effet de serre. De plus, une quantité plus importante de déchets contenant des métaux rares est produite.

Expérience opérationnelle

Actuellement, quatre installations de RCS sont en exploitation dans des cimenteries en Europe et quelques-unes de plus sont opérationnelles (ou en démonstration) dans le monde. La quantification de l'effet d'oxydation du mercure nécessite des investigations plus poussées.

Applicabilité

L'effet secondaire de l'oxydation du mercure peut être obtenu uniquement dans des cimenteries qui sont équipées d'un système de RCS de flux à fortes concentrations de poussières, car ce système est installé en amont d'un système de collecte de poussières. La réduction de Hg peut être accrue en combinant ce procédé à la purge des poussières avec un laveur de gaz.

Coût

Les résultats de l'utilisation de la technique de la RCS ont montré un niveau de coûts de 1,25 à 2,00 euros par tonne de clinker, en fonction de la taille de l'installation et du taux d'élimination du NO_x requis. Les économies résultant de la technique de RCS sont principalement dues aux coûts d'équipement. L'utilisation de catalyseurs augmente les coûts d'exploitation du fait d'une plus grande consommation d'énergie en raison de la perte de charge et du lavage de l'air pour le catalyseur. Des coûts d'exploitation spécifiques de la RCS ont été déterminés à environ 1,75 à 2,0 € par tonne de clinker. (BREF CLM, 2013)

Usines de référence

- RCS de flux à fortes concentrations de poussières : Schwenk Zement KG : Mergelstetten. Allemagne
- LaFarge : Joppa, Illinois, États-Unis

Filtre au charbon actif

Des polluants tels que le SO₂, des composés organiques, des métaux (y compris les métaux volatils comme le mercure et le thallium), le NH₃, les composés à base de NH₄, le HCl, le HF et les poussières résiduelles (après un EF ou un filtre à manches) peuvent être éliminés des gaz d'échappement par adsorption sur du charbon actif. Le filtre au charbon actif est construit sous la forme d'un lit à garnissage doté de cloisons modulaires. La forme modulaire permet d'adapter la taille du filtre aux différents débits de gaz et aux diverses capacités des fours (BREF CLM, 2013).

En principe, l'adsorbeur comprend plusieurs lits filtrants verticaux garnis de coke de lignite. Chaque lit filtrant est sous-divisé en un lit mince (0,3 m) et un lit épais (1,2 m). Les rejets gazeux du filtre à manches sont acheminés dans l'adsorbeur de coke de lignite par le ventilateur. La hauteur du lit est d'environ 20 m. Dans le premier lit mince, le rejet gazeux est prénettoyé avant d'être soumis à un nettoyage plus poussé dans le deuxième lit épais. Le coke de lignite saturé est recyclé à l'extérieur et remplacé par du coke frais ou recyclé. Cet échange se produit de manière semi-continue par petites étapes (toutes les trois heures). Du coke frais est uniquement chargé sur les lits épais au moyen de gouttières de distribution et descend dans le lit filtrant (environ 0,3 m/j). Dans les lits minces, le coke se déplace d'environ 1,2 m/j et est de ce fait appelé adsorbeur sur lit mobile. Au fond des lits filtrants épais, le coke de lignite est retiré au moyen de convoyeurs-élévateurs, puis recyclé vers les lits minces. On obtient ainsi un mode de fonctionnement à contre-courant. En 2007, l'ancien électrofiltre a été remplacé par un filtre à manches bien conçu pour obtenir de plus faibles teneurs en poussières en amont de l'adsorbeur.

Avantages environnementaux obtenus

La caractéristique la plus importante du filtre au charbon actif est l'élimination efficace et simultanée d'un large spectre de polluants. Le rendement d'élimination résultant est très élevé. Seulement certains hydrocarbures à chaîne courte très volatils (molécules en C₁ à C₄) ne sont pas efficacement piégés et le benzène n'est pas entièrement éliminé. Cependant, tous les autres polluants, y compris les polluants organiques persistants (POP) et les métaux lourds volatils aussi, en particulier le mercure et le thallium, sont adsorbés avec une efficacité supérieure à 90 %. En outre, le dioxyde de soufre est réduit de plus de 90 % (Schoenberger, 2009).

Effets croisés entre différents milieux

Les déchets, comme le charbon actif usagé avec du mercure et d'autres polluants comme les polychlorodibenzodioxines et les polychlorodibenzofuranes (PCDD/PCDF) doivent être correctement mis au rebut.

Effets croisés entre différents milieux (autres que ceux liés au mercure)

L'augmentation de la consommation d'électricité en raison de la perte de charge de l'adsorbeur est l'effet croisé entre différents milieux le plus important.

Applicabilité

Le seul filtre à charbon activé existant dans l'industrie du ciment est installé dans une cimenterie à Siggenthal, en Suisse. Le four de Siggenthal est un four à préchauffeur cyclone d'une capacité de 2 000 tonnes de clinker par jour. Les mesures indiquent des efficacités d'élimination élevées pour le SO₂, les métaux et les PCDD/PCDF. Pendant une période d'essai de 100 jours, les concentrations en SO₂ à l'entrée du four variaient de 50 à 600 mg/Nm³, tandis que les concentrations à la sortie étaient toujours sensiblement en dessous de 50 mg/Nm³. Les concentrations en poussières chutaient de 30 mg/Nm³ à bien en dessous de 10 mg/Nm³ (BREF CLM, 2013). Un filtre à charbon activé peut être adapté dans tous les systèmes de four en voie sèche. La surveillance et le contrôle de la température et du CO sont particulièrement importants dans ces procédés afin d'éviter des incendies dans le filtre au coke (BREF CLM, 2013).

Coût

Le système de Siggenthal inclut aussi un procédé de réduction non catalytique sélective (RNCS) et, en 1999, la municipalité de Zurich a financé environ 30 % des coûts d'équipement totaux d'environ 15 millions d'euros. L'investissement dans ce système d'élimination a eu pour objet de permettre à la cimenterie d'utiliser des boues résiduelles digérées en tant que combustible. Les coûts d'exploitation pourraient augmenter (BREF CLM, 2013).

Usines de référence

La seule usine de référence dans le secteur du ciment est le filtre au charbon actif (adsorbeur sur lit mobile au coke de lignite) de la cimenterie d'Holcim à Siggenthal, en Suisse. Les adsorbeurs sur lit mobile au coke de lignite ont cependant aussi été appliqués dans d'autres secteurs, en particulier dans celui de l'incinération des déchets.

Meilleures techniques disponibles et meilleures pratiques environnementales

Les émissions de mercure peuvent être réduites par des mesures primaires comme le contrôle de la quantité de mercure dans les entrées du four et des mesures secondaires comme la purge des poussières et l'injection de sorbants. Le mercure peut aussi être contrôlé grâce à l'application de techniques de contrôle multipolluants, comme les laveurs de gaz, la réduction catalytique sélective et les filtres au charbon actif.

Les émissions de mercure déclarées montrent que dans la plupart des cimenteries du monde entier, elles sont inférieures à 0,03 mg/Nm³. Dans leur rapport sur le mercure dans l'industrie du ciment, Renzoni *et al.* (2010) ont trouvé que de nombreuses valeurs étaient en dessous de 0,001 mg/Nm³ (sous la limite de détection) et très peu de valeurs étaient supérieures à 0,05 mg de mercure/Nm³.

Le niveau de performance indicatif associé aux meilleures techniques disponibles et meilleures pratiques environnementales (MTD/MPE) dans des installations de production de clinker de ciment nouvelles et existantes pour le contrôle des émissions atmosphériques de mercure était inférieur à 0,03 mg/Nm³ en tant que moyenne journalière, ou moyenne sur la période d'échantillonnage, dans des conditions de référence de 273 K, 101,3 kPa, 10 % d'oxygène et gaz sec.

Il est généralement possible d'atteindre ce niveau de performance indicatif à l'aide des techniques présentées dans ce document d'orientation. Des facteurs spécifiques peuvent toutefois empêcher l'installation d'atteindre un tel niveau d'émissions, à savoir :

- Une teneur en mercure élevée du gisement de calcaire local;
- La conception de l'installation et le mode et les conditions de fonctionnement;
- Les périodes d'échantillonnage lors de la surveillance des émissions atmosphériques de mercure.

Mesures primaires

La sélection minutieuse et le contrôle des matières premières et des combustibles entrant dans le four sont un moyen efficace de réduire et limiter les émissions de mercure. Pour réduire l'entrée de mercure dans le four, il est possible de prendre les mesures suivantes :

- Recours à des plafonds pour la teneur en mercure dans les matières premières et les combustibles;
- Utilisation d'un système d'assurance qualité pour les matériaux entrants, en particulier pour les matières premières et les combustibles provenant de déchets pour le contrôle de la teneur en mercure des matériaux entrants;
- Utilisation d'intrants à faible teneur en mercure lorsque cela est possible, et éviter d'utiliser des déchets à forte teneur en mercure;
- Extraction sélective, lorsque cela est possible si les concentrations en mercure sont variables dans la carrière;
- Choix de l'emplacement des nouvelles installations tenant compte de la teneur en mercure dans la carrière de calcaire.

Mesures secondaires

Il existe plusieurs mesures secondaires à envisager, le cas échéant.

Les émissions de mercure dans l'atmosphère peuvent être réduites par la purge et la collecte de poussières plutôt que par la réintroduction des poussières dans les matières premières d'alimentation. Une manière de réduire encore plus l'efficacité de la purge des poussières est d'abaisser la température du gaz résiduel en dessous de 140 °C en aval de la tour de conditionnement pour améliorer la précipitation du mercure et de ses composés pendant la filtration des poussières. Les poussières collectées peuvent être utilisées dans le broyeur de finition du ciment ou utilisées dans la fabrication d'autres produits. Si cela n'est pas possible, elles doivent être traitées comme des déchets et mises au rebut en conséquence.

La purge des poussières combinée à l'injection de sorbants permet d'accroître l'efficacité d'élimination du mercure par rapport à la purge des poussières seule. Les sorbants sont généralement injectés lors que le broyeur de cru est éteint afin de diminuer les pics d'émission de ce mode de fonctionnement. La purge des poussières avec injection de sorbants permet d'obtenir des niveaux d'émission de mercure très faibles; les émissions de mercure peuvent être réduites de 70 à 90 %. Le niveau d'émissions dépend de la concentration cible que le système est supposé atteindre.

Lorsque l'injection de sorbants est utilisée avec un filtre à manches de finition, le sorbant est injecté dans le gaz de combustion après le principal contrôle des poussières, en utilisant un deuxième filtre à poussières ou un filtre à manches de finition pour piéger le sorbant usagé. En fonction des exigences globales pour l'élimination des émissions de mercure, le sorbant peut être injecté en continu ou pour réduire les pics d'émissions qui se produisent

classiquement pendant les opérations avec le broyeur de cru éteint. Le recours à l'injection de charbon actif combiné à un filtre à manches de finition permet d'atteindre des efficacités de contrôle de 90 % de piégeage du mercure. Lorsque l'on veut recourir à ces techniques, il faut envisager que la valorisation des poussières purgées dans la production de ciment peut être limitée et que des déchets supplémentaires peuvent être produits.

Les additifs, comme le brome, qui poursuivent l'oxydation du mercure, peuvent aussi augmenter le rendement d'élimination du mercure de l'injection de sorbants.

Mesures de contrôle multipolluants

Les dispositifs de contrôle de la pollution atmosphérique installés pour éliminer les oxydes de soufre et d'azote peuvent aussi participer au piégeage du mercure.

Le laveur de gaz est une technique établie pour la désulfuration des gaz de combustion dans le procédé de fabrication de ciment. Les composés gazeux du mercure oxydé sont solubles dans l'eau et peuvent être absorbés dans les boues aqueuses d'un laveur de gaz; une fraction importante des vapeurs de mercure oxydé en phase gazeuse peut être efficacement éliminée. Le mercure élémentaire gazeux est cependant insoluble dans l'eau et n'est donc pas absorbé dans ces boues, à moins d'utiliser des additifs pour oxyder le mercure.

La technique de la RCS réduit par voie catalytique les NO et NO₂ présents dans les gaz d'échappement pour obtenir du N₂ et, en tant qu'effet secondaire, le mercure élémentaire est dans une certaine mesure oxydé. Ce mercure oxydé peut être mieux éliminé du flux gazeux dans un filtre à poussières ou un laveur de gaz en aval. Cet effet secondaire peut être utilisé avec la technique de RCS de flux à fortes concentrations de poussières, mais pas avec la RCS en fin de traitement lorsque la concentration de poussières est faible.

Des polluants tels que le SO₂, des composés organiques, des métaux (y compris les métaux volatils comme le mercure et le thallium), le NH₃, les composés à base de NH₄, le HCl, le HF et les poussières résiduelles (après un EF ou un filtre à manches) peuvent être éliminés des gaz d'échappement par adsorption sur du charbon actif. Le filtre au charbon actif est construit sous la forme d'un lit à garnissage doté de parois de cloisons modulaires. La forme modulaire permet d'adapter la taille du filtre aux différents débits de gaz et aux diverses capacités des fours.

Avec ces techniques, les effets croisés entre différents milieux doivent être pris en compte, comme le déplacement des flux de mercure vers des produits comme le gypse d'un laveur de gaz ou la production d'autres déchets comme du charbon actif usagé qui nécessite une mise au rebut appropriée.

Surveillance

Introduction

Les aspects généraux et transversaux des activités de test, de surveillance et d'information sont abordés dans le chapitre de la surveillance du document d'orientation des MTD/MPE. Les aspects spécifiques inhérents aux procédés de production de ciment sont eux abordés dans cette section.

L'objectif d'un programme de déclaration des émissions tient une place importante dans le choix du type de surveillance pour une installation donnée. Ainsi, les tests et la surveillance englobent la méthode de bilan de matière (fondée sur un échantillonnage et des analyses des entrées) et des mesures sur les émissions (sorties) au niveau de la cheminée.

Les limites d'émission de mercure pour le procédé de fabrication de ciment peuvent être définies par une moyenne pendant une période donnée (par exemple, 8 heures, 12 heures, 24 heures, 30 jours) ou être spécifiées pour une période plus courte (par exemple, 30 minutes) pour prévenir des niveaux de pic élevés. Les limites d'émission peuvent aussi être définies en termes de quantité de mercure par quantité de clinker produit (par exemple, mg/t de clinker produit), comme aux États-Unis et en termes de concentration ($X \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ à $Y \% \text{ d'O}_2$, gaz sec) au niveau de la cheminée comme en Europe. Il existe aussi, dans certains cas, des limites sur la quantité de mercure dans les matières premières et les combustibles, principalement lorsque sont utilisés des produits de substitution. Les tests et la surveillance des émissions atmosphériques de mercure dans le procédé de fabrication du ciment doivent tenir compte de toutes les conditions définies pour le cas précis faisant l'objet de tests et de surveillance dans une installation.

Points d'échantillonnage pour le mercure dans le procédé de fabrication du ciment

En fonction des entrées et des sorties de mercure dans le procédé de production de clinker de ciment abordé plus haut dans ce document, les principaux points d'échantillonnage pour le mercure dans le procédé de fabrication du ciment sont les suivants :

- Dans le cas de l'approche de bilan de matière : les matières premières et les combustibles non traités, les poussières collectées et éliminées du système;
- Pour la mesure des émissions : les émissions au niveau des cheminées.

Les mesures des émissions sont importantes à des fins de comparaison avec les valeurs limites d'émission, si définies. La figure 1 du chapitre 1 présente un schéma des principales entrées et sorties d'une cimenterie qui sont des points possibles de surveillance du mercure.

Formes chimiques du mercure dans le procédé de fabrication du ciment

En ce qui concerne la méthode du bilan de matière, la fixation chimique du mercure sur les matériaux solides n'est pas très importante, car le risque de perdre une partie du mercure pendant l'échantillonnage et l'analyse est faible. La prudence est toutefois de mise pendant le stockage et le traitement des échantillons contenant du mercure, car une partie peut être perdue par adsorption sur les matériaux de confinement ou par chauffage de l'échantillon pendant le traitement (par exemple, broyage).

En ce qui concerne les mesures au niveau de la cheminée, le mercure peut se présenter sous forme de mercure élémentaire, oxydé (Hg[I] ou Hg[II]) ou de vapeur (voir appendice). Il peut aussi être présent sous forme adsorbée, fixé sur des particules. L'échantillonnage et l'analyse doivent porter sur la totalité du mercure. L'analyse et la détection portent sur le mercure élémentaire; le mercure oxydé doit donc être converti en mercure élémentaire. On suppose que les composés oxydés du mercure produits dans le four à ciment sont par exemple HgCl_2 , HgO , HgBr_2 , HgI_2 , HgS et HgSO_4 . Alors que les méthodes d'échantillonnage intermittent (échantillons ponctuels) peuvent porter tant sur les phases vapeur que solide, les systèmes d'émission en continu ne mesurent que la phase vapeur, étant donné qu'on utilise un filtre à particules pour protéger l'instrument. On peut obtenir des résultats suffisamment précis en mesurant le mercure à l'état gazeux si on applique une élimination efficace des poussières étant donné que la quantité de mercure fixé sur des particules est très faible à de faibles concentrations de poussières.

Méthodes d'échantillonnage et de mesure du mercure pour le procédé de fabrication de ciment

Les méthodes d'échantillonnage et de mesure du mercure dans le procédé de fabrication de ciment incluent, pour le bilan de matière, l'échantillonnage des solides et des analyses des matières premières et des combustibles non traités, des poussières éliminées du filtre, et pour les mesures des émissions, l'échantillonnage ponctuel, la méthode semi-continue et la méthode continue au niveau de la cheminée, le contrôle du procédé et la température des gaz dans le filtre à poussières.

Bilan de matière (méthode indirecte)

Les principales voies empruntées par le mercure pour quitter le système du four à ciment sont les émissions au niveau de la cheminée et les poussières du four à ciment si ces dernières sont éliminées du système du four.

Le bilan massique du mercure du système peut permettre d'obtenir une meilleure estimation que les mesures ponctuelles au niveau de la cheminée. La variabilité des niveaux de mercure dans les combustibles et les matières premières et la représentativité des échantillons influent sur les résultats d'un échantillon ponctuel.

Dans la méthode du bilan de matière, l'échantillonnage des matières premières, des combustibles et des poussières collectées doit permettre d'obtenir un échantillon représentatif. Si les déchets sont co-incinérés, la variabilité de la composition peut être supérieure et la prudence est de mise pour obtenir un échantillon représentatif.

Pour l'échantillonnage des entrées du procédé de fabrication du ciment, on peut utiliser les normes de la Société américaine pour les essais et les matériaux (ASTM) et les normes européennes relatives à l'échantillonnage et la préparation initiale d'un échantillon solide en vue d'une analyse, qui ont été mises au point pour l'échantillonnage du charbon (normes ASTM D2234⁴⁵ et D2013⁴⁶, et norme EN 932-1⁴⁷).

L'échantillonnage doit intervenir périodiquement et peut comprendre un échantillon composite au terme d'une période donnée. Par exemple, des échantillons de matières premières, de combustibles et de poussières collectées peuvent être prélevés chaque jour ou chaque semaine, en fonction de la variation de la teneur en mercure. Si ce sont des échantillons hebdomadaires de composants de matières premières et de combustibles, les échantillons composites mensuels sont prélevés à partir des échantillons hebdomadaires. Chaque échantillon composite mensuel doit être analysé pour déterminer les concentrations en mercure représentatives du mois concerné.

Les méthodes analytiques utilisées pour déterminer la concentration en mercure peuvent être des méthodes de l'EPA ou de l'ASTM comme l'EPA 1631⁴⁸ ou 7471b⁴⁹. L'analyse chimique est effectuée par spectroscopie d'absorption atomique en vapeur froide (CVAAS), par spectroscopie à fluorescence atomique en vapeur froide (CVAFS) ou par spectrométrie de masse à couplage inductif (ICP-MS).

Le débit d'entrée mensuel (masse du mercure entrant par mois) est à la fois le produit de la concentration en mercure des échantillons mensuels et de la masse correspondante du flux des composants dans les matières premières et des combustibles introduits pendant le procédé. Le débit d'entrée de mercure consécutif sur 12 mois (masse du mercure entrant par an) est la somme des 12 enregistrements mensuels individuels.

Avantages⁵⁰ : faible coût annuel par rapport aux méthodes continue et semi-continue (en supposant un échantillonnage mensuel et un échantillon composite par mois); représentativité et exactitude moyennes pour les émissions moyennes à long terme; précision moyenne; les résultats sont principalement exprimés en mercure total;

Inconvénients : manque d'exactitude aux niveaux d'émission peu élevés; la méthode ne peut pas être utilisée pour démontrer le respect des limites d'émission en fonction de la manière dont les limites d'émission ont été définies.

Méthodes manuelles pour les mesures ponctuelles de mercure (méthodes de prélèvement par impacteur)

Les méthodes manuelles d'échantillonnage et d'analyse au niveau de la cheminée dans le procédé de fabrication du ciment jouent un rôle important dans la vérification de la conformité dans les pays en développement et sont fréquemment utilisées à ces fins. Dans certains pays développés (Allemagne, États-Unis), les réglementations sont en train de modifier les exigences pour passer d'un échantillonnage ponctuel au niveau de la cheminée à un échantillonnage et une analyse en continu (analyseur ou SSCE avec piège adsorbant) afin de permettre une meilleure caractérisation des émissions. La mesure des émissions de mercure par des méthodes manuelles peut s'inscrire dans le cadre d'une campagne annuelle de mesure des émissions d'autres polluants du procédé de fabrication du ciment.

⁴⁵ Méthode ASTM D2234 : Méthodes normalisées d'échantillonnage du charbon.

⁴⁶ Méthode ASTM D2013 : Méthode normalisée pour la préparation d'un échantillon de charbon en vue de son analyse.

⁴⁷ Norme européenne EN 932-1 : Essais pour déterminer les propriétés générales des granulats. Méthodes d'échantillonnage

⁴⁸ Méthode 1631 US EPA : Mercure dans l'eau par oxydation, purge et piégeage et spectroscopie à fluorescence atomique en vapeur froide. Révision E, août 2012.

⁴⁹ Méthode 7471b US EPA : Mercure dans les déchets solides et semi-solides (technique manuelle de la vapeur froide). Révision 2. Février 2007.

⁵⁰ Les avantages et les inconvénients pour toutes les méthodes, pour les centrales électriques alimentées au charbon sont principalement tirés de : E. Mazzi, Glesmann, S., Bell, A (2006). Canada Wide Standards Mercury Measurements methodologies for coal-fired power plants. EPRI-EPA-DOE-AW&MA Power Plant Air Pollutant Control "MEGA" Symposium, 28-31 août 2006, Baltimore, Maryland, États-Unis.
<http://www.ires.ubc.ca/files/2010/05/MazziMegapaper152006final.pdf>.

Les normes appliquées pour la mesure ponctuelle du mercure sont principalement la norme européenne et la norme américaine. Le Japon dispose aussi de ses propres normes. Ces normes peuvent différer en fonction de la forme de mercure mesurée. Les méthodes d'essai habituelles pour l'échantillonnage et la mesure du mercure dans les émissions au niveau de la cheminée en Europe (méthodes EN) et aux États-Unis (méthodes US EPA et ASTM) pouvant être utilisées pour les cimenteries sont présentées et succinctement décrites dans le chapitre sur la surveillance du document d'orientation des MTD/MPE.

Dans le cas des fours comportant des broyeurs de cru en ligne, un problème essentiel associé à tout type d'échantillonnage au niveau de la cheminée est lié au fait que les émissions de mercure varient généralement de manière très significative en fonction du mode de fonctionnement du broyeur de cru. Pour quantifier les émissions à long terme, il est nécessaire de réaliser des essais tant dans le mode d'opération avec le broyeur de cru en marche que dans celui avec le broyeur de cru éteint.

Avantages : coût annuel inférieur par rapport à celui des méthodes du bilan massique, continu et semi-continu; en général, le mercure est déterminé dans le cadre d'une large campagne de mesure portant sur plusieurs polluants, ce qui réduit les coûts; des mesures ponctuelles ont été utilisées dans le monde entier; l'exactitude et la précision à de faibles niveaux d'émission va de moyenne à élevée; la spéciation du mercure est possible.

Inconvénients : étant donné que les résultats ne concernent qu'une courte période, on ne peut pas obtenir une idée claire de l'évolution des émissions au fil du temps; exactitude insuffisante pour une représentativité moyenne à long terme; il n'est pas toujours possible d'utiliser la méthode pour démontrer le respect des limites d'émission en fonction de la manière dont les limites d'émission ont été définies.

Mesures à long terme

Systèmes de surveillance des pièges adsorbants

La méthode semi-continue utilise un matériau sorbant pour piéger les émissions de mercure en vue d'une analyse ultérieure par CVAFS. Elle peut permettre de caractériser avec précision les émissions d'un procédé de fabrication du ciment et peut ne pas être aussi onéreuse que le SSCE, tout en étant plus facile à exploiter et à entretenir. Les méthodes de référence sont décrites dans le chapitre sur la surveillance du document d'orientation des MTD/MPE.

Aux États-Unis, les systèmes de surveillance de type piège adsorbant sont approuvés pour la surveillance des émissions de mercure dans les cimenteries. Les systèmes de pièges adsorbants ne sont pas approuvés en tant que système de surveillance des émissions de mercure dans l'Union européenne, du fait de la définition de la limite d'émission en tant que moyenne quotidienne et en partie des limites au niveau national avec des périodes encore plus courtes. Comme c'est le cas aux États-Unis, la valeur de la limite d'émission est définie sur une moyenne (glissante) sur 30 jours et la mesure à l'aide d'un tel système est acceptable et largement utilisée.

Avantages : coût annuel moyen comparé à celui des autres méthodes citées; grande exactitude pour de faibles niveaux de mercure; représentativité moyenne à élevée de l'émission moyenne à long terme; grande précision.

Inconvénients : colmatage possible des pièges adsorbants en raison de possibles émissions élevées de mercure, par exemple, lorsque le broyeur est éteint, la méthode peut ne pas pouvoir être utilisée pour démontrer le respect des limites d'émission en fonction de la manière dont sont définies les limites d'émission; la méthode ne permet pas d'obtenir des données continues sur le mercure susceptibles d'être utilisées pour effectuer des contrôles du mercure de la manière la plus efficace.

Système de surveillance continue des émissions pour le mercure

La surveillance continue des émissions est un outil important pour approfondir les connaissances sur les variations dans le temps et liées à l'exploitation des émissions de mercure de sources stationnaires et pour contrôler le fonctionnement des dispositifs d'élimination du mercure. En Europe, certains pays comme l'Autriche et l'Allemagne exigent des systèmes de surveillance en continu des émissions de mercure (SSCE de mercure) dans les cimenteries qui utilisent des combustibles de substitution.

En Allemagne, les fours à ciment utilisant des combustibles de substitution doivent être équipés d'un SSCE de mercure depuis 2000. La première génération de SSCE de mercure a été mise au point dans les années 1990 et a subi des essais de conformité entre 1994 et 2001. L'expérience a démontré que, malgré la réussite aux essais de conformité, des difficultés sont survenues dans la pratique quant au fonctionnement stable à long terme des SSCE. Les instruments ont subi des modifications et ont été améliorés au fil du temps, tirant parti de l'expérience acquise pendant leur utilisation.

En 2013, les États-Unis ont approuvé la décision finale définissant les normes d'émission nationales pour les polluants atmosphériques dangereux dans l'industrie de fabrication du ciment Portland, qui incluent des limites spécifiques au mercure. Selon cette décision, les cimenteries soumises aux limitations sur les émissions de mercure doivent se conformer aux normes relatives au mercure en intégrant un SSCE de mercure ou système de surveillance de type piège adsorbant.

Avantages : exactitude moyenne à élevée à de faibles niveaux; représentativité élevée des moyennes à long terme; précision moyenne à élevée; fournit des données continues qui peuvent être utilisées pour faire des contrôles efficaces du mercure.

Inconvénients : coût annuel plus élevé par rapport à celui d'autres méthodes; procédures périodiques d'assurance qualité, l'étalonnage et l'entretien doivent être effectués par un personnel expérimenté; les opérations tant avec le broyeur de cru éteint qu'avec le broyeur de cru en marche nécessitent un étalonnage, car les niveaux de mercure des opérations avec le broyeur de cru éteint dépassent l'intervalle fixé pour les opérations avec le broyeur de cru en marche.

Appendice

Comportement du mercure dans les usines de production de clinker

Étant donné que la température est le paramètre qui influence le plus le comportement du mercure et de ses composés dans le système de production de clinker, les différentes espèces de mercure et les conditions de réaction sont expliquées en fonction du profil de la température (voir figure 6.1), en partant du côté chaud au niveau du brûleur principal du four rotatif pour finir du côté du filtre à poussières et des émissions au niveau de la cheminée.

La figure 6.1 présente en outre le profil de la température et un aperçu non exhaustif des possibles partenaires de réaction avec leurs produits de réaction correspondants. Elle montre aussi qu'il existe en principe trois classes d'espèces de mercure : le mercure élémentaire (Hg^0) et les formes mercureux (Hg^+) et mercurique (Hg^{2+}).

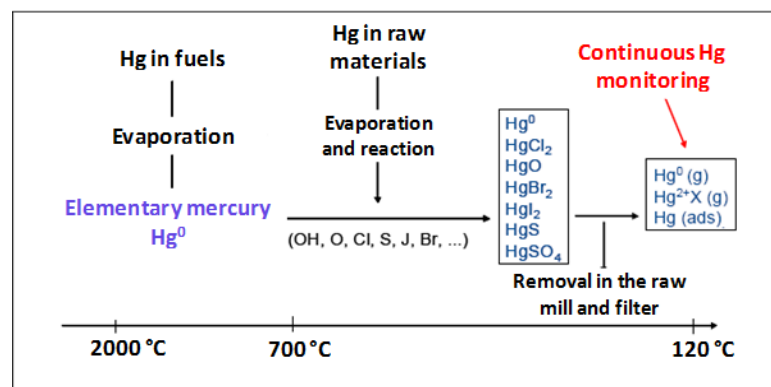


Figure 6.1. Possibles réactions de conversion du mercure dans le procédé de production de clinker (Renzoni et al., 2010; Oerter/Zunzer, 2011; ECRA, 2013)

Trois points d'entrée possibles du mercure (brûleur principal, chambre de combustion secondaire et précalcinateur, cru) sont importants et seront abordés en conséquence.

Brûleur principal et four rotatif

Les calculs d'équilibre thermodynamique indiquent qu'au-delà de 700 à 800 °C, la phase gazeuse ne contient que du mercure élémentaire (Martel, 2000; Schreiber *et al.*, 2005; Krabbe, 2010). Cette information est importante pour le brûleur principal et le four rotatif dont les gaz atteignent des températures allant jusqu'à 2 000 °C (voir figure 3). Ainsi, tous les composés de mercure entrant dans le système par le brûleur principal sont transformés en mercure élémentaire et quittent le four pour entrer dans le préchauffeur. Comme indiqué précédemment, une quantité quasiment inexistante de mercure est intégrée dans le clinker.

Préchauffeur

Dans le préchauffeur, les conditions de réaction sont complexes et le profil de la température de la phase gazeuse est d'environ 900 à 1 000 °C à l'entrée du four et de 270 à 450 °C après le préchauffeur. Si l'installation est dotée d'un système de dérivation du chlore, une partie du mercure élémentaire peut être extraite et en partie adsorbée sur les poussières du filtre, l'autre partie étant émise vers l'atmosphère. Le mercure élémentaire du four peut être en partie transformé en d'autres espèces dans le préchauffeur.

L'entrée de mercure par le brûleur principal a été décrite ci-dessus. Le point d'entrée suivant est la chambre de combustion secondaire qui peut être le point d'entrée des combustibles (conventionnels ou dérivés des déchets) dans le four ou le précalcinateur (voir figure 3). À des températures supérieures à 700 à 800 °C, le mercure présent dans le combustible est transformé en mercure élémentaire qui, comme nous l'avons vu ci-dessus, peut être transformé en d'autres espèces de mercure dans le préchauffeur.

Dans les usines de production de clinker, les principales espèces de mercure sont souvent le mercure élémentaire, le dichlorure de mercure (HgCl_2) et l'oxyde de mercure (HgO); d'autres espèces de mercure sont présentes en plus petite quantité (ECRA 2013). Ces trois espèces de mercure sont très volatiles. L'oxyde de mercure se décompose à des températures supérieures à 400 °C.

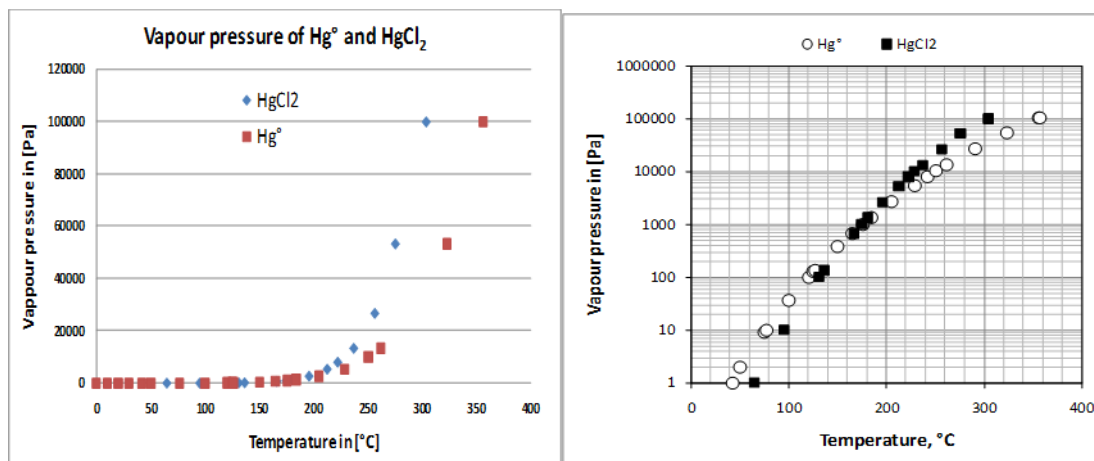


Figure 6.2. Dépendance de la pression de vapeur du Hg° et du HgCl_2 vis-à-vis de la température (échelle linéaire dans le diagramme de gauche et échelle logarithmique dans celui de droite) (Holleman-Wiberg, 1985; CRC Handbook, 1976; CRC Handbook, 1995; CRC Handbook, 2012)

La pression de vapeur du mercure élémentaire et du chlorure de mercure augmente exponentiellement avec la température. La figure 6.2 illustre ce phénomène avec les courbes correspondantes à l'échelle linéaire et logarithmique.

Les valeurs montrent la forte volatilité de ces espèces du mercure, ce qui explique pourquoi celles-ci sont volatilisées dans le préchauffeur et restent dans la phase gazeuse. Ces propriétés physico-chimiques sont confirmées par des essais de volatilisation du cru qui représente la troisième entrée. Ces essais indiquent que le cru contient différentes espèces de mercure qui se volatilisent entre 180 et 500 °C. Le diagramme de gauche de la figure 6.3 présente les courbes de volatilisation du mercure dans quatre différents crus.

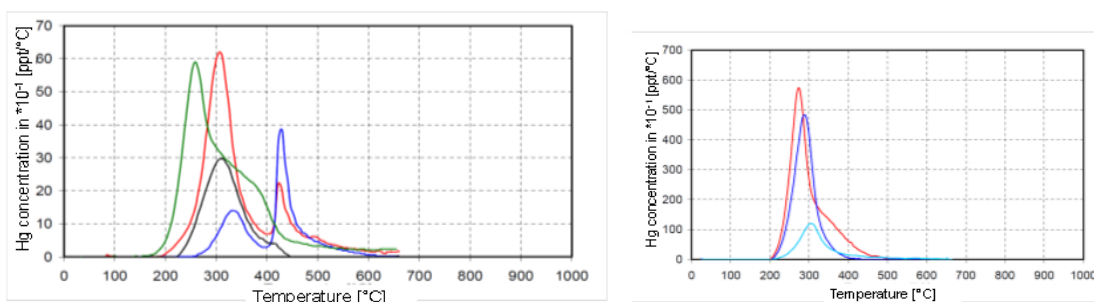


Figure 6.3. Courbes de volatilisation du mercure de 4 crus (diagramme de gauche) et 3 poussières de filtre (diagramme de droite) (AiF, 2008)

Par comparaison, les courbes de volatilisation des poussières du filtre sont plus étroites (180 à 400 °C), ce qui indique la présence de mercure élémentaire, le chlorure de mercure et l'oxyde de mercure étant adsorbés à la surface des particules de poussière (diagramme de droite de la figure 6.3).

La plage de températures susmentionnée pour la volatilisation des espèces du mercure signifie que la plus grande partie du mercure présent dans le cru est déjà volatilisée dans les deux cyclones supérieurs du préchauffeur (AiF, 2008; Paone, 2008; Renzoni *et al.*, 2010). Du fait de la cinétique des réactions, la volatilisation peut ne pas se faire à 100 % dans le préchauffeur, mais elle l'est presque; elle est terminée dans le four.

On a déjà indiqué que le mercure est concentré entre le préchauffeur et le filtre à poussières du fait de la formation dudit cycle externe. La diminution de la température du gaz et l'adsorption signifient que le mercure est éliminé dans une certaine mesure (principalement en fonction de la température du gaz) avec les poussières du filtre et est recyclé vers le cru qui sera introduit dans le préchauffeur où le mercure est de nouveau volatilisé. Il se forme ainsi un cycle externe du mercure, comme illustré dans la figure 6.4 qui inclut tant le recyclage des poussières du filtre que leur élimination.

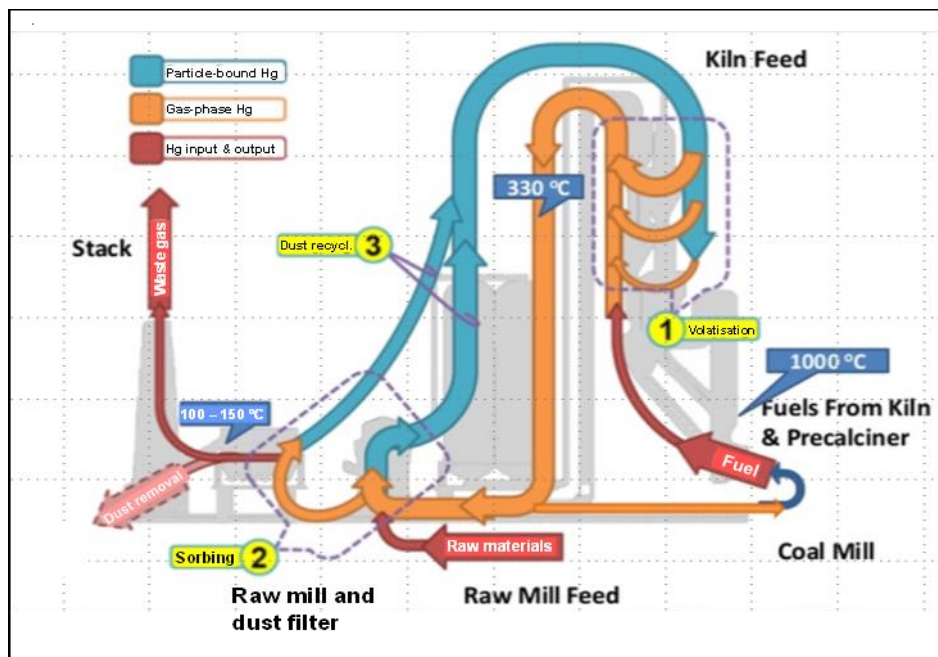


Figure 6.4. Cycle externe du mercure dans une usine de production de clinker tenant compte du recyclage des poussières du filtre et de leur élimination, d'après Sikkema et al., 2011

Le gaz sortant du préchauffeur a généralement une teneur en poussières, différente d'un clinker à l'autre, qui se situe entre 5 et 10 %, c'est-à-dire entre 50 et 100 g de poussières par kg de clinker. Dans les usines modernes, les cyclones supérieurs sont plus efficaces, auquel cas, la teneur en poussières est inférieure à 5 %. Cependant, immédiatement après le préchauffeur, la plupart des espèces de mercure sont encore entièrement dans la phase gazeuse et non fixées sur des particules. La chaleur des rejets gazeux est ensuite récupérée par échange de chaleur en faisant que les rejets gazeux traversent le broyeur de cru pour sécher le cru. Dans quasiment tous les systèmes modernes disposant d'un broyeur à cylindres, le gaz n'est pas conditionné en amont du broyeur de cru; on utilise alors de l'eau pulvérisée dans le broyeur de cru pour contrôler la température à la sortie. Dans les systèmes dotés de broyeurs à boules, on utilise parfois de l'eau pulvérisée pour contrôler la température à la sortie du broyeur et le reste du gaz contourne le broyeur, souvent pour traverser une tour de conditionnement avant le filtre (ou est combiné au gaz sortant du broyeur avant d'arriver à un filtre). L'injection d'eau dans une tour de conditionnement se fait toujours en direct (opération avec le broyeur de cru éteint).

Le refroidissement dans le broyeur de cru ou la tour de conditionnement provoque la première transition des espèces de mercure de la phase gazeuse aux particules de poussière. Il se produit aussi une petite quantité de poussière dans la tour de conditionnement.

Dans le broyeur de cru, on assiste à un échange de chaleur qui entraîne un refroidissement accru du gaz. Pour la plage de températures de 0 à 400 °C, on a montré que la pression de vapeur augmente exponentiellement. Ceci est aussi le cas pour la plage de températures dans laquelle fonctionnent les filtres à poussières (environ 90 à 190 °C) (figure 6.5).

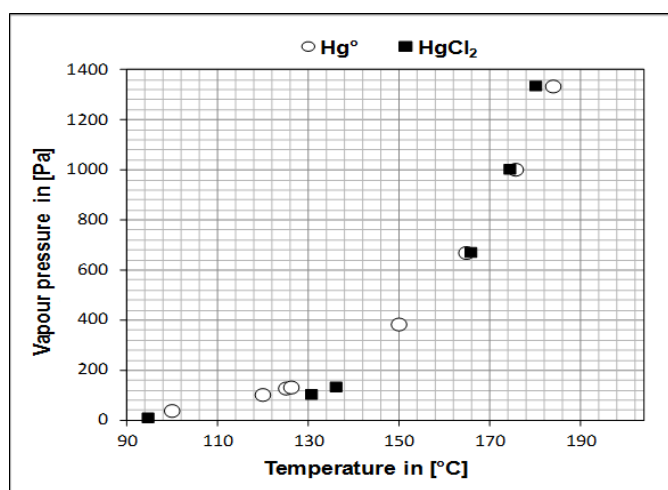


Figure 6.5. Dépendance de la pression de vapeur du Hg et du HgCl₂ vis-à-vis de la température comprise entre 90 et 190 °C (Schoenberger, 2015)

Si l'on observe la courbe, il semble logique que la diminution de la température des rejets gazeux entraîne un accroissement du pourcentage du mercure fixé sur les particules et susceptible d'être éliminé dans le filtre à poussières. Dans des conditions d'élimination optimales, les particules de poussière sont en grande mesure éliminées. Ainsi, à des températures des rejets gazeux inférieures à 130 °C, le taux d'élimination du mercure est supérieur à 90 % (Kirchartz, 1994, p. 79; Oerter, 2007; Hoenig, 2013; ECRA, 2013).

Dans le mode de fonctionnement composé (avec le broyeur de cru en marche), les gaz d'échappement traversent le broyeur de cru pour sécher les matières premières. Dans la plupart des cas, une partie des gaz du préchauffeur contourne le broyeur de cru et peut ne pas être autant refroidie avant d'être mélangée aux gaz d'échappement du broyeur de cru en amont du filtre.

En partant du silo, le mercure retourne avec le cru vers le préchauffeur où il se volatilise à nouveau et est de nouveau éliminé. Le cycle est ainsi fermé. De ce fait, le silo agit en tant que grand réservoir tampon et contient la plus grande partie du mercure total présent dans l'ensemble du système à un moment donné (voir figure 6.4).

Dans le cas du mode de fonctionnement direct, le gaz du préchauffeur traverse entièrement la tour de conditionnement, et non pas le broyeur de cru et est acheminé vers le filtre à poussières; le gaz n'est alors pas autant refroidi que dans le mode de fonctionnement composé. En conséquence, d'un côté, les poussières du préchauffeur (avec leur teneur en mercure) ne sont pas diluées avec le cru, et de l'autre, la température du gaz (rejets gazeux) est plus élevée étant donné qu'il n'y a pas d'échange de chaleur dans le broyeur de cru.

La relation entre le cycle externe, l'enrichissement en mercure, l'influence de la température des rejets gazeux et les modes de fonctionnement a fait l'objet d'une investigation et a été présentée de manière globale pour la première fois en 2001 (Schäfer/Hoenig, 2001). Les figures de cette publication ont été reproduites de nombreuses fois (VDZ Activity Report, 2002; Oerter, 2007; Renzoni *et al.*, 2010; Oerter/Zunzer, 2011; Hoenig, 2013; ECRA, 2013). La figure 6.6 montre l'un de ces graphiques pour le mode de fonctionnement avec recyclage des poussières de filtre éliminées, c'est-à-dire, sur une période d'une semaine, la courbe d'émission de mercure (les valeurs ont été déterminées en continu), la température correspondante des rejets gazeux et les durées des modes de fonctionnement direct et composé.

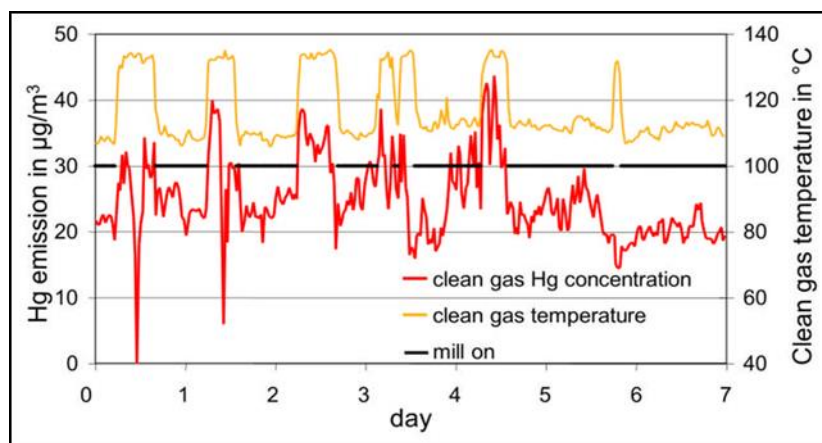


Figure 6.6. Émissions de mercure d'un four rotatif à voie sèche pour la production de clinker sans recyclage des poussières du filtre pendant une semaine avec indication de la température des rejets gazeux après l'EF (température du gaz lavé) et des durées des opérations dans le broyeur de cru (broyeur en marche), d'après Schäfer/Hoenig, 2001, aussi cité dans VDZ Activity Report, 2002; Oerter, 2007; Renzoni *et al.*, 2010; Oerter/Zunzer, 2011; Hoenig, 2013; ECRA, 2013

Il apparaît clairement que la température des rejets gazeux et les émissions sont supérieures dans le mode de fonctionnement direct. Ceci s'explique aussi par l'enrichissement du mercure dans le cycle externe pendant le mode de fonctionnement composé. Le mode de fonctionnement direct occupait environ 26 % du temps. Lorsque le mode de fonctionnement direct occupait moins de temps, on observait des facteurs d'enrichissement supérieurs. L'exemple de 2001 démontre clairement que les émissions de mercure sont plus importantes pendant le mode de fonctionnement direct, mais d'un facteur inférieur à deux, tandis qu'elles ont été de jusqu'à 400 fois plus importantes dans d'autres usines (Linero, 2011).

Cette différence s'explique par les raisons suivantes :

- La teneur en poussières du gaz sortant du préchauffeur : les cyclones nouveaux ou modernisés permettent d'obtenir des teneurs en poussières inférieures et la teneur en mercure des poussières après la précipitation à des températures inférieures est plus élevée;
- Le rapport entre les modes d'opération composé/direct : entre 50/50 et 90/10. Lorsque les rapports sont supérieurs, le mercure est plus concentré dans le cycle externe et le facteur de multiplication des émissions augmente entre les modes de fonctionnement composé et direct;
- La température des rejets gazeux : plus la température des rejets gazeux est faible, plus la pression de vapeur est faible et plus la précipitation des espèces de mercure dans les particules de poussière est importante;
- Le rendement d'élimination du filtre à poussières : auparavant, les concentrations des poussières émises étaient de 50 à 100 mg/Nm³. Depuis l'application des filtres à manches bien conçus, les teneurs en poussières diminuent à 10, voire 1 mg/Nm³. De pair avec des températures faibles des rejets gazeux, cela contribue aussi à diminuer les émissions de mercure.

Un autre facteur important est le piégeage des poussières du filtre grâce à une valve, ainsi que la quantité de poussières piégée dans le filtre. La figure 6.7 présente un schéma utilisant une valve pour piéger les poussières du filtre.

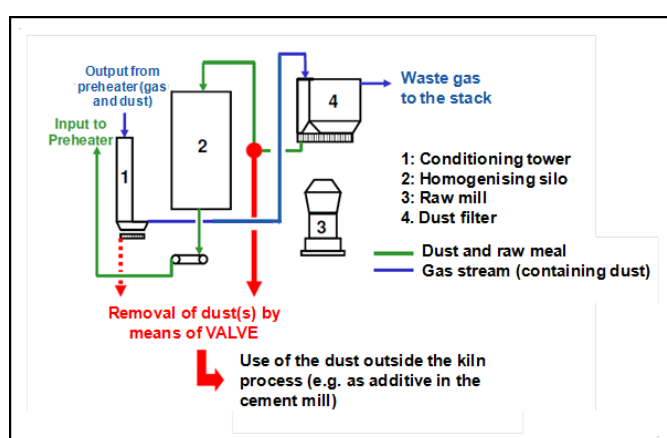


Figure 6.7. Schéma de l'installation d'une valve pour piéger les poussières du filtre (Waltisberg, 2013)

L'émission de mercure est donc plus constante comme indiqué dans la figure 6.8. La période indiquée est cependant relativement courte (cinq jours) et le rapport du mode de fonctionnement composé/direct est élevé (88/12) à ce moment (2001).

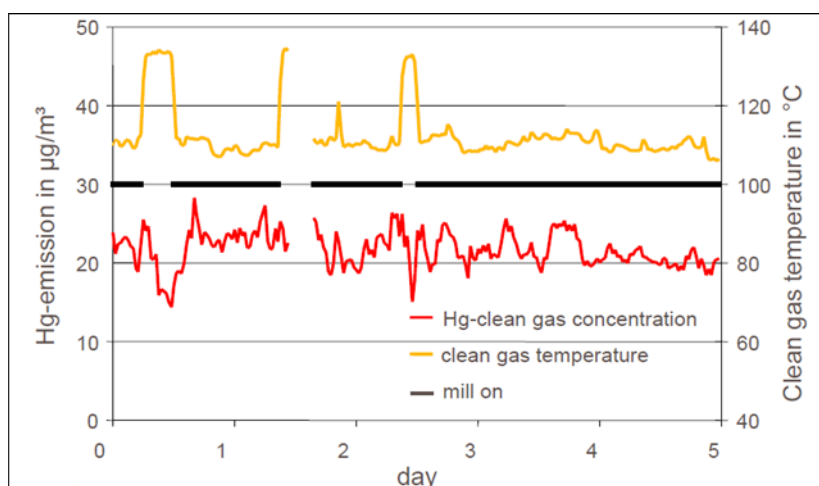


Figure 6.8. Émissions de mercure d'un four rotatif à voie sèche pour la production de clinker avec recyclage des poussières du filtre pendant cinq jours avec indication de la température des rejets gazeux après l'EF (température du gaz lavé) et des durées des opérations dans le broyeur de cru (broyeur en marche), d'après Schäfer/Hoenig, 2001, aussi cité dans VDZ Activity Report, 2002; Oerter, 2007; Renzoni et al., 2010; Senior et al., 2010; Oerter/Zunzer, 2011; Hoenig, 2013; ECRA, 2013

L'effet de l'élimination des poussières est évident.

La figure 6.9 montre que l'effet calculé sur les émissions de mercure du pourcentage de fonctionnement sans élimination des poussières et avec élimination de 100 % des poussières pendant le mode de fonctionnement direct. Les différences pour le mode de fonctionnement composé sont minimes, alors qu'elles sont importantes pour le mode de fonctionnement direct. En l'absence d'élimination des poussières, les émissions atmosphériques de mercure augmentent significativement, à condition que le rendement d'élimination du filtre à poussières reste constant. Grâce à l'élimination des poussières, les émissions de mercure peuvent être réduites de jusqu'à 35 à 40 % en fonction des conditions individuelles. La figure 6.9 présente cependant un exemple avec certaines hypothèses. Dans d'autres cas, la réduction peut augmenter ou diminuer, par exemple, le chiffre de 78 % a été signalé ailleurs (Renzoni *et al.*, 2010, p. X). Les cas pratiques signalent essentiellement des taux de réduction allant de 10 à 35 %.

La teneur en mercure des poussières du filtre dépend aussi des circonstances individuelles. Si le taux d'élimination du mercure par le filtre à poussières est supérieur à 90 %, la température des rejets gazeux d'environ 100 °C et le rapport du mode de fonctionnement composé/direct d'environ 90/10, et si le niveau de mercure à l'entrée n'est pas faible, on peut obtenir une concentration de mercure allant jusqu'à 40 mg/kg dans les poussières du filtre (Renzoni *et al.*, 2010, p. XI).

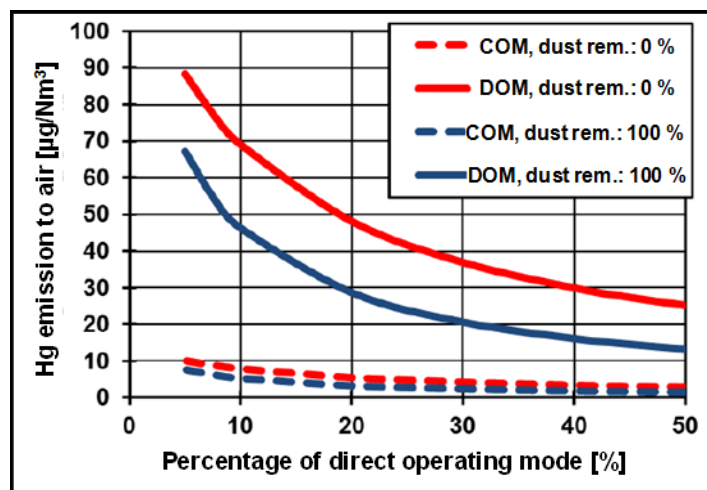


Figure 6.9. Effet du pourcentage du fonctionnement sans élimination des poussières et avec une élimination à 100 % des poussières pendant le mode de fonctionnement direct.

Légende : MFC - mode de fonctionnement composé; MFD- mode de fonctionnement direct

Formes chimiques du mercure émis

Le transport et le dépôt du mercure atmosphérique dépendent en grande partie de la forme du mercure (élémentaire ou oxydé) (UNEP Hg Assessment, 2013, p. 19). Le mercure élémentaire reste dans l'atmosphère suffisamment longtemps pour être transporté dans le monde entier (la durée de vie actuelle estimée dans l'atmosphère varie de 0,5 à 1,5 année), tandis que la forme oxydée et le mercure particulaire ont des durées de vie bien plus courtes (de quelques heures à quelques jours) et sont donc sujets à un piégeage rapide par dépôt humide ou sec (UNEP Hg, 2008, p. 65). De ce fait, le mercure élémentaire gazeux est un polluant mondial, tandis que les composés de mercure oxydés et ceux associés avec des particules se déposent à l'échelle régionale (UNEP Hg, 2008, p. 65). Étant donné que la fixation du mercure est importante pour son piégeage, il est capital de connaître les formes chimiques présentes dans les émissions des cimenteries.

La figure 6.10 présente des données pertinentes compilées à partir de différentes sources. Dans certaines usines, le mercure élémentaire est dominant, alors que dans d'autres c'est le mercure oxydé. Le rapport de mercure élémentaire/oxydé est variable au cas par cas, ce qui signifie qu'il n'est pas possible d'établir une relation.

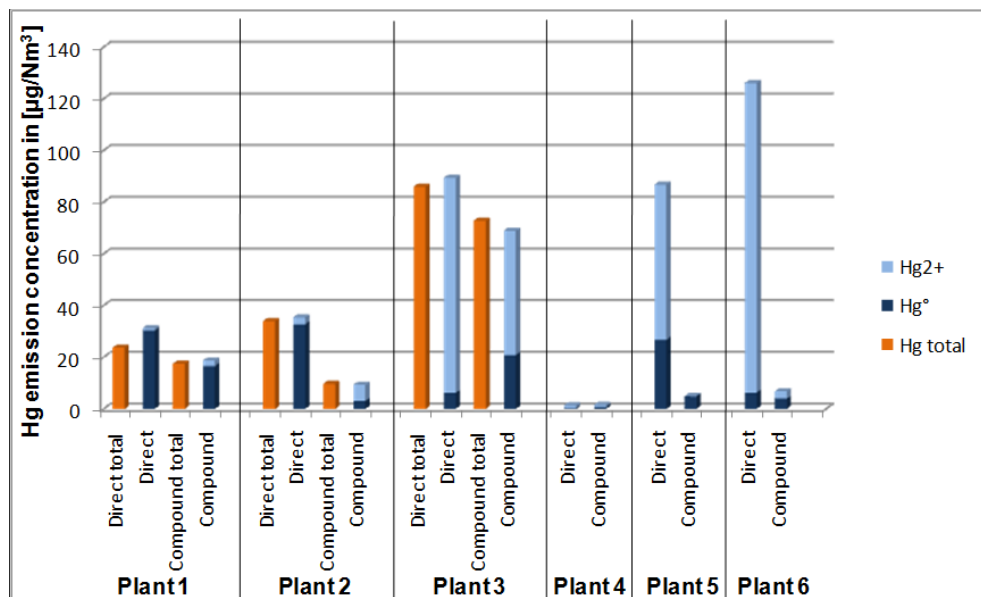


Figure 6.10. Émissions atmosphériques de mercure élémentaire et oxydé d'après différentes sources

Indications des sources de données :

Usine 1 et usine 2 : Oerter/Zunzer, 2011

Usine 3 : VDZ Activity Report, 2002

Usine 4 : Mlakar et al., 2010

Usine 5 et usine 6 : Linero, 2011

Références

- AiF, 2008: Arbeitsgemeinschaft industrieller Forschungsvereinigungen (AiF), AiF-Forschungsvorhaben-Nr. 14547 N: Betriebstechnische Möglichkeiten zur Minderung von Hg-Emissionen an Drehrohranlagen der Zementindustrie (2008)
- Barnett, 2013: Barnett, K. (official of the US-EPA), Final Portland Cement Rule 2013, http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/RoundTableMercury_6_24-13-final.pdf
- BREF CLM, 2013: Reference Document on Best Available Techniques in the Cement, Lime and Magnesium Oxide Manufacturing Industries, (2013), online: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/CLM_Published_def.pdf
- CEMBUREAU, 1997: BAT for the cement industry, November 1997 / Information for cement and lime BREF 2001
- CRC Handbook, 1976: CRC Handbook of Chemistry and Physics 1976-1977, CRC Press, Inc., 57rd edition (1976), D-185, D-191
- CRC Handbook, 1995: CRC Handbook of Chemistry and Physics 1995–1996, CRC Press, Inc., 76rd edition (1995), 6–77, 6–110
- CRC Handbook, 2012: CRC Handbook of Chemistry and Physics 2012-2013, CRC Press, Taylor&Francis Group Boca Raton, United States, 93rd edition (2012), 6–88, 9–92
- ECRA, 2013: Hoenig, V., Harrass, R., Zunzer, U., Guidance Document on BAT-BEP for Mercury in the Cement Industry, Technical report of the European Cement Research Academy (ecra) on behalf of WBCSD Cement Sustainability Initiative (2013)
- Erhard/Scheuer, 1993: Erhard, H.S., Scheuer, A., Brenntechnik und Wärmewirtschaft, Zement-Kalk-Gips 46 (1993) No. 12, pp. 743–754
- Eriksen *et al.*, 2007: Eriksen, D.Ø., Tokheim, L.-A., Eriksen, T.A., Meyer, J., Qvenild, C., Assessment of mercury emissions at Norcem's cement kiln by use of 203Hg-tracer, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 273 (2007) No. 3, pp. 739–745
- Hoenig, 2013: Hoenig, V., Sources of mercury, behavior in cement process and abatement options, Presentation at the event “Cement Industry Sector Partnership on Mercury, Partnership Launch Meeting” of European Cement Research Academy on 19 June 2013, http://www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/ECRA_WBCSD-CSI%20Mercury_20130618_upload.pdf
- Holleman-Wiberg, 1985: Holleman, A.F., Wiberg, E., Lehrbuch der Anorganischen Chemie, 91.-100. Verbesserte und stark erweiterte Auflage, Walter de Gruyter, Berlin/New York (1985), pp. 1042–1049
- Kirchartz, 1994: Kirchartz, B., Reaktion und Abscheidung von Spurenelementen beim Brennen des Zementklinkers, VDZ-Schriftenreihe der Zementindustrie, (1994) Heft 56, Verlag Bau + Technik, Düsseldorf, Germany
- Krabbe, 2010: Krabbe, H.-J., Grundlagen zur Chemie des Quecksilbers am Beispiel von Rauchgasreinigungsanlagen, Manuscript of the presentation at the ‘VDI Wissensforum – Messung und Minderung von Quecksilberemissionen’ on 28 April 2010 in Düsseldorf, Germany (2010)
- Lafarge Wörsingen, 2015: Lafarge Zement Wörsingen GmbH. Wlazbachtal/Germany, personal communication (2015)
- Linero, 2011: Linero, A.A., Synopsis of Mercury Controls at Florida Cement Plants, Manuscript for presentation at the 104th Annual Conference and Exhibition of the Air and Waste Management Association in Orlando, Florida, United States, on 22 June 2011
- Locher, 2000: Locher, F.W., Zement – Grundlagen der Herstellung und Verwendung, Verlag Bau und Technik (2000)
- Martel, 2000: Martel, C., Brennstoff- und lastspezifische Untersuchungen zum Verhalten von Schwermetallen in Kohlenstaubfeuerungen, VDI Fortschritts-Berichte, Reihe 15, Nr. 225 (2000)
- Mlakar *et al.*, 2010: Mlakar, L.T., Horvat, M., Vuk, T., Stergaršek, A., Kotnik, J., Tratnik, J., Fajon, V., Mercury species, mass flows and processes in a cement plant, Fuel 89 (2010) pp. 1936–1945

- Netherlands, 1997: Dutch notes on BAT for the production of cement clinker: Information for cement and lime BREF 2001
- Oerter, 2007: Oerter, M., Influence of raw materials on the emissions of mercury, presentation at the seminar of the European Cement Research Academy (ecra) on 26 April 2007
- Oerter/Zunzer, 2011: Oerter, M., Zunzer, U., Messung und Minderung von Quecksilber in der Zementindustrie, manuscript and presentation at the VDI Fachkonferenz „Messung und Minderung von Quecksilber-Emissionen“ on 13 April 2011
- Paone, 2008: Paone, P., Heavy metals in the cement industry: A look at volatile cycles and simple mitigation techniques, <http://www.asocem.org.pe/bivi/sa/dit/icem/01-04-2008.pdf>
- Paone, 2009: Paone, P., Mercury reduction technologies for cement production, 7th Colloquium of Managers and Technicians of Cement Plants – “Development, innovation and sustainability: the three cornerstones of cement industry” in Malaga, Spain, in November 2009
- Permit Cementa AB, 2007: Permit from Stockholms Tingsrätt, M 26737-05, issued to Cementa AB, Slite, in 2007
- Renzoni *et al.*, 2010: Renzoni, R., Ullrich, C., Belboom, S., Germain, A., Mercury in the Cement Industry, Report of the University of Liège independently commissioned by CEMBUREAU (2010), online: www.unep.org/hazardoussubstances/Portals/9/Mercury/A_Inventories/CEMENT%20Industry%20-%20Hg%20report%20CEMBUREAU%20April%202010.pdf
- SC BAT Cement, 2008: Secretariat of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Guidelines on Best Available Techniques and provisional Guidance on Best Environmental Practices relevant to Article 5 and Annex C of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, Section V.B. – Part II Source category (b): Cement kilns firing hazardous waste (2008)
- Schoenberger, 2009: Schoenberger, H., Integrated pollution prevention and control in large industrial installations on the basis of best available techniques – The Sevilla Process, *Journal of Cleaner Production* 17 (2009) pp. 1526–1529
- Schoenberger, 2015: Schoenberger H., Personal communication, 2015
- Schreiber *et al.*, 2005: Schreiber, R.J., Kellet, C.D., Joshi, N., Inherent Mercury Controls Within the Portland Cement Kiln System, Research & Development Information, Skokie, Illinois, United States, Portland Cement Association, Serial No. 2841 (2005)
- Schäfer/Hoenig, 2001: Schäfer, S., Hoenig, V., Operational factors affecting the mercury emissions from rotary kilns in the cement industry, *Zement Kalk Gips* 54 (2001) No. 11, pp. 591–601
- Schäfer/Hoenig, 2002: Schäfer, S., Hoenig, V., Effects of process technology on the behaviour of mercury in the clinker burning process: Technical Field 6: Sustainability and cement production; Presentation slides and documentation in: *Process Technology of Cement Manufacturing: VDZ Congress 23-27 September 2002 in Düsseldorf, Germany, Verein Deutscher Zementwerke (VDZ) (Hrsg.), Verlag Bau+Technik (2003) pp. 484–488*
- Sikkema *et al.*, 2011: Sikkema, J.K., Alleman, J.E., Ong, S.K., Wheelock, T.D., Mercury regulation, fate, transport, transformation, and abatement within cement manufacturing facilities: Review, *Science of the Total Environment* 409 (2011) pp. 4167–4178
- Sprung, 1988: Sprung, S., Spurenelemente, *Zement-Kalk-Gips* 41 (1988) No. 5, pp. 251–257
- Ullmann's, 1986: Locher, F.W.; Kropp, J., Cement and Concrete, in *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*, 5th ed., Vol. A 5 (1986) pp. 489–537
- UNEP Hg, 2008: UNEP, Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment (2008),
- UNEP Hg Assessment, 2013: UNEP, Global Mercury Assessment: Sources, emissions, releases, and environmental transport (2013), <http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf>
- US Cement, 2007: USEPA, Letter from F.L Steitman, Vice President, Environmental Affairs, Ash Grove Cement Company to Keith Barnett, SSPD/USEPA. October 1, 2007 accessed at www.regulations.gov, [EPA-HQ-OAR-202-0051-3371]

- US Cement, 2010: USEPA, Summary of Environmental and Cost Impacts for Final Portland Cement NESHAP and NSPS, 6 August 2010 available online at http://www.epa.gov/ttn/atw/pcem/summary_impacts.pdf
- VDZ Activity Report, 2002: Verein deutscher Zementwerke e.V. (VDZ), Activity Report 1999-2001 (2002)
- Waltisberg, 2013: Waltisberg, J., personal communications (2013)
- Weisweiler/Keller, 1992: Weisweiler, W.; Keller, A., Zur Problematik gasförmiger Quecksilber-Emissionen aus Zementwerken, Zement-Kalk-Gips (45 (1992) No. 10, pp. 529–532
- Zheng, 2011: Zheng Y., Mercury Removal from Cement Plants by Sorbent Injection upstream of a Pulse Jet Fabric Filter, PhD Thesis at the Technical University of Denmark (2011), <http://wwwx.dtu.dk/upload/kt-chec/phd%20thesis,%20yuanjing%20zheng,%20endelig%20version,%20klar%20til%20print.pdf> (accessed 23 January 2014)
- Zheng *et al.*, 2012: Zheng, Y.; Jensen, A.D.; Windelin, C.; Jensen, F., Review of technologies for mercury removal from flue gas from cement production processes, Progress in Energy and Combustion Science 38 (2012) pp. 599–629

Appendice A

Nouvelles techniques

Les experts techniques qui ont élaboré les orientations sur les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales ont identifié plusieurs techniques qui, même si elles en sont encore au stade de l'étude en laboratoire ou à la phase pilote, ont déjà donné des résultats prometteurs du point de vue de leur efficacité pour contrôler le mercure. Ces nouvelles techniques sont conçues soit pour le contrôle des émissions de mercure expressément, soit pour le contrôle de plusieurs polluants. Des informations sur quelques-unes de ces techniques sont fournies ci-après. Il est reconnu que ces techniques peuvent ne pas être encore largement disponibles et que certaines Parties auront besoin d'un renforcement des capacités et d'une formation pour pouvoir garder ces techniques à l'étude et en évaluer l'opportunité.

Nouvelles techniques concernant la combustion du charbon

Il existe de nombreuses techniques nouvelles de contrôle des émissions de mercure des centrales électriques au charbon. Même si elles en sont encore au stade de l'étude en laboratoire ou à la phase pilote, certaines de ces techniques ont donné des résultats prometteurs du point de vue de leur efficacité et de leur coût. Elles sont conçues soit pour le contrôle spécifique des émissions de mercure, soit pour le contrôle des émissions de plusieurs polluants. Des informations sur quelques-unes de ces techniques sont fournies ci-après.

Sorbants non carbonés

Les oxydes métalliques, par exemple le TiO_2 , sont des sorbants non carbonés utilisés pour le piégeage du mercure des gaz de combustion. Les études en laboratoire et les études pilotes réalisées aux États-Unis (Suriyawong *et al.*, 2009) ont montré une efficacité d'élimination élevée du mercure, pouvant atteindre 94 %, pour le TiO_2 sous irradiation UV. Des sorbants à base de cuivre sont également utilisés pour contrôler les émissions de mercure dans les gaz de combustion du charbon. On a constaté que l'imprégnation de CuO_x sur des sorbants neutres à base d'alumine ($\text{CuO}_x\text{-Al}_2\text{O}_3$) améliore l'oxydation catalytique du mercure élémentaire en présence d'acide chlorhydrique, et que le taux d'adsorption du mercure était de plus de 75 % dans les premiers stades du procédé d'élimination (Du *et al.*, 2015). Les sorbants non carbonés peuvent également être mélangés avec du charbon actif pour améliorer les performances. Un mélange de $\text{CuO}_x\text{-Al}_2\text{O}_3$ et de charbon actif peut éliminer plus de 90 % du mercure élémentaire à un coût réduit pour les applications industrielles (Du *et al.*, 2015).

Plasma non thermique

La technologie du plasma non thermique offre une solution prometteuse pour l'oxydation du mercure élémentaire. Elle est reconnue comme un procédé potentiel d'élimination du NO, du SO_2 et du mercure élémentaire. Les espèces chimiquement actives comme O, OH, HO_2 et O_3 formées par l'effet corona pulsé induisent l'oxydation du Hg^0 . Le HCl peut favoriser l'oxydation du mercure grâce aux atomes de chlore produits par le procédé plasma (Ko *et al.*, 2008). Le taux moyen d'oxydation du mercure élémentaire par le système à décharges à barrière diélectrique (DBD) est de 59 % (Jia *et al.*, 2013). Une autre étude a montré que les taux d'oxydation du NO, du SO_2 et du mercure élémentaire par le système à effet corona atteignent respectivement 40, 98 et 55 % (Xu *et al.*, 2009).

Coke actif traité au cérium

Le coke actif est un sorbant régénérable utilisé pour le contrôle de plusieurs polluants (NO, SO_2 et mercure élémentaire). Le coke actif vierge peut éliminer 30 à 40 % du mercure élémentaire, alors que le coke actif chargé avec 5 % de CeO_2 peut atteindre un taux stable de rétention du mercure élémentaire supérieur à 60 % (Hua *et al.*, 2010).

Modules de média composite sorbant-polymère

Cette technique fait appel à un matériau composite sorbant-polymère (CSP) placé dans des modules installés en aval des systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique existants. Le média composite peut adsorber à la fois le mercure élémentaire et le mercure oxydé. Les modules sont empilables, et chacun dispose d'un potentiel donné de rétention du mercure. La quantité de mercure adsorbé dépend donc du nombre de modules utilisés.

Cette technique peut être utilisée en association avec d'autres systèmes de contrôle de la pollution atmosphérique. La température optimale d'adsorption du mercure du média composite est de 85 °C; lorsque la température des gaz de combustion est plus élevée, il est possible d'installer un refroidisseur évaporatif en amont des modules d'adsorption.

Les modules de média composite montés en série peuvent réduire les émissions de mercure de 90 % ou plus. L'une des caractéristiques de la technique des modules d'adsorption à média composite est que le mercure capté est séparé des résidus de combustion du charbon tels que l'eau de lavage des gaz, le gypse, et les cendres volantes.

À ce jour, la capacité installée de cette technique dans des centrales électriques au charbon est d'environ 1 000 MW (ZMWG, 2015).

Nouvelles techniques et autres procédés concernant les procédés de fusion et de grillage utilisés dans la production de métaux non ferreux (plomb, zinc, cuivre et or industriel comme spécifié à l'annexe D de la Convention)

Cette section traite de procédés émergents d'élimination du mercure ou de ceux qui ne sont pas couramment utilisés.

Épurateur au sélénium

L'épurateur au sélénium (Sundström, 1975; Reimers *et al.*, 1976; Coleman, 1978; Habashi, 1978) est un laveur de gaz qui utilise la réaction entre le mercure avec le sélénium amorphe solide dans l'acide sulfurique. Il est principalement utilisé pour éliminer des concentrations élevées de vapeurs de mercure. La teneur en acide est maintenue entre 20 et 40 %. Elle doit rester dans cette fourchette car, à de faibles concentrations d'acide, il se forme des composés de soufre et de sélénium complexes et hautement solubles, ce qui nuit à sa réaction avec le mercure dans le gaz. À des teneurs en acide plus élevées, le pouvoir oxydant de l'acide entraîne la formation de dioxyde de sélénium ou de sélénite.

Si le gaz traité contient assez de sélénium, il n'est peut-être pas nécessaire d'ajouter du sélénium à la solution de lavage. Le rendement d'élimination du mercure d'un épurateur au sélénium est d'environ 90 à 95 %, ce qui conduit à des teneurs en mercure d'environ 0 à 2 mg/m³. Cependant lorsque la teneur en mercure initiale est faible, le rendement d'élimination peut tomber à moins de 90 %.

Élimination par mise en réaction avec de l'acide sulfurique

Description

Plusieurs techniques de contrôle des émissions de mercure par fusion et grillage ont été mises au point en fonction de leur réaction avec l'acide sulfurique. Le procédé de Bolkem est intégré dans l'unité de production d'acide et l'élimination est obtenue avec de l'acide sulfurique à 99 %. Cet acide provient de la partie de l'unité de production d'acide vouée à l'absorption; il oxyde le mercure à température ambiante. L'acide résultant est dilué à 80 % et le mercure qu'il contient est précipité sous forme de sulfure avec du thiosulfate. Après filtrage du sulfure de mercure, l'acide est de nouveau acheminé vers l'étape d'absorption. Ce procédé ne consomme donc pas d'acide.

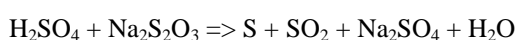
Le mercure peut aussi être éliminé avant l'étape de lavage dans l'unité de production d'acide⁵¹. Le gaz à une température voisine de 350 °C est lavé à contrecourant avec de l'acide sulfurique à 90 % à environ 190 °C dans une tour à lit à garnissage. L'acide est formé *in situ* à partir du SO₃ présent dans le gaz. Le procédé consiste à convertir en sulfate le mercure élémentaire présent dans le gaz. L'acide est remis en circulation jusqu'à ce que la solution soit saturée en HgSO₄, moment où commence la précipitation. Les cristaux de HgSO₄ sont ensuite séparés dans un décanteur. D'autres polluants présents avec le mercure dans le gaz sont éliminés dans l'épurateur. Le mercure peut être récupéré en mélangeant de l'oxyde de calcium avec les solides, puis en le chauffant pour provoquer la distillation du mercure qui peut ensuite être traité conformément à la Convention.

En variante, le mercure peut être précipité; les boues contenant le mercure sont alors éliminées de l'acide refroidi, filtrées et lavées. Une partie de cet acide est ensuite réacheminé vers l'étape de lavage. Dans une version révisée de ce procédé, le mercure est éliminé des gaz par lavage avec une solution d'ions sélénium pour produire du sélénium métallique ainsi que du séléniure mercurique.

Un procédé au thiosulfate a également été décrit par Schulze (2009). Dans ce procédé, l'efficacité d'absorption du mercure dépend de la force et de la température de l'acide. Plus la température est faible et la concentration de l'acide est élevée, meilleure est l'efficacité d'absorption. Afin d'éviter une accumulation de mercure dans le produit acide, il est indispensable d'absorber la vapeur de mercure dans une tour de séchage à deux étages avec deux concentrations d'acide différentes, celle dans le deuxième étage de la tour de séchage étant supérieure à celle des unités d'absorption en aval.

L'acide contenant du mercure qui sort des tours de séchage doit être nettoyé avant d'entrer dans les circuits d'absorption. Les flux d'acide sont donc recueillis et traités dans des unités de réaction avec du thiosulfate de sodium (Na₂S₂O₃·5H₂O).

La totalité de l'acide présent dans les deux tours de séchage est lavée avec de l'air dans une tour de lavage pour éliminer le dioxyde de soufre dissous. L'acide lavé est acheminé vers une cuve de réaction dans laquelle on ajoute du thiosulfate de sodium à 40 % et un adjuvant de filtrage. Il se forme du soufre selon la réaction suivante :



⁵¹ http://www.sulphuric-acid.com/techmanual/GasCleaning/gcl_hg.htm (consulté le 16 avril 2015).

Le soufre réagit avec le mercure dans l'acide pour former du sulfure de mercure (II) qui précipite. À ce stade, la température est d'environ 50 °C et la concentration en acide est d'environ 80 % en poids. L'acide traité déborde vers une cuve de maturation dans laquelle se produit la réaction.

Ces procédés ont été inclus dans cette section. On ne sait toutefois pas combien de fonderies ou de fours à griller utilisent actuellement ces procédés.

Nouvelles techniques concernant les installations d'incinération de déchets

1.1 Adsorbent au charbon actif à haute efficacité

Un adsorbent au charbon actif à haute efficacité, commercialisé sous la marque JFE-Gas-Clean-DX, a été mis au point. Cet adsorbent utilise du charbon actif conditionné dans une cartouche dont la structure à lit fixe et écoulement latéral permet d'obtenir un contact efficace entre le gaz de combustion et le charbon actif.

La Figure 1 propose une illustration schématique de ce dispositif et la Figure 2 représente la cartouche de charbon actif. Le dispositif se compose d'une cartouche de charbon actif de taille compacte, qui est facile à extraire et à installer dans le boîtier du dispositif. La structure à lit fixe et écoulement latéral permet d'obtenir une grande efficacité de contact entre le gaz de combustion et le charbon actif.

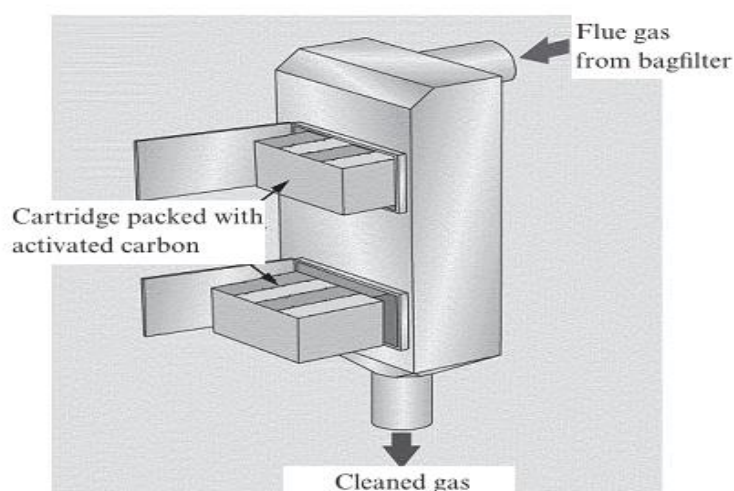


Figure 1. Adsorbent au charbon actif

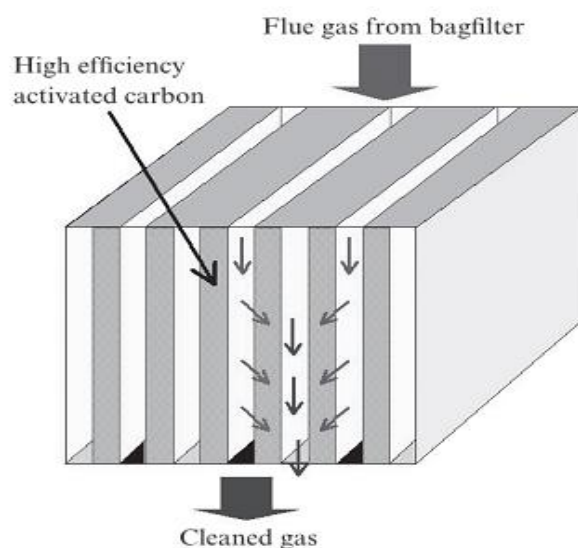


Figure 2. Cartouche garnie de charbon actif

Comme le montre la Figure 2, le gaz de combustion est dispersé de manière uniforme lorsqu'il traverse les nombreuses fines couches garnies de charbon actif installées dans la cartouche. Ainsi, on obtient un contact extrêmement efficace entre le charbon actif et les traces de substances nocives présentes dans le gaz de combustion, ce

qui permet de réduire fortement la consommation de charbon actif. Avantage supplémentaire, l'utilisation de fines couches de charbon actif limite la perte de charge par comparaison à un adsorbeur au charbon actif à lit mobile classique, qui subit une perte de charge d'environ 2 à 3 kPa. La perte de charge n'excède pas 0,5 kPa par étage de la cartouche de charbon actif, ce qui permet de maintenir un faible niveau de consommation électrique. Pour éviter que la poussière ne colmate le lit fixe de charbon actif, on installe généralement ce dispositif après le filtre à manches. On utilisera donc du charbon actif permettant de prévenir efficacement l'inflammation et de réaliser le traitement jusqu'à une température de fonctionnement maximale de 200 °C, qui correspond à la température des filtres à manches classiques.

Les essais effectués dans une usine d'incinération de déchets ont mis en évidence dans le gaz propre des concentrations de mercure inférieures au seuil de détection de 5 µg/m³, pour une concentration d'admission de 65 µg/m³. Six mois plus tard, cette usine d'incinération de déchets présentait toujours des concentrations de mercure inférieures au seuil minimum de détection.

Avantages connexes

Le principal avantage connexe est la réduction d'autres substances toxiques telles que les dioxines et les autres métaux lourds.

1.2 Usage du charbon de noix de coco comme substitut du charbon actif de houille

Du charbon produit à partir de fibres et de coques de noix de coco a été mis au point afin de remplacer le charbon actif. Les fibres et les coques de noix de coco sont des déchets de la transformation de ce fruit très commun dans les régions tropicales.

Des essais ont montré que, dans certaines conditions, les coques de noix de coco présentaient une capacité d'adsorption du mercure élémentaire supérieure à celle des fibres de ce fruit. Durant les essais précités, le charbon de coques de noix de coco a fait preuve d'une capacité d'adsorption du mercure élémentaire (3 142 µg/g) très supérieure à celle du charbon actif de houille (119 µg/g). Il pourrait donc à l'avenir constituer une source d'adsorbants capable de remplacer le charbon actif de houille utilisé à l'heure actuelle (Khairiraihanna *et al.*, 2015).

Avantages connexes

Outre la réduction des problèmes d'élimination des déchets grâce à une consommation d'additifs moins importante, l'utilisation de déchets comme les coques de noix de coco pourrait offrir des avantages économiques. Cependant, il sera toujours nécessaire d'éliminer de manière appropriée le charbon de noix de coco contaminé par le mercure.

Références

Charbon

- Du W, Yin L B, Zhuo Y Q, Xu Q S, Zhang L, Chen C H (2015) Performance of CuOx–neutral Al₂O₃ sorbents on mercury removal from simulated coal combustion flue gas. *Fuel Processing Technology*, 131: 403–408
- Hua X Y, Zhou J S, Li Q K, Luo Z Y, Cen K F (2010) Gas-Phase Elemental Mercury Removal by CeO₂ Impregnated Activated Coke. *Energy Fuels*, 24 (10): 5426–5431
- 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
- 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.
- Suriawong A, Smallwood M, Li Y, Zhuang Y, Biswas P (2009) Mercury capture by nano-structured titanium dioxide sorbent during coal combustion: lab-scale to pilot scale studies. *Aerosol and Air Quality Research*, 9:394–403
- 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.
- 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

Procédés de fusion et de grillage utilisés dans la production de métaux non ferreux (plomb, zinc, cuivre et or industriel comme spécifié à l'annexe D de la Convention)

- Coleman, R.T.J. (1978). Emerging Technology in the Primary Copper Industry. Prepared for the U.S, EPA; data2.collectionscanada.ca/pdf/pdf001/p000001003.pdf; accessed on 7 April 2014, Habashi, F. (1978). Metallurgical plants: how mercury pollution is abated. *Environmental Science & Technology* 12, pp. 1372–1376.
- Habashi, F. (1978). Metallurgical plants: how mercury pollution is abated. *Environmental Science & Technology* 12, pp. 1372–1376.
- Reimers, J. H., *et al.* (1976). A review of Process Technology in Gases in the Nonferrous Metallurgical Industry for the Air Pollution Control Directorate, nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=91018I2W.txt; accessed on 7 April 2014, Jan H. Reimers and Associates Limited, Metallurgical Consulting Engineers, Oakville, Ontario, Canada.
- Schulze, A. (2009). Hugo Petersen – Competence in gas cleaning systems downstream nonferrous metallurgical plants. The Southern African Institute of Mining and Metallurgy – Sulphur and Sulphuric Acid Conference 2009, pp. 59–76.
- Sundström, O. (1975). Mercury in Sulfuric Acid: Bolden Process Can Control Hg Levels during or after Manufacture. Sulfur No. 116, The British Sulfur Corp., January–February 1975: pp. 37–43.

Annexe III

Orientations concernant l'aide nécessaire aux Parties pour les aider à mettre en œuvre les mesures énoncées au paragraphe 5 de l'article 8, en particulier en ce qui concerne la détermination des objectifs et la fixation des valeurs limite d'émission

Informations concernant expressément le paragraphe 5 de l'article 8

Pour pouvoir appliquer les mesures prévues au paragraphe 5 de l'article 8, les Parties auront probablement besoin d'informations concernant spécifiquement le contrôle et la réduction des émissions de mercure. Ces informations, qui font partie de l'appui technique fourni aux Parties, sont récapitulées ci-dessous.

A. Objectif quantifié pour contrôler et, si possible, réduire les émissions des sources pertinentes

La définition d'objectifs quantifiés peut aider à réduire les émissions de mercure dans la durée. Ces objectifs peuvent être établis pour une période plus ou moins longue, pouvant s'étaler sur plusieurs années. Ils peuvent prendre diverses formes, comme par exemple un plafonnement du volume annuel total des émissions. Ils peuvent aussi reposer sur un pourcentage de réduction. En pareil cas, il convient d'établir des données de référence afin de pouvoir mesurer les progrès dans la réalisation des objectifs fixés. Ils peuvent aussi représenter un niveau moyen d'émissions à atteindre, calculé sur la base d'une concentration donnée ou de tout autre type de facteur d'émission. L'objectif ainsi fixé peut s'appliquer à une source ponctuelle ou à un ensemble de sources entrant dans une catégorie de sources inscrites à l'Annexe D, voire dans un groupe de sources comportant de multiples catégories de sources inscrites à l'Annexe D.

Les objectifs fixés pourraient aussi prendre la forme d'une introduction progressive quantifiée de mesures de réglementation spécifiques à de multiples sources sur une période donnée.

Un objectif peut être défini en fonction des résultats qui en sont attendus en matière de santé et d'environnement ou encore en termes de contrôle ou de réduction des émissions escomptés de sa réalisation. Un objectif quantifié peut aussi être établi en s'appuyant sur une approche ascendante associant la performance attendue à l'utilisation des meilleures techniques disponibles.

On doit souligner ici que l'établissement d'un objectif n'élimine en rien la nécessité de contrôler les émissions de toutes sources.

Si des mesures stratégiques peuvent être recommandées, il n'en reste pas moins possible de faire preuve de souplesse s'agissant des mesures de réglementation à mettre en place pour atteindre les objectifs fixés. Les mesures de réglementation pourraient être appliquées par étapes successives, en commençant par les mesures les moins onéreuses et en continuant jusqu'à ce que des réductions suffisantes soient accumulées pour atteindre l'objectif fixé. Tout objectif devrait s'accompagner d'un mécanisme opérationnel permettant de suivre les progrès et les succès accomplis vers sa réalisation. Si un objectif quantifié doit être lié au contrôle et, si possible, à la réduction des émissions provenant des sources pertinentes, d'autres facteurs pourraient être pris en compte pour définir l'objectif visé, y compris les bienfaits escomptés pour la santé et l'environnement.

B. Valeurs limite d'émission pour contrôler et, si possible, réduire les émissions des sources pertinentes

Comme indiqué au paragraphe 2 e) de l'article 8, par « valeur limite d'émission » on entend un plafond, souvent exprimé en « quantité totale de mercure », fixé pour la concentration, la masse ou le taux des émissions de mercure ou de composés du mercure d'une source ponctuelle.

Des valeurs limite d'émission peuvent être établies par une Partie au niveau national, ou pour un état ou une province, ou pour une installation particulière dans le cadre d'une inspection destinée à autoriser ou non la poursuite de ses opérations. Si les valeurs établies au niveau national assurent un maximum de cohérence, les valeurs établies pour une région ou une installation donnée offrent davantage de souplesse et permettent donc de tenir compte du contexte régional ou des conditions de fonctionnement de l'installation considérée.

Les valeurs limite d'émission peuvent être fixées de différentes manières, par exemple en pourcentage de la matière entrante ou de la valeur de la production d'une installation, ou en fonction

de la teneur des émissions en polluant. La valeur numérique effective de la valeur limite d'émission peut varier en fonction du contexte national ou des caractéristiques de l'installation considérée.

En établissant des valeurs limite d'émission, les pays choisissent généralement des valeurs qui sont compatibles avec les meilleures techniques disponibles telles que définies dans leur cadre réglementaire. Les valeurs limites d'émission ainsi définies devraient ensuite être revues régulièrement pour tenir compte du progrès des techniques de contrôle des émissions, sans obligation de recourir à une technique particulière. Les valeurs limite d'émission sont dictées par les résultats attendus, qui correspondent à un certain niveau de contrôle sur les émissions, lequel contrôle peut être obtenu au moyen de tout un éventail de techniques ou de stratégies.

La valeur limite d'émission étant établie sur la base des meilleures techniques disponibles, il n'est guère possible de recommander une valeur unique applicable au niveau mondial. Le choix d'une valeur devrait être fonction du niveau d'émissions atteint grâce à l'application des meilleures techniques disponibles par la Partie ou l'installation considérée, qui sont décrites dans le document d'orientation sur les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales élaboré comme suite au paragraphe 8 a) de l'article 8 [adopté par la Conférence des Parties à sa première réunion].

L'établissement d'une valeur limite d'émission devrait s'accompagner d'un mécanisme approprié pour surveiller et enregistrer les émissions et les comparer à la valeur limite d'émission.

C. Utilisation des meilleures techniques disponibles et des meilleures pratiques environnementales pour contrôler les émissions des sources pertinentes

On trouvera dans le document d'orientation sur les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales des renseignements techniques indiquant comment y recourir pour contrôler les émissions des sources pertinentes, en application du paragraphe 5 c) de l'article 8. On trouvera en particulier, dans l'introduction à ce document, des orientations concernant la mise en place des meilleures techniques disponibles, tandis que ces techniques sont décrites tant dans le chapitre consacré aux techniques générales que dans certains chapitres consacrés à des secteurs précis.

D. Stratégie de contrôle multipolluant qui présenterait des avantages connexes pour le contrôle des émissions de mercure

Le document d'orientation sur les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales expose des techniques permettant de contrôler simultanément de multiples polluants tout en présentant des avantages connexes pour le mercure. Les Parties qui choisiraient cette méthode pour contrôler et réduire les émissions de mercure pourraient trouver avantageux de se procurer des informations sur les concentrations de mercure obtenues en recourant à de telles stratégies de contrôle, de manière à confirmer l'efficacité de ces stratégies. Le document sur les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales donne des informations à ce sujet.

E. Autres mesures de réduction des émissions des sources pertinentes

Une Partie peut choisir de prendre d'autres mesures pour réduire les émissions des sources pertinentes, conformément au paragraphe 6 de l'article 8, montrant ainsi que ces mesures permettent, à terme, de réaliser des progrès raisonnables dans la réduction des émissions. De telles mesures peuvent comprendre, par exemple, la clôture des petites installations, qui pourraient être vétustes ou dépourvues de techniques de contrôle efficaces, et leur remplacement par des installations plus larges, plus modernes et plus efficaces équipées de meilleurs dispositifs de contrôle des émissions, aboutissant ainsi à une réduction globale des émissions de mercure au niveau national. Une Partie peut aussi choisir de contrôler les émissions des sources pertinentes en fermant certaines usines qui contribuent à la fourniture d'électricité, par exemple, pour les remplacer par des sources d'électricité alternatives ou une meilleure gestion des déchets qui n'implique pas leur incinération.