

**PROGRAMME DE NATIONS UNIES
POUR L'ENVIRONNEMENT
SUBSTANCES CHIMIQUES**

Outil d'identification et de quantification des rejets de mercure

EBAUCHE PILOTE

Novembre 2005



IOMC

PROGRAMME INTERORGANISATIONS POUR LA GESTION RATIONNELLE
DES PRODUITS CHIMIQUES

Un accord de cooperation entre le PNUE, l'OIT, la FAO, l'OMS, l'ONUDI, l'UNITAR et l'OCDE

**PROGRAMME DE NATIONS UNIES
POUR L'ENVIRONNEMENT
SUBSTANCES CHIMIQUES**

**Outil d'identification
et de quantification des rejets
de mercure**

EBAUCHE PILOTE

Novembre 2005

Publié par PNUE/SC

Genève, Suisse

IOMC

**PROGRAMME INTERORGANISATIONS POUR LA GESTION RATIONNELLE
DES PRODUITS CHIMIQUES**

Un accord de coopération entre le PNUE, l'OIT, la FAO, l'OMS, l'ONUDI, l'UNITAR et l'OCDE

La présente abaque pilote de l'«Outil pour l'identification et la quantification des rejets de mercure» représente la première version de cette publication qui est destinée à aider les pays à mettre en place des inventaires des rejets de mercure au niveau national et régional. Il sera complété et des versions complémentaires seront publiées au besoin. Cette version, ainsi que les suivantes, seront toutes disponibles sur la page consacrée au mercure sur le site Internet du Programme des Nations Unies pour l'Environnement – Substances Chimiques (PNUE/SC) <http://www.chem.unep.ch/mercury/>.

Avertissement:

La présente publication est conçue pour être un guide. L'information qu'elle contient a été tirée de la littérature scientifique, de rapports gouvernementaux ainsi que de l'Internet ou de communications personnelles. L'information contenue dans la publication est considérée comme fiable, cependant, le PNUE dégage toute responsabilité par rapport aux imprécisions ou omissions éventuelles, ainsi qu'aux conséquences qui pourraient en découler. Ni le PNUE, ni aucune des personnes impliquées dans la préparation de cette publication ne pourront être tenus responsables de blessures, pertes, dommages ou préjudice de quelque nature que ce soit causés à des personnes qui auraient agi sur la base de la compréhension qu'elles auraient eu des informations contenues dans la présente publication.

Les termes employés et la présentation des matériaux dans la présente publication n'impliquent pas l'expression d'une opinion quelconque de la part des Nations Unies ou du PNUE concernant le statut juridique d'un pays, d'un territoire ou d'une ville ou d'une zone ou de leurs autorités ou concernant la définition des limites ou frontières. Les opinions exprimées dans le document ne reflètent pas nécessairement les points de vue du PNUE.

Cette publication est produite sous l'égide du Programme Inter organisations pour la Gestion Rationnelle des Produits Chimiques (IOMC).

Le Programme Inter organisations pour la Gestion Rationnelle des Produits Chimiques (IOMC), a été mis en place en 1995 par la PNUE, l'OIT, la FAO, l'OMS, l'UNIDO et l'OCDE suite aux recommandations de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (1992). Il vise à renforcer la coopération et améliorer la coordination dans le domaine de la sécurité chimique. L'UNITAR a formellement rejoint l'IOMC en tant qu'Organisation Participante en janvier 1998. L'IOMC vise à promouvoir la coordination des politiques et activités menées par les Organisations Participantes, de façon conjointe ou séparée, et destinées à assurer une gestion rationnelle des substances chimiques en relation avec la santé humaine et l'environnement.

Les éléments contenus dans cette publication peuvent être cités ou reproduits librement. Il est cependant demandé de citer la source et de faire référence au présent document. Une copie de la publication contenant la citation ou l'extrait devrait être adressée au PNUE/SC.

Des copies de ce document sont disponibles auprès de :

PNUE Substances Chimiques
11-13, chemin des Anémones
CH-1219 Châtelaine, Genève
Suisse
Téléphone: +41 22 917 1234
Fax: +41 22 797 3460
E-mail: chemicals@unep.ch

Site Web : <http://www.chem.unep.ch/mercury/>

PNUE Substances Chimiques appartient à la Division de la Technologie, de l'Industrie et de l'Economie

Table des matières

Résumé général

1	Introduction	3
1.1	Contexte	3
1.2	Contexte de l'Outil	5
2	Les inventaires du mercure et le présent Outil	7
2.1	Objectif des inventaires du mercure	7
2.2	But de l'Outil	7
2.3	Limites de l'Outil	8
2.4	Documentation complémentaire	9
3	Sources anthropiques de rejets de mercure	13
3.1	Voies de rejets du mercure dans l'environnement	14
3.2	Exemples de rejets de mercures dans les différentes voies	17
4	Étapes dans la création d'un inventaire du mercure	20
4.1	Introduction au concept d'inventaire	20
4.1.1	L'approche du cycle de vie	21
4.2	Phase 1: Matrice de criblage – identification des principales catégories de sources présentes	25
4.3	Étape 2 : Identification de sous-catégories de sources existantes	27
4.3.1	Extraction et usage de fuel et sources d'énergie	27
4.3.2	Production primaire des métaux	28
4.3.3	Production d'autres minéraux et matériaux contenant des traces de Hg	29
4.3.4	Utilisation intentionnelle de Hg dans l'industrie	30
4.3.5	Le Hg dans les produits	31
4.3.6	Autres produits à usages intentionnels et processus d'utilisation	32
4.3.7	Production de métaux recyclés (Production secondaire)	34
4.3.8	Incinération des déchets	34
4.3.9	Enfouissement des déchets et traitement des eaux usées	35
4.3.10	Crématorium et cimetières	37
4.3.11	Identification de points chauds potentiels	37
4.4	Étape 3 : Assemblage de données et quantification des rejets de mercure (Hg)	39
4.4.1	Principes de quantification	39
4.4.2	Utilisation des taux d'activité	42
4.4.3	Choix des facteurs d'absorption de Hg	44
4.4.4	Choix des facteurs de distribution de rejet	45
4.4.5	Collecte de données	47
4.4.6	Équilibrage des absorptions et rejets du Hg pour un contrôle des quantifications	50

4.4.7	Exemples de calculs de rejets de types de sources variées	50
4.5	Phase 4 : Présentation de l'inventaire	66
4.5.1	Éléments clés de l'inventaire	66
4.5.2	Format standard	68
4.5.3	La feuille de calcul des rejets	68
4.5.4	Suggestions pour le rapport intérimaire	68
5	Descriptions détaillées des sources de rejet de mercure et des facteurs d'absorption et de rejet du mercure	70
5.1	Extraction et utilisation des énergies fossiles / sources d'énergie	70
5.1.1	Combustion du charbon dans les grandes centrales électriques	71
5.1.2	Autres utilisations du charbon	81
5.1.3	Huiles Minérales - extraction, raffinage et utilisation	86
5.1.4	Extraction, raffinage et utilisation du gaz naturel	94
5.1.5	Autres combustibles fossiles - extraction et utilisation	99
5.1.6	Production d'énergie et de chaleur alimentée à la biomasse	100
5.1.7	Production d'énergie géothermique	104
5.2	Production de mercure primaire	105
5.2.1	Extraction et traitement initiale de mercure	106
5.2.2	Extraction de l'or et de l'argent dans le processus d'amalgamation	108
5.2.3	Extraction du zinc et processus	113
5.2.4	Extraction du cuivre et transformation	126
5.2.5	Extraction de plomb et transformation	134
5.2.6	Extraction de l'or et transformation initiale par des procédés autres que l'amalgamation du mercure	139
5.2.7	Extraction et transformation initiale de l'aluminium	145
5.2.8	Autres métaux non-ferreux – extraction et transformation	147
5.2.9	Production de métal primaire non ferreux	148
5.3	Production d'autres minerais et matériaux contenant des impuretés de mercure	152
5.3.1	Production de ciment	152
5.3.2	Production de pâte et de papier	160
5.3.3	Production de chaux et fours à granulats légers	164
5.3.4	Autres minéraux et matériaux	168
5.4	Utilisation intentionnelle de mercure dans les procédés industriels	169
5.4.1	Production de chlore et de soude caustique par technologie mercurique	169
5.4.2	Production de VCM (monomère de chlorure de vinyle) catalysé au bichlorure de mercure (HgCl_2)	181
5.4.3	Production de l'Acétaldéhyde catalysé avec du sulfate de mercure (HgSO_4)	184
5.4.4	Autres productions de produits chimiques et polymères catalysés avec des composés de mercure	184
5.5	Produits de consommation contenant intentionnellement du mercure	185
5.5.1	Thermomètres au mercure	186
5.5.2	Interrupteurs et relais électriques à mercure	195
5.5.3	Sources de lumière à mercure	207
5.5.4	Batteries à mercure	215

5.5.5	Biocides et pesticides	222
5.5.6	Les peintures	224
5.5.7	Produits pharmaceutiques à usage humain et vétérinaire	227
5.5.8	Cosmétiques et produits connexes	229
5.6	Autres usages de produits/procédés intentionnels	232
5.6.1	Amalgame d'obturation dentaire au mercure	233
5.6.2	Manomètres et jauges	240
5.6.3	Produits chimiques et équipements de laboratoire	242
5.6.4	Métal de mercure utilisé dans les rituels religieux et la médecine traditionnelle	248
5.6.5	Usages de produits divers, de métal de mercure et autres sources	249
5.7	Production de métaux recyclés (Production "secondaire" de métal)	250
5.7.1	Production de mercure recyclé ("production secondaire")	250
5.7.2	Production de métaux ferreux recyclés (fer et acier)	254
5.7.3	Productions d'autres métaux recyclés	256
5.8	Incinération de déchets	258
5.8.1	Incinération des déchets municipaux/généraux	258
5.8.2	Incinération de déchets dangereux	268
5.8.3	Incinération des déchets médicaux	271
5.8.4	Incinération des boues d'épuration (vidanges)	276
5.8.5	Incinération informelle de déchets	280
5.9	Dépôt/décharge de déchets et traitement des eaux usées	281
5.9.1	Dépôts/décharges contrôlés	281
5.9.2	Dépôt diffus sous contrôle	286
5.9.3	Elimination informelle locale de production de déchets industriels	287
5.9.4	Déversement informel de déchets généraux	287
5.9.5	Système/traitement des eaux usées	288
5.10	Crematorium et cimetières	292
5.10.1	Crematorium	292
5.10.2	Cimetières	297
5.11	Points chauds potentiels	299
6	References	300
7	Glossaire, acronyme et abréviations	318
8	Annexes techniques	320
8.1	Concentrations de mercure dans la sphalérite utilisées dans les concentrés pour l'extraction du zinc	320
9	Annexes	325
9.1	Présentation standard	325
9.2	Tableau pour faciliter le calcul des rejets de Hg	328

Résumé général

1. Lors de sa 23^{ème} session, qui s'est tenue en février 2003, le Conseil d'Administration du PNUE avait considéré, après étude des principales conclusions du Rapport Global d'Evaluation du Mercure, qu'il y avait suffisamment de preuves d'effets négatifs du mercure au niveau mondial pour justifier une action internationale destinée à réduire les risques liés aux rejets du mercure dans l'environnement pour les êtres humains et la faune. Le Conseil d'Administration a décidé que des actions devaient être initiées le plus tôt possible, aux niveaux national, régional et mondial, et demandé à tous les pays d'adopter des objectifs et entreprendre des actions adéquates en vue d'identifier les populations à risque et réduire les rejets causés par les humains. Cet engagement de s'attaquer aux impacts négatifs de la pollution au mercure a été renforcé par les Gouvernements lors de la 23^{ème} session du Conseil d'Administration en février 2005. Le Conseil d'Administration a également demandé au PNUE de faciliter et mener, en collaboration et en concertation avec d'autres organisations concernées, des activités de renforcement de capacité et d'assistance technique pour soutenir les efforts des pays en vue d'agir contre la pollution au mercure.
2. En réponse à la demande du Conseil d'Administration, le PNUE a mis en place un Programme Mercure au sein du PNUE/SC, avec comme objectif immédiat d'encourager tous les pays à adopter des objectifs et mener des actions le cas échéant pour identifier les populations à risque, réduire au minimum les expositions à travers des efforts conséquents et réduire les rejets anthropiques du mercure.
3. Un des aspects importants du programme consiste à élaborer des outils didactiques, des guides et des outils consacrés à un certain nombre de sujets appropriés et pouvant être utiles aux gouvernements et à d'autres entités dans leurs efforts pour évaluer et s'attaquer à la pollution au mercure. Les Gouvernements devront élaborer la base de connaissances nécessaire pour évaluer les risques liés au mercure et mener les actions adéquates pour réduire ces risques. Cet « Outil pour l'Identification et la Quantification des Rejets de Mercure » est destiné à aider les pays dans la conception de cette base de données à travers l'élaboration d'un inventaire du mercure qui identifie les sources de rejet de mercure dans leurs pays et estime ou quantifie ces rejets.
4. Combinées avec des connaissances additionnelles sur les types spécifiques de sources de rejets et sur les options disponibles pour aboutir à des réductions de rejets, les meilleures mesures pour la réduction, en terme de rapport qualité prix, peuvent être identifiées en vue d'être choisies dans le processus de prise de décision. De tels inventaires sont souvent essentiels dans la communication avec des interlocuteurs tel que le secteur industriel, le secteur commercial et le grand public.
5. De plus, on peut utiliser les inventaires initiaux et les versions mises à jour pour suivre la progression vers les objectifs initialement fixés et identifier ainsi les approches ayant données des résultats probants et pouvant servir d'exemple dans d'autres domaines ainsi que les domaines où les mesures appliquées ne se sont pas avérées adéquates et où il est requis une attention accrue et des initiatives supplémentaires.
6. L'Outil vise à aider les pays désireux de procéder à un inventaire du mercure à estimer les rejets de mercure et les conseille dans le processus d'amélioration et de précision de ces inventaires. Il a pour objectif de guider les personnes en charge de l'inventaire dans un pays à travers les différentes techniques et étapes d'élaboration de l'inventaire en leur apportant une méthodologie, des exemples illustratifs et une information exhaustive sur les sources de rejet de mercure. L'Outil facilite ainsi la tâche et réduit la charge de travail dans l'élaboration d'inventaires au niveau national et régional.
7. L'Outil est conçu pour offrir une méthodologie simple et standard permettant de compiler des inventaires du mercure cohérents au niveau national et régional. Il inclut une procédure recommandée par le PNUE pour une compilation efficace des sources et des inventaires de rejet

de mercure. L'existence de données comparables relatives aux sources de rejet du mercure permettra d'améliorer la coopération internationale, les discussions, la définition des objectifs et l'assistance. Elle permet également d'avoir une idée globale de l'ampleur des rejets comme première étape dans la définition des actions prioritaires destinées à contrôler ou réduire les émissions et d'améliorer les possibilités d'élargissement de la base de données internationale sur l'utilisation et les rejets du mercure.

8. La méthodologie consiste en une procédures en quatre phases permettant l'élaboration d'inventaires de sources cohérents et comparables.

9. La première phase consistera à utiliser une matrice brute de criblage pour identifier les principales catégories de sources de mercure présentes dans un pays. Il faudra également identifier et recueillir tout inventaire partiel ou description des sources de mercure déjà existant dans le pays ou la région.

10. Dans la seconde phase, ces principales catégories de sources seront classées en sous catégories afin d'identifier les activités individuelles pouvant induire des rejets de mercure. On peut se passer de la troisième étape si l'on ne recherche que l'identification qualitative des types de sources présents dans le pays ou la région. On pourra ainsi reporter ces données qualitatives sous forme de liste commentée des principales catégories de sources et sous-catégories identifiées dans le pays.

11. Un inventaire quantitatif du mercure sera élaboré dans la troisième phase. C'est ici qu'il faudra évaluer la nécessité de créer un inventaire quantitatif complet dès le départ ou si, pour commencer, on souhaite un inventaire provisoire afin de faciliter l'établissement des priorités dans la poursuite du travail et la communication avec les participants à l'inventaire ou les évaluateurs. Pour un inventaire quantitatif complet, on collecte les données relatives au volume d'activité (« taux d'activité ») et les informations spécifiques aux procédés afin de les utiliser pour estimer les rejets de mercure provenant des sources identifiées dans le pays ou la région. Les rejets sont calculés à l'aide de l'équation, et procédures et des données relatives aux types de sources identifiées dans l'Outil. Cependant, compte tenu des incertitudes et des questions complexes liées à ce travail, on s'attend à ce que de nombreux inventaires ne contiennent que des informations qualitatives sur les émissions ou des informations quantitatives sur l'utilisation dans certaines sources. Dans certains cas, cette information pourrait suffir pour identifier et initier des activités destinées à la réduction des émissions de mercure dans un pays ou une région.

12. La quatrième et dernière phase consistera à compiler les inventaires standardisés du mercure en utilisant les résultats générés aux phases 1 à 3. Un format standard de présentation est fourni pour garantir la prise en compte de toutes les sources connues – même si elles ne peuvent être quantifiées – et que les données incomplètes soient visibles et que les inventaires soient comparables et transparents.

13. L'inventaire final du mercure montrera que toutes les sources potentielles ont été prises en compte, même si l'activité n'existe pas ou n'est pas significative dans le pays. Dans un pays donné, pour chaque source, il y aura une estimation des rejets vers tous les milieux pour lesquels on aura collecté des données suffisantes ainsi qu'une indication de l'ampleur probable dans le cas où toutes les données seraient disponibles. Pris dans son ensemble, ce processus aidera à l'interprétation des résultats et la définition des priorités dans les actions futures.

1 INTRODUCTION

1.1 Contexte

La diffusion de mercure dans l'environnement représente un danger pour la faune et les êtres humains.

14. L'Évaluation Mondiale du Mercure, qui a été finalisé en décembre 2002 par un Groupe de Travail du PNUE, montre que les niveaux du mercure dans l'environnement ont considérablement augmenté depuis l'avènement de l'ère industrielle. Le mercure est maintenant présent dans différents milieux et aliments, notamment le poisson, et à des niveaux qui provoquent des effets négatifs sur la faune et les êtres humains. On assiste à des dépositions à grande échelle par des sources liées à l'action humaine. Même les régions telles que l'Arctique, où les émissions de mercure ne sont pas significatives, subissent les effets négatifs à cause du transport sur de longues distances du mercure.

15. Le mercure est hautement toxique, notamment pour le système nerveux en développement. Certaines populations sont particulièrement vulnérables, notamment les fœtus et les jeunes enfants. Le mercure est pourtant toujours utilisé dans de nombreux produits et secteurs à travers le monde, notamment l'exploitation de l'or à petite échelle, la fabrication de manomètres et thermomètres, d'interrupteurs électriques, de lampes à néon, de prothèses dentaires, de batteries, la production de VCM et de certains produits pharmaceutiques. Les plus importantes émissions de mercure dans l'environnement se font dans l'air, mais il est également rejeté dans l'eau et la terre à travers d'autres sources. Parmi les sources d'émissions les plus importantes, on retrouve la production d'électricité par combustion du charbon, l'incinération des déchets, la production de ciment, d'acier et de chlore-alkali, l'extraction d'or ou d'autres minerais, la crémation, les enfouissements et d'autres sources telles que les opérations secondaires de fonte et la fabrication industrielle de produits chimiques inorganiques.

16. Une fois rejeté, le mercure persiste dans l'environnement et circule sous diverses formes entre l'air, l'eau les sols et les biota. Une fois déposé, il peut changer de forme (sous l'influence des microbes) et devenir du méthyl mercure, une forme particulièrement dangereuse qui se concentre dans les chaînes alimentaires, notamment la chaîne alimentaire aquatique. La plupart des personnes exposées au méthyl mercure le sont d'abord à travers leur alimentation, notamment le poisson, et aux sources élémentaires de mercure telles que les prothèses dentaires et aux activités professionnelles (comme l'extraction minière à petite échelle). Parmi les autres sources d'exposition, on compte les crèmes éclaircissantes, l'utilisation rituelle du mercure et dans la médecine traditionnelle ainsi que les rejets de mercure dans les maisons.

17. Le poisson représente une composante importante et nutritive du régime alimentaire humain et le mercure représente un grand danger pour cette ressource. On a mesuré des niveaux de mercure élevés chez de nombreuses espèces de poisson à travers le monde. Les niveaux les plus importants ont été détectés chez les poissons prédateurs. Les êtres humains qui consomment d'importantes quantités de poisson contaminé pourraient être en danger. Les animaux – loutres, aigles, phoques et certaines baleines - dont l'alimentation dépend largement des poissons pourraient également être menacés.

18. Pour plus d'information sur la chimie, la toxicologie les expositions, l'évaluation du risque sur les humains, les impacts environnementaux, le cycle dans l'environnement et les technologies éventuelles de prévention et de contrôle destinées à maîtriser les rejets et à limiter l'utilisation et

l'exposition au mercure, veuillez vous référer au Rapport Mondial d'Evaluation du Mercure (PNUE, 2000).

Les Responsables du secteur de l'environnement ont demandé qu'une action soit entreprise contre la pollution mondiale au mercure.

19. Lors de sa session de 2003, le Conseil d'Administration du PNUE, après avoir étudié les principales découvertes du Rapport Mondial d'Evaluation du Mercure, a conclu qu'il y avait suffisamment de preuves d'effets négatifs du mercure pour justifier une action internationale visant à réduire les risques induits par le rejet de mercure dans l'environnement pour les êtres humains et la faune. Le Conseil a décidé que des actions devaient être initiées dès que possible au niveau national, régional et mondial et a demandé à tous les pays d'adopter des objectifs et, de mener des actions, selon le besoin, en vue d'identifier les populations à risque et de réduire les rejets causés par les humains.

20. Le Conseil a demandé au PNUE, en collaboration et en concertation avec d'autres organisations appropriées, de faciliter et de mener des activités d'assistance technique et de renforcement des capacités afin de soutenir les actions initiées par les pays à l'encontre de la pollution au mercure. Cette demande a été appuyée par le Conseil d'Administration lors de sa 23ème session en février 2005.

Renforcement des capacités des pays à lutter contre la pollution au mercure

21. En réponse à la demande du Conseil d'Administration, le PNUE a mis en place un Programme Mercure au sein de sa division Substances Chimiques, avec comme objectif immédiat d'encourager tous les pays à adopter des objectifs et mener des actions, selon le cas, en vue d'identifier les populations exposées, minimiser l'exposition à travers des efforts conséquents et réduire les rejets anthropiques du mercure.

22. Parmi les priorités du programme, on compte les activités suivantes : aider les pays à évaluer leur niveau de pollution au mercure et à identifier les moyens éventuels pour prendre en charge les effets négatifs, telle que la conception d'outils et de stratégies pour atténuer les problèmes, sensibiliser et promouvoir les produits sans mercure ou une utilisation responsable du mercure le cas échéant, et développer des stratégies de communication renforcées afin de toucher les populations à risque.

23. Dans le cadre de la mise en œuvre de ces activités, le PNUE Substances Chimiques cherchera à consulter, coopérer et établir des partenariats avec les Gouvernements, organisations intergouvernementales et non gouvernementales impliquées dans les questions liées au mercure et à ses composés, en ayant à l'esprit la nécessité d'éviter la duplication des tâches et en se basant autant que possible sur les institutions et infrastructures existantes.

24. Une grande partie du programme consistera à élaborer des supports de formation, des directives et outils consacrés à certains sujets pertinents et qui pourraient être utiles aux gouvernements et aux autres entités dans leurs efforts en vue d'évaluer et prendre en charge la pollution au mercure. Les gouvernements auront besoin de concevoir la base de connaissances nécessaire pour évaluer les risques posés par le mercure et mener les actions idoines pour réduire ces risques. Le présent « Outil d'identification et de quantification des rejets de Mercure » - dénommé l'Outil – est destiné à aider les pays à construire une partie de cette base de connaissances à travers la conception d'un inventaire du mercure qui identifie les sources de rejet dans le pays et estime ou quantifie ces rejets.

25. Les détails sur les buts recherchés en élaborant un inventaire du mercure et un guide d'utilisation sont décrits au chapitre 2. On trouvera une description de la méthodologie utilisée dans cet Outil en chapitre 4.

1.2 Contexte de l'Outil

L'ébauche pilote de l'outil

26. Le présent outil est d'abord publié sous forme d'ébauche pilote destinée à une diffusion pour test et commentaires. Il sera complété et des versions révisées seront publiées le cas échéant. La version la plus à jour sera disponible à tout moment sur la page Mercure du site de UNEP Substances chimiques : <http://www.chem.unep.ch/mercury/>

27. L'ébauche pilote est très fidèle à l'approche et à la méthodologie développées et appliqués dans la seconde édition du document intitulé « Outil Standard pour l'Identification et la Quantification des rejets de dioxine et de furane publié par PNUE/SC (Février 2005) ». Des passages de l'outil sur les dioxines et furanes ont été appliqués au mercure là où ils étaient pertinents. L'outil sur les dioxines et furanes, dont l'approche et la méthodologie ont été testées dans un certain nombre de pays a déjà fait l'objet de plusieurs séries de commentaires et d'évaluation de la part de personnes expérimentées dans l'élaboration d'inventaires. La méthodologie élaborée est généralement reconnue comme sûre et l'outil sera étudié par la Conférence des Parties de la Convention de Stockholm, en mai 2006, en vue d'en faire une directive pour l'élaboration de rapports de rejet, conformément à l'article 5 de la Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants, et comme méthodologie pour les plans nationaux de mise en oeuvre pour la réalisation des inventaires de rejets de dioxines (PCDD) et furanes (PCDF). En réalité de nombreux pays utilisent déjà l'outil sur les dioxines et furanes pour évaluer leur inventaire.

28. Cette ébauche pilote pour le mercure a été élaborée avec l'aide de COWI Consulting Engineers and Planners AS au Danemark, avec les contributions de Mr. Jakob Maag et du Dr. Carsten Lassen, qui ont tous les deux une grande expérience et ont pris part à un certain nombre de publications pertinentes pour le mercure tant au niveau national qu'international. Au sein du PNUE/SC, Mme Aase Tuxen, MM. Charles French et Juan F. Caicedo ont contribué à la rédaction, la correction, la publication et la finalisation des outils.

Prochaines étapes dans l'élaboration de l'outil

29. Tout comme la méthodologie, l'outil requiert des tests, une validation et des mises à jour. Il est considéré comme un document évolutif qui sera mis à jour et corrigé, si c'est approprié et faisable, afin de prendre en compte les informations et expériences qui se font jour. Dans l'état actuel, l'ébauche pilote est ainsi essentiellement basée sur l'expérience et les informations disponibles à partir des pays industrialisés et pourrait donc, dans le cas de certaines sources de rejet, ne pas refléter totalement les conditions en cours dans les pays en développement où des rejets non contrôlés pourraient survenir à grande échelle et où il existe un secteur informel important. Il est donc important de recevoir des données et contributions d'autres régions du monde afin de disposer d'une plus large base de connaissances sur les différentes sources de rejet de mercure et améliorer l'applicabilité de l'outil.

30. La publication de la présente ébauche fait suite à de nombreux ateliers organisés pour les pays en développement et les pays à économie en transition et destinés à sensibiliser sur les questions relatives au mercure au niveau mondial et aider ces pays à évaluer leur propre situation eu égard à la pollution au mercure et à identifier les moyens de prendre en charge tout effet néfaste. Nous espérons que cet outil sera utile aux pays désireux d'élaborer ou affiner leur inventaire de l'utilisation et des rejets de mercure. Nous espérons que ces pays voudront bien tester ces documents en phase pilote et apporter des commentaires constructifs afin d'en améliorer la qualité et l'utilité à l'avenir.

31. Le PNUE/SC invite tous les utilisateurs de l'outil à apporter leurs commentaires sur tous les aspects du produit. Les utilisateurs de l'ébauche pilote peuvent consulter le PNUE/SC en cas de

problème d'application, d'interprétation ou de mise en œuvre ou lorsque le système ne semble pas applicable à la situation du pays.

32. Les pays sont encouragés à utiliser l'outil pour soumettre leur inventaire au PNUE/SC qui les mettra à la disposition du public sur la page Internet du programme mercure <http://www.chem.unep.ch/mercury/>. A terme, nous espérons, en plus des inventaires, rajouter un forum pour l'échange d'informations sur les expériences des pays dans l'élaboration des inventaires, des études de cas, les nouvelles publications pertinentes à ce domaine etc.

2 LES INVENTAIRES DU MERCURE ET LE PRESENT OUTIL

2.1 Objectif des inventaires du mercure

33. Les inventaires de rejets des substances chimiques dangereuses prioritaires constituent un outil important de prise de décision dans le processus de réduction des effets environnementaux des polluants en question. Une fois qu'un pays a décidé que la pollution au mercure est un problème potentiellement prioritaire qui nécessite une évaluation plus poussée, il aura généralement besoin d'estimer les contributions relatives et absolues des différentes sources présentes dans le pays aux rejets de mercure. Cette information peut servir à identifier les types de sources qui sont significatives et celles qui devraient être la cible des initiatives pour la réduction des rejets.

34. Combinées avec des connaissances additionnelles sur les types spécifiques de sources de rejets et sur les options disponibles pour aboutir à des réductions de ces rejets, les meilleures mesures pour la réduction, en terme de rapport qualité prix, peuvent être identifiées en vue d'être choisies dans le processus de prise de décision. De tels inventaires sont souvent essentiels dans la communication avec des interlocuteurs tels que le secteur industriel, le secteur commercial et le grand public.

35. De plus, on peut utiliser les inventaires initiaux et les versions mises à jour pour suivre la progression vers les objectifs initialement fixés et identifier ainsi les approches ayant donné des résultats probants et pouvant servir d'exemple dans d'autres domaines ainsi que les domaines où les mesures appliquées ne se sont pas avérées adéquates et où il est requis une attention accrue et des initiatives supplémentaires.

2.2 But de l'Outil

36. L'Outil vise à aider les pays désireux de procéder à un inventaire du mercure à estimer les rejets de mercure et les, guide dans le processus d'amélioration et de précision de ces inventaires. Il a pour objectif de guider les personnes en charge de l'inventaire dans un pays à travers les différentes techniques et étapes d'élaboration de l'inventaire en leur apportant une méthodologie, des exemples illustratifs et une information exhaustive sur les sources de rejet de mercure. L'Outil facilite ainsi la tâche et réduit la charge de travail dans l'élaboration d'inventaires au niveau national et régional.

37. L'Outil met en exergue les voies de passage du mercure dans la société et vers l'environnement et les autres milieux qui le reçoivent. Alors que beaucoup d'inventaires existants évaluent les rejets vers un seul milieu, essentiellement l'atmosphère, l'Outil vise à apporter une méthodologie et les facteurs d'absorption et de rejet qui peuvent être utilisés pour estimer les rejets de mercure dans tous les milieux (air, eau, terre, produits et déchets).

38. L'Outil est conçu pour produire une méthodologie simple et une base de donnée associée pour permettre de compiler des inventaires nationaux et régionaux cohérents. Il inclut les procédures recommandées par le PNUE pour une compilation efficace des sources et des inventaires de rejet de mercure. Le fait de disposer de données comparables sur les sources de rejet de mercure améliore la coopération internationale, les discussions, la définition des objectifs et l'assistance.

Cela permet également d'améliorer la compréhension de la situation globale des rejets comme étape dans l'établissement des priorités dans les actions de contrôle et de réduction de ces rejets et améliore la base de donnée internationale sur l'utilisation et les rejets du mercure.

39. L'Outil est conçu pour être adapté. Comme indiqué au Chapitre 1, la base de données sur le facteur de rejet, tout comme les autres facteurs et informations contenus dans l'Outil, peuvent être révisés et améliorés suite à l'émergence de nouvelles données ou de procédés améliorés. Il s'agit d'un passage au crible et non d'un registre exhaustif ; et il est conçu pour garantir l'identification positive d'un nombre important de sources significatives. On a considéré que la vitesse et la facilité d'utilisation étaient plus importantes pour les utilisateurs de l'Outil que l'objectif irréaliste de 100% de précision.

40. L'Outil est conçu pour être applicable dans tous les pays, mais il est spécialement destiné à aider les pays qui n'ont pas encore élaboré un inventaire exhaustif du mercure à entamer le processus et à améliorer leurs inventaires préliminaires. Des pays différents vont étudier les secteurs de façon différente selon les ressources disponibles et la priorité accordée à chacun de ces secteurs. L'Outil offre une procédure qui permet une approche étape par étape : 1) identifier les principales catégories de sources présentes dans le pays ou la région ; 2) mieux identifier les sous catégories de sources individuelles (types de sources), et enfin, si on le désire, 3) développer des estimations quantitatives des rejets par les sources identifiées ou une sélection des sources par ordre de priorité. Un travail complémentaire sur des sources spécifiques peut ainsi s'avérer utile à l'avenir selon la disponibilité d'informations et ressources supplémentaire. L'utilisation des facteurs de rejet par défaut à côté des données mesurées localement permettra d'affiner et d'améliorer l'Outil en vue d'une utilisation dans d'autres pays.

41. De plus, l'Outil offre des liens vers d'autres sources d'information sur les rejets de mercure ; des liens généraux vers d'autres bases de données nationales ou internationales et une multitude de références vers des rapports individuels et d'autres documents présentant des données et des détails complémentaires sur des types de sources de rejet de mercure.

42. Une feuille Excel est disponible en version électronique, en supplément au présent Outil, pour faciliter le calcul des absorptions et rejets des différentes catégories de sources. De plus amples informations sur cette feuille de calcul sont disponibles au chapitre 9.2. La feuille est disponible en ligne sur le site de PNUE/SC <http://www.chem.unep.ch/mercury/> ou sur demande en contactant le PNUE/SC à l'adresse donnée à la page au verso de la couverture du présent document.

2.3 Limites de l'Outil

43. L'Outil était conçu pour inclure toutes les types de sources de rejet de mercure avec plus ou moins de détails selon la disponibilité des données et l'importance potentielle du type de sources. Il existe cependant des sources qui ne sont pas prises en compte par l'Outil. Si un pays identifie une nouvelle source quelconque, elle doit être incluse dans l'inventaire national et les informations relatives à son existence, ses caractéristiques et ses significations potentielles doivent être transmises au PNUE/SC afin d'être rajoutées à la base de données sur le mercure.

44. Les données présentées dans cet Outil sont d'abord tirées de sources facilement accessibles. Il pourrait y exister des données supplémentaires susceptibles d'ajouter à – ou peut être de modifier – la caractérisation des types de sources de rejets individuelles. Les données en provenance des pays en développement sont notamment limitées et pourraient être d'un apport significatif pour une compréhension globale des rejets de mercure parce que les conditions qui prévalent pourraient être très différentes de ce qui se passe dans les pays développés, d'où proviennent la plupart des données présentées. Comme nous l'avons déjà indiqué, l'Outil pourrait être révisée à l'avenir, permettant ainsi l'inclusion de telles données.

45. Bien que l'utilisation de données spécifiques à des sources soit l'approche préférée et permette une meilleure estimation des rejets, on a tenté en élaborant l'Outil de développer des facteurs d'absorption et de distribution par défaut qui pourraient être utiles aux utilisateurs qui ont des difficultés à obtenir des données spécifiques à des sources. Il faudrait noter que les facteurs par défaut suggérés dans l'ébauche pilote sont basés sur une base de données limitée et devraient ainsi être considérés comme des facteurs préliminaires susceptibles d'être revus avec l'élargissement de la base de données. Les facteurs par défaut présentés sont aussi des jugements d'experts basés uniquement sur des données résumées ; et, pour le moment, aucune approche quantitative systématique n'a été utilisée dans l'élaboration de ces facteurs (par exemple concentration moyenne pondérée par poids et dérivation des facteurs de distribution). Il pourrait donc être utile de revoir et confirmer, autant que possible, les principales données spécifiques à certaines sources dans les conditions locales ou nationales avant de prendre des décisions importantes sur la mise en œuvre de mesures de réduction.

46. Comme indiqué à la section 2.1 du Rapport d'Évaluation Globale du Mercure du PNUE, la forme – ou espèce – des rejets de mercure est un facteur important du devenir et de transport dans l'environnement de la toxicité et de la contrôlabilité du mercure. Nous apprécions la valeur de la collecte et de la communication des données sur les rejets des différentes formes du mercure (notamment le mercure élémentaire et le mercure oxydé) et nous nous rendons compte que certains pays, ainsi que d'autres organisations, ont tenté de le faire. Pour obtenir un inventaire idéal et détaillé des rejets de mercure, il est préférable que les quantités rejetées soient calculées pour chaque forme de mercure. Cependant, nous avons, pour le moment, décidé que le fait de donner des directives pour le calcul et la communication des rejets des différentes espèces de mercure allait au-delà des objectifs de la présente ébauche. L'ébauche ne présente donc aucune directive pour calculer et rapporter les rejets des différentes formes de mercure. Les futures versions de l'Outil pourraient inclure de telles informations.

2.4 Documentation complémentaire

47. L'Outil se concentre sur la préparation d'un inventaire des rejets de mercure. Il est destiné à couvrir toutes les voies de rejet (air, eau, sol, produits, résidus, et déchets) des activités domestiques et industrielles en identifiant tous les types de source (ou catégories) connus, en fournissant des descriptions pour la plupart de ces catégories source et une méthodologie d'estimations de ces rejets. Un travail similaire a également été effectué par un certain nombre d'autres organisations au niveau national, régional et international. Même si les objectifs et les domaines couverts si différents, on peut trouver beaucoup d'informations et d'expertise dans la documentation relative à ce travail. Ces documents peuvent également être consultés pour lecture et application dans l'Outil. Certains exemples sont donnés plus bas, ainsi que les adresses Internet respectives. Il est également possible d'obtenir des références pour une documentation plus détaillée sur des aspects spécifiques à travers les différentes sections de l'outil. Une liste de ces références peut être trouvée au chapitre 6 de l'Outil.

48. Le Protocole de l'UNECE sur les Métaux lourds (1998) dans le cadre de la Convention de l'UNECE sur la Pollution Atmosphérique Transfrontalière à Longue Portée (LRTAP - 1979) : Le Protocole vise le mercure, ainsi que deux autres métaux particulièrement nocifs le cadmium et le plomb. Conformément à l'une des obligations fondamentales, les Parties devront réduire les émissions de ces trois métaux en dessous des niveaux de 1990 (ou une autre année entre 1985 et 1995). Le Protocole vise à réduire les émissions en provenance de sources industrielles, de procédés de combustion et d'incinérations de déchets. Les niveaux d'émission devront être communiqués à l'aide d'une méthodologie minimale indiquée par le Comité Directeur de l'EMEP, le Programme de coopération pour le Suivi et l'Évaluation des Transmissions à longue portée des Polluants Atmosphériques en Europe. Le Guide d'inventaire des Émissions de EMEP/CORINAIR a été élaboré pour apporter des méthodologies d'inventaire atmosphérique. Site Internet du Protocole: http://www.unece.org/env/lrtap/hm_h1.htm

Site Internet d'EMEP: <http://www.EMEP.int>

Site Internet pour le Guide : <http://reports.eea.eu.int/EMEP-CORINAIR3/en>

49. La Convention pour la Protection du Milieu Marin dans la Zone de la Mer Baltique (Convention d'Helsinki) : La Commission d'Helsinki – ou HELCOM – travaille à protéger l'environnement marin de la Mer Baltique à travers la coopération intergouvernementale des Etats membres.

URL: <http://www.helcom.fi/>

50. La Convention OSPAR pour la Protection de l'Environnement Marin : La Commission OSPAR élabore des programmes et des mesures pour identifier, prioriser, surveiller et contrôler les émissions, décharges et pertes de substances dangereuses qui atteignent – ou pourraient atteindre – l'environnement marin du Nord-Est Atlantique avec comme objectif final des concentrations dans l'environnement marin proches des valeurs normales pour les substances naturelles et proche de zéro pour les substances synthétiques fabriquées par l'homme.

URL: <http://www.ospar.org/eng/html/welcome.html>

51. Les Procédures Harmonisées de Quantification et de Déclaration des Substances Dangereuses (HARP-HAZ) : Ce projet, qui est mené par l'Autorité Norvégienne du Contrôle de la Pollution (SFT), a pour mission de promouvoir et coordonner les systèmes et procédures de déclaration des émissions dans l'environnement marin des Etats de la Mer du Nord et des Etats membres de l'OSPAR pour garantir l'obtention de rapports transparents, fiables et comparables comprenant des sources appropriées, des chiffres de base, des méthodes de calcul et des facteurs d'émission.

URL de SFT: <http://www.sft.no/english/>

URL de HARP-HAZ: <http://www.sft.no/english/harphaz/>

52. La Directive IPPC – Prévention et Réduction Intégrées de la Pollution dans l'Union Européenne : Cette directive vise à minimiser la pollution à partir des différentes sources cibles dans l'Union Européenne. Toutes les installations couvertes par une Annexe de la Directive doivent faire l'objet d'un permis délivré par les autorités des pays de l'UE. Ces permis doivent être basés sur le concept de Meilleures Techniques Disponibles (MTD – BAT en anglais). Il a également été décidé que les législateurs, tout comme le grand public, avait besoin de plus amples informations sur la quantité de pollution dont les différentes installations sont responsables. La Directive prévoit la mise en place d'un Registre Européen des Émissions de Polluants (EPER) afin de garantir la disponibilité de ces informations.

Site Internet de la Directive IPPC: <http://europa.eu.int/comm/environment/ippc/>

Site Internet des Documents de référence (BREF): <http://eippcb.jrc.es/>

Site Internet d'EPER: <http://europa.eu.int/comm/environment/ippc/eper/index.htm>

53. Les Inventaires des Émissions et Transferts de Matières Polluantes (PRTR) : La mise en place de tels inventaires est recommandée au Chapitre 19 de l'Agenda 21 de la Conférence des Nations Unies pour l'Environnement et le Développement (UNCED). Les Gouvernements et les organisations internationales concernées doivent, entre autres et avec l'appui du secteur industriel, « améliorer les bases de données et systèmes d'information sur les produits chimiques toxiques tels que les programmes d'inventaires des émissions ... ». Le Groupe de Travail de l'OCDE sur les Inventaires des Emissions et Transferts de Matières Polluantes a réalisé un travail important sur l'élaboration des inventaires, notamment dans la conception de techniques d'estimation des rejets pour les différents produits chimiques et catégories de sources. 1) La Compilation des Instructions relatives aux Techniques d'Estimation de rejets de RRTP qui offre aux pays de l'OCDE des informations de base sur les techniques utilisées pour quantifier les émissions et les transferts à partir d'un point et des sources diffuses d'un RRTP est particulièrement importante.

Elle est composée de trois volumes différents. La Partie 1 contient un résumé des techniques pour les sources ponctuelles et la Partie 2 s'intéresse aux sources diffuses. La Partie 3 décrit les techniques utilisées pour l'estimation des quantités de substances polluantes transférées hors du site. 2) Le Centre de Ressources qui offre un éventail de documents et de manuels d'instructions sur les techniques d'estimation des rejets des principales substances polluantes et des registres de transferts élaborés par les pays membres de l'OCDE. Les manuels et documents comprennent des informations descriptives sur les sources de substances polluantes rejetées – y compris le mercure – ainsi que des informations sur les facteurs d'émission, les méthodes d'équilibre des masses, les calculs d'ingénieries et des informations relatives au suivi.

Site Internet de RRPT: <http://www.chem.unep.ch/prtr/Default.htm>

Site Internet de la North American Commission for Environmental Cooperation's North American Pollutant Release and Transfer Register:

http://www.cec.org/programs_projects/pollutants_health/project/index.cfm?projectID=26&varlan=english

Site Internet de Japan PRTR: <http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/>

54. Pour plus de consultations sur les inventaires du mercure, on peut trouver des informations dans la littérature internationale, le Rapport d'Evaluation Globale du Mercure de PNUE/SC (2002), et les sites Internet des organisations régionales suivantes :

Commission Européenne : <http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/index.htm>
Commission pour la Coopération Economique: <http://www.cec.org/home/>

Plan d'Action du Conseil de l'Arctique : <http://www.arctic-council.org/>

Et d'autres agences gouvernementales.

Sites Internet de "L'Inventaire des Rejets de Mercure dans l'Arctique *Arctic Mercury Releases Inventory*" (2005) et "Evaluation des Rejets de Mercure dans la Fédération de Russie - *Assessment of Mercury Releases in the Russian Federation*" http://www.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-515-8/html/default_eng.htm

55. Inventaire National de la Pollution en Australie (*Australia's National Pollution Inventory NPI*) : L'Australie a élaboré une base de données contenant les estimations d'émission par les installations industrielles à travers le pays et par des sources diffuses.

URL: <http://www.npi.gov.au/>

56. L'Inventaire des Rejets de Substances Polluantes au Canada (*Canada's National Pollutant Release Inventory - NPRI*): *Environnement Canada* a élaboré une base de données contenant des informations sur les émissions annuelles dans l'air, l'eau et la terre ainsi que les transferts hors site pour élimination ou recyclage.

URL: http://www.ec.gc.ca/pdb/npri/NPRI_home_e.cfm

57. L'Inventaire des Emissions de Substances Toxiques aux Etats-Unis d'Amérique (*The United States of America's Toxics Release Inventory -TRI*): C'est une base de données élaborée par l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement (EPA) et disponible au public. L'EPA publie des Inventaires qui contiennent les informations les plus précises sur les émissions de substances chimiques toxiques et d'autres activités de gestion de déchets rapportées annuellement par certains groupes industriels anonymes ainsi que des établissements fédéraux. L'EPA dispose également d'une page web sur le mercure contenant des informations sur d'autres activités

relatives au mercure.
Adresse URL de TRI : <http://www.epa.gov/triinter/>

La page mercure de l'EPA : <http://www.epa.gov/mercury/>

58. L'Inventaire National des Emissions (*National Émissions Inventory* - NEI) : C'est une base de données élaborée par l'EPA et disponible au public. L'EPA élabore également une base de donnée nationale sur les émissions dans l'air avec l'apport de nombreuses agences locales et nationales de l'air et d'établissements industriels. Cette base de données contient des informations sur les installations individuelles aux Etats-Unis.

Adresse URL de NEI: <http://www.epa.gov/ttn/chief/net/>

59. Agence Américaine pour la Protection de l'Environnement – Répertoire des Inventaires et Facteurs d'Emission : Il s'agit d'une série de rapports qui caractérise les catégories de sources pour lesquelles il a été identifié l'émission d'un certain nombre de substances toxiques. Il existe un document spécifique pour le mercure et ses composés et intitulé « Localisation et Estimation des émissions dans l'air en provenance de sources de mercure ou de composés du mercure » "*Locating and estimating air emissions from sources of mercury and mercury compounds*". Report EPA-454/R-97-012, Research Triangle Park, NC, USA. EPA.

URL: <http://www.epa.gov/ttn/chief/le/index.html>

60. Le Volume III du Rapport de la Task Force du New Jersey sur le Mercure - Sources du Mercure dans le New Jersey : Le rapport montre comment l'Etat du New Jersey est parvenu à obtenir des réductions notables des rejets de mercure dans l'environnement au cours des dix dernières années, grâce à une combinaison de la réduction des sources d'émission et à des mesures agressives de contrôle de la pollution. Cette action a également induit une réduction des émissions à partir des déchets solides municipaux et des incinérateurs de déchets médicaux.

URL: <http://www.state.nj.us/dep/dsr/Vol3-chapter1.pdf>

3 SOURCES ANTHROPIQUES DE REJETS DE MERCURE

61. Les rejets de mercure dans la biosphère peuvent être classés en 4 catégories (PNUE, 2002):

- Sources naturelles – Rejets dus à la mobilisation naturelle du mercure présent normalement dans la croûte terrestre à cause de l'activité volcanique ou de la dégradation des roches.
- Rejets anthropiques courants (associés à l'activité de l'homme) à partir de la mobilisation des impuretés de mercure de matières premières telles que les combustibles fossiles – en particulier le charbon et, dans une moindre mesure, le gaz et le pétrole – et autres minerais extraits, traités et recyclés.
- Rejets anthropiques courants résultant de l'utilisation intentionnelle du mercure dans des produits et des procédés, et dus à des rejets pendant la fabrication, à des fuites, à l'élimination ou l'incinération de déchets divers ou à d'autres rejets.
- Remobilisation de rejets passés anthropiques du mercure déposés dans les sols, les sédiments, les plans d'eau, les sites d'enfouissement et les dépôts de déchets miniers.

62. La Figure 3.1 montre ces catégories de rejet avec les principaux types de mécanismes de contrôle possibles.

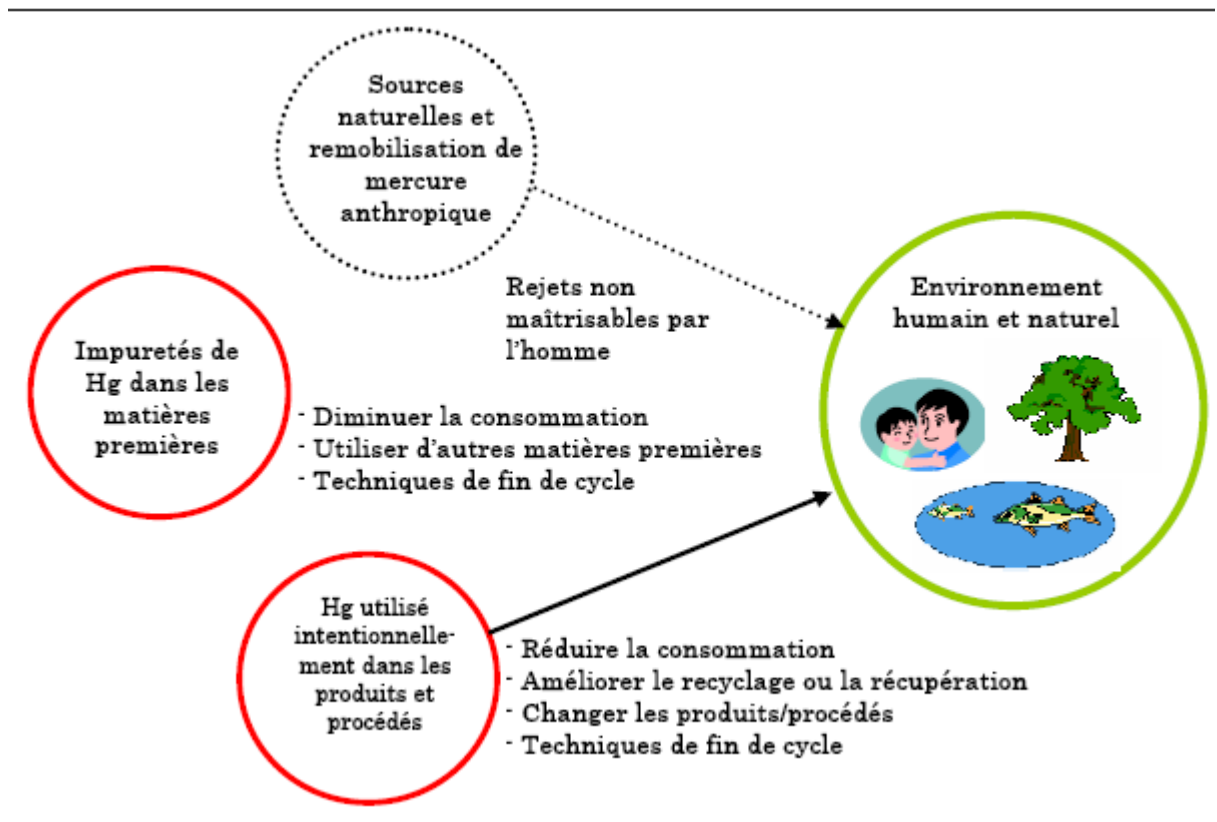


Figure 3-1 Principales sources de rejets de mercure (Hg) dans l'environnement et principaux types de mécanismes de contrôle possibles

63. Le présent Outil a pour objectif de guider les utilisateurs dans l'identification et la quantification des rejets de mercure causés par les humains et qui peuvent être réduits à travers des actions réglementaires et d'autres approches. L'outil se concentre donc sur les rejets anthropiques courants causés par la mobilisation des impuretés du mercure, par l'utilisation non intentionnelle du mercure dans les produits et procédés et par les dépôts tels que les enfouissements, les sites contaminés et les dépôts de déchets miniers. Ces modes de rejets anthropiques constituent le fondement de la catégorisation des sources de rejet dans l'outil.

64. Le présent Outil ne s'intéresse pas aux sources naturelles du mercure et à la remobilisation des dépôts atmosphériques anciens dans la mesure où les initiatives de réduction de rejets ne sont pas pertinentes pour ce type de sources. Ces sources contribuent néanmoins aux effets néfastes du mercure sur les humains et l'environnement et peuvent, dans certaines zones, requérir une attention particulière pour ces raisons là. Veuillez vous référer à l'Évaluation Globale du Mercure (PNUE, 2002) pour de plus amples lectures sur les sources naturelles du mercure et la remobilisation.

3.1 Voies de rejets du mercure dans l'environnement

Le mercure est rémanent dans l'environnement.

65. Il est un fait qui permet comprendre les voies de passage du mercure dans la société et l'environnement : le mercure est un élément et peut donc changer de forme dans son cycle ; il ne peut être décomposé ou dégradé en une substance non nuisible. Cela signifie qu'une fois que le mercure a été mis en circulation par l'activité humaine dans la société/la biosphère, il ne « disparaît » pas à nouveau dans des délais comparables à la durée de vie humaine devra être géré – stocké ou éliminé – sur le long terme.

Rejets pendant le « cycle de vie » d'un produit ou d'un procédé

66. On peut utiliser le concept de cycle de vie pour illustrer la nature des flux de mercure dans la société et les rejets de mercure dans l'environnement. Le concept du cycle de vie est une approche « du berceau à la tombe » qui reconnaît que toutes les étapes de la « vie » d'un produit ou d'un procédé - extraction et traitement de matière première, fabrication, transport et distribution, utilisation, réutilisation, recyclage et élimination des déchets - et peut avoir des impacts environnementaux. L'approche du cycle de vie peut être utilisée pendant la collecte de données et l'élaboration d'un inventaire et pour classer le poids environnemental des produits, procédés et services.

67. Le diagramme ci-dessous détaille l'inventaire du cycle de vie d'un produit ou d'un procédé en absorptions contenant du mercure et des rejets de mercure en rejets matériels en environnementaux.

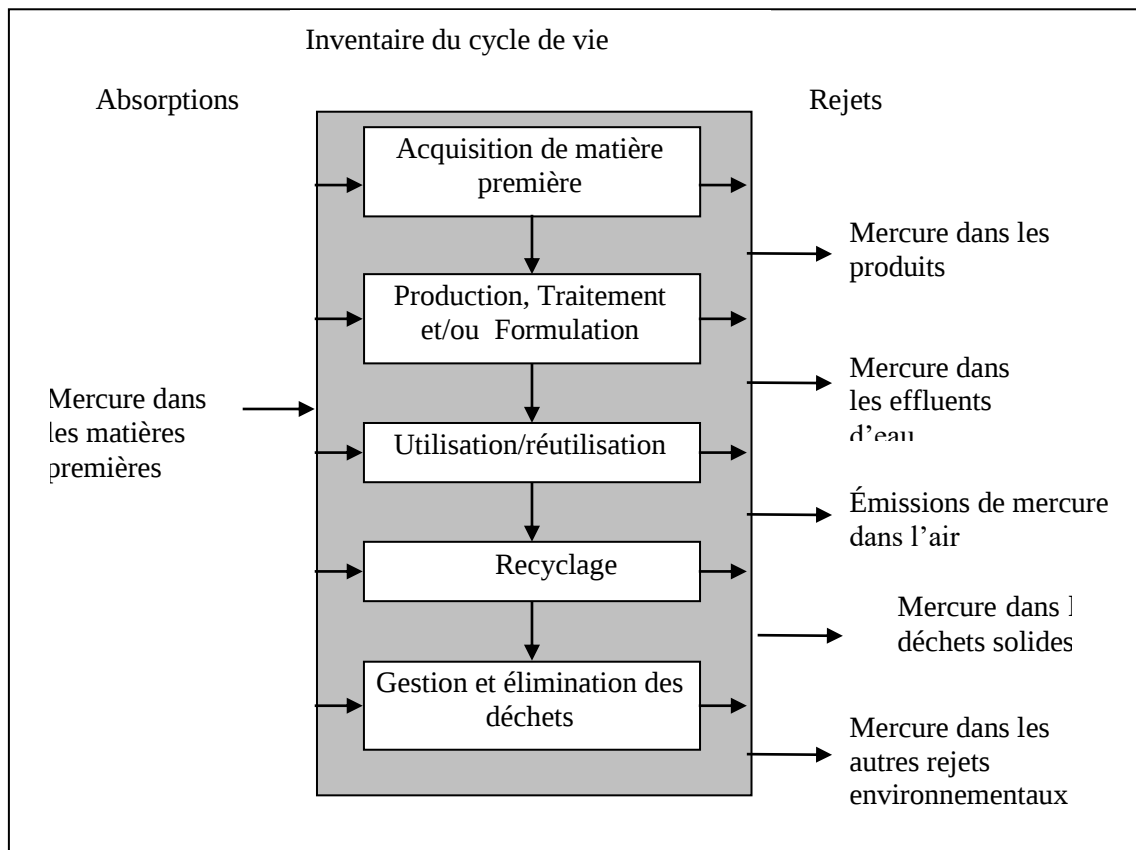
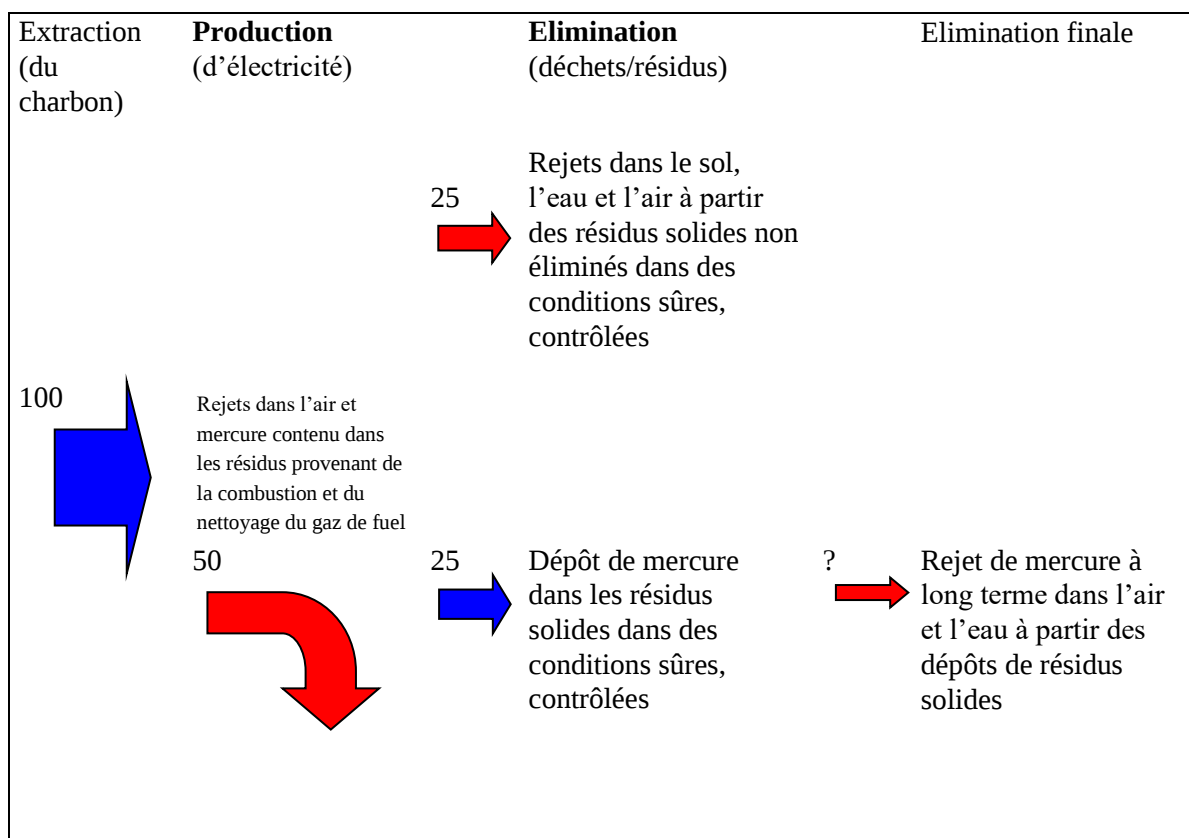


Figure 3-2 Illustration d'un inventaire de cycle de vie détaillé en inputs et outputs de matériel et de rejets environnementaux

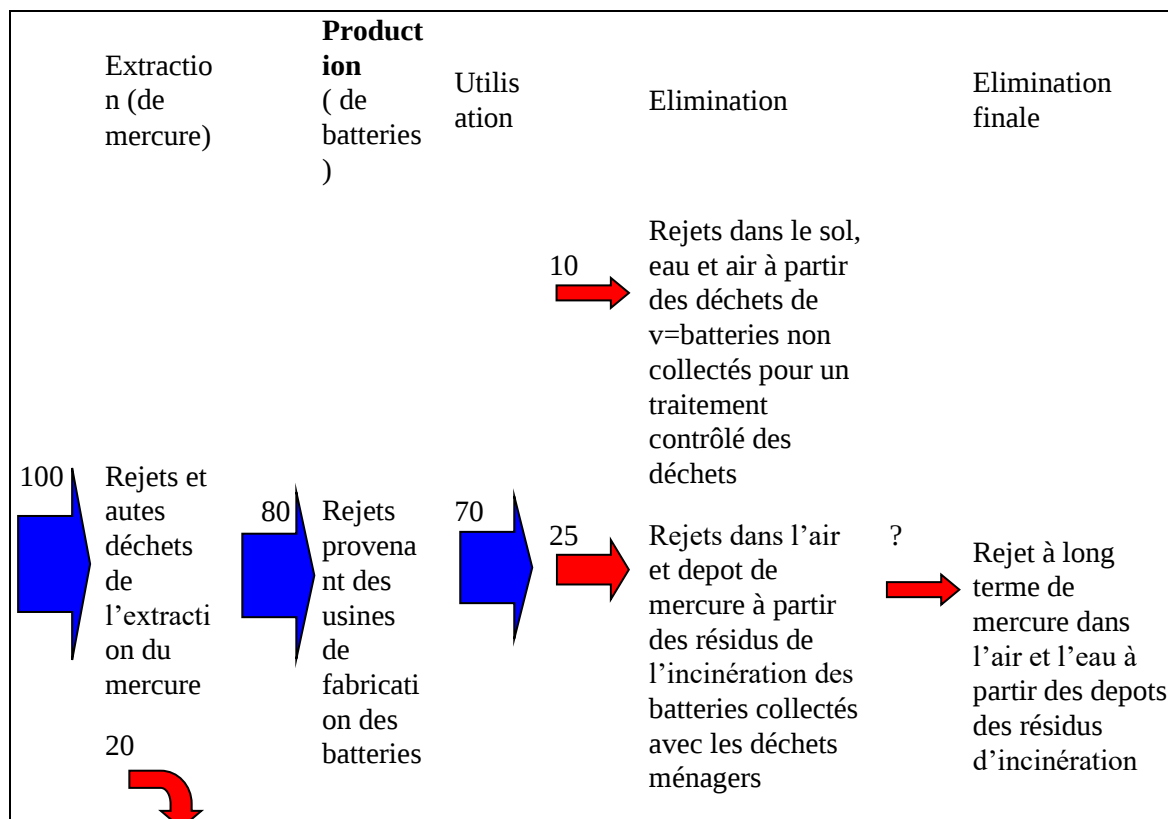
68. Les rejets de mercure peuvent se produire à toutes les étapes du cycle de vie d'un produit ou procédé contenant du mercure. Le mercure étant un élément, et donc ni formé ni dégradé durant ce cycle de vie – bien que bien que pouvant changer de forme – les absorptions totales de mercure seront égales aux rejets totales. Cela signifie que les rejets mercure découlant d'une activité humaine spécifique peuvent être considérés comme étant la distribution consécutive d'une absorption originelle de mercure dans différents milieux ou voies de rejets au cours de diverses étapes du cycle de vie du produit ou procédé en question.

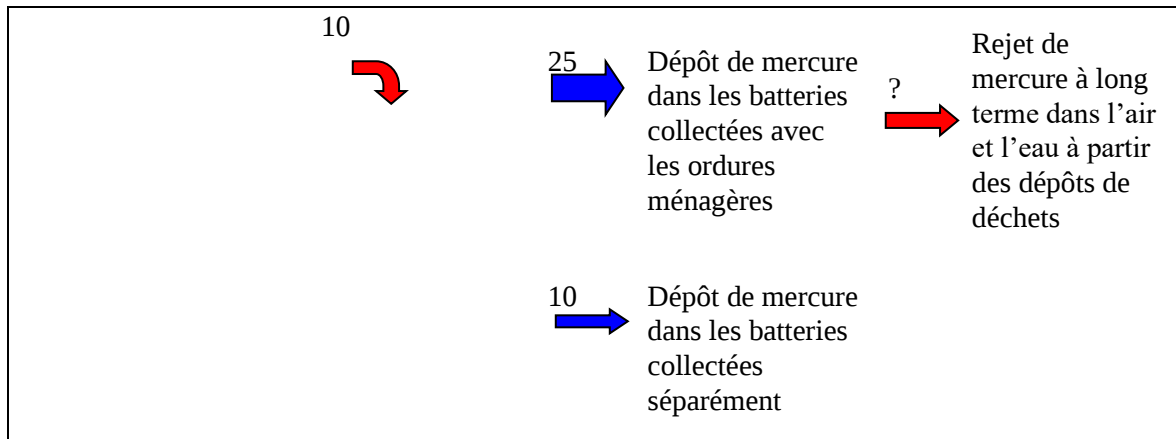
69. On trouve à la figure 3.3 des exemples de cycle de vie du mercure dans un processus ou produit. Seules ces phases du cycle de vie concernent les rejets du mercure montré dans cette figure.

a) Cycle de vie du mercure dans la production d'électricité par combustion du charbon



b) Cycle de vie du mercure dans les batteries à oxyde de mercure.





Notes: Les chiffres indiquent les pourcentages des absorptions de mercure (contenus respectivement dans le charbon et les minerais) suivant les différentes voies de rejet et selon un exemple fictif, mais réaliste. La flèche rouge indique les rejets directs et la flèche bleue les autres rejets.

Figure 3-3 Illustration du cycle de vie du mercure a) dans un procédé (production d'électricité par combustion du charbon) et b) dans un produit (batterie à oxyde de mercure) Ces données sont hypothétiques et servent uniquement d'illustration.

70. Pour des raisons pratiques, les rejets provenant de l'extraction primaire du mercure ainsi que ceux provenant du traitement des déchets généraux (ménagers) et des eaux usées sont décrits et évalués séparément dans l'Outil; cependant les liens importants entre ces phases et celles de production et d'utilisation sont mentionnés dans la description des sources de rejet de mercure.

3.2 Exemples de rejets de mercures dans les différentes voies

Rejets dans le milieu environnemental

71. La Figure 3.4, ci-dessous, montre des exemples de rejets anthropiques de mercure dans les différents milieu environnementaux (dénommés voies dans ce texte, mais souvent dénommés compartiments ou itinéraires par ailleurs)

Exemples de rejets anthropiques de mercure dans les milieux environnementaux

Destinations des rejets dans l'environnement et types de rejet pour chaque milieu récepteur :

- **Air - atmosphère:** Sources ponctuelles et sources diffuses à partir desquelles le mercure peut se répandre à travers les masses d'air au niveau local, régional, hémisphérique ou planétaire.
 - Émissions à partir de sources ponctuelles telles que les usines alimentées au charbon, l'extraction de métal, l'incinération des déchets, les usines de chlore alkali, le recyclage secondaire ou la fonte de déchets, la production de ciment, la production industrielle de substances chimiques inorganiques et les sources diffuses comme les habitations (combustion de carburant fossile).
 - Émissions à partir de la production artisanale d'or.
 - Émissions à partir de la crémation, essentiellement dues aux plombages dentaires contenant du mercure.
 - Émissions à partir de peintures contenant du mercure.

- Rejets diffus provenant de déchets non collectés (lampes fluorescentes, batteries, thermomètres, commutateurs au mercure, dents contenant du plombage etc.).
- Évaporations d'anciennes décharges vers le sol et l'eau.
- Évaporations du mercure éliminé dans les enfouissements.
- **Eau – Environnement aquatique :** Sources ponctuelles et sources diffuses à partir desquelles le mercure pourrait être rejeté dans l'environnement marin (océans) et les cours d'eau douce (fleuves, lacs etc.).
 - Décharges directes dans les environnements aquatiques à partir des industries ou des maisons.
 - Émissions provenant de la production artisanale d'or.
 - Eaux de surface et lixiviat provenant de sols et enfouissements dépourvus de membrane de récupération de lixiviat et de systèmes de nettoyage d'eau contenant du lixiviat.
 - Eau provenant du lavage de mercure préalablement appliqué ou déposé sur le sol.
- **Terre – Environnement terrestre:** Surfaces du sol en général et eau souterraine.
 - Rejets diffus provenant de déchets non collectés (lampes fluorescentes, batteries, thermomètres, commutateurs au mercure, dents contenant du plombage etc.).
 - Rejets locaux provenant du secteur industriel : Entreposage sur le site de matériaux et de déchets, tuyaux usagé ou endommagés et équipements et matériaux de construction contaminés au mercure.
 - Epannage de boue d'épuration contenant du mercure sur des terres agricoles (boue utilisée comme produit fertilisant).
 - Application sur les terres, les graines ou les jeunes plantes de pesticides contenant des composés du mercure.
 - Utilisation de résidus solides provenant de l'incinération des déchets ou de la combustion du charbon dans les constructions (cendres de scories et cendres volantes).
 - Personnes enterrées avec des plombages dentaires.

Figure 3-4 Exemples de rejets anthropiques du mercure dans les différents milieux environnementaux

Flux et/ou rejets de mercure vers d'autres voies

72. En plus des voies de rejet susmentionnées (air, eau et terre), l'Outil aborde les voies suivantes "produits", "déchets généraux" et "traitement de déchets spécifiques à certains secteurs". Ceci est dû à des raisons pratiques pour le travail d'inventaire ; cependant le milieu récepteur à long terme pourrait être la terre, l'eau ou l'air. Certains exemples de rejets ou flux de mercure à travers les "produits", "déchets généraux" et "traitement de déchets spécifiques à certains secteurs" sont mentionnés dans la figure 3-5, ci-dessous.

Exemples de flux ou rejets de mercure dans les voies intermédiaires "produits", "déchets généraux" et "traitement de déchets spécifiques à certains secteurs"

- **Produits : Produits contenant du mercure de façon intentionnelle ou non intentionnelle**
Produits utilisant les caractéristiques du mercure de façon intentionnelle ou non intentionnelle ou sous produits contenant du mercure; résultant par exemple du mercure utilisé de façon intentionnelle (sous forme de traces de concentration) ou parce que le mercure se trouve dans les impuretés contenus dans le matériel recouvert.
 - Utilisation intentionnelle dans les produits, pesticides etc.
 - Revêtement en gypse produit à partir de résidus solides provenant du nettoyage des gaz de combustion dans les centrales électriques à charbon.

- Acide sulfurique produit à partir de la désulfuration des gaz de combustion (nettoyage des gaz de combustion) dans les usines de métal non ferreux.
- Chlorures et Hydroxydes de sodium produits avec du mercure par la technologie de chlor-alkali.
- **Déchets banals** : Il s'agit généralement de déchets domestiques ou institutionnels, qui constituent l'essentiel des déchets produits par la population, dans les cas où les déchets subissent un traitement général tel que l'incinération ou le dépôt dans des circonstances contrôlées.
 - Produits de consommation contenant du mercure de façon intentionnelle – batteries, thermomètres, dents contenant du plombage, appareils électroniques comprenant des commutateurs au mercure, tubes fluorescents etc. – et qui n'ont pas été collectés ou traités séparément.
 - Déchets normaux de produits à haut volume avec de très petites traces de mercure.
- **Traitement de déchets spécifiques à certains secteurs** : Déchets provenant du secteur industriel ou des consommateurs et qui est collecté et traité dans des systèmes séparés.
 - Déchets industriels dangereux à haute teneur en mercure et provenant généralement d'utilisation intentionnelle du mercure, pouvant être conservé dans des conteneurs scellés sur des sites de dépôt protégés ou, dans certains cas, incinérés du fait de la présence d'autres substances combustibles.
 - Déchets dangereux provenant d'opérations secondaires de recyclage de déchets ou de fonte.
 - Déchets dangereux produits par la consommation et provenant de matériel contenant du mercure ; il s'agit essentiellement de batteries, de thermomètres, de commutateurs à mercure, de dents contenant du plombage etc. collectés séparément.
 - Pierres ou déchets à fort volume provenant de l'extraction de métaux ou de minerais.
 - Résidus solides provenant de l'incinération de déchets (cendres de scories et cendres volantes).

Figure 3-5 Exemples de flux ou rejets vers des voies intermédiaires, “produits”, “déchets banals” et “traitement de déchets spécifiques à certains secteurs”, de rejets anthropiques du mercure dans les différents milieux environnementaux.

73. Comme le montre la figure 3.3, l'élimination des déchets est une voie de rejet importante dans le cycle de vie des produits ou matériaux contenant du mercure. Le traitement des déchets et des eaux usées sont des exemples de sources de rejets du mercure pour lesquelles il faudrait évaluer l'origine du mercure afin de d'étudier convenablement des possibilités rentables de réduction des émissions. Ces systèmes sont mis en œuvre pour réduire les impacts environnementaux de divers polluants, mais, en définitive, ils ne permettent pas une élimination de tout le mercure contenu dans ces déchets. Ceci est dû aux caractéristiques particulières du mercure combinées aux technologies ou procédures mises en œuvre comme nous l'avons décrit aux sections 5.8 à 5.10 consacrées aux différents systèmes de traitement des déchets. En ce qui concerne le mercure, sa réduction ou son élimination avant qu'il ne devienne un déchet dans les produits ou procédés est largement considéré comme une option de réduction rentable.

74. Pour plus d'informations sur les voies de rejet veuillez vous référer à la description de l'approche d'inventaire de l'Outil (section 4.4.4). Des exemples de l'importance relative des rejets de mercure provenant de différentes sources dans divers pays ainsi que la comparaison entre la mobilisation des impuretés et l'utilisation intentionnelle sont également disponibles au Chapitre 6 du Rapport Mondial d'Evaluation Mercure (PNUE 2002).

4 ETAPES DANS LA CREATION D'UN INVENTAIRE DU MERCURE

4.1 Introduction au concept d'inventaire

75. L'Outil consiste en une procédure standard en quatre étapes destinées à élaborer des inventaires de sources cohérents et comparables comme le montre la figure 4 ci-dessous.

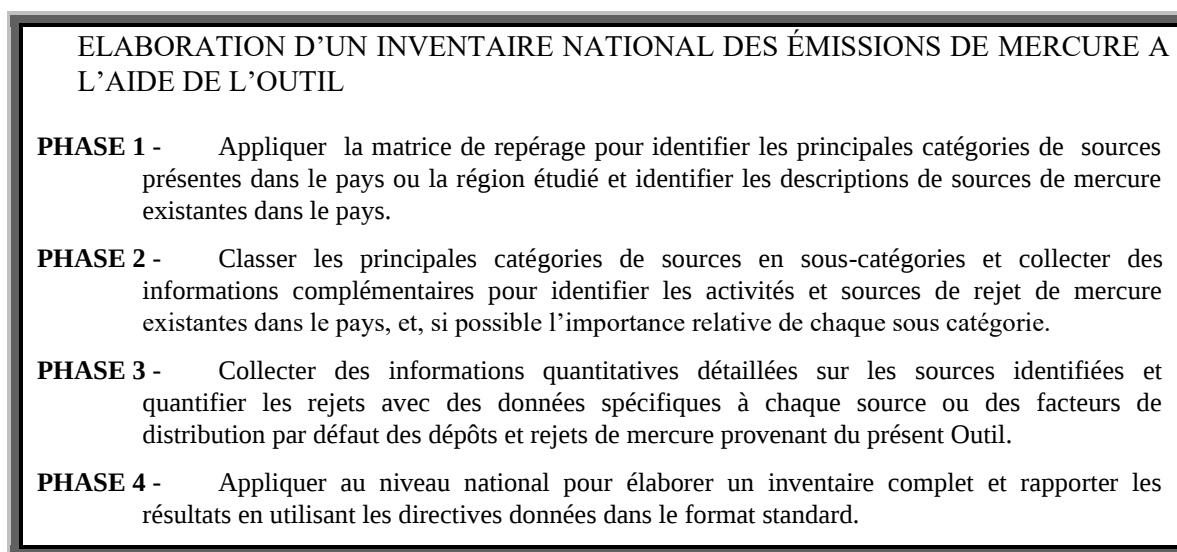


Figure 4-1 *L'approche, en quatre étapes, recommandée pour la mise en place d'un inventaire des rejets de mercure dans le cadre de l'Outil*

76. Dans la première phase, on utilise une matrice brute de criblage pour identifier les principales catégories de sources de mercure présentes de pays. Tous les inventaires partiels ou descriptions des sources de mercure dans le pays ou la région doivent également être identifiés et collectés.

77. Dans la seconde phase, il s'agira de classer ces principales catégories de sources en sous catégories en vue d'identifier les activités individuelles pouvant induire des rejets de mercure. On peut sauter la troisième étape si l'on ne désire effectuer qu'une identification qualitative des types de sources présents dans le pays ou la région en question. Les données qualitatives répertoriées peuvent ainsi être répertoriées sous forme d'une liste commentée des principales catégories et sous catégories identifiées dans le pays. Cependant, il est fortement recommandé d'inclure, au minimum, des informations indiquant l'ampleur relative de la sous catégorie comme source de rejets de mercure, selon la procédure donnée à la phase 3, afin de fournir une meilleure base pour l'évaluation préliminaire et la définition des priorités dans les actions à entreprendre contre les rejets de mercure.

78. La troisième phase verra l'élaboration d'un inventaire quantitatif. On pourrait, lors de cette phase, évaluer la nécessité de mettre en place un inventaire quantitatif complet dès le départ ou si, pour commencer, on souhaite un inventaire transitoire pour aider à la définition des priorités dans les actions futures et lancer la communication avec les participants ou les vérificateurs de l'inventaire. L'inventaire transitoire pourrait indiquer les sous catégories identifiées ainsi que leur importance relative. On peut se faire une première idée de l'importance relative ou de l'ampleur des rejets de mercure provenant des sous catégories identifiées en collectant et en appliquant les données relatives au volume d'activité (voir ci-dessous) et/ou d'autres informations pertinentes

telles que la taille et le nombre approximatifs d'usines dans un secteur industriel donné, le nombre approximatif de personnes impliquées dans cette activité (par exemple extraction d'or ou autre activité similaire). Pour l'inventaire transitoire, il sera particulièrement utile d'obtenir des informations sur les principales utilisations intentionnelles du mercure dans le pays. On peut élaborer un rapport préliminaire selon le plan donné à la section 4.5.3.

79. Dans le cadre de l'inventaire quantitatif, on collecte les données relatives au volume d'activité – "taux d'activité" – et des informations spécifiques aux procédés afin d'estimer les rejets de mercure provenant des sources identifiées dans le pays ou dans la région en question. Les rejets sont calculés avec l'équation et les procédures données à la section 4.4 et les données relatives aux types de sources (cf. chapitre 5).

80. La quatrième et dernière phase consiste à compiler les inventaires standards du mercure en utilisant les résultats aux phases 1 à 3. Un format standard de présentation est fourni à la section 4.5.2. afin de garantir que toutes les sources connues soient prises en compte – même si elles ne peuvent être quantifiées – que les données manquantes ou erronées soient identifiées et que les inventaires soient comparables et transparents.

81. On peut trouver à la figure 4.2., ci-dessous, un organigramme qui donne plus de détail sur les processus décrits ci-dessus.

4.1.1 L'approche du cycle de vie

82. Comme le montre la figure 3.2, les rejets de mercure peuvent se produire à toutes les phases du cycle de vie des produits ou procédés contenant du mercure. Le mercure étant un élément, et n'étant donc ni formé ni dégradé durant ce cycle de vie (bien que pouvant changer de forme), les rejets de mercure liés à une activité humaine spécifique peuvent être considérés comme étant la diffusion subséquente d'un mercure qui avait été initialement qui avait été introduit différents milieux ou voies de rejets lors des différentes phases du cycle de vie du produit ou procédé en question. Le présent Outil travaille ainsi avec les paramètres "**introduction de mercure**" et "**répartition des diffusions**" pour chacune des activités dans la chaîne du cycle de vie.

83. L'approche d'inventaire de l'Outil est organisée selon les produits et procédés pertinents. Pour chaque produit ou service, les rejets sont décrits et évalués pour les phases du cycle de vie au cours desquels il peut y avoir rejet de mercure ; même si ces phases peuvent être considérées comme des sources individuelles de rejet de mercure dans le temps et dans l'espace. C'est cette approche qui a été suivie dans la plupart des inventaires les plus avancés des rejets et flux de mercure existants, souvent sous la dénomination « d'évaluation – ou analyse – des flux de substance ».

84. On trouve à la figure 3.3 des exemples du cycle de vie d'un procédé et d'un produit contenant du mercure et les émissions de mercure qui se produisent au cours de ce cycle de vie. Seules les phases du cycle de vie qui donnent lieu à des émissions de mercure sont illustrées dans la figure.

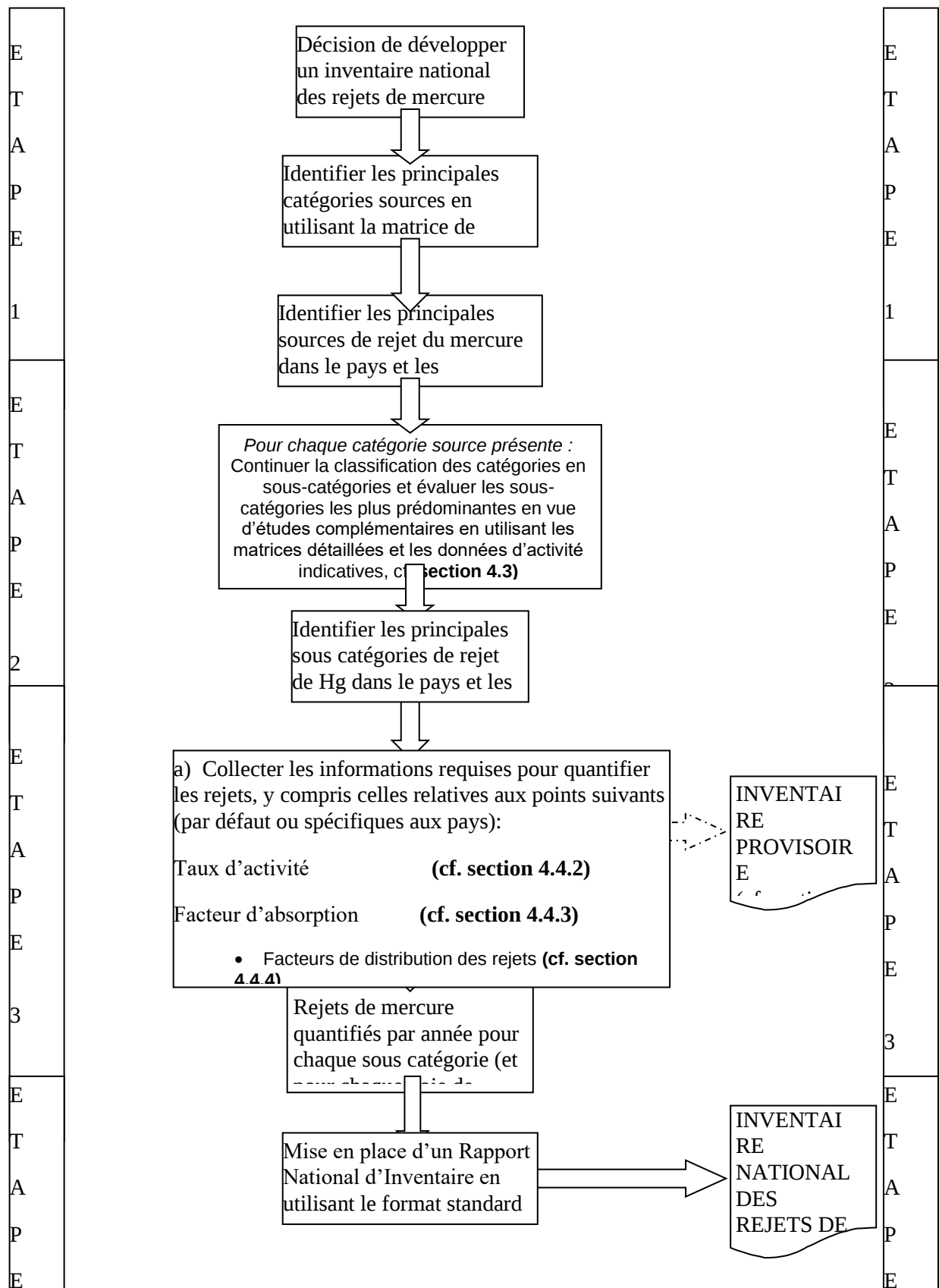
85. Comme on peut le voir dans ces exemples, toutes les phases du cycle de vie n'ont pas le même potentiel d'émission de mercure. La phase du cycle de vie au cours de laquelle les émissions les plus importantes se produisent dépend beaucoup des caractéristiques des matériaux, produits et procédés concernés. L'Outil met l'accent sur les principales émissions qui se produisent au cours du cycle de vie (cf. sections 4.2 et 4.3) et donne plus de détail au Chapitre 5 sur les moments du cycle de vie des différentes sources de rejet de mercure au cours desquels de émissions importantes peuvent se produire ainsi que les données disponibles par rapport aux quantités du mercure absorbé qui est rejeté à chaque phase.

86. Pour des raisons d'ordre pratique, les rejets liés à l'extraction primaire du mercure ainsi que ceux liés au traitement des déchets ménagers et des eaux usées sont décrits et évalués séparément dans l'Outil ; cependant les liens importants entre ces phases et celles, intermédiaires, de production et d'utilisation sont notées dans la description des sources de rejet de mercure.

Apports en mercure

87. Le cycle de vie des produits et procédés contenant du mercure n'est souvent pas décrit dans la littérature disponible puisqu'il peut y avoir un manque ou une insuffisance de données sur certaines des phases du cycle de vie. Les apports en mercure sont donc souvent déduits des types de données les plus faciles à obtenir comme on peut le voir dans la description des sources de mercure au Chapitre 5. Par exemple, pour la production de batterie, on détermine les apports de mercure en combinant les données relatives aux concentrations de mercure dans les batteries produites, pour lesquelles il existe une documentation suffisante, et celles relatives au tonnage de ces batteries et non à partir des apports réels effectués dans la fabrication de ces batteries.

88. Des exemples des apports de mercure pour chaque type de source de rejet sont donnés, dans la limite de la disponibilité des données au cours de l'élaboration de l'Outil, dans la description des sources à la section 5.



89. Les facteurs d'apport par défaut donnés pour certaines sources spécifiques sont présentés dans les sections relatives à la description des sources au Chapitre 5 de l'Outil.

90. Il faudrait noter que l'idéal serait que l'estimation des rejets de mercure provenant des différentes sources soit basée sur des données réelles, propres au produit spécifique, à l'entité industrielle ou à l'activité en question. Cependant, on se rend compte que c'est rarement le cas dans la réalité et qu'il faut beaucoup de temps et d'argent pour produire de telles informations. Même si l'utilisation de données spécifique reste l'approche préférée et garantit une meilleure estimation des rejets, il a été tenté dans l'élaboration du présent Outil, de déterminer des facteurs par défaut d'apport et de distribution qui pourraient être utiles aux utilisateurs qui ont des difficultés à obtenir des données spécifiques aux sources.

91. Nous insistons sur le fait que les facteurs par défaut suggérés dans la présente ébauche pilote de l'Outil sont fondés sur une base de données limitée et devraient donc être considérés comme des données préliminaires et susceptible d'être révisés au fur et à mesure que la base prendra de la consistance. Les facteurs par défaut proviennent ainsi de jugements d'experts basés uniquement sur des données résumées et, dans l'état actuel des choses, aucune approche quantitative systématique, c'est-à-dire la concentration pondérée par la consommation et la dérivation des facteurs de distribution, n'a été prise en compte dans l'élaboration de ces facteurs.

92. Du fait de l'incertitude liée à l'utilisation de données non spécifiques, il serait sage de calculer et répertorier les intervalles concernant les apports et rejets de mercure lorsque l'on utilise les facteurs par défaut. L'objectif premier de l'utilisation de ces facteurs est de se faire une idée sur le fait que la sous catégorie soit une importante source de rejet de mercure dans le pays ou non. Habituellement, les estimations de rejets de mercure sont affinées après calcul avec les facteurs par défaut avant qu'aucune action de grande envergure ne soit entreprise sur la base de ces estimations.

Facteurs de distribution des rejets

93. Pour chaque type de source de rejets, les rejets sont présentés dans les sections consacrées aux description au chapitre 5, dans la limite de la disponibilité des données, comme étant la portion relative des rejets suivant chaque voie de rejet, désigné dans le présent document comme facteur de distribution des rejets. Parmi les voies de rejet on compte :

- Rejets directs dans l'atmosphère (air).
- Rejets directs dans les environnements aquatiques (eau).
- Rejets directs dans la terre (environnement terrestre, y compris la nappe phréatique).
- Flux de mercure sous forme d'impuretés dans des produits commercialisés (par exemple isolation en gypse fabriquée à partir de résidus solides du nettoyage des gaz de conduite provenant des centrales électriques à charbon).
- Flux de mercure dans le système public de traitement des eaux usées.
- Flux de mercure dans le système public de traitement des déchets.
- Flux de mercure dans les systèmes de traitements ou d'élimination des déchets spécifiques à certains secteurs.

94. Les principes appliqués à ces « voies de rejet » varient selon les secteurs et peuvent dans certains cas impliquer une collecte et un recyclage particulier, un dépôt spécifique sécurisé pour les déchets à forte concentration de mercure ou l'utilisation des résidus à faible concentration dans la construction des routes ou d'autres activités similaires. Pour faire la différence entre de telles activités d'élimination et les « rejets directs incontrôlés vers la terre » il faudrait que les premières soient caractérisées par un élément d'évaluation par une évaluation du risque ou un consentement éclairé des autorités. La connaissance du mode de traitement ou d'élimination réellement utilisé doit toujours être notée lors de l'élaboration des rapports d'inventaire.

Il faudrait noter que l'incinération ou le dépôt incontrôlé, informel ou illégal des déchets sur les sites de fabrication ou sur d'autres endroits sans évaluation de la rétention de mercure sont considérés dans le présent outil comme un rejet direct dans la terre, l'atmosphère ou l'eau selon le cas. Il faudrait également noter que, dans les sections consacrées aux descriptions de sources, nous n'avons pas fait de différence entre les rejets directs dans l'eau et les rejets dans le système d'eaux usées. Ceci est dû au fait que la répartition entre ces deux voies est tellement variable selon les pays et les conditions locales qu'il est difficile d'en déduire une généralité au niveau mondial.

95. La commercialisation de produits et matériaux contenant du mercure de façon intentionnelle n'est pas considérée comme une voie d'émissions dans le cadre de l'Outil. Les quantités de mercure ainsi commercialisées sont néanmoins largement abordées dans les sections consacrées à la description des sources au chapitre 5 et doivent également être quantifiées dans l'inventaire dans le but d'évaluer les rejets de mercure dans l'environnement. Parmi ces produits et matériaux on compte par exemple les thermomètres à mercure, les batteries et le mercure métallique.

96. Les facteurs de distribution par défaut pour certaines sources spécifiques sont donnés dans les sections sur la description des sources (chapitre 5 de l'Outil). Veuillez vous référer à la section ci-dessus consacrée aux apports en mercure pour trouver les commentaires sur ces facteurs par défaut.

4.2 Phase 1: Matrice de criblage – identification des principales catégories de sources présentes

97. La première phase de l'élaboration d'un inventaire des sources de mercure consiste en l'identification des principales catégories de sources présentes dans le pays ou la région ainsi que des principales voies de rejet pour chacune de ces catégories. La matrice brute de criblage ci-dessous facilite l'évaluation préliminaire des activités – industries, utilisation des produits, activités domestiques etc. – qui peuvent libérer du mercure à travers une ou plusieurs des voies définies ci-dessus. Il faudrait confirmer l'absence ou la présence de cette activité dans le pays ou la région pour chaque catégorie principale de sources.

98. Tout inventaire partiel ou description des sources de mercure déjà existant dans le pays devra être identifié comme élément additionnel dans le travail initial.

Tableau 4-1 Matrice de criblage – Principales catégories de sources et voies de rejet

Chapitre	Catégorie principale de source	Air	Eau	Terre	Produits	Déchet/ résidu
5.1	Extraction et utilisation de carburants / sources d'énergie	X	X	x	x	X
5.2	Production « primaire » de métal (vierge)	X	X	X	X	X
5.3	Production d'autres minerais et matériaux contenant des impuretés de mercure	X	X	x	x	x
5.4	Utilisation intentionnelle du mercure dans les procédés industriels	X	X	X	X	X
5.5	Produits de consommation avec utilisation intentionnelle de mercure	X	X	X	X	X

Chapitre	Catégorie principale de source	Air	Eau	Terre	Produits	Déchet/ résidu
5.6	Autres utilisations intentionnelles dans les produits ou procédés	X	X	X	X	X
5.7	Production de métaux recyclés (production « secondaire » de métal)	X	X	X	X	X
5.8	Incinération de déchets	X	X	X	x	X
5.9	Dépôt / enfouissement de déchets et traitement des eaux usées	X	X	X		X
5.10	Crematorium et cimetières	X		X		x
5.11	Identification de « points chauds » potentiels	Il s'agit probablement de procéder juste à l'enregistrement qui sera suivi par une évaluation spécifique du site				

Notes: **X** – Voies de rejet qui sont censées être prédominantes pour les principales catégories individuelles de sources
x – Voies de rejet additionnelles à prendre en compte selon la situation nationale et la source spécifique.

99. Ces principales catégories de sources de mercure sont assez larges pour englober l'éventail d'industries de procédés et / ou d'activités connus comme pouvant donner lieu à des rejets de mercure. Chaque catégorie principale de source est structurée pour avoir des caractéristiques communes et une complexité qui peut être gérée. Le grand "X" dans le criblage montre la voie de rejet qui est censée être prédominante pour la catégorie individuelle de sources et le petit "x" montre les voies de rejets additionnels qui devraient être prises en compte. Bien que certaines catégories de sources puissent contribuer plus que d'autres aux émissions de mercure au niveau national, nous ne faisons pas la distinction ici puisque ces relations sont censées varier considérablement selon les conditions au niveau national ou régional.

100. Il faudrait noter que les rejets vers l'eau et les systèmes de traitement des eaux usées sont traités ensemble dans le tableau pour simplifier les choses. Il en est de même pour le traitement des déchets généraux et celui des déchets spécifiques à certains secteurs.

101. La matrice brute de criblage donne des directives sur les aspects sur lesquels des informations sont requises et qui pourraient avoir un impact sur composition de l'équipe destinée à collecter les informations initiales sur les sources probables de mercure présentes dans un pays. La matrice de criblage sera le point de départ d'une stratégie de recherche des conseils et de l'expertise dont on aura besoin pour la collecte des informations plus détaillées et le travail d'évaluation des données.

102. La présence de personnes-ressources ayant une bonne connaissance des secteurs qui peuvent donner lieu à des rejets de mercure dans le pays ou la région peut être très importante dans la création d'un inventaire du mercure. Il faudrait insister sur l'identification de telles personnes qui peuvent être des experts du secteur industriel, des membres d'institutions de recherche, des employés de services de l'environnement au niveau national ou régional des consultants dans les secteurs concernés ou autres. De telles personnes-ressources peuvent détenir une connaissance significative qui n'a pas fait l'objet de rapport et de publication.

4.3 Etape 2 : Identification de sous-catégories de sources existantes

103. Dans cette seconde étape, on identifie les processus ou sous-catégories dans chaque grande catégorie (ou catégorie de départ) qui existent dans le pays qui fait l'objet d'une enquête. Chacune de ces 10 catégories de départ a été divisée en une série de sous-catégories décrites dans les sous sections mentionnées plus bas. La liste des sous catégories est le principal résumé sur l'inventaire du Hg qui doit être compilé tel qu'il est décrit tard dans la section 4.5.

104. Une étude devrait mentionner la présence ou l'absence d'activité dans le pays ou la région pour chaque sous catégorie nommée. A ce niveau, les données sont plus proches de la réalité et les statistiques plus pertinentes. Toute sous catégorie qui est reconnue être absente, peut être supprimée. Toutefois il faudrait le signaler dans l'inventaire.

105. Dans les sous sections ci-dessous la principale catégorie source (de départ) est subdivisée en sous catégories où d'importants détails sont donnés, de même qu'un tableau sur les principales voies de rejet. Les colonnes 2-6 du tableau indiquent les voies dans lesquelles des quantités importantes de Hg pourraient être rejetées. Le X majuscule montre la voie de rejet supposée être la prédominante, et le x minuscule montre les voies de rejet supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale. La colonne de droite indique soit une approche de point source (PS), soit une approche « overview » (OW) jugée plus importante. Vous trouverez plus d'explications à ce sujet dans la section 4.4.1.

106. Pour simplifier les choses, les rejets dans les eaux et les systèmes de traitement des eaux usées sont traités ensemble dans les tableaux. C'est le cas dans le tableau 4.1, ainsi que dans les cas de déchets simples et ceux du secteur spécifique du traitement des déchets.

4.3.1 Extraction et usage de fuel et sources d'énergie

107. Cette catégorie comprend la subdivision suivante :

- **Combustion de charbon issue de grandes centrales électriques** ayant une capacité thermique supérieur à 300 MW ;
- **Autre combustion de charbon** telles que les petites usines de combustion, chauffage domestique et autres usages du charbon ;
- **Extraction, raffinage et usage du pétrole**, à savoir tous les rejets de Hg dans le cycle de vie du pétrole, tels que chauffage, production d'énergie, usage dans le transport, la synthèse de produits chimiques et polymères, production de papier carbone, etc. ;
- **Extraction, raffinage et utilisation de gaz naturel**, c –à –d tous les rejets de Hg dans le cycle de vie du gaz naturel, tels que chauffage, production d'énergie, usage dans le transport, la synthèse de produits chimiques et polymères, production de papier carbone, etc. ;
- **Extraction et usage d'autres combustibles** tels l'huile de schiste, de tourbe, etc. ;
- **Biomasse des centrales et production de chaleur** utilisant bois, paille, etc. ;
- **Production d'énergie géothermique.**

108 Les principales voies de rejet du Hg et l'approche pour chacune de ces sous catégorie sont indiquées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 4-2 Extraction et usage des combustibles et sources d'énergie : sous catégorie et voies de rejet du Hg et approche

Principales catégories – Extraction et usage de combustibles et sources d'énergie							
Chapitre	Sous catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchets	Approche
5.1.1	Combustion de charbon dans centrales électriques	X	x	x	x	X	PS
5.1.2	Autres combustions de charbon	X		x	x	x	OW
5.1.3	Extraction, raffinage et utilisation du pétrole	X	X	x	x	x	OW/PS
5.1.4	Extraction, raffinage et usage de gaz naturel	X	X	X	x	X	OW/PS
5.1.5	Extraction et usage d'autres combustibles	X	x	x		x	OW
5.1.6	Biomasse des centrales et production d'énergie	X	x	x		x	OW
5.1.7	Production d'énergie géothermique	X					PS

Notes : PS = une approche point source par point source ; OW = approche nationale ou approche « overview » ;

X – voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;

x - voies de rejet supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale

4.3.2 Production primaire des métaux

109. Cette catégorie comprend les principales sous catégories suivantes :

- Extraction primaire et transformation de Hg, c à d les mines de Hg primaire ;
- **Extraction d'or et d'argent avec le processus d'amalgamation**, c à d qu'on utilise intentionnellement du Hg pour extraire de l'or ou de l'argent, contrairement aux autres processus d'extraction ;
- **Extraction de zinc et transformation initiale**, c à d l'extraction primaire de zinc et la transformation pendant laquelle des impuretés de Hg sont présentes dans les gisements ;
- **Extraction de cuivre et transformation**, c à d l'extraction primaire de cuivre et la transformation pendant laquelle des impuretés de Hg sont présentes dans les gisements ;
- **Extraction et transformation du plomb**, c à d l'extraction primaire de plomb et la transformation pendant laquelle des impuretés de Hg sont présentes dans les gisements ;
- Extraction et transformation de l'or par d'autres procédés que l'amalgamation avec Hg, où le Hg est naturellement présent dans le gisement d'or ;

- **Extraction et transformation de l'aluminium**, c à d l'extraction primaire de l'aluminium et la transformation pendant laquelle des impuretés de Hg sont présentes dans les gisements ;
- **Extraction et transformation d'autres métaux non ferreux**, c à d l'extraction primaire d'autres métaux non ferreux, tels que le nickel et autres ;
- **Production primaire de métaux ferreux**, telle que la production de fer, d'acier de manganèse de fer, etc.

110. Les principales voies de rejet du Hg et l'approche pour chacune de ces sous catégories sont indiquées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 4-3 La production primaire des métaux : approche des sous catégories contenant les principales voies de rejet du Hg

Principale catégorie – Production primaire de métal							
Chapitre	Sous catégorie-	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet	Approche
5.2.1	Extraction primaire et transformation du Hg	X	X	X	X	X	PS
5.2.2	Extraction or et argent avec processus d'amalgamation + Hg	X	X	X			OW
5.2.3	Extraction de zinc et transformation	X	X	X	X	X	PS
5.2.4	Extraction de cuivre et transformation	X	X	X	X	X	PS
5.2.5	Extraction de plomb et transformation	X	X	X	X	X	PS
5.2.6	Extraction + transformation de l'or par d'autres processus	X	X	X	X	X	PS
5.2.7	Extraction et transformation de l'aluminium	X		x		x	PS
5.2.8	Extraction + transformation avec autres métaux non ferreux	X	X	X		X	PS
5.2.9	Production primaire des métaux ferreux	X				x	PS

Notes : PS = une approche point source par point source ; OW = approche nationale ou approche « overview » ;

X – voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;

x - voies de rejet supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale

4.3.3 Production d'autres minéraux et matériaux contenant des traces de Hg

111. Cette partie englobe les sous catégories suivantes :

- **Production de ciment**, déchet tel que fuel et autres matériaux d'alimentation

- **Production de pâte et papier** y compris impuretés de Hg dans le bois, autres fuels et soudes caustiques, et cas de ;
- **Production et transformation d'autres matériaux bruts**, plus la production et l'usage du ciment et autres fertilisants.

112. Les principales voies de rejet du Hg et l'approche pour chacune de ces sous catégorie sont indiquées dans le tableau suivant.

Tableau 4-4 Production d'autres minéraux et matériaux contenant des traces de Hg : approche des sous catégories et voies de rejet du Hg

Principale catégorie – Production d'autres minéraux et matériaux contenant des impuretés de Hg							
Chapitre	Sous catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet	Approche
5.3.1	Production de ciment	X		x	x	x	PS
5.3.2	Production de pâte et papier	X	x	x		x	PS
5.3.3	Production de ciment	X			x		PS
5.3.4	Autres minéraux + matériaux						PS

Notes : PS = une approche point source par point source ; OW = approche nationale ou approche « overview » ;

X – voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;

x - voies de rejet supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale

4.3.4 Utilisation intentionnelle de Hg dans l'industrie

113. Cette catégorie les sous catégories suivantes :

- **Production de chlore alcali avec Hg technologie ;**
- **Production de VCM avec bichlorure de Hg (HgCl₂) comme catalyseur ;**
- **Production d'éthanol de sulfate de Hg (HgSO₄) comme catalyseur ;**
- **Autre production de substances chimiques et polymères avec des composés de Hg comme catalyseur.**

114. Les principales voies de rejets du Hg et l'approche pour chacune des sous catégorie sont indiquées dans le tableau suivant.

Tableau 4–5 L'utilisation intentionnelle du Hg comme matériau auxiliaire dans l'industrie :
Approche des sous catégories contenant les voies de rejets du Hg

Principale catégorie - utilisation intentionnelle du Hg tel qu'un matériau auxiliaire dans l'industrie							
Chapitre	Sous catégories	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet	Approche
5.4.1	Production de chlore alcali avec Hg technologie	X	X	X	X	X	PS
5.4.2	Production de VCM avec bichlorure de Hg (HgCl ₂) comme catalyseur	x	x			X	PS
5.4.3	Production d'éthanol de sulfate de Hg (HgSO ₄) comme catalyseur	?	?	?	?	?	PS
5.4.4	Autres production de substances chimiques et polymères avec des composés de Hg comme catalyseur	?	?	?	?	?	PS

Notes : PS = une approche point source par point source ; OW = approche nationale ou approche « overview » ;

X – voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ; x - voies de rejet supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale

4.3.5 Le Hg dans les produits

115. Cette partie comprend les sous catégories suivantes. Il s'agit de produits utilisés par de grands groupes, et peuvent être source de déchets issus de la production, de l'usage et du dépôt.

- **Thermomètres à Hg**, comprenant les thermomètres médicaux, d'autres en verre (notamment ceux utilisés en laboratoires, pour des raisons éducatifs, etc.) et d'autres à Hg (industriels, machines diesel de la marine, etc.) ;
- **Interrupteurs** (communicateurs) à relais électrique ou électronique :
 - égouts, pompes à eau, éclairage arrière des voitures, détecteurs ABS, systèmes de conduite assistée, portes des freezers, signaux de chemin de fer, lumière des chaussures des enfants ;
 - boutons des machines à excavation,
 - les contacts mouillés avec du Hg (interrupteurs électroniques),
 - les données de relais,
 - les thermo interrupteurs, etc.
- **Lampes à Hg** :
 - lampes fluorescentes,
 - ampoules,
 - panneaux publicitaires des rues,
 - autres lampes à Hg (réverbères, rayons X utilisés pour le bronzage, sources de lumières des écrans de Tv, ordinateurs, etc.) ;
- **Batteries** :
 - batteries à oxyde Hg (cylindriques, à bouton),

- batteries à cellules cylindriques (avec du Hg). Des études récentes ont montré une certaine diminution parfois même élimination du Hg dans beaucoup de variété de piles,
- batteries cylindriques ou rectangulaires ;
- **Biocides et pesticides** dans les semences et plants de canne à sucre ;
- **Peintures**, contenant parfois du latex, ou d'autres ayant probablement des composés de Hg tels les biocides pour leur propre préservation ;
- Antiseptiques dans les produits pharmaceutiques (collyres, vaccins) ;
- **Produits cosmétiques et leurs dérivés** (crèmes, savons éclaircissants, etc.

116. Ces principales voies de rejet du Hg ainsi que l'approche pour chacune de ces voies sont indiquées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 4 - 6 Les produits avec utilisation intentionnelle de Hg: sous catégories avec voies de rejet et approche

Principale catégorie Produits de consommation contenant du Hg							
Chapitre	Sous catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet	Approche
5.5.1	Thermomètres à Hg	X	X	X	X	X	OW
5.5.2	Communicateurs à relais électronique / électrique	X	x	X	X	X	OW
5.5.3	Lampes à Hg	X	x	X	X	X	OW
5.5.4	Batteries containing mercury	X	x	X	X	X	OW
5.5.5	Biocides and pesticides	X	X	X	X	X	OW
5.5.6	Peintures	X	x	x	X	x	OW
5.5.7	Antiseptiques dans les produits pharmaceutiques	X	x	x	x	X	OW
5.5.8	Produits cosmétiques et leurs dérivés		X		X	x	OW

Notes : PS = une approche point source par point source ; OW = approche nationale ou approche « overview » ;

X – voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;
 x - voies de rejet supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale

4.3.6 Autres produits à usages intentionnels et processus d'utilisation

117. Cette catégorie comprend les sous catégories suivantes :

- Amalgames dentaires (plombage) ;
- Manomètres et tensiomètres,
 - Tensiomètre,
 - Autres manomètres et contrôle de pression à usage industriel, pour raisons éducatives,

- Laboratoires de chimie et équipements,
 - Appareils de laboratoire spéciaux (Coulter Counters, etc.,)
 - Réactants chimiques pour faire des analyses de COD, Kjeldahl (analyse nitrates),
 - Electrodes pour faire des mesures physio chimiques ;
- Usages ethniques, culturels et rituels
- Autres usages du Hg métallique ;
 - éducatifs,
 - gyroscopes,
 - pompes à vides,
 - phares (navigation),
 - engins à rotation (eaux usées)
- Divers produits :
 - détection à infra rouge,
 - bronzage,
 - pigments,
 - certains types de papier de photos en couleur,
 - explosifs,
 - feu d'artifice,
 - gadgets de luxe

118. Les deux dernières sous catégories, à savoir « Autres usages du Hg métallique » et « Divers produits » couvrent une grande partie des usages dont on a déjà parlé et qui sont 1) soient des produits très peu connus, 2) leurs données sont très peu accessibles. Toutefois on ne peut pas les exclure car étant de potentielles et d'importantes sources de rejet locales ou nationales.

119. Ces principales voies de rejet du Hg ainsi que l'approche pour chacune de ces voies sont indiquées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 4 - 7 D'autres produits intentionnels et leur usage : sous catégories avec voies de rejets et approche

Principale catégorie – Produits avec utilisation intentionnelle de Hg							
Chapitre	Sous catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet	Approche
5.6.1	Amalgames dentaires et plombages	x	X		X	X	OW
5.6.2	Manomètres et tensiomètres	x	X	x	X	X	OW
5.6.3	Laboratoires de chimie et équipement	x	X		X	X	OW
5.6.4	Hg métallique utilisé dans rituels et médecine traditionnelle	X	X	X	X	X	OW
5.6.5	Autres utilisations et sources	X	X	X	X	X	OW

Notes : PS = une approche point source par point source ; OW = approche nationale ou approche « overview » ;

X – voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;

x - voies de rejet supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale

4.3.7 Production de métaux recyclés (Production secondaire)

120. Cette catégorie comprend les sous catégories suivantes :

- **Production de Hg recyclé** comprend le ramassage et la transformation du Hg ;
- **Production de métaux ferreux recyclés** (fer, et acier) comprend la collecte et le processus de recyclage du fer et l'acier (odeurs dégagées par les voitures et certaines machines).
- Production d'autres métaux recyclés.

121. Les principales voies de rejet du Hg et l'approche pour chacune de ces sous catégories sont indiqués dans le tableau suivant.

Tableau 4 - 8 Production de métaux recyclés : Approche des sous catégories contenant les principales voies de rejets du Hg

Catégorie – Production de métaux recyclés							
Chapitre	Sous catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet	Approche
5.7.1	Production de Hg recyclé (Production secondaire)	X	X	X	X	X	PS
5.7.2	Production de métaux ferreux (fer, acier)	X	x	x		x	PS
5.7.3	Production d'autres métaux ferreux	X	x	x		x	PS

Notes : PS = une approche point source par point source ; OW = approche nationale ou approche « overview » ;

X – voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;

x - voies de rejet supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale

4.3.8 Incinération des déchets

122. Cette catégorie comprend les sous catégories suivantes :

- **Incinération des déchets municipaux**, souvent domestiques (maisons et institutions)
- **Incinération des déchets dangereux** : il s'agit de déchets souvent collectés séparément et qui peuvent contenir du Hg à usage intentionnel (pesticide, peinture, produits pharmaceutiques, les composés organiques du Hg) ;
- **Incinération de déchets médicaux** : provenant des hôpitaux (thermomètres, batteries, produits pharmaceutiques amalgames dentaires). Les déchets sont parfois brûlés séparément dans des lieux déterminés et équipés pour cela.
- **Egouts / Eaux usées** : la majeure partie du mercure contenu dans les eaux usées arrive dans les égouts. Si elles ne sont pas utilisées comme fertilisant elles sont détruites séparément.

- **Incinération informelle des déchets** : ils sont détruits à ciel ouvert dans des fûts ou dans des fours domestiques etc....

123. Il faut garder à l'esprit que la quantité de Hg dans les déchets incinérés correspond au mercure contenu dans les produits à usage intentionnel et les produits contenant des impuretés mercurielles (en fait toute substance contenant des traces de mercure).

124. Ces voies de rejet et l'approche pour chacune des sous catégories sont indiquées dans le tableau suivant.

Tableau 4-9 Incinération des déchets : Approche des sous catégories contenant les voies de rejet de Hg

Incinération des déchets							
Chapitre	Sous catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet	Approche
5.8.1	Incinération des déchets municipaux / en général	X	x	x	x	X	PS
5.8.2	Incinération de déchets dangereux	X	x			X	PS
5.8.3	Incinération des déchets médicaux	X	x			X	PS
5.8.4	Egouts et eaux usées	X	X			X	PS
5.8.5	Incinération de déchets informels	X	X	X			OW

Notes : PS = une approche point source par point source ; OW = approche nationale ou approche « overview » ;

X – voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;

x - voies de rejet supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale

4.3.9 Enfouissement des déchets et traitement des eaux usées

125. Cette catégorie comprend les sous catégories suivantes :

- **Décharges contrôlées** : c à d des dépôts de déchets sous surveillance (basés sur l'évaluation des risques), et la conservation des polluants dans les déchets, comprenant :
 - Les déchets ménagers, institution

- ☐ Les déchets médicaux / dangereux,
- ☐ Combustion de solides, incinération de résidus,
- ☐ Eaux usées des égouts,
- **Dépôt diffus sous un certain contrôle**, tels l'enfouissement de résidus incinérés et d'autres résidus solides sur les routes, dans les constructions, etc. sous contrôle (basés sur l'évaluation des risques) et avec la conservation de polluants provenant du lavage, etc. ;
- **Dépôt local informel de déchets industriels**, tels que les déchets de la production de chlore alkali, déchet de la production de substances chimiques, et autres déchets (sur les sites de production ou ailleurs) ;
- **Décharge informelle de déchets**, incontrôlées, dépôt informel de déchets généralement diffus ;
- **Système des eaux usées et traitement**, où toute trace de Hg (provenant de toutes sortes usages du Hg) dans les eaux usées arrive par les égouts, et à un degré moindre dans la puissance de l'eau.

126. Il faudrait avoir à l'esprit que la quantité de Hg à éliminer est le Hg présent dans les produits qui contiennent intentionnellement du Hg, les produits ayant des impuretés de Hg, ainsi que la production de déchet contenant du Hg. L'étape d'élimination des déchets représente pour de tels produits et substances un important processus de rejet dans leur cycle de vie.

127. Les principales voies de rejet du Hg, et l'approche pour chacune de ces sous catégories est indiquée dans le tableau suivant.

Tableau 4 – 10 Enfouissement des déchets et traitement des eaux usées : sous catégories contenant les voies de rejet et approche de l'inventaire

Principale catégorie –Enfouissement de déchets et traitement des eaux usées							
Chapitre	Sous catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet	Approche
5.9.1	Enfouissement contrôlé	x	x	X		X	OW
5.9.2	Enfouissement diffus sous contrôle	x	X	X		X	OW
5.9.3	Enfouissement de déchets industriels	X	X	X			PS
5.9.4	Décharge informelle de déchets	X	X	X			OW
5.9.5	Système et traitement des eaux usées		X	X		x	OW/PS

Notes : PS = une approche point source par point source ; OW = approche nationale ou approche « overview » ;

X – voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;
 x - voies de rejet supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale

4.3.10 Crématorium et cimetières

128. Cette catégorie comprend les sous catégories suivantes :

- Fours / crématorium ;
- Cimetières.

129. Les principales voies de rejet du Hg, et l'approche pour chacune de ces sous catégories est indiquée dans le tableau suivant.

Tableau 4- 11 Crématoires et cimetières : sous catégories contenant les voies de rejet et approche de l'inventaire

Catégorie principal – Crématoires et cimetières							
Chapitre	Sous catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Dépôt	Approche
5.10,1	Crématorium	X				x	OW
5.10,2	Cimetières			X			OW

Notes : PS = une approche point source par point source ; OW = approche nationale ou approche « overview » ;

X – voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;
x - voies de rejet supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale

4.3.11 Identification de points chauds potentiels

130. Cette catégorie a des ressemblances avec certaines des sous catégories des enfouissements, mais elle s'intéresse particulièrement au dépôt de Hg qui engendre d'importants déchets et des risques pour l'homme et l'environnement.

131. Des points chauds apparaissent comme étant le résultat direct des modes d'élimination telles qu'elles sont décrites dans les sections 5.9.3 et 5.9.4 ou le résultat d'élimination inadéquate de matériaux contaminés. Le rejet peut avoir déjà commencé ou, on s'attend à ce qu'il commence si rien n'a encore été fait. Le tableau 4 – 12 montre une liste indicative d'endroits où on peut localiser des points chauds de Hg.

132. Des points chauds peuvent être liés à un processus de production déjà existant et les déchets avoir commencés avec les activités du site ou avec d'activités historiques. D'autres points chauds potentiels sont des réservoirs ou des matériaux contenant du Hg, qui ont été stockés éliminés ou accumulés depuis plusieurs années. Dans ces cas le rejet a déjà commencé, est imminent, ou il se fera. Leur identification peut être difficile dans certains cas.

133. L'évaluation de site spécifique de chacun de ces points devrait déterminer s'il constitue une menace immédiate ou pas. Dans les deux cas le site devrait être signalé.

134. Les principales voies de rejets du Hg, et l'approche pour chacune de ces sous catégories est indiquée dans le tableau suivant.

Tableau 4 – 12 Points chauds potentiels : sous catégories contenant les voies de rejet et approche de l'inventaire

Potentiels points chauds							
Chapitre	Sous catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchets	Approche
	Sites fermés ou abandonnés, usines de chlore alkali	x	X	X		X	PS
	D'autres sites d'anciennes usines de production de substances chimiques où des composés de Hg sont/ont été produits (pesticides, biocides, pigments, etc.), ou du Hg ou des composés de Hg sont utilisés comme catalyseurs (VCM/PVC etc.)	x	X	X	x	X	PS
	Sites fermés avec production de thermomètres, interrupteurs, batteries et autres produits	x	X	X	X	x	PS
	Sites fermés : usines de pâte et papier (avec production de chlore - alkali ou ancienne utilisation de slimicides à base de Hg) for	x	X	X		X	PS
	Résidus miniers contenant du Hg	x	X	X	X	X	PS
	Résidus provenant des l'orpaillage traditionnel	x	X	X		X	PS
	Résidus miniers provenant de l'extraction d'autres métaux non ferreux	x	X	X	X	X	PS
	Sites dangereux, à accidents	x	X	X		X	PS
	Sédiments dragués	x	X	X		X	PS
	Sites contrôlés (et d'autres contrôles de fluide) utilisant le Hg dans pression des valves		X	X			PS
	Sites de recyclage du Hg (Production secondaire de Hg)	x	X	X	X	X	PS

Notes : PS = une approche point source par point source ; OW = approche nationale ou approche « overview » ;

X – voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;

x - voies de rejet supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale

4.4 Etape 3 : Assemblage de données et quantification des rejets de mercure (Hg)

135. Dans cette partie, il s'agit de développer un inventaire quantitatif. Les taux d'activité, les informations et données sont rassemblés pour calculer les rejets de Hg issus des sources de rejet dans le pays (ou la région) en question. Les types de données sont d'abord présentés, ensuite on donne des avis sur la manière dont les données sont réunies dans la section 4.4.5. Il faudra mettre l'accent sur le fait que ces données ne se limitent pas seulement à cette étape, mais qu'elles pourraient être utiles dans le processus de développement de l'inventaire du Hg.

136. Comme étape préliminaire on pourrait faire un inventaire provisoire pour encourager un nouveau travail et favoriser la communication entre participants/critiques. Il s'agit d'une description détaillée des catégories source incluant un exemple de données, des facteurs d'absorption et des facteurs de distribution de rejet. C'est-à-dire qu'il s'agit d'une sorte de résumé des voies de rejets et des types de sources, comme dans la section 4.5.3.

4.4.1 Principes de quantification

Equation de base

137. L'objectif de cet Outil est d'avoir une estimation sur la moyenne annuelle de rejets de chaque voie ou vecteur (air, eau, sol produits, déchets, secteur spécifique pour le traitement des déchets) concernant tout processus de rejet. Cela peut se faire en utilisant l'équation suivante :

Equation 1 :

Rejet de Hg par voie X	=	Taux d'activité	* Facteur d'absorption	* Facteur de distribution
---------------------------	---	--------------------	---------------------------	------------------------------

138. En un mot, la quantité annuelle de rejet est calculée en :

- Multipliant le matériel traité ou la production de produit par unité de temps (c à d Tonne ou pièce / an). Ce qui correspond au **taux d'activité** – au
- facteur d'absorption de Hg par unité d'activité. Pour les sous catégories n'ayant qu'une durée de vie (le charbon), le facteur d'absorption est le contenu de Hg par unité de matériel traité. Pour les sous catégories ayant plus d'une durée de vie (les piles), le facteur d'absorption est défini pour chaque phase. Ce qui nous mène au **facteur d'absorption** –
- Le **Facteur de distribution** serait le pourcentage d'absorption de Hg rejeté dans l'air, l'eau, le sol, les déchets, etc.

139. Ainsi il est important de savoir que les facteurs d'absorption de beaucoup de sous catégorie sont encore plus compliqués. Pour les catégories n'ayant qu'une durée de vie (charbon, déchets à incinérer), le facteur d'absorption est le contenu de Hg (en grammes de Hg) par unité de matériel d'alimentation (c à d charbon, déchet, etc.). Pour celles ayant plusieurs durée de vie (piles, thermomètre à Hg) les facteurs d'absorption sont encore plus complexes et doivent être déterminés pour chaque phase.

140. Il est important de s'assurer que les unités du taux d'activité, à savoir les facteurs d'absorption et les rejets sont correctement utilisées dans les calculs. Dans le cas contraire des facteurs de

conversion devraient être utilisés pour assurer que les unités suivantes soient bien faites. Les rejets de Hg par an devraient être calculés et présentés en kg (ou en tonne) de Hg par an pour chaque voie (de même que le nombre de kg de Hg dans l'air par an). A noter que dans la description des sections dans le chapitre 5, les facteurs d'absorption sont présentés dans un tonnage élevé pour améliorer leur lisibilité. Assurez vous que les unités sont converties à une échelle exacte pour arriver à un résultat des rejets en kg.

141. On suggère dans cet Outil d'évaluer et de présenter séparément les rejets de Hg pour aboutir à une procédure transparente et uniforme. Dans le résumé du rapport d'inventaire, tous les rejets d'une voie spécifique sont résumés pour chaque sous catégorie source (et source principale). Cela a été fait pour toutes les voies qui se révèlent être importantes pour la durée de vie de la sous catégorie en question. Voir les exemples dans la section 4.5.

Survol national ou approche point source

142. Pour certaines sous catégories, les sources peuvent être un nombre limité de point sources bien définis (ayant une position géographique spécifique) avec souvent des caractéristiques propres. Dans de tels cas, c'est l'approche point source qui est appliquée. L'estimation des rejets nationaux (ou régionales) est calculée comme étant la somme des rejets (équation 1) pour chaque point source nationale ou régionale.

143. A citer ainsi parmi d'autres les grandes centrales de charbon, les incinérateurs des déchets municipaux, les usines de chlore alkali et de ciment.

144. Pour d'autres sources de Hg, il serait préférable d'appliquer une approche de survol qu'une approche de point source qui ne serait pas optimale. Il s'agit de sources où les rejets ne sont pas confinés dans un espace géographique (appelé aussi « area sources »), de sources où les données sont inadéquates pour mettre au point un inventaire avec l'approche point source, de sources où les points sources sont exploités dans les mêmes conditions. Dans de tels cas le total des rejets nationaux / régionaux est calculé en utilisant le taux d'activité national / régional combiné aux facteurs d'absorption et aux facteurs de distribution ou par extrapolation en calculant les rejets de point source sur une échelle nationale / régionale, en se basant sur le point source et les taux d'activité pour augmenter les rejets.

145. Parmi d'autres à citer : combustion résidentielle de charbon, la destruction des thermomètres à Hg, la crémation et les décharges.

146. Les tableaux de la section 4.3 et le chapitre 5 aideront l'utilisateur de l'Outil à avoir une meilleure approche des rejets de chaque sous catégorie et de la catégorie principale. Dans ces tableaux le point source sera abrégé « PS » et le « overview approach » « OW ».

Calcul des rejets individuels pendant le cycle de vie

147. A l'intérieur d'une sous catégorie spécifique, les rejets pendant le cycle de vie sont calculés individuellement, mais ils sont décrits dans la même section que le rapport d'inventaire.

148. On donne pour chaque catégorie source décrite dans le chapitre 5, une indication des rejets potentiels de chaque phase pendant sa durée de vie (production, utilisation, destruction), et dans quel milieu environnemental les déchets se produisent. Les informations sont données dans le texte et dans le tableau.

Tableau 4 – 13 Exemple d'un tableau indiquant les principaux rejets et les milieux récepteurs dans le cycle de vie d'un produit ou d'un service (exemple des batteries à Hg)

Cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets	Secteur de traitement / de destruction

Cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets	Secteur de traitement / de destruction
Production	X	x	x	X		x
Usage						
Elimination	X		X		X	X *1

Notes : *1 : les batteries collectées séparément et contenant du Hg (ou triées) doivent être recueillies dans des décharges spécialement sécurisées ;

X - voie dominante de rejets ;

x - voies de rejets supplémentaires dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale

149. Pour faire l'estimation des rejets issus de la phase de production, il faudrait mieux avoir recourt à un « point source » alors qu'un « overview approach » s'adapterait plus facilement aux phases d'utilisation et de dépôt. C'est le cas des thermomètres à Hg. Prenons l'exemple d'un pays ayant beaucoup d'usines de thermomètres, mais où les thermomètres à Hg (y compris ceux qui sont importés) à outrance, sont cassés ou jetés localement.

Exemples de calculs de rejets de Hg

150. La section 4.4.7 donne 3 exemples de calculs d'absorption et de rejet par des catégories bien déterminées. Dans ces exemples, on utilise le tableau suivant pour résumer les résultats issus des calculs. Le tableau montre le résumé de tous les données et résultats.

Tableau 4 – 14 Exemple de tableau représentant les rejets du Hg par sous catégorie spécifique

[Appellation de la Sous Catégorie]	Unité	Production	Utilisation	Dépôt	Total des rejets de la voie dans le cycle de vie
Taux d'activité					-
Facteur d'absorption de la phase * 1					-
Absorption calculée de la phase * 2					-
Facteurs de distribution de la phase * 3					
- Air					-
- Eau					-
- Sol					-
- Produits					-
-Traitement général des déchets					-
- Secteur spécifique de traitement déchets					-
Rejets / rejets calculés de la phase * 4					
- Air					

[Appellation de la Sous Catégorie]	Unité	Production	Utilisation	Dépôt	Total des rejets de la voie dans le cycle de vie
- Eau					
- Land					
- Produits					
- Traitement général des déchets					
- Secteur spécifique de traitement déchet					

Notes : *1 (croix) se rapporte au lieu où les facteurs d'absorption ont été pris, ou comment ils ont été développés ;

* 2 calcul pour utilisation dans un rapport avec la formule Absorption » = facteur d'absorption
* taux d'activité pour chaque phase :

* 3 (croix) se rapporte au lieu où les facteurs d'absorption ont été pris ;

* 4 calculé avec l'équation (1) pour toute voie à l'intérieur de chaque phase, par exemple :

le Hg rejeté dans l'air par la production = au taux d'activité * le facteur d'absorption * le facteur de distribution

4.4.2 Utilisation des taux d'activité

151. Tel qu'il a été mentionné plus haut, le taux d'activité décrit le volume de l'activité de la sous catégorie en question par unité de temps (habituellement par an).

152. Le choix du taux d'activité de base variera selon les sous catégories car dans les différentes catégories les différents taux d'activité décrivent mieux le volume d'activité, et certaines données peuvent être plus facilement accessibles que d'autres.

153. Par exemple l'absorption de Hg avec le charbon est le plus souvent directement calculée en multipliant la concentration de Hg dans le charbon utilisé (1 g de Hg / Tonne de charbon) avec la consommation de ce même charbon. Ne pas oublier de vérifier si le poids de base est bien de la matière sèche et rien d'autre.

154. D'autre part en ce qui concerne les thermomètres à Hg, les données les mieux connues sont le volume de Hg par thermomètre (1 g Hg par pièce) et le nombre de thermomètres utilisés ou produits par unité de temps (et par an).

155. Pour aider le lecteur à connaître les rejets des sous catégories, les calculs des données du taux d'activité nécessaires pour faire un inventaire quantitatif sont répertoriées dans les sous catégories du chapitre 5 avec les types de facteurs d'absorption de Hg. Les informations sont décrites dans le tableau ci – dessous.

Tableau 4 – 15 Exemple indiquant les données du taux d'activité et les types de facteurs d'absorption de Hg nécessaires pour évaluer les rejets issus d'une sous catégorie spécifique (exemple des batteries à Hg).

Cycle de vie	Données nécessaires du taux d'activité	Facteur d'absorption de Hg
Production	Tonne de batteries produites par an (dans un pays)	kg de Hg rejeté par Tonne de batteries produites *2
Usage	Pas nécessaire (rejets négligeables)	Pas nécessaire (rejets négligeables)
Elimination	Tonne de batteries consommées (ou stockées) par an *1	kg de Hg déposés ou rejetés par Tonne de batteries consommées *3

Notes : * 1 Tel un substitut éliminé par tonne et par an. S'il existe une bonne estimation des quantités de piles éliminées, il serait alors préférable qu'elles soient utilisées. Au moment de l'élimination, les deux nombres changent.

* 2 kg de Hg rejeté / T de piles produites = quantité de Hg utilisée pour produire une tonne de piles multipliée par le pourcentage de Hg rejeté pendant cette phase.

* 3 Ce facteur d'absorption peut être aussi défini en kg de Hg dans chaque tonne de batteries multiplié par le pourcentage de Hg rejeté dans la phase d'élimination.

Si éventuellement on accepte que tout le Hg contenu dans les batteries est rejeté quelque part dans un milieu, alors le pourcentage de Hg rejeté peut être estimé à 100 %.

156. Dans certains cas, la base du taux d'activité proposé peut ne pas être accessible (ou peut être difficile à obtenir) dans un pays. Dans de tels cas, il est possible de dériver des taux d'activité des unités proposées en utilisant des données d'alternatives et des données de conversion (appelées aussi facteurs de conversion). Dans l'exemple du charbon, la consommation en tonne et par an peut ne pas être accessible, mais les nombres de la production primaire d'énergie (les MW d'énergie primaire par an) des centrales peuvent l'être. Dans ce cas les données du taux d'activité peuvent être dérivées en utilisant les données disponibles sur le volume d'énergie dans le type de charbon utilisé (MW / T). Il est important de s'assurer que ces conversions ont été bien faites sur la base du volume d'énergie primaire (volume d'énergie total chimique dans le charbon sec). Pour avoir plus d'informations veuillez consulter le US EPA (2002 a), ainsi que des experts en production d'énergie.

157. Dans l'exemple des thermomètres, si les quantités de thermomètres vendus ne sont pas disponibles, peut être que les données sur la valeur ou le poids des thermomètres consommés le sont et peuvent être utilisés comme taux d'activité. Là aussi les données d'absorption alternatives et facteurs de conversion / données sont nécessaires.

158. Pour beaucoup de catégories source, des exemples ayant de telles données d'alternative ou facteurs de conversion sont disponibles en littérature. Sinon, on peut les avoir directement avec le secteur en question. Malheureusement il fut impossible de fournir dans cet Outil des informations sur de telles données de conversion.

Consommation : Définition

159. Il est important de noter que la « consommation » d'un produit ou d'un matériel, par an, dans un pays ou une région est définie comme dans l'équation (2), où la production annuelle des importations et exportations se rapportent au même pays ou à la même région :

$$\text{Consommation par an} = \text{Production} + \text{Importations} - \text{Exportations (par an)}$$

Les éliminations doivent refléter la consommation des années précédentes

160. Le calcul des rejets de mercure devraient de façon idéale être fondé sur la totalité des quantités à éliminer dans l'année en question. Mais souvent, de telles données ne sont pas facilement disponibles, et les nombres de consommation sont ainsi utilisés au lieu d'être évalués. A défaut, les consommations actuelles peuvent être utilisées. Dans les cas où le modèle de consommation change rapidement, la consommation des années précédentes (une moyenne de la durée de vie du produit) peut être préférée, si disponible. Pour un certain nombre de produits, l'élimination est faite quelques années (ou plusieurs années) après qu'ils aient été achetés (ou consommés).

Utilisation du mercure élémentaire dans des composés

161. Dans les sous catégories où les composés du Hg sont appliqués, les calculs devraient être basés sur les taux d'activité et les facteurs d'absorption convertis en volume de Hg. Pour cette conversion on devrait utiliser les données sur les poids atomiques des composés en question contre celui du Hg, tel qu'on le montre dans l'équation 3 :

EQUATION 3 :

Volume de Hg	Poids du composé de Hg	# d'atomes de Hg dans la molécule * poids atomique du Hg	
		(poids atomique de la molécule composée)	

Note: “#” = nombre

162. Dans cet exemple, le contenu de Hg élémentaire dans 1 kg de composé de Hg (diphényle de mercure, formule moléculaire $C_{12}H_{10}Hg$) est égale à :

Contenu de Hg	1 kg $C_{12}H_{10}Hg$	$\frac{1 * 201 \text{ g Hg/mol}}{(12 * 12.0 + 10 * 1.01 + 1 * 201) \text{ g compound/mol}}$	~0,566 kg Hg
---------------	--------------------------	---	--------------

163. On peut trouver le poids atomique dans de bonnes versions du «Classification Périodique », et on devrait chercher les formules moléculaires dans des manuels de chimie ou dans d'importants sites Internet tels que : <http://www.chemfinder.com> et <http://www.inchem.org>, registres publics tels que <http://www.spin2000.net>, et les sites de recherche <http://www.sigmaaldrich.com>.

4.4.3 Choix des facteurs d'absorption de Hg

164. Comme mentionné plus haut, le facteur d'absorption de Hg est simplement défini comme étant le volume de Hg (par 1 g de Hg) par unité de matériel transformé ou produit fini (Tonne ou pièce) par type de source individuel. Ainsi, tel que c'est décrit dans les sections 4.4.1 et 4.4.2, les facteurs d'absorption ayant plus qu'une phase de vie sont un peu plus compliqués. Néanmoins des exemples sont présentés dans le chapitre 5. Ils sont tirés d'une littérature facile et reflétant des conditions qui dominent le milieu et le moment pendant lequel ils ont été observés. Dans ce chapitre 5, le temps et l'origine des données sont généralement décrits en fonction des résultats trouvés.

165. Il est important de noter que pour certaines catégories, les facteurs d'absorption changent tout le temps. Parmi ces exemples on pourrait citer les produits de consommation qui ont

récemment fait l'objet de pression pour la réduction ou l'élimination de Hg (batteries, sources de lumière).

166. De façon similaire les facteurs d'entée de Hg sont directement liés aux facteurs géographiques. Les changements de volume de Hg ne se passent pas à la même vitesse dans toutes les régions du monde. Ainsi, en ce qui concerne les matières premières (fuels), les concentrations de Hg varient considérablement en fonction de la situation géographique à cause des différences géologiques, et pour certaines sources cela est lié au poids anthropogénique du dépôt de Hg.

167. Ainsi, le choix des facteurs d'absorption de Hg peut avoir de l'influence sur les rejets calculés. Quelques recommandations pour ce qui est du choix des facteurs d'absorption :

Les facteurs d'absorption par défaut présentés dans le chapitre 5 peuvent être utilisés pour avoir des informations brutes et rapides au sujet des rejets ; à moins que ces facteurs ne reflètent pas clairement les conditions de prévalence. **On devrait souligner que les facteurs par défaut décrits dans le paragraphe 4.4.1 et qui sont définis dans cette ébauche d'Outil ne sont que provisoires et feront l'objet de révisions ultérieures.**

Dans les cas où on donne un exemple de facteur d'absorption, ce facteur est supposé mieux refléter les conditions de prévalence que le facteur par défaut, ce qui pourrait être utile dans le calcul des rejets. Il en est de même pour les sous catégories pour lesquelles dans cet Outil, on n'a pas présenté de facteurs de distribution par défaut.

Là, où des données précises sont disponibles, ou peuvent être obtenues, leur utilisation est fortement recommandée dans l'inventaire des calculs à la place des facteurs ou exemples par défaut.

Dans tous les cas, il semble que pour bien faire une investigation, il faut choisir un facteur d'absorption. Ainsi, une fois que les facteurs d'absorption sont utilisés, les bases devraient être clairement notées dans le rapport d'inventaire. Ceci facilitera plus tard une réactualisation de l'inventaire, encouragera une évaluation externe de l'inventaire, et rehaussera la comparabilité entre inventaires.

168. Que ce soient des facteurs d'absorption (ou d'autres données) qui sont choisis, il serait plus convenable de revoir et (ou) de confirmer ces facteurs (ou données) en fonction des réalités locales (ou nationales) avant que des décisions de mises à exécution ne soient prises.

169. Pour aider l'utilisateur de cet outil à avoir une idée des rejets issus des sous catégories source, on a mis à sa disposition (dans le chapitre 5) un certain nombre de conseils sur d'importantes sources de données spécifiques sous forme de rubrique.

4.4.4 Choix des facteurs de distribution de rejet

170. Comme nous l'avons évoqué ci-dessus, les facteurs de distribution de rejet correspondent aux parts relatives des absorptions qui suivent les voies de données, valables pour les cas individuels. Pour les différentes sources d'émission de mercure des exemples de facteurs de distribution de rejet sont décrits dans le chapitre 5, selon la disponibilité des données. Comme pour les facteurs d'absorption, ces exemples sont dérivés d'une documentation facilement accessible et reflètent les conditions prévalant à l'endroit et au moment où ils ont été relevés. Dans le chapitre 5, une description du moment et de l'origine des données accompagne généralement celles-ci.

171. En rappel de la section 4.1.1 ci-dessus, les voies de donnée comprennent :

- Les rejets directs dans l'atmosphère (air) ;

- Les rejets directs dans un milieu aquatique (eau) ;
- Les rejets directs sur la terre (environnement terrestre, y compris la nappe)
- Les écoulements de mercure souillant les produits commercialisés (par exemple panneau de placoplâtre produit partir de résidus solides issus de l'épuration des fumées dans les centrales thermiques alimentées au charbon) ;
- Les écoulements de mercure dans le système public de traitement d'eaux résiduaires ;
- Les écoulements de mercure dans le système général de traitement des déchets ;
- Les écoulements de mercure dans les systèmes sectoriels de traitement ou d'évacuation des déchets spécifiques.

Les principes appliqués dans ces « voies de rejets » varient selon les secteurs ; ils pourraient par exemple impliquer la collecte et le recyclage de façon séparée, l'évacuation avec des précautions particulières des déchets à forte concentration de mercure ou l'utilisation de résidus à faible concentration dans la construction de route ou autres activités similaires. Pour distinguer de telles activités d'évacuation des actions incontrôlées « de rejet direct sur le sol », la première activité citée devrait être caractérisée par un élément d'appréciation soit en évaluant le facteur risque soit par la définition de seuil de tolérance par les autorités. La connaissance du traitement effectif ou de l'évacuation effective, en cours devrait toujours être notée dans les rapports d'inventaires qui sont élaborés.

172. Il faudrait noter que tout rejet ou incinération incontrôlé, informel ou illégal de déchets dans des sites de production ou autres endroits, sans évaluation de la rétention du mercure, est considéré comme un rejet direct sur le sol, dans l'atmosphère et l'eau, selon le cas.

173. Notons également que dans les sections sur la description des sources, aucune distinction n'est faite entre le rejet dans l'eau et le rejet dans le réseau d'eau résiduaire. C'est parce que la distribution entre les deux voies varie tellement en fonctions des pays et des conditions locales qu'il est difficile, dans une perspective globale d'établir une quelconque règle générale à ce propos. Lors d'un inventaire, cela devrait donc être relevé pour chaque source quantifiée, si les apports d'eau sont déversés directement ou dans le réseau d'eau résiduaire. Pour certain pays, cela pourrait ne pas être valable ou il pourrait être complexe de faire la distinction entre rejets directs dans l'eau et rejets dans le réseau d'eau résiduaire. Dans des cas pareils ils peuvent être traités comme une voie de rejet.

174. Dans le contexte de l'Outil, les produits et matériaux commerciaux contenant délibérément du mercure ne sont pas considérés comme une voie de rejet. Cependant, les quantités de mercure commercialisé avec ces produits et matériaux, sont spécifiées de façon détaillée dans les sections décrivant la source (Chapitre 5) et doivent également être quantifiés dans l'inventaire, dans la perspective d'estimer les rejets de mercure dans l'environnement. De tels produits et matériaux sont par exemple les thermomètres à mercure, les batteries et le mercure métallique.

Facteurs clés généraux dans la distribution des rejets de mercure

175. Pour des sources ponctuelles telles que la combustion de charbon, l'incinération de déchets et la production de métaux non ferreux, les facteurs clés dans la distribution des rejets sont souvent les systèmes de réduction des émissions appliqués sur la source ponctuelle. L'efficacité de la rétention du mercure et les autres facteurs varient de façon extensive en fonction des dispositifs utilisés pour réduire les émissions et de leur bon fonctionnement.

176. Pour des installations manufacturières telles que les usines de chlore et de soude caustique, de pile à l'oxyde mercurique, des usines de thermomètres à mercure et des installations

de fabrication de batteries, la magnitude des rejets de mercure est largement fonction de la bonne disponibilité au niveau des installations de mesures de préventions, de mesures avancées d'épuration, d'opérations adéquates, ainsi que diverses autres pratiques destinées à minimiser les fuites, les déversements accidentels et autres rejets non spécifiques de mercure ou rejets fugitifs. Pour cet Outil, ce concept sera appelé les « procédures en milieu de travail » pour le mercure.

177. Entre autres bonnes procédures en milieu de travail, on pourrait citer : la production se fait dans des unités fermées (plutôt qu'ouvertes), les équipements sont bien entretenus pour éviter les pertes de mercure ; les procédés sont étroitement suivis, ainsi que les fuites de mercure afin de pouvoir détecter les fuites assez rapidement ; les fuites détectées sont immédiatement réparées en utilisant des techniques appropriées ; le mercure déversé accidentellement est récupéré avec précaution ; un recyclage soigneux des déchets et fuites mercurielles est appliqué ; et des procédures sécurisées de manipulation et de stockage des matières premières utilisées dans la fabrication du mercure et des déchets existent, sont bien décrites et mises en pratique.

178. ces types de sources peuvent aussi utiliser des dispositifs de réduction des rejets, lesquels sont dans une certaine mesure similaires au dispositif appliqué sur les « sources ponctuelles », notamment les filtres au niveau des dispositifs de ventilation par dépression des chambres de production (au lieu d'être ventilé directement dans l'air sans être préalablement filtré) ; et le Hg contenu dans l'eau de fabrication est minutieusement précipité et conservé dans des filtres (plutôt que d'être déversé directement à l'égout). Ces types de sources peuvent être dotés d'évents de traitements pouvant être contrôlés à l'aide d'un dispositif en aval comme les épureurs, les filtres à charbon et les cornues.

179. Pour les produits de consommations à usage intentionnel de mercure, la phase d'élimination est souvent importante pour la répartition des rejets entre les milieux récepteurs. Les habitudes d'élimination et les systèmes de gestion des déchets varient largement d'un pays à l'autre et même souvent d'une localité à l'autre. Les paramètres prépondérants sont : le degré de disponibilité, de bon fonctionnement des dispositifs de collecte des déchets, de leur niveau de contrôle par les autorités environnementales ; la mesure dans laquelle les déchets contenant du Hg sont collectés et traités séparément, ainsi que les techniques de traitement de déchets appliquées aux différents flux de déchets.

180. Donc, les facteurs de distribution peuvent varier de façon extensive d'un pays à l'autre et même d'une localité à l'autre et selon les sources ponctuelles. En conséquence le choix de facteurs de distribution, les plus appropriés est essentiel pour une quantification exacte des rejets de Hg.

181. Pour la sélection des facteurs de distribution des rejets, les recommandations faites à la section 4.4.3 par rapport aux facteurs d'absorption de Hg s'appliquent également.

4.4.5 Collecte de données

182. Dans la section suivante, quelques recommandations fondamentales sont données sur la collecte des différents types de données requises pour l'inventaire. Cependant, il faudrait faire remarquer que la collecte de données ne se confine pas à cette étape de la procédure mais pourrait s'imposer au cours du processus de développement de l'inventaire du mercure.

Descriptions actuelles des sources de rejet de mercure

183. En matière de collecte de données, la première action, c'est de s'assurer de l'identification et de la collecte de tout inventaire partiel ou description des sources de mercure dans le pays. Cela pourrait par exemple, être des inventaires de zones locales, des inventaires sur certains secteurs industriels ou des statistiques sur les rejets de mercure.

Données concernant le taux d'activité

184. Les principales sources de données sont les statistiques sur les secteurs du commerce et de la production nationale, les statistiques économiques, les statistiques énergétiques, les statistiques sur le travail, les statistiques internationales, etc., et leur niveau de fiabilité va varier. Les statistiques issues de la douane donnent souvent des estimations relativement bonnes. Il faudrait faire attention aux marchandises dont les numéros d'ordre sont faibles, elles sont souvent plus vulnérables à des erreurs de déclaration accidentelles (alors que pouvant avoir une incidence considérable sur l'inventaire du mercure).

185. Les autres sources de données de taux d'activité sont les associations industrielles et commerciales et les instituts de secteur. Les données issues de ces organisations peuvent être très utiles, il serait cependant indiqué, si possible de vérifier ces données par recoupement avec des données indépendantes. L'existence de relations de confiance entre les autorités environnementales, les autres institutions effectuant des inventaires et le secteur privé présente des avantages relatifs dans ce genre de travail car pouvant souvent générer des informations qui n'auraient certainement pas été obtenues auprès d'autres sources.

186. Les informations concernant les systèmes de gestion des déchets publics sont peut être disponibles auprès des autorités responsables de la gestion des déchets ou auprès des sociétés publiques ou privées de collecte et de traitement des déchets.

Facteurs d'absorption du mercure

187. En dehors des données fournies dans cet Outil, dans les inventaires partiels existants ou dans une autre documentation, il est également utile de contacter les associations industrielles et commerciales tout autant que les entreprises individuelles pilotes et les instituts de recherche. Pour les matières premières et combustibles contenant des impuretés liées au mercure, il pourrait être utile de demander, si possible des analyses pour déterminer la teneur en mercure dans les matériaux consommés. Des fois, ces données existent déjà auprès des acteurs ou de leurs fournisseurs.

188. Pour la gestion, publique des déchets généraux et dangereux, les informations relatives au Hg spécifiquement contenu dans les particules de déchets sont rares. Le meilleur moyen d'estimer les absorptions de mercures dans les déchets, c'est, comme nous l'avons évoqué dans l'Outil, de procéder à des inventaires de Hg sur les sources de déchet (produits, etc.), et si disponible, les données sur la teneur en Hg dans tout rejet issu de l'incinération des déchets. Les entreprises de collecte des déchets dangereux, peuvent parfois avoir une « main mise » sur les informations indicatives ou même les statistiques relatives aux types et quantités de déchets mercuriels qu'elles ont collectées. Ceci pourrait constituer une information utile dans l'identification des types de déchets mercuriels prédominant présentement le flux, etc.

Données de distribution des rejets

189. Comme nous l'avons déjà évoqué, la distribution des rejets de mercure, issus des installations de production/fabrication pourrait être fortement conditionnée par la configuration et les conditions de mise en œuvre des différents processus. Par conséquent, il est souvent nécessaire d'avoir les données spécifiques sur les installations pour décrire avec plus de précision la situation des rejets. Cela est également valable pour le rejet des déchets spécifiques de certains secteurs.

190. Ces données pourraient en partie être extraites des inventaires partiels existants (s'il y en a), des données locales sur le fonctionnement et l'autorisation des industries, administrées par les autorités locales. Souvent, il pourrait également être nécessaire de demander des données auprès des industries elles-mêmes.

191. On doit assez souvent demander à chaque entreprise d'incinération de déchets, des données relatives à la teneur en mercure dans les rejets issus de l'incinération des déchets. Ces

données peuvent parfois, aider à estimer la teneur en mercure dans les déchets rejetés, présentant les mêmes caractéristiques.

192. L'obtention de données mercurielles est analytiquement éprouvante. Les données obtenues localement devraient être utilisées uniquement que si elles sont d'une qualité adéquate, représentative et fiable. Ce processus implique une reconstitution minutieuse de la manière dont les données ont été obtenues. L'application de méthodes standard d'échantillonnage et d'analyse, d'expériences de laboratoire éprouvées et une bonne documentation sont les prés requis pour que les données soient valables. Si ces exigences ne sont pas satisfaites, il serait certainement préférable d'utiliser les facteurs de rejets par défaut, fournis par l'Outil plutôt que des données relevées individuellement et de qualité douteuse. Lorsque pour estimer les rejets annuels, on utilise des facteurs d'émission, différents de ceux fournis par l'Outil, cela devrait être mis en relief. Notons que le fait de procéder par extrapolation, en partant d'une ou de deux sources de données expérimentales pouvant ne pas être représentatives du volume annuel d'activité des installations, pourrait ne pas résulter sur des données de qualité. Il est donc nécessaire d'utiliser les meilleures données disponibles pour estimer les rejets, en se basant sur le monitoring, le bilan de masse, les facteurs d'émission et/ou les calculs d'ingénierie.

Données incomplètes

193. Dans tout inventaire d'émission, il y a des lacunes statistiques. L'insuffisance des informations va induire la nécessité de faire des postulats par rapport aux sources sur lesquelles aucune information spécifique n'a pu être recueillie. Les approches peuvent varier mais tout postulat devra être transparent pour entre autres, faciliter les estimations au cours des années statistiques à venir et la réévaluation à la lumière de meilleures informations. Deux approches sont présentées :

Une approche de « juste milieu » qui considère que les données manquantes sont également réparties entre les données disponibles (ex : comparaison entre agents de forte émission et de faible émission ou état de conformité avec les exigences technologiques). Par exemple, avec cette approche une moyenne (moyenne arithmétique) ou une médiane peut être utilisée pour estimer le taux d'émission pour les usines dont les données font défaut.

Une approche « prudente » qui est basée sur la décision qu'il serait mieux de surestimer l'émission plutôt que de sous-estimer les émissions pour les sources dont les données font défaut. Par conséquent, dans la perspective d'une approche prudente les sources manquantes sont supposées similaires aux plus grands émetteurs. Par exemple, les facteurs d'émission le plus élevé (ou élevé) de la base de données ou le facteur d'émission le plus élevé des ces usines fournissant les informations pourrait être utilisé pour faire une estimation prudente.

194. Les hypothèses devraient être basées sur le jugement le plus judicieux, en utilisant les données disponibles, clairement présentées et examinées de l'extérieur. Dans certains cas, des données complémentaires peuvent être disponibles auprès des associations commerciales, des fournisseurs d'équipement, des régulateurs ou experts du secteur.

Rapporter l'incertitude des données

195. Dans la plupart des cas, il est difficile d'obtenir des données précises ; parfois elles sont même inexistantes ou il pourrait être mieux indiqué de répercuter les données sous forme d'intervalles pour d'autres raisons, par exemple un changement à un moment donné. Il est généralement recommandé d'utiliser des intervalles de données pertinents, et en rendre compte. Autrement, on peut utiliser « l'estimation de juste milieu » ou l'estimation prudente (voir ci-dessus) en signalant l'incertitude quantifiée ou estimée des données, par exemple « 15kg Hg/an $\pm$ 5 kg ».

Rapporter l'origine des données

196. Dans tous les cas, il est important de préciser l'année et l'origine des données.

197. Un enregistrement de toutes les données, précisant l'année, l'emplacement et le nom du fournisseur des données devrait être archivé en prévision d'une éventuelle vérification interne.

Données confidentielles

198. Dans le cadre d'un inventaire détaillé, il pourrait souvent être nécessaire de demander des données auprès des entreprises et institutions individuellement qui ne veulent pas que certaines informations soient rendues publiques. Si nécessaire, de telles données peuvent être agrégées ou traitées dans une mesure où elles ne révèlent pas de secrets industriels, et l'anonymat de la source des données devrait être maintenu et présenté dans le rapport comme « source industrielle », « fournisseur », « producteur », etc. selon que cela est applicable. Les ensembles de données soumis aux récepteurs alors que pouvant être rendus publiques, y compris la Section des produits chimiques du PNUE, devraient être présentés de façon que les données spécifiquement confidentielles ne soient pas divulguées.

199. Un enregistrement des données confidentielles détaillées, précisant notamment l'année, l'emplacement et le nom du fournisseur des données devrait être stocké (selon les procédures adéquates de stockage des données commerciales confidentielles) en prévision d'une éventuelle vérification interne.

4.4.6 Equilibrage des absorptions et rejets du Hg pour un contrôle des quantifications

200. Pour certaines catégories de sources de Hg, il est possible de vérifier par recoupement l'inventaire de Hg lorsque les quantités absorbées dans la société et celles rejetées auront toutes été mesurées.

201. C'est par exemple le cas dans des pays où l'incinération contrôlée des déchets est significative voire dominante. Dans ce cas, on peut se baser sur les mesures de concentration du mercure à l'air libre pour estimer le contenu total de mercure dans les déchets à venir. On peut alors comparer ces estimations à la somme des quantités de mercure qui donnent des déchets à partir des différents produits contenant du mercure. Dans cette équation il faudrait rappeler qu'un grand volume de déchets ne contenant qu'une toute faible concentration de mercure a un impact sur le total des absorptions de mercure. Toutefois en ce qui concerne les déchets de consommation, la balance sera dominée par les produits avec une utilisation intentionnelle de mercure.

202. De telles balances sont faites dans un nombre limité de pays dans la forme d'une substance (« SFA »), où on s'attend à ce qu'une cartographie de Hg afflue dans la société (et dans l'environnement). A ce titre voir le chapitre 6 sur « L'évaluation mondiale du Hg » du PNUE de 2002.

4.4.7 Exemples de calculs de rejets de types de sources variées

203. Dans la section ci – dessous, on donne trois exemples d'hypothèses qui montrent comment on peut estimer les rejets de Hg, par une centrale thermique au charbon dans un pays ABC, par un équipement municipal de déchets à incinérer dans un pays XX, par l'utilisation et la destruction de batteries contenant du Hg in un pays XYZ, en utilisant les informations contenues dans le manuel.

4.4.7.1 Exemple 1 – Centrale thermique au charbon dans un pays ABC

A. Caractéristiques, données, et autres considérations

Situé dans un pays ABC, quelque part en Amérique du Sud ;

Type de combustion : alimenté au charbon ;

Type de combustion utilisé : bitumeux de charbon du Brésil (seul et unique combustible utilisé) ;

Appareil de contrôle : cold-side ESP par équipement PM de contrôle ;

Le charbon est pré lavé d'après la même technique qu'aux USA, et l'eau usée débarrassée du charbon est envoyée dans une usine de traitement se trouvant sur le site ;

L'usine consomme 1 million de charbon par an ;

Sur le site il n'y a pas de données spécifiques pour la concentration de Hg dans le charbon utilisé, efficacité des appareils de contrôle, ou celle du nettoyage de charbon ;

Les résidus de gaz de conduite sont déposés dans une décharge normale et aucun d'eux n'a été converti en produit facilement commercialisable ;

On évaluera deux phases de cycle de vie, à savoir : 1) pré lavage du charbon ; 2) combustion du charbon. (Remarque : comme on l'a décrit dans la section 5.1.1, les installations qui utilisent du charbon n'ont qu'une seule phase, surtout si le pré lavage du charbon n'est pas inclus.) Voir la section 5.1.1 pour avoir plus de détails.

B. Détermination du taux d'activité, des facteurs d'absorption et facteurs de distributions pour les différentes phases du cycle de vie

I. Phase 1 – Pré lavage du charbon

a) Détermination du taux d'activité, des facteurs d'absorption et des facteurs de distributions par la phase 1 – Pré lavage du charbon :

Taux d'activité = 1 million de tonnes de charbon par an ;

Facteur d'absorption : on n'a pas pu recueillir de données spécifiques sur le site à cause des limitations de ressources. Par conséquent les données dans le tableau 5 – 4 peuvent être utilisées comme évaluation de la concentration de Hg dans le charbon. Le tableau 5 – 4 montre une grande concentration de 0,19 mg de Hg par kg de charbon pour le charbon bitumeux du Brésil. Cette valeur est jugée comme étant le meilleur choix, ainsi le facteur d'absorption = 0,19 mg Hg / kg de charbon.

La quantité totale de Hg avant le pré lavage du charbon peut être ainsi calculée comme suit :

(1)	Quantité totale de Hg avant	Taux d'activité	Facteur d'absorption	Facteur de conversion	Facteur de conversion	190 kg Hg
-----	-----------------------------	-----------------	----------------------	-----------------------	-----------------------	-----------

pré lavage du charbo n	1,000, 000 Tonn es de charb on	0,19 mg Hg/kg de charb on	1000 kg charbon/t onne charbon	1 kg Hg/1,000,00 0 mg Hg	
------------------------------------	---	--	--	-----------------------------------	--

Facteurs de distribution : Après réexamen des informations de la section 5.1.1 et d'autres rapports, la réduction de Hg issue du nettoyage du charbon est la même que celle trouvée aux USA, par conséquent, on note 21 % de suppression pendant le pré nettoyage (estimation tirée du US EPA, 1997, a). Ainsi tout le Hg enlevé durant ce processus est supposé se déverser avec les eaux usées dans une usine spéciale de traitement des eaux des égouts et qui retient ici 100 % du Hg dans l'eau et qui est ensuite converti en résidus solides.

Ainsi les facteurs de distribution par pré lavage du charbon vers les voies diverses sont :

Eau = 0,0

Air = 0,0

Sol = 0,0

Produits = 0,0

Déchets en général (résidu issu du traitement des eaux usées) = 0,21 (c à d 21 % de Hg supprimé pendant le pré nettoyage).

b) Estimation des rejets de Hg à chaque voie par la phase 1 – le pré lavage du charbon :

En utilisant la quantité totale de Hg utilisé avant le pré lavage et le facteur de distribution sus nommé pour le pré lavage, les rejets peuvent être calculés de la façon suivante :

(2)	Rejets déchets d'enfouisse ment issus du processus de pré lavage	Quantité totale de Hg	Facteur de distribution de résidu issu du traitement eaux usées	39. 9 kg Hg	Arrondi à 40 kg Hg
		190 kg Hg	0,21		

Ainsi 40 kg de Hg sont rejetés pendant le processus de lavage du charbon, 100 % de cette quantité est supposée rejoindre les décharges des déchets (résidu provenant du traitement des eaux usées).

II. Phase 2 - Combustion du charbon

Détermination du taux d'activité, des facteurs d'absorption et des facteurs de distributions par la phase 2 – Combustion du charbon :

Taux d'activité = 1 million de tonnes de charbon ;

Facteurs d'absorption : 21 % de Hg a été éliminé pendant le pré lavage du charbon, ainsi 79 % (c à d 100 % - 21 %) du Hg restent dans le charbon. De cette manière, la concentration de Hg dans le charbon en combustion (ou la nouvelle donnée après le processus de lavage) est estimée comme suit :

(3)	Nouveau facteur d'absorption après le pré lavage du charbon	Facteur d'absorption avant le pré lavage du charbon	% de Hg restant dans charbon après le pré lavage	0,15 mg Hg/kg charb on
		0,19 mg Hg/kg charbon	0,79	

L'absorption totale de Hg dans la combustion du charbon après le pré lavage peut être ainsi calculée :

(4)	Absorp tion totale de Hg ds la comb tion du charbo n	Taux d'acti vité	Facteur d'absor ption	Facteur de conver sion	Facteur de conversion	1 5 0 k g H g
		1 000 000 tonnes de charb on				
			0,15 mg Hg/kg charbo n	1 000 kg charbo n/T de charbo n	1 kg Hg/1 000 000 mg Hg	

Facteurs de distribution : dans le tableau 5-5, US EPA fait état d'une efficacité de réduction de 36% en moyenne pour le précipitateur électrostatique (ESP) à froid en se basant sur les données de 7 usines sises aux USA. Dans le tableau 5-6, une esquisse par défaut d'une valeur de 0,1 (ou 1%) est présentée pour les chaudières ayant un ESP général. Après avoir considéré toutes les options, on aboutit au fait que la meilleure estimation devrait être calculée en se basant sur les données recueillies aux USA.

D'après les données présentées dans la section 5.1.1, on suppose que 36% de Hg sont rejetés lors de la combustion par la cheminée avec des résidus de gaz propres et éliminés dans des décharges contenant des déchets de type banal, et que les 64% restant sont rejetés dans l'atmosphère.

Ainsi les facteurs de distribution vers les différentes voies de rejets sont :

Air = 0,64 (c à d 64% de Hg rejetés dans l'air)

Déchets simples (résidus de gaz) = 0,36 (c à d 36% de Hg en résidus)

Eau = 0,0

Sol = 0,0

Déchets spécifiques = 0,0

b) Estimation des rejets de Hg dans chaque voie de la phase 2 – Combustion du charbon :

En utilisant le total d'absorption de Hg après le pré lavage du charbon et les facteurs de distributions sus mentionnés, on peut calculer les rejets de la façon suivante :

(5)	Rejets dans l'air issus de la combustion du charbon	Absorption totale de Hg	Facteur de distribut ion dans l'air	96 kg Hg
		150 kg Hg	0,64	
(6)	Rejets dans décharges de déchets simples issus de la combustion du charbon	Absorption totale de Hg	<i>Facteur de distribution ds les résidus de gaz</i>	54 kg Hg
		150 kg Hg	0,36	

Ainsi, on pense que 96 kg sont relâchés dans l'air et 54% dans des décharges de déchets banals (comme les résidus des gaz de conduite).

C. Résultats sommaires – L'ensemble des rejets dans toutes les voies et par toutes les phases

L'estimation sur l'ensemble des rejets en passant par toutes les voies se ainsi :

Air =	96 kg Hg ;
Eau =	0 ;
Décharges avec déchets simples (résidus) =	54 kg Hg ;
Décharges avec déchets simples (traitement eaux usées) =	40 kg Hg ;
Traitement déchets du secteur spécifique =	0 ;
Produits =	0 ;
Total des rejets de tous les milieux/voies =	190 kg Hg

D. D'autres approches

Il s'agit de deux alternatives similaires dont les résultats sont décrits dans les estimations citées plus haut.

a) Alternative # 1 :

Cette approche suit la même démarche que dans la partie ci-dessus, sauf pour la phase 2. Au lieu de recalculer la concentration de Hg dans le charbon après le pré lavage, c'est le total de la quantité de Hg qui reste dans le charbon en combustion qui est calculé :

(7)	Quantité de Hg entrant ds la combustion après le pré lavage	Quantité de Hg avant le pré lavage	Hg éliminé par le pré lavage	150 kg Hg
		190 kg Hg	40 kg Hg	

On calcule les rejets de la même façon que dans les calculs (5) et (6) déjà vus, en utilisant les facteurs de distribution pour la combustion du charbon après le pré lavage du charbon.

Alternative # 2 :

Cette approche comprend seulement une phase qui associe le pré lavage et la combustion en une seule phase. En utilisant cette approche, le facteur d'absorption devra être de 0,19 mg de Hg / kg de charbon, le taux d'activité de 1 000 000 de tonnes de charbon et les facteurs de distribution devraient être ajustés pour expliquer l'élimination pendant le nettoyage du charbon :

Les facteurs de distribution pour cette deuxième alternative sont ainsi évalués :

Décharges de déchets banals (résidus provenant du traitement des eaux) = 0,21 (dû à 21% de réduction de Hg du pré lavage) ;

Puisque 21% de Hg ont été éliminés, alors il reste 79% (100% - 21%) dans le charbon en combustion dont les facteurs de distributions sont :

Air = $0,64 * 0,79 = 0,51$; (c à d 64% de Hg restent dans le charbon en combustion, après le pré lavage) ;

Résidus (déchets banals) = $0,36 * 0,79 = 0,28$; (c à d 36% de Hg restent dans le charbon en combustion, après le pré lavage) ;

Eau = 0,0 ;

Sol = 0,0 ;

Produits = 0,0 ;

Alors, les rejets issus de la combustion du charbon peuvent être calculés de la même façon que les parties précédentes en utilisant les facteurs de distributions ci-dessus :

(8)	Rejets ds des décharges de déchets banals issus de pré lavage du charbon	Absorption de Hg	Facteurs de distribution dans décharges de déchets banals	39,9 kg Hg
		190 kg Hg	0,21	

(9)	Rejets dans l'air issus de la combustion du charbon après le pré lavage	Absorption de Hg	Facteur de distributions ds l'air	96,9 kg Hg
		190 kg Hg	0,51	

(10)	Rejets de déchets simples issus de résidus	Absorption de Hg	Facteur de distributions des déchets simples	53,2 kg Hg
		190 kg Hg	0,28	

Résumé des rejets de Hg issus d'une centrale thermique dans un pays ABC

Vous trouverez ci-dessous un tableau résumant les rejets de Hg dans l'exemple en question, et qui se réfère au tableau 4.4.1

Tableau 4 – 16 Exemple 1 Combustion de charbon – Résumé des rejets de Hg pour un pays ABC

Combustion de charbon (centrale thermique)	Phase du cycle de vie		Total des rejets issus des phases de vie
	Pré lavage du charbon	Combustion du charbon	
Taux d'activité	1 000 000 T de charbon	1 000 000 T	-
Facteur d'absorption par phase	0,19 mg Hg/kg Charbon	0,15 mg Hg/kg charbon	-
Absorption calculée dans phase	190 kg Hg	150 kg Hg	-
Facteurs de distribution pour:			NA
- Air	0,0	0,64	NA
- Eau	0,0	0,0	NA
- Sol	0,0	0,0	NA
- Produits	0,0	0,0	NA
- Traitement déchets banals (y compris les décharges)	0,21	0,36	NA
- Secteur spécifique de traitement des déchets	0,0	0,0	NA
Rejets calculés ds:	0,0		
- Air	0,0	96 kg Hg	96 kg Hg
- Eau	0,0	0,0	0,0
- Sol	0,0	0,0	0,0
- Produits	0,0	0,0	0,0
- Traitement déchets banals	40 kg Hg	54 kg Hg	94 kg Hg
- Secteur spécifique de traitement	0,0	0,0	0,0

Combustion de charbon (centrale thermique)	Phase du cycle de vie		Total des rejets issus des phases de vie
	Pré lavage du charbon	Combustion du charbon	
des déchets			

Note : NA – non applicable

Exemple 2 - Equipement d'incinération de déchets municipaux dans un pays XX

A. Caractéristiques de l'usine et des données spécifiques sur le site

Situé dans un pays XX, pays en développement en Asie Pacifique ;

100,000 mètres cube de déchets banals incinérés chaque année ;

L'usine possède une vaporisation sèche « SD » et un ESP, un équipement pour contrôler l'émission des polluants ;

L'appareil est de type «brûlage de masse » ;

Pas de données spécifiques sur le site, notamment sur : 1) le volume spécifique du type de déchet incinéré ; et 2) contrôle de l'efficacité des appareils SD et ESP ;

Les résidus de gaz sont éliminés dans une décharge normale ;

Il a été déterminé que la phase 1 du cycle de vie devait être incluse (c à d la combustion de déchets ;

Les incertitudes et les limites ont été données, et on peut utiliser les intervalles pour les valeurs d'absorption et les facteurs de distribution.

Détermination du taux d'activité, des facteurs d'absorption et de distribution

Taux d'activité = 100 000 T de déchets par an ;

Facteur d'absorption : on ne dispose pas d'informations particulières sur le lieu. Raison pour la quelle, les informations dans le chapitre 5 du manuel ont été revues, ainsi que celles concernant les types de déchets éliminés dans le pays XX, les types et les quantités de déchets qui peuvent contenir du Hg, et comment comparer ces déchets avec ceux d'autres pays où les données sont disponibles (tels que les USA). Après des considérations prudentes sur les informations, on suppose que les déchets contiennent environ 3 à 5 ppm de Hg (contre 4 ppm aux USA en 1989). Donc le facteur d'absorption pour l'incinération des déchets municipaux est de 3 à 5 ppm (ou 3 à 5 mg de Hg / kg).

La quantité de Hg absorbé lors de l'incinération des déchets peut être calculée de la manière suivante :

Estimation inférieure

(11)	Absorption de Hg par l'incinérateur municipal de déchets	Taux d'activité	Facteur d'absorption	Facteur de conversion	Facteur de conversion	300 kg Hg
		100 000 T de déchets	3 mg Hg/kg de déchets	1000 kg déchets / T de déchets	1 kg Hg / 1000 mg Hg	

Estimation supérieure

(12)	Absorption de Hg par l'incinérateur municipal de déchets	Taux d'activité	Facteur d'absorption	Facteur de conversion	500 kg Hg
		100 000 T de déchets	5 mg Hg/kg de déchets	1 000 kg déchets / T de déchets	
				1 kg Hg/1 000 mg Hg	

Facteurs de distribution : On considère le résultat suivant après avoir établi les facteurs de distribution :

Des données sur l'efficacité des contrôles SD et ESP n'ont pas été identifiées. La réduction du Hg dans les deux contrôles est de 35% à 85%, (c à d 35% à 85% du Hg capté par les appareils de contrôle et le reste arrive dans les conduites des résidus de gaz) en se fondant sur des informations provenant de pays voisins ayant les mêmes équipements.

Ainsi pour les facteurs de distribution, des estimations « inférieure » et « supérieure », nous avons les rejets suivants :

	Estimation inférieure	Estimation supérieure
Air=	0,15	0,65
Résidus (déchets banals) =	0,85	0,35
Eau=	0,0	0,0
Sol=	0,0	0,0
Secteur spécifique des déchets =	0,0	0,0

C. Calculs des rejets de Hg pour chaque voie (ou milieu)

Les rejets issus de l'industrie d'incinération des déchets municipaux sont calculés de la façon suivante, en s'appuyant sur les estimations inférieures et supérieures citées plus haut :

Estimations inférieures

(13)	Rejets dans l'air issus de l'incinération des déchets municipaux	Absorption de Hg	Facteur de distributions dans l'air	45 kg Hg
		300 kg Hg	0,15	

(14)	Rejets dans les décharges issus de l'incinération des déchets municipaux	Absorption de Hg	Facteur de distributions ds résidus de gaz	255 kg Hg
		300 kg Hg	0,85	

Estimations supérieures

Rejets dans l'air issus de l'incinération des déchets municipaux	Absorption de Hg	Facteur de distributions ds l'air	325 kg Hg
	500 kg Hg	0,65	

Rejets dans les décharges issus de l'incinération des déchets municipaux	Absorption de Hg	Facteur de distributions ds résidus de gaz	175 kg Hg
	500 kg Hg	0,35	

D. Résultats sommaires

En se basant sur les résultats sus mentionnés, les rejets dans toutes les voies pour toutes les phases sont :

Air =	45 à 325 kg Hg
Eaux usées =	0
Décharges de déchets simples =	175 à 255 kg Hg
Secteur spécifique du traitement des déchets =	0
Produits =	0
Rejets dans tous les milieux / voies =	300 à 500 kg Hg.

E. Résumé de l'ensemble des rejets de Hg d'un incinérateur municipal de déchets dans un pays XX

Vous trouverez ci-dessous un tableau avec le résumé des rejets de Hg à propos de l'exemple mentionné, en se fondant sur le tableau de la section 4.4.1.

Tableau 4 – 17 Exemple 2 – Combustion de déchet – Résumé des rejets de Hg dans un pays XX

Combustion de charbon (centrale thermique)	Phase du cycle de vie		Total des rejets issus des phases de vie
	Pré lavage du charbon	Combustion du charbon	
Taux d'activité	1 000 000 T de charbon	1 000 000 T	-
Facteur d'absorption pour phase	0,19 mg Hg/kg de charbon	0,15 mg Hg/kg charbon	-
Absorption calculée dans phase	190 kg Hg	150 kg Hg	-
Facteurs de distributions pour :			NA
- Air	0,0	0,64	NA
- Eau	0,0	0,0	NA
- Sol	0,0	0,0	NA
- Produits	0,0	0,0	NA
- Traitement de déchets simples (y compris les décharges)	0,21	0,36	NA
- Secteur spécifique pr traitement des déchets	0,0	0,0	NA
Rejets calculés ds :	0,0		
- Air	0,0	96 kg Hg	96 kg Hg
- Eau	0,0	0,0	0,0
- Sol	0,0	0,0	0,0
- Produits	0,0	0,0	0,0
- Traitement de déchets simples	40 kg Hg	54 kg Hg	94 kg Hg
- Secteur spécifique pr traitement des déchets	0,0	0,0	0,0

Note : NA = non applicable

Exemple 3 - Des batteries à Hg pour un pays XYZ

A. Informations et données spécifiques du pays

Un pays indépendant du Commonwealth ayant une économie en transition ;

Une usine de production de batterie dans le pays qui produit 10 tonnes de batteries d'oxyde de Hg par an, avec les caractéristiques suivantes :

L'air de la pièce est ventilé par un filtre en tissu (FF) et un autre à charbon ;

Le filtre à charbon est régulièrement remplacé, et les filtres traités comme déchets dangereux et déposés dans des locaux prévus pour cela, d'après les règlements fédéraux ;

Les résidus du filtre en tissu sont mis dans une décharge normale ;

Durant les 4, 5 années, le propriétaire de l'usine (La société ABC) a exporté en moyenne 7 tonnes d'oxyde de Hg par an , dans différents pays du monde et les 3 tonnes de batteries restantes ont été vendues et utilisées à travers le pays XYZ ;

En se basant sur les informations du manuel, on peut dire que les piles à oxyde de Hg contiennent environ 32% de Hg au poids ;

La société achète environ 2,0 de tonnes de Hg élémentaire et 1,7 tonnes d'oxyde de Hg par an pour sa production ;

Il n'existe pas d'autres données spécifiques sur le site à propos du Hg capté par le filtre en tissu, ou le filtre à charbon, ou par d'autres facteurs ;

Il n'y a pas d'autres types de batteries contenant du Hg produits dans ce pays ;

Depuis plusieurs décennies environ 15 Tonnes d'autres types de piles contenant du Hg (alcaline, oxyde d'argent, zinc, etc.), ont été importées et utilisées tous les ans dans le pays XYZ ;

En s'appuyant sur le manuel, on sait que les types de batteries alcaline, d'oxyde d'argent et de zinc contiennent environ 1% de Hg au poids ;

De bonne source, environ 5 à 10% de ces batteries utilisées sont collectées séparément et stockées dans des installations spéciales de traitement spécifique ;

Environ 80% sont dans des systèmes de collecte de déchets banals ;

Les 10 à 15 % restants sont éliminés de façon informelle.

Détermination du taux d'activité, des facteurs d'absorption et de distribution pour les différentes phases de vie

Phase 1 - Production

Détermination du taux d'activité, des facteurs d'absorption et de distribution pour la phase 1- la production :

Taux d'activité = 10 tonnes de batteries produites par an ;

Facteur d'absorption : en se basant sur les informations citées plus haut, la quantité totale de batteries produites chaque année (c à d 10 T) contient environ 3,2 T (c à d 32%) de Hg. La moitié de ce Hg (1,6 T) est supposée être du Hg élémentaire et l'autre moitié (1,6) de l'oxyde de Hg. La société achète 2 T de Hg élémentaire et de l'oxyde de Hg équivalant à la quantité de Hg élémentaire de 1,7 T par an, ou un total de 3,7 T de Hg. Ainsi environ 0,5 T (c à d $3,7 - 3,2 = 0,5$ T de Hg), ou 13,5% de Hg sont perdus pendant la production, et 0,4 T des pertes sont sous la forme élémentaire et 0,1 T sont sous la forme d'oxyde de Hg.

En s'appuyant sur les informations ci-dessus le facteur d'absorption est de 0,5 T de Hg perdus pour 10 T de batteries produites, ou 0,05 T de Hg / T de batteries produites. ;

La quantité totale de Hg rejetée par la production de batteries est calculée de la façon suivante :

(17)	Quantité de	Taux d'activité	Facteur d'absorption	0,5 T Hg
------	-------------	-----------------	----------------------	----------

Hg perdue par an pour la production de batteries	10 T de batteries produites par an	0,05 T de Hg perdus/T de batteries produites	
--	--	--	--

Facteurs de distribution :

On estime que 0,1 T (20%) du Hg rejetés durant la production sont perdus en oxyde de Hg. Tout ce rejet est supposé être fait dans l'air de la pièce de production. Ainsi plus de 90% de cet oxyde de Hg sont captés par le filtre en tissu FF). Donc 18% ($c \text{ à } d \ 0,20 * 0,90 = 0,18$) sont rejetés dans les résidus du FF (et finissent dans une décharge) et 2% ($c \text{ à } d \ 0,20 * 0,10 = 0,02$) sont rejetés dans l'atmosphère à travers la cheminée de l'usine. Note : une partie du Hg peut être rejeté dans l'eau, sur le sol, mais aucune donnée concernant cette question n'est disponible, on suppose alors que tout va dans l'air.

On estime que 0,4 T (80%) des rejets sont faits dans l'air de la chambre de production sous forme de Hg élémentaire. La majeure partie de ce Hg est captée par le filtre à charbon. On suppose donc que 72% ($0,80 * 0,90 = 0,72$) des rejets pendant la production finissent dans les déchets du filtre à charbon (et sont traités comme déchets dangereux) et que 80% ($0,80 * 0,10 = 0,08$) sont rejetés dans l'air (par la cheminée).

Ainsi les facteurs de distributions suivantes pour la production peuvent être développés :

Air = 0,10 (0,02 + 0,08) ;

Déchets simples (décharges) = 0,18 ;

Secteur spécifique pour traitement déchets = 0,72 ;

Eau = 0,0 ;

Produits = 0,0 ;

Sol = 0,0

Les rejets par la phase 1 – Production :

En utilisant la quantité de Hg issue de la production et des facteurs de distribution sus mentionnées, les rejets de la production de batteries peuvent être ainsi calculés :

(18)	Rejets dans l'air issus de la production de batteries	Absorption de Hg	Facteur de distribution	0,05 T Hg
		0,5 T Hg	0,10	

(19)	Rejets dans les décharges de déchets issus de la production de batteries	Absorption de Hg	Facteur de distribution	0,1 T Hg
		0,5 T Hg	0,18	

(20)	Rejets dans le secteur du traitement issus de la production de batteries	Absorption de Hg	Facteur de distribution	0,36 T Hg
		0,5 T Hg	0,72	

Phase 2 – Utilisation

Détermination du taux d'activité, des facteurs d'absorptions et facteurs de distributions par la phase 2 – Utilisation :

Il faut s'attendre à très peu de rejets pendant cette phase, les rejets ne sont importants, et on passe donc à la phase 3 appelée phase de destruction.

III. Phase 3 – Elimination

Détermination du taux d'activité, des facteurs d'absorption et les facteurs de distribution par la phase 3 – Elimination :

Taux d'activité : environ 3 T de batteries d'oxyde de Hg sont consommées (et stockées) tous les ans dans le pays XYZ, ainsi que 15 T de piles contenant d'autres types de Hg (alcaline, oxyde d'argent, zinc, air). Ne disposant pas des données sur la quantité de batteries stockées, et considérant que la consommation s'est stabilisée au cours des années, nous utiliserons les données de consommation comme approximation pour les données de stockage.

Facteurs d'absorption : les batteries d'oxyde de Hg contiennent 32% de Hg et les autres environ 1%. Leurs facteurs d'absorption sont respectivement 0,32 T Hg /T de piles d'oxyde de Hg stockées et 0,01T d'autres piles stockées et contenant autre chose que du Hg.

La quantité totale de Hg issu de l'élimination dépôt des piles est ainsi calculée :

(21)	Quantité de Hg issu du stockage des batteries	Taux d'activité	Facteur d'absorption	Taux d'activité	Facteur d'absorption	1,11 T Hg
		3 T de batteries HgO	0,32 T Hg/T de batteries HgO stockées	15 T d'autres batteries	0,01 T Hg/T d'autres batteries stockées	

Facteurs de distribution : tel qu'on l'a évoqué plus loin, nous avons environ 5 à 10% des piles collectées séparément et envoyées vers un secteur spécialisé de traitement, 80% de déchets banals éliminés, et 10 à 15% de déchets stockés de façon informelle.

Ainsi les facteurs de distribution suivante pour le stockage peuvent être développés :

Air = 0,0 ;

Secteur pour le traitement des déchets = 0,10 ;

Système de collecte des déchets = 0,80 ;

Eau = 0,0 ;

Sol = 0,10 (supposés être stockés informellement)

Rejets par la phase 3 – Elimination :

En utilisant l'absorption de Hg issu de l'élimination des piles et les facteurs de distribution ci-dessus, nous pouvons calculer les rejets de la façon suivante :

(22)	Rejets par les traitements des déchets issus du stockage des piles	Absorption de Hg	Facteur de distribution	0,1 T Hg
		1,11 T Hg	0,10	
(23)	Rejets par les systèmes de collecte issus de l'élimination	Absorption de Hg	Facteur de distribution	0,9 T Hg
		1,11 T Hg	0,80	
(24)	Rejets par le sol issus de l'élimination informelle des piles	Absorption de Hg	Facteur de distribution	0,1 T Hg
		1,11 T Hg	0,10	

C. Sommaire des résultats

Les rejets par toutes les voies et phases sont :

Air = 0,05 T Hg ;

Déchets (décharges) = 1,0 T Hg ;

Traitement des déchets = 0,46 T Hg ;

Eau = 0 ;

Produits = 0 ;

Sol = 0,1 T Hg ;

Rejets par toutes voies / milieux = 1,61 T Hg.

D. Tableau sommaire pour les rejets de Hg issus de l'utilisation et de l'élimination du Hg contenu dans les batteries dans un pays XYZ

Vous trouverez ci-dessous un tableau résumant les rejets de Hg pour l'exemple en considération, en utilisant le tableau dans le paragraphe 4.4.1.

Tableau 4 – 18 Exemple 3 Production et utilisation de batteries contenant du Hg – résumé des rejets de Hg dans le pays XYZ

Batteries contenant du Hg dans le pays XYZ	Cycle de vie		Somme des rejets issus de toutes les phases du cycle de vie
	Production	Elimination	
Taux d'activité	10 T de batteries produites par an	3 T de batteries d'oxyde de Hg et 15 T d'autres types de batteries consommées	-
Facteur d'absorption pour phase	0,05 T Hg par T de batteries produites	0,32 kg Hg rejetés par kg de batteries HgO stockées, et 0,01 kg Hg rejetés par d'autres types de batteries stockées	-
Absorption calculée par phase	0,5 T Hg perdu pendant la production	1.11 T Hg	-
Facteurs de distributions par phase:			NA
- Air	0,10	0,0	NA
- Eau (eaux usées)	0,0	0,0	NA
- Sol	0,0	0,1	NA
- Produits	0,0	0,0	NA
- Traitement des déchets banals (y compris décharges)	0,18	0,8	NA
- Traitement spécifique des déchets	0,72	0,1	NA
Rejets calculé(e) s par:			
- Air	0,05 T Hg	0,0	0,05 T Hg
- Eau (/eaux usées)	0,0	0,0	0,0
- Sol	0,0	0,1 T Hg	0,1 T Hg
- Produits	0,0	0,0	0,0
- Traitement de déchets banals	0,1 T Hg	0,9 T Hg	1.0 T Hg
- Traitement spécifique des déchets	0,36 T Hg	0,1 T Hg	0,46 T Hg

Note : NA = non applicable

4.5 Phase 4 : Présentation de l'inventaire

204. La quatrième et dernière phase consiste à compiler l'inventaire du mercure en utilisant les résultats générés aux phases 1 à 3. Un format standard de présentation est donné à la section 4.5.2 afin de garantir que toutes les sources soient prises en compte – même si elles ne peuvent pas être quantifiées – que l'absence ou l'insuffisance de certaines données soit repérable et que tous les inventaires soient transparents et comparables. La présentation des données de l'inventaire est essentielle et doit être harmonisée pour permettre des comparaisons cohérentes d'un pays à l'autre.

205. Dans cette section on donne d'abord des directives sur le contenu d'un rapport complet d'inventaire afin de faire comprendre les éléments de base. Nous présentons ensuite des suggestions sur la préparation d'un rapport intérimaire qui peut être utile au cours du travail d'inventaire.

206. Les directives données ici sont destinées à aider dans l'assemblage des rapports qui contiennent les résultats essentiels des projets d'inventaire dans des formats qui sont directement utilisables par les publics visés.

4.5.1 Éléments clés de l'inventaire

207. Le rapport complet d'inventaire fera une identification des activités et procédés donnant lieu à des rejets de mercure afin de donner des informations sur la nature et l'ampleur des procédés liés aux rejets et d'identifier ceux pour lesquels il y a des lacunes importantes à combler dans la disponibilité des données. Il s'intéressera également aux rejets dans l'air, l'eau et la terre dans les produits et résidus dans la mesure du possible tout en reconnaissant qu'il y a des lacunes importantes dans la couverture et la qualité des données dans certaines zones. Il faudrait mettre en exergue les cas où il n'y a aucune donnée mesurée ou pour lesquels aucune information liée à l'activité (par exemple, données statistiques) n'était disponible afin de faire le suivi selon l'afflux des moyens financiers.

208. Nous donnons ci-dessous les éléments clés qui doivent être inclus dans le rapport d'inventaire.

Résumé :

209. Le résumé devrait comprendre une brève description des rejets significatifs vers tous les milieux affectés par les principales catégories de sources identifiées dans la matrice de criblage. Cette section doit également inclure les estimations de rejet pour les sous catégories importantes (sous forme de tableau résumé ou tout autre format approprié) ainsi qu'une petite discussion des principales découvertes. De plus, les principales données manquantes ou erronées, les principales voies de rejet et les aspects prioritaires pour la collecte des données et les améliorations doivent être identifiés.

210. L'option additionnelle consiste à présenter les rejets sur un tableau séparé avec une répartition différente spécifiant : 1) la mobilisation des impuretés de mercure, 2) les utilisations intentionnelles du mercure et 3) le traitement des déchets. Ceci nécessite de procéder à des additions entre plusieurs catégories principales et une réallocation des rejets de mercure provenant de l'extraction intentionnelle du mercure et l'extraction d'or et d'argent avec des méthodes d'amalgamation au mercure (si cela se fait dans le pays).

L'inventaire réalisé dans le pays :

211. Les rejets vers tous les milieux calculés au niveau des sous catégories. Il est préférable d'avoir des valeurs numériques ; sinon, il faudra donner une indication de l'ampleur relative des rejets (par exemple un classement). Il faudra identifier les cas où l'on ne dispose ni de facteurs d'émissions ni de données mesurées spécifiques aux sources pour la quantification de rejets. Il faudra également identifier les cas où il n'y a pas de rejets connus. Si un procédé ou une activité n'existe pas dans un pays, il faut introduire une phrase comme celle-ci par exemple : « Cette activité n'est pas pratiquée

dans le pays », afin de montrer que l'on a fait des recherches mais que l'on n'a pas identifié l'activité en question. De même, sur le tableau récapitulatif montrant toutes les sources potentielles, il faudra marqué les sources qui sont pas présentes avec la mention « NE », pour « Non existantes dans le pays. ».

Résumé et analyse des sources catégorie par catégorie :

212. La majeure partie d'un rapport de pays consistera en sections consacrées à chacune des catégories ayant fait l'objet d'enquêtes et détaillées dans les sous-catégories. Chaque sous-section donnera des informations sur les procédés de base, les approches et moyens utilisés pour étudier les rejets potentiels des procédés ainsi que les résultats.

213. Chaque section devra être relativement courte afin de déduire la taille du rapport général. Il faudra inclure les informations clés pour chaque section. Il peut être bon de séparer les utilisations intentionnelles des utilisations non intentionnelles dans le rapport final, notamment dans le cas où les informations relatives aux utilisations intentionnelles sont soit qualitatives ou uniquement relatives aux utilisations importantes. Ceci requiert juste un léger regroupement des catégories sources dans cette partie précise du rapport. Dans certains cas, les informations relatives aux utilisations (consommations) peuvent à elles seules servir de base à des actions destinées à une réduction des utilisations intentionnelles comme la production de produits du mercure.

Données détaillées à l'appui :

214. Le rapport d'inventaire ne devrait pas être inclus dans le rapport lui-même, afin que celui-ci reste le plus court possible. Les tableaux de données les plus grands et qui présentent un intérêt évident pour le lecteur doivent figurer en annexe du rapport. Les données additionnelles devraient être arrangées et conservées au niveau national. Il est important de collecter les données détaillées de fond et de les conserver au niveau du pays afin d'en disposer ultérieurement pour vérification, évaluation ou une mise à jour.

Informations incomplètes :

215. Il est fréquent qu'il y ait des données manquantes ou insuffisantes. En cas d'insuffisance d'informations, il faudrait utiliser celles dont on dispose pour procéder à une estimation de l'activité. Si les informations disponibles ne permettent pas de classer complètement tous les procédés, il faudra présenter un éventail de rejets potentiels. Dans le cas où les hypothèses conservatoires donneraient des estimations très élevées, il peut s'avérer nécessaire de procéder à des recherches complémentaires.

216. L'exemple suivant illustre ce point. Les informations initiales sur le procédé avaient montré que toutes les usines fonctionnaient avec des systèmes de contrôle de la pollution, bien que la nature de ces contrôles ne fût pas claire. Dans un tel cas, il peut être utile de prendre l'éventail de facteurs d'émission des sous-catégories d'usine disposant de contrôle de pollution et d'exclure les facteurs d'émission des usines ne disposant pas de contrôle. Ceci permet de réduire les incertitudes de l'inventaire et permet de mettre en exergue le besoin de ressources additionnelles.

Conclusions:

217. Il s'agit d'une courte section résumant les points suivants :

- Les principales sous-catégories qui rejettent du mercure vers chaque milieu.
- Les résultats et évaluations de la contre-vérification de l'équilibre des absorptions et rejets de mercure s'il y en a eu.
- Les mesures mises en place pour contrôler ces rejets ainsi que les changements attendus dans les procédés et/ou activités et censés induire une réduction substantielle des rejets.

- Principales lacunes au niveau des données ainsi que la perception de leur importance.
- Les priorités pour une évaluation complémentaire, la production de données les mesures et les décisions politiques.

4.5.2 Format standard

218. Le format standard du rapport complet d'inventaire du mercure est disponible à la section 9.1 du présent Outil.

4.5.3 La feuille de calcul des rejets

219. Une feuille de calcul au format électronique est disponible, en complément au présent Outil, dans le but de faciliter le calcul des absorptions et rejets des différentes catégories de sources.

4.5.4 Suggestions pour le rapport intérimaire

220. On peut utiliser un inventaire intérimaire dans les premières phases du processus afin de :

- Solliciter des commentaires et une évaluation des premières phases de l'étude avant que des ressources importantes ne soient impliquées dans le projet.
- Fournir des informations utiles à titre comparatif au niveau national, régional et international.
- Monter l'ampleur potentielle des rejets provenant des sous catégories significatives.
- Définir les besoins prioritaires dans les efforts supplémentaires pour collecter des données.

221. L'établissement d'un inventaire intérimaire peut se faire après l'identification des principales sources et sous catégories de sources présentes dans le pays, ou la région, et la production des données statistiques relatives à l'activité (ou d'autres indications de leur ampleur) ; mais avant la fin des l'exercice de collecte des information détaillées.

222. L'inventaire intérimaire est conçu pour illustrer l'ampleur potentielle des rejets provenant des procédés identifiés et, par conséquent, pour que les priorités soient définies assez tôt. Le résultat obtenu sera, pour chaque source, une indication approximative de l'ampleur des rejets de mercure.

223. L'inventaire intérimaire pourrait comprendre les informations suivantes :

- Une liste de toutes les sous-catégories connues qui sont présentes dans le pays.
- Des tableaux résumant les statistiques des activités pour chaque sous catégorie, notamment celles dont on pense qu'elles peuvent être significatives dans le pays et dans la mesure où l'on peut obtenir ces informations sans utiliser beaucoup de ressources. Il faudrait également inclure de petites remarques sur la façon dont on a obtenu, ou estimé, ces informations.
- Un tableau résumé montant l'éventail de facteurs par défaut concernés par sous catégorie et la gamme de rejets potentiels calculés à partir de ces facteurs pas défaut (taux d'activité multiplié par les facteurs d'absorption et de distribution maxima et minima).

- Illustration des gammes de rejets potentiels sous forme d'histogramme pour chaque sous catégorie selon les facteurs d'émission par défaut.

224. Le rapport intérimaire pourrait indiquer les sous catégories qui pourraient être des sources significatives d'utilisation et de rejet de mercure dans le pays ainsi que les sous catégories pour lesquelles on aurait besoin d'informations complémentaires. Il pourrait servir à identifier les aspects sur lesquels des efforts supplémentaires doivent être consentis lors des prochaines étapes de la compilation du rapport d'inventaire, selon les besoins.

5 DESCRIPTIONS DÉTAILLÉES DES SOURCES DE REJET DE MERCURE ET DES FACTEURS D'ABSORPTION ET DE REJET DU MERCURE

225. Veuillez noter que les descriptions détaillées des sources ont été rédigées de façon autonome dans chaque sous section car il n'est pas prévu que la section 5 soit lue d'un trait; ceci entraîne ainsi une duplication de textes. Cette approche a été choisie pour permettre au lecteur de trouver toutes les informations nécessaires pour une source précise sans avoir à rechercher des informations additionnelles dans les autres sections.

226. Nous avons donné à la section 4.4 des commentaires sur la façon d'utiliser les informations continues à la section 5 pour quantifier les rejets de mercure pour une source spécifique. La table des matières est reproduite ci-dessous pour faciliter l'utilisation de la section 5.

5.1 Extraction et utilisation des énergies fossiles / sources d'énergie

227. Cette catégorie principale comprend les centrales électriques, les chaudières industrielles et les installations qui fournissent du chauffage local qui utilisent du carburant fossile, y compris la co-combustion du maximum de 1/3 de déchets, les biogaz (dont les gaz de décharge) et la biomasse. Elle comprend également l'extraction du gaz naturel, les huiles minérales et d'autres carburants fossiles. Les sept sous catégories de cette sous catégorie principale sont répertoriées dans le tableau ci-dessous (5.1). Les principales voies de rejet du mercure sont l'air, l'eau et les déchets et résidus. La terre peut également être une voie de rejet dans le cas du chauffage et de la cuisine domestique utilisant soit la biomasse (essentiellement le bois) ou les carburants fossiles, et d'extraction d'huile minérale. Il peut également se produire des rejets vers la terre si les résidus contaminés sont déposés sur le sol (PNUE, 2003).

Tableau 5-1 *Extraction et utilisation des énergies fossiles / sources d'énergie : sous catégories avec les principales voies de rejet de mercure et l'approche d'inventaire recommandée*

Chapitre	Sous catégorie	Air	Eau	Terre	Produit	Déchet / résidu	Principale approche d'inventaire
5.1.1	Combustion de charbon dans les grandes centrales électriques	X	x	x	x	X	PS
5.1.2	Autres combustions de charbon	X		x	x	x	OW
5.1.3	Extraction, raffinage et utilisation de pétrole minéral	X	X	x	x	x	OW/PS
5.1.4	Extraction, raffinage et utilisation de gaz naturel	X	X	X	x	X	OW/PS
5.1.5	Extraction et utilisation d'autres carburants fossiles	X	x	x		x	OW

Chapitre	Sous catégorie	Air	Eau	Terre	Produit	Déchet / résidu	Principale approche d'inventaire
5.1.6	Chauffage et production d'électricité à base de biomasse	X	x	x		x	OW
5.1.7	Production géothermique d'électricité	X					PS

Notes: PS = Approche source ponctuelle par source ponctuelle; OW = Approche nationale/générale

X – Voie de rejet suppose prédominante pour la sous catégorie
 x - Voies de rejet supplémentaires à prendre en compte selon certaines sources spécifiques et la situation nationale.

5.1.1 Combustion du charbon dans les grandes centrales électriques

5.1.1.1 Description de la sous catégorie

228. Le charbon est utilisé pour la production de chaleur et d'électricité dans divers secteurs avec des techniques de combustion différentes. Les matériaux bruts utilisés, y compris le charbon, contiennent des traces de mercure qui sont libérées par la chaleur lors de la combustion.

229. Cette sous catégorie comprend les grandes usines de combustion (essentiellement avec des chauffages thermiques de plus de 300 MW). La plupart de ces usines sont de grandes centrales de production électrique dont certaines fournissent également du chauffage (chauffage de district etc.) Ces centrales électriques au charbon sont décrites séparément parce qu'elles représentent une part importante de la consommation de charbon dans certains pays et sont souvent équipées de grands systèmes de réduction des émissions configurés de façon individuelle. De tels équipements captent une partie du mercure sortant ; ce qui réduit les rejets directs dans l'atmosphère. Dans de nombreux cas, les usines de combustion de charbon de moindre importance ne sont pas équipées de systèmes permettant des réductions d'émission de cette échelle.

230. Certaines centrales électriques utilisant des carburants fossiles ont également la possibilité d'utiliser du pétrole et d'autres carburants carboniques, mais cette section est concentrée sur le charbon parce qu'il contient les plus fortes concentrations de mercure. Les sections 5.1.3 et 5.1.4 sont respectivement consacrées aux combustions du pétrole et du gaz.

5.1.1.2 Les principaux facteurs déterminant les rejets de mercure

Tableau 5-2 Principaux rejets et milieux récepteurs des rejets de combustion des grandes centrales électriques

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produit	Déchets banals	Traitement / Elimination spécifique à un secteur
Combustion	X	x	x	x	X	X

Notes: **X** – Voie de rejet supposée dominante pour la sous catégorie x - Voies de rejet supplémentaires à prendre en compte selon certaines sources spécifiques et la situation nationale.

231. Les concentrations de mercure dans le charbon utilisé sont le principal facteur qui détermine les rejets de mercure dans ce secteur. L'essentiel du mercure est libéré par la chaleur sous forme de gaz au cours du procédé de combustion. Le nettoyage du charbon avant la combustion, qui est pratiqué dans certains pays et qui, à l'origine était destiné à enlever une partie du sulfure contenu dans le charbon, peut enlever une partie du mercure mais nécessite des systèmes de nettoyage et de rétention adéquats afin de retenir le mercure extrait.

232. Le système de réduction des émissions mis en place est également un facteur important. L'équipement utilisé après la combustion pour la désulfurisation des gaz de conduite, de NO_x et la rétention des particules est très présent dans les pays industrialisés à l'heure actuelle et, retient une partie du mercure provenant des autres émissions. La rétention varie selon les principaux types de filtre, mais aussi selon les usines de combustion avec les mêmes configurations de filtre. Les configurations de filtres conçues pour une rétention optimale du mercure ne sont toujours pas très répandues, mais sont en cours de développement ou de maturation dans quelques pays comme la Suède et les Etats-Unis.

233. La technique de combustion et les types de charbon ont également un impact sur l'efficacité des systèmes de nettoyage des gaz de conduite et donc sur les rejets directs.

234. Par exemple, les types de charbon à forte teneur en chlore et les conditions de combustion favorisant l'oxydation du mercure dans le gaz rejeté entraînent une plus forte rétention de mercure dans les systèmes de désulfurisation des gaz de conduite généralement utilisés dans les pays industrialisés. Les unités qui brûlent de la houille grasse ou celles dont les gaz de conduite contiennent plus de résidus de carbone présentent des niveaux de mercure plus élevés dans les filtres à particules et les épurateurs (PNUE, 2002). Pour des informations plus détaillées sur les différents principes de combustion dans les usines à combustion de charbon, veuillez vous référer par exemple aux documents de l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement : US EPA (1997a) et US EPA (2002a).

235. Les émissions de mercure dans ce secteur se répartissent comme suit : 1) émissions dans l'air ; 2) accumulation dans des résidus solides d'incinération et dans les résidus provenant du nettoyage des gaz de conduite et 3) rejets probables dans l'eau (possible uniquement en cas d'utilisation de systèmes de nettoyage à sec des gaz de conduite ou de prélavage du charbon). Il faudrait noter qu'il est probable que les résidus solides provenant de la combustion de charbon dans les centrales électriques provoquent des rejets de mercure à l'avenir, comme c'est le cas avec les autres éliminations de déchets contenant du mercure. L'ampleur de ces rejets dépend du niveau de contrôle des dépôts en vue de réduire les rejets dans l'air, l'eau et la terre pendant des décennies.

236. En ce qui concerne la situation générale en Amérique du Nord et en Europe Occidentale, près de la moitié du mercure absorbé est rejeté avec les émissions dans l'air, alors que l'autre moitié reste dans les résidus de nettoyage des gaz de conduite et seule une infime partie reste dans les cendres ou les scories. Selon le système de nettoyage appliqué, les résidus ou sous-produits contenant du mercure peuvent se trouver dans les cendres volantes, les dépôts solides de la réaction du sulfure (provenant des épurateurs secs ou humides), les isolations en gypse (qui sont commercialisés) et l'acide sulfurique (qui est également commercialisé).

237. Dans le cas des usines de combustions qui ne disposent pas d'équipements destinés à réduire les émissions ou dont l'équipement ne retient que les grosses particules (rétention ESP), l'essentiel, voire l'intégralité, du mercure rejeté ira directement dans l'atmosphère. Ceci est dû au fait que, contrairement à la plupart des métaux lourds, la majorité du mercure contenu dans les gaz de rejet reste dans la phase gazeuse – ou est adsorbé par les petites particules si les températures sont abaissées à certains niveaux lors du transport dans le système d'évacuation du gaz. Les filtres

en tissu ainsi que les filtres à particule de haute efficacité, qui retiennent également les petites particules, ont cependant, dans certaines conditions, retenus des pourcentages importants du mercure absorbé.

5.1.1.3 Discussion des absorptions de mercure

Tableau 5-3 *Aperçu des données relatives au taux d'activité et aux types de facteur d'absorption de mercure requis pour estimer les rejets provenant de la combustion du charbon dans les grandes centrales électriques*

Données requises concernant le taux d'activité	Facteur d'absorption du mercure
Quantité brûlée pour chaque type de charbon	Concentration de mercure dans chaque type de charbon brûlé

238. Les estimations détaillées des consommations nationales des différents types de carburants (consommations totales et consommations par secteur) sont disponibles sur le site Internet de l'Agence Internationale pour l'Energie : <http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp>. En ce qui concerne le charbon, il y a également une répartition par type (bitumineux, lignite etc.).

239. La concentration de mercure dans le charbon varie considérablement selon le type et l'origine du charbon, même au sein de la même mine. Par exemple les concentrations peuvent varier d'un ordre de magnitude voire plus sur la même mine d'exploitation (Pirrone *et al.*, 2001). Selon les données disponibles, les concentrations de mercure dans les différents types de charbon varient entre 0,01 et 8,0 ppm. Le Service Géologique Américain (US Geological Service) a rapporté des concentrations moyennes de mercure de 0,17 mg/kg sur 7 000 échantillons de charbon américain, avec 80% en dessous de 0,25 mg/kg et une valeur unique maximale de 1,8 mg/kg (Bragg *et al.* 1998). Veuillez consulter le tableau 5-4 ci dessous pour voir des exemples de concentration de mercure dans le charbon ainsi que les sources des données auxquelles il est fait référence sur le tableau.

Tableau 5-4 *Exemples de concentrations de mercure dans des charbons d'origines et de types différents (mg/kg ou ppmwt; les références des données se trouvent dans la colonne Notes)*

Origine géographique	Type de charbon	Concentration moyenne de Hg	Standard deviation on mean	Intervalle de concentrations de Hg, avec le nombre d'échantillons indiqués entre parenthèses	Notes
Australie	Bitumineux			0,03-0,4	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Argentine	Bitumineux	0,1		0,03 and 0,18 (2)	Finkelman, 2004
Botswana	Bitumineux	0,09		0,04-0,15 (11)	Finkelman, 2004
Brésil	Bitumineux	0,19		0,04-0,67 (4)	Finkelman 2004
Chine	Anthrac.+ Bitumineux	0,15		<0,0-0,69 (329)	Finkelman, 2004

Origine géographique	Type de charbon	Concentration moyenne de Hg	Standard deviation on mean	Intervalles de concentrations de Hg, avec le nombre d'échantillons indiqués entre parenthèses	Notes
Colombie	Sub-bitumineux	0,04		>0,02-0,17 (16)	Finkelman, 2004
Rep. Tchèque	Bitumineux	0,25		<0,02-0,73 (24)	Finkelman, 2003
Egypte	Bitumineux	0,12		0,04-0,36 (14)	Finkelman, 2003
Allemagne	Bitumineux			0,7-1.4	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Indonésie	Lignite	0,11		0,02-0,19 (8)	Finkelman, 2003
Indonésie *2	Sub-Bitumineux	0,03	0,01	0,01-0,05 (78)	"Brûlé en 1999" aux USA; concentrations en poids sec ; origine exacte inconnue, non présenté si représentatif pour l'origine
Japon	Bitumineux			0,03-0,1	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Nouvelle Zélande	Bitumineux			0,02-0,6	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Pérou	Anth.+ Bitumineux	0,27		0,04-0,63 (15)	Finkelman, 2004
Philippines	Sub-bitumineux	0,04		<0,04-0,1	Finkelman, 2004
Pologne	Bitumineux			0,01-1.0	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Roumanie	Lignite + Subbitumineux	0,21		0,07-0,46 (11)	Finkelman, 2004
Russie	Bitumineux	0,11		<0,02-0,84 (23)	Finkelman, 2003
Slovaquie	Bitumineux	0,08		0,03-0,13 (7)	Finkelman, 2004
Afrique du Sud	Bitumineux			0,01-1.0	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Amérique du Sud *2	Bitumineux	0,08	0,07	0,01-0,95 (269)	"Brûlé en 1999" aux USA; concentrations en poids sec ; origine exacte inconnue, non présenté si représentatif pour

Origine géographique	Type de charbon	Concentration moyenne de Hg	Standard deviation on mean	Intervalles de concentrations de Hg, avec le nombre d'échantillons indiqués entre parenthèses	Notes
					l'origine
Corée du Sud	Anthracite	0,3		<0,02- 0,88 (11)	Finkelman, 2003
Tanzanie	Bitumineux	0,12		0,04-0,22 (15)	Finkelman, 2004
Taiwan	Anth./ Bitumineux	0,67		0,07-2.3 (4)	Finkelman, 2004
Thaïlande	Lignite	0,12		0,02-0,57 (11)	Finkelman, 2003
Turquie	Lignite	0,11		0,03-0,66 (143)	Finkelman, 2004
Ukraine	Bitumineux	0,07		0,02-0,19 (12)	Finkelman, 2003
Royaume Uni	Bitumineux			0,2-0,7	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Etats-Unis*1	Sub-bitumineux	0,10	0,11	0,01-8.0 (640)	Bitumineux
Etats Unis*1	Lignite	0,15	0,14	0,03-1.0 (183)	Même remarque que pour les Etats Unis, Bitumineux
Etats Unis*1	Bitumineux	0,21	0,42	<0,01-3.3 (3527)	Considéré dans référence (US EPA, 1997a) comme valeurs typiques “dans le sol” aux US pour le charbon, probablement concentration de poids humide (?)
Etats Unis*1	Anthracite	0,23	0,27	0,16-0,30 (52)	Même remarque que pour les Etats Unis, bitumineux
Vietnam	Anthracite	0,28		<0,02-0-14 (3)	Finkelman, 2004
Zambie	Bitumineux	0,6		<0,03-3.6 (12)	Finkelman, 2004
Zimbabwe	Bitumineux	0,08		<0,03-0,5 (3)	Finkelman, 2004
Yougoslavie	Lignite	0,11		0,07-0,14 (3)	Finkelman, 2004

Notes: *1 Reference: US EPA (1997a); *2 US EPA (2002a); Appendix A.

240. Certaines usines de combustion de charbon brûlent également les déchets et ceux-ci peuvent contenir du mercure. Une description du mercure contenu dans les déchets est disponible à la section 5.8 (Incinération des déchets). Au cas où les déchets seraient incinérés dans l'usine étudiée, il faudrait ajouter les absorptions de mercure provenant de ces déchets aux autres absorptions de mercure afin de faire une estimation des rejets.

5.1.1.4 Exemples de mercure contenu dans les rejets et dans les déchets ou résidus

241. Le prélavage du charbon peut réduire la teneur en mercure de 10 à 20% par rapport au contenu original (PNUE, 2002). L'Agence Américaine de Protection de l'Environnement a rapporté une diminution 21% du taux de mercure dans le charbon pré lavé utilisé dans les usines aux Etats-Unis (US EPA, 1997 a).

242. L'efficacité des systèmes de réduction des émissions dans la rétention du mercure provenant du gaz libéré par les usines à combustion de charbon a fait l'objet de nombreuses études et ce avec des configurations différentes des équipements. Comme nous l'avons dit précédemment, l'efficacité varie considérablement, même en appliquant le même type de conditions de combustion et les mêmes principes de réduction des émissions. Ainsi, l'approche d'inventaire préférée consiste à mesurer le contrôle d'efficacité des sources ponctuelles à chaque fois que cela est faisable.

243. Selon Pacyna, certains systèmes **de désulfuration humides (systèmes FGD)** ne sont pas en mesure d'enlever plus de 30% du mercure contenu dans les gaz de conduite, mais en général, les taux d'efficacité de réduction varient entre 30 et 50 % (Pacyna & Pacyna, 2000; cité par le PNUE, 2002). Les données provenant des Etats-Unis ont montré des taux de réduction de la teneur en mercure de plus de 80%% en utilisant les systèmes de désulfuration humides pour contrôler les émissions de mercure provenant des chaudières électriques à combustion de charbon (*US EPA's Office of Research and Development*, disponible sur Internet : <http://www.epa.gov/ttn/atw/utility/hgwhitepaperfinal.pdf>)

244. On trouve un exemple de répartition relative du mercure parmi les différentes phases ou rejets d'une chaudière à combustion de charbon à la figure 5.1 ci-dessous (Pacyna & Pacyna, 2000; cité par le PNUE, 2002).

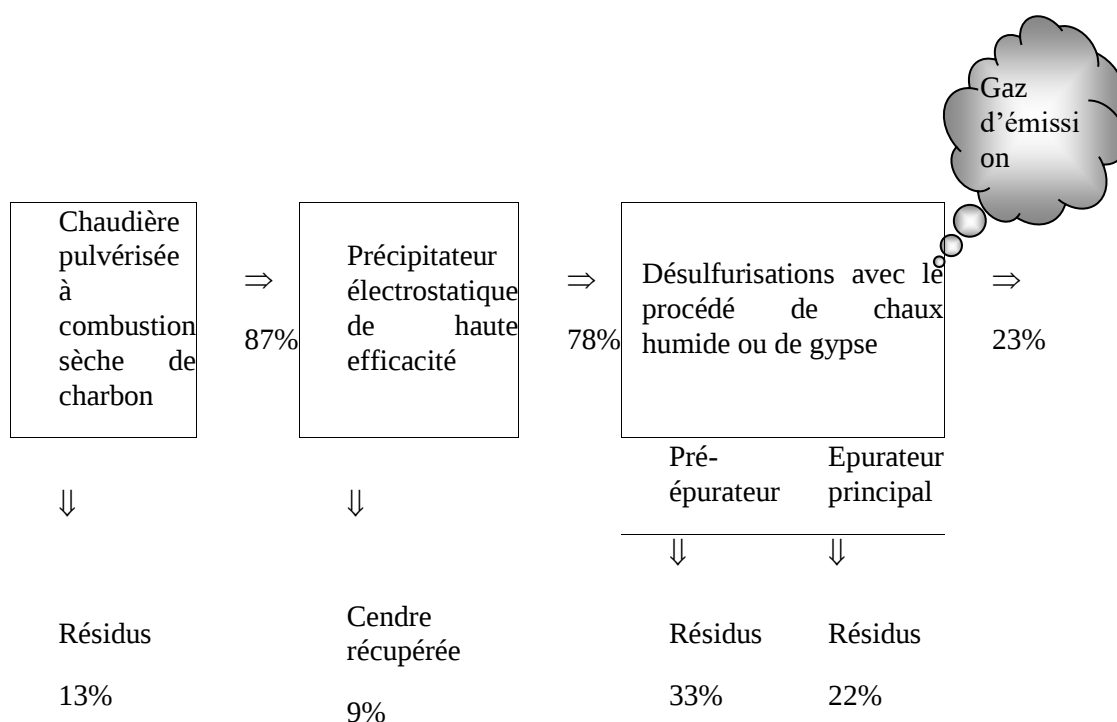


Figure 5-1 Réduction des émissions de mercure avec des systèmes de désulfuration humides, flux de mercure et rejets en pourcentage des absorptions de mercure dans la chaudière – D'après Pacyna & Pacyna (2000) (Tableau de PNUE, 2002)

245. La rétention du mercure provenant de la phase de vapeur par des **pulvérisations sèches** a fait l'objet d'études en Scandinavie et aux États-Unis dans le cas des chambres à combustion de charbon et des incinérateurs. Dans l'ensemble, les pourcentages de mercure enlevés par les systèmes de pulvérisation à sec variaient entre 35 et 85%. Les taux d'efficacité les plus élevés avaient été obtenus par les pulvérisateurs équipés de filtres en tissus orientés vers le bas. (Pacyna & Pacyna, 2000; cité par PNUE, 2002).

246. Dans les conditions résumées au Danemark – basées sur l'équilibre des masses – on a trouvé les estimations suivantes concernant la répartition des rejets de mercure avec le contrôle de particule (PM) et la désulfuration des gaz de conduite: 50% avec le contrôle PM, 20% de rétention avec les résidus de désulfuration et 30% rejetés dans l'atmosphère. D'autres estimations concernant des centrales électriques ont donné les résultats suivants : 50% de rétention avec le contrôle PM, 25% de rétention avec les résidus de désulfuration et 25% de rejets dans l'atmosphère. Pour quelques usines ne disposant que du contrôle PM, il y a eu près de 50% de rétention avec le contrôle PM et le reste a été rejeté dans l'atmosphère (Skårup *et al.*, 2003).

247. Autre exemple: l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement a mené des enquêtes sur la rétention de mercure dans un certain nombre de chaudières à pulvérisation de charbon équipées de systèmes différents de réduction des émissions et utilisant des types de charbon différents. Les résultats sont résumés au tableau 5.5 ci-dessous (cf. US EPA 2002a).

248. On a développé plusieurs ensembles de facteurs d'émissions du mercure par combustion du charbon dans les centrales électriques ; ceci concerne uniquement les rejets dans l'atmosphère. C'est le cas aux États Unis (voir US EPA, 1997 ou US EPA, 2002a) et en Europe (EMEP/CORINAIR, 2001). Ceux-ci sont cependant présentés comme de simples facteurs d'émission pour plusieurs conditions, et ne sont pas divisés entre facteurs d'absorption et facteurs de distribution de rejet comme c'est le cas dans le présent Outil.

Tableau 5-5 Résumé des résultats des enquêtes récentes de l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement (EPA) sur la rétention du mercure dans différents systèmes de réduction des émissions. Pourcentage de la rétention moyenne de mercure par rapport au mercure qui entre dans le système de réduction des émissions (US EPA, 2002a)

Stratégie de contrôle post combustion	Configuration de l'outil de contrôle des émissions post-contrôle	Rétention moyenne de mercure selon la configuration des contrôles (entre parenthèses le nombre de tests réalisés dans l'étude)		
		Charbon brûlé dans une Unité de chaudière pulvérisée à combustion de charbon		
		Charbon bitumineux	Charbon sub-bitumineux	Lignite
Contrôle PM uniquement	CS-ESP	36 % (7)	3 % (5)	- 4 % (1)
	HS-ESP	9 % (4)	6 % (4)	Non testé
	FF	90 % (4)	72 % (2)	Non testé
	PS	Non testé	9 % (1)	Non testé
Contrôle PM et	SDA+ESP	Non testé	35 % (3)	Non testé

adsorbeur <i>Spray Dryer</i>	SDA+FF	98 % (3)	24 % (3)	0 % (2)
	SDA+FF+SCR	98 % (1?)	Non testé	Non testé
Contrôle PM et système système FGD humide (a)	PS+FGD	12 % (1)	-8 % (4)	33 % (1)
	CS-ESP+FGD	74 % (1)	29 % (3)	44 % (2)
	HS-ESP+FGD	50 % (1)	29 % (5)	Non testé
	FF+FGD	98 % (2)	Non testé	Non testé

(a) Estimation de la rétention à travers les deux systèmes de contrôle
SCR - Réduction catalytique sélective;

CS-ESP - Précipitateur électrostatique à froid;
HS-ESP — Précipitateur électrostatique à chaud; FF - Filtre en tissus; PS - Laveur de particules;
SDA - Système d'adsorption; FGD –Désulfurisation des gaz de conduite.

5.1.1.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution des rejets

249. Les facteurs préliminaires d'absorption et de distribution des émissions suivants sont proposés, sur la base des exemples de concentration de mercure dans le charbon répertoriés et des informations ci-dessus relatives à l'efficacité des systèmes de réduction des émissions. Ces facteurs par défaut, doivent être utilisés dans les cas où l'on ne dispose pas de données spécifiques aux sources. Nous insistons sur le fait que les facteurs par défaut proposés dans le présent Outil sont fondés sur une base de données limitée et devraient être considérés comme préliminaires et donc susceptibles de modifications au fur et à mesure que la base de données s'élargira. Les facteurs par défaut sont des avis d'experts basés uniquement sur des données résumées et jusqu'à présent aucune approche quantitative systématique - par exemple la concentration pondérée par la consommation ou dérivation des facteurs de distribution - n'a été utilisée dans l'élaboration de ces facteurs.

250. L'objectif premier de l'utilisation de ces facteurs par défaut est d'avoir une première idée sur le fait que la catégorie en question soit ou non une source importante de rejet de mercure dans le pays. Habituellement, les estimations de rejets doivent toujours être affinées après calcul avec les facteurs par défaut avant qu'aucune action d'envergure ne soit entreprise sur la base de ces estimations.

251. L'utilisation des données spécifiques aux sources est l'approche préférée, si elle est faisable, en ayant à l'esprit les grandes variations présentées ci-dessus et relatives à la fois aux concentrations de mercure dans le charbon et à l'efficacité des systèmes de réduction des émissions. Veuillez vous référer à la section 4.4.5 pour des conseils sur la collecte des données.

a) Facteurs par défaut des absorptions de mercure

252. L'utilisation des données réelles relatives au niveau de mercure dans la composition de charbon spécifiquement utilisée permettra une meilleure estimation des rejets. Si ces données ne sont pas disponibles, on peut utiliser des valeurs moyennes ou une fourchette de valeurs provenant de types de charbons similaires (cf. les exemples répertoriés au tableau 5-4 ci dessus).

253. Si l'on ne dispose d'aucune information sur les teneurs de mercure dans les concentrés utilisés lors de la phase d'extraction, on peut procéder à une première estimation en utilisant les facteurs par défaut sélectionnés au tableau 5-6 (ci-dessous) et basés sur les données présentées dans cette section. Il est recommandé de calculer et de répertorier les intervalles entre les apports de mercure dans cette catégorie de source dans la mesure où les concentrations varient énormément. Les facteurs minimums par défaut ont été définis pour montrer les estimations

minimales des apports de mercure dans cette catégorie de sources (mais non le minimum absolu) et les facteurs maximums par défaut donneront des estimations maximales (et non le maximum absolu). Si l'on choisit de ne pas calculer sous forme d'intervalles, il est recommandé d'utiliser la valeur maximale afin de mettre en exergue l'importance potentielle de la catégorie de source pour des études plus poussées. L'utilisation des estimations maximales n'implique pas automatiquement que les rejets soient élevés, mais simplement le fait qu'il faille procéder à des recherches plus poussées.

Tableau 5-6 Facteurs préliminaires par défaut des apports de mercure dans le charbon utilisé pour la production d'énergie

Matériau	Facteurs d'apport par défaut – grammes de mercure par tonne métrique de concentré, (estimation basse – estimation haute)
Charbon utilise pour la production d'énergie	0,05 - 0,5

254. En ce qui concerne les taux d'activité, la première information requise c'est la quantité brûlée en une année pour chaque type de charbon. Si ces données ne sont pas disponibles directement, on peut faire une estimation en utilisant les données relatives à la valeur de chauffage du charbon (sous formes d'unités telles que kJ/l ou kJ/kg) et celles relatives à la production totale d'énergie pour l'année (kJ/an). Pensez à baser vos estimations sur la teneur initiale du charbon en énergie et non sur les quantités d'énergie reçues par les utilisateurs ; celle-ci ne prend normalement pas en compte les pertes de production et de transmission et ne reflète donc pas la consommation de charbon de façon adéquate.

b) Facteurs de distribution par défaut des émissions de mercure

Tableau 5-7 Facteurs préliminaires de distribution par défaut des émissions de mercure provenant la combustion du mercure dans les grandes centrales électriques

Système de réduction des émissions	Facteurs de distribution, part d'apport en Hg *4					
	Air	Eau *1	Terre *3	Produits *3	Déchets banaux *5	Traitement/élimination spécifique au secteur *5
Aucun	1					
Lavage du charbon *1	0,8 (via combustion)	?	?		0,2	
Contrôle PM avec ESP général ou PS	0,9		?	?	0,1	
Contrôle PM avec FF, ou autre avec retention de PM hautement efficiente	0,5		?	?	0,5	
Contrôle PM & SDA	0,4		?	?	0,6	
Contrôle PM & FGD humide	0,5		?	?	0,5	

Notes: *1 Les rejets dans l'eau peuvent se produire dans le cas où tout le mercure contenu dans le milieu de lavage n'était pas retenu dans les résidus. Si on procède au lavage du charbon en combinaison avec les outils de lavage des gaz de conduite, le facteur de rejet de mercure dans l'air devrait être calculé en multipliant le facteur de réduction du lavage du charbon par les facteurs de rejet des outils de contrôle concernés.

*2 Selon le système de lavage des gaz de conduite utilise certaines parties du mercure déposé sous forme de résidu pourraient suivre les sous-produits commercialisés (à commencer par les isolations en gypse et l'acide sulfurique).

*3 Dans le cas où les résidus ne seraient pas éliminés avec précaution, on peut considérer le mercure contenu dans les résidus comme ayant été rejeté dans la terre.

*4 L' EPA (2002a) déclare que l'efficacité des systèmes de réduction des émissions en ce qui concerne le mercure dépend largement du type de charbon. Puisqu'on ne dispose pas actuellement de mesures d'efficacité représentatives de la situation mondiale pour les comparer selon les types de charbon dans le présent Outil, les facteurs de distribution des rejets proposés ne tiennent pas compte dans ce lien.

*5 L'élimination spécifique au secteur peut inclure l'élimination dans des enfouissements spéciaux sécurisés, des enfouissements sans fixation de la lixiviation ou une élimination plus diffuse dans la construction de routes ou d'autres travaux de construction. La répartition réelle entre l'élimination avec les déchets banals (enfouissements ordinaires) et l'élimination spécifique aux secteurs varie certainement beaucoup selon les pays et il faudrait collecter des informations spécifiques sur les procédures locales d'élimination.

c) Liens vers d'autres estimations des sources de mercure

255. Aucun lien proposé.

5.1.1.6 Principales données spécifiques aux sources

256. Dans ce cas, les données spécifiques aux sources les plus importantes seraient :

- Les données mesurées ou provenant de la littérature et relatives aux concentrations de mercure dans les mélanges de charbon brûlés dans les centrales.
- Les données relatives aux quantités de chaque type de charbon brûlé une centrale.
- Les données mesurées et relatives aux systèmes de réduction des émissions mis en oeuvre sur la source – ou sur des sources similaires disposant d'un équipement très similaire et opérant dans les mêmes conditions).

257. Voir également les conseils sur la collecte des données à la section 4.4.5.

5.1.1.7 Résumé de l'approche générale d'estimation des rejets

258. L'approche générale d'estimation des rejets du mercure provenant de la combustion du charbon dans les grandes centrales électriques vers chaque voie est la suivante:

Facteur d'absorption (concentration de Hg dans les types de mercure utilisés dans la centrale)	*	Taux d'activité (quantité brûlée par année pour chaque type de charbon)	*	Facteur de distribution pour chaque voie de rejet
--	---	---	---	---

Et les rejets totaux sont constitués de la somme des rejets vers chaque voie.

5.1.2 Autres utilisations du charbon

5.1.2.1 Description de la sous catégorie

259. Cette sous catégorie comprend la combustion du charbon dans les petites usines à combustion (en général celles ayant une capacité de chauffage thermique de moins de 300 MW), y compris les chaudières industrielles/thermiques utilisées dans divers secteurs, l'utilisation de charbon et de coke pour le chauffage ou la cuisine ainsi que la production et l'utilisation de coke (provenant du charbon) à d'autres fins (procédés métallurgiques par exemple).

260. Selon la Stratégie Commune de la Commission Européenne Concernant le Mercure, les petites usines de combustion ainsi que la combustion domestique du charbon constituent également d'importantes sources de rejet (Commission Européenne, 2005). Les installations de combustion à petite échelle ont notamment été identifiées dans le contexte de l'Union Européenne – où beaucoup de grandes usines sont relativement bien surveillées – comme étant une autre grande composante du problème du mercure, mais les données les concernant sont assez rares actuellement.

261. Le coke est produit par carbonisation (chauffage sous vide) à partir de la houille ou de la lignite. La houille est chargée dans de grands bacs dans les “fours à coke” et soumis à des chauffages extérieurs d'environ 1,000 °C en l'absence d'air. Le coke est retiré et éteint avec de l'eau. L'industrie métallurgique (ferreuse ou non ferreuse) est l'une des principales utilisatrices de coke, en tout cas dans les pays industrialisés.

5.1.2.2 Les principaux facteurs qui déterminent les rejets de mercure

Table 5-8 Principaux rejets de mercure et milieux récepteurs du mercure provenant des “autres” combustions du charbon

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produit	Déchets généraux	Traitement/élimination spécifique au secteur
Autre utilisation du charbon	X		x	X	x	x

Notes: **X** –Voie de rejet supposée prédominante pour la sous catégorie;
x – Autres voies de rejet à prendre en compte selon la source spécifique et la situation nationale.

262. Les principaux facteurs qui déterminent les rejets provenant des usines de combustion de charbon les plus petites, telles que les chaudières industrielles, sont similaires aux grandes usines à combustion de charbon décrit ci-dessus. Cependant, l'application de l'équipement de lavage des gaz de conduite est moins répandue dans les petites unités de combustion et pratiquement inexistante dans la combustion domestique (COWI, 2002). Ainsi, une part plus importante du mercure contenu dans le charbon est généralement rejetée dans l'air.

263. Dans le cas des sources dont les techniques de contrôles sont minimales ou inexistantes, presque tout le mercure présent dans le charbon est susceptible d'être rejeté dans l'air. Dans la production de chaleur et d'énergie, l'essentiel du mercure contenu dans le charbon est rejeté au cours de la combustion, sous forme de gaz. L'équipement de désulfuration post-combustion des gaz de conduite, de de-NO_x et de retention de particules peut cependant être mis en œuvre dans certaines des usines de combustion les plus importantes de cette catégorie pour retenir une partie du mercure qui, autrement, aurait été rejeté dans l'air. Outre le mercure contenu dans le charbon utilisé, il existe d'autres facteurs qui déterminent les taux de mercure rejetés (technique de combustion utilisée, et notamment systèmes de lavage des gaz de conduite utilisé le

cas échéant) et la répartition des rejets de mercure entre les rejets dans l'air, l'accumulation dans les résidus solides d'incinération et les résidus de gaz de conduite et les rejets dans l'eau (uniquement de façon indirecte à travers certaines technique de lavage des gaz de conduite) COWI, 2002). En ce qui concerne les plus importantes usines de combustions de ce groupe, elles peuvent disposer de techniques de lavage des gaz de conduite similaires à celles des usines dont les chaudières thermiques ont une capacité de 300 MW ou plus (décrites à la section 5.1.1).

264. En ce qui concerne la production de coke, les émissions dans l'air peuvent survenir lors du chargement et du déchargement du charbon ou du coke ainsi que durant le chauffage. Les émissions n'étant pas effectuées à travers une cheminée, il est difficile de mesurer les facteurs d'émission et il y a donc une certaine incertitude à ce niveau. Il peut se produire des rejets dans l'eau lors de l'extinction ou de l'épuration par lavage.

265. Les rejets de mercure dans cette sous catégorie sont d'abord répartis entre 1) les émissions dans l'air, et 2) l'accumulation dans les résidus solide d'incinération et les résidus provenant du lavage des gaz de conduite. Il peut également y avoir des rejets dans l'eau (uniquement à partir des techniques de lavages des gaz de conduite ou le prélavage du charbon). Il faudrait noter que, comme dans le cas des autres modes d'élimination des déchets contenant du mercure, les résidus solides provenant de la combustion du charbon vont probablement donner lieu à des rejets de mercure dans le futur selon la méthode d'élimination ou l'utilisation finale des résidus et le degré de contrôle afin de réduire au minimum les rejets dans l'air, l'eau et la terre pendant des décennies.

266. En général, pour les sources appartenant à cette sous catégorie, plus de la moitié du mercure absorbé est rejeté avec les émissions dans l'air alors que le reste est probablement retenu dans les résidus provenant du lavage des gaz de conduite, s'il y a des contrôles, et éventuellement dans les cendres en fonction du type de source. Dans le cas des chaudières industrielles et des autres usines de combustion, il est probable que l'on ne trouve que de très faibles concentrations de mercure dans les cendres. Les niveaux peuvent cependant être plus élevés dans le cas du chauffage résidentiel.

267. En ce qui concerne les usines à combustion de charbon ne disposant pas de système de réduction des émissions ou dont les systèmes de rétention ne prennent que les grandes particules (rétention ESP), l'ensemble, ou la majeure partie, du mercure absorbé est rejeté directement dans l'atmosphère. Ceci est dû au fait que l'essentiel du mercure contenu dans le gaz rejeté reste à la phase gazeuse ou est adsorbé dans les petites particules si les températures descendent à un certain niveau lors du transport dans le système d'évacuation des gaz. Dans certaines conditions, les filtres en tissus et autres filtres à particules de haute efficacité – qui retiennent également les petites particules – ont cependant retenu des pourcentages importants du mercure absorbé.

5.1.2.3 Discussion des absorptions de mercure

Tableau 5-9 *Aperçu des données relatives au taux d'activité et des types de facteur d'absorption de mercure requis pour estimer les rejets provenant des autres combustions du charbon*

Procédé	Données requises concernant le taux d'activité	Facteur d'absorption du mercure
Production de coke	Quantité traitée pour chaque type de charbon	Concentration de mercure dans chaque type de charbon traité
Combustion de charbon	Quantité brûlée pour chaque type de charbon	Concentration de mercure dans chaque type de charbon brûlé

268. On peut trouver les estimations détaillées de la consommation nationale des différents types de carburants (totaux et détails par secteur) sur le site Internet de l'Agence Internationale de l'Energie : <http://data.iaea.org/ieastore/statslisting.asp>.

269. Comme dans le cas des grandes usines à combustion de charbon, le mercure est présent sous formes d'impuretés dans le charbon. La concentration du mercure dans le charbon varie considérablement selon le type de charbon, son origine et même au sein de la même mine. On peut trouver des exemples de concentration de mercure dans le charbon à la section 5.1.1 et au tableau 5-4.

270. Certaines usines de combustion de charbon brûlent également des déchets. Dans de tels cas, il peut être compliqué de faire une estimation des quantités de mercure émis. On peut utiliser la concentration de mercure dans les déchets, si elle est connue, ainsi que la quantité de déchets incinérée et les informations relatives aux techniques de contrôle pour estimer les rejets de mercure liés à la combustion des déchets (cf. section sur l'incinération des déchets). On pourra ensuite ajouter cette estimation à celle relative aux rejets de mercure liés à la combustion du charbon.

5.1.2.4 Exemples de présence de mercure dans les rejets et les déchets/résidus

271. Les rejets de mercure provenant de la combustion incontrôlée dans les chaudières et d'autres sources similaires dans cette sous catégorie se font d'abord dans l'air (presque 100%) sous forme de mercure gazeux ou collé à de fines particules (US EPA, 1997). Si la source dispose de contrôles supplémentaires ou si elle utilise des techniques de lavage du charbon, une partie du mercure va se retrouver dans les résidus et/ou l'eau (cf. section 5.1.1 pour plus d'informations sur les rejets provenant des différents contrôles et du lavage du charbon).

272. En ce qui concerne la production de coke, la totalité ou l'essentiel du mercure absorbé devrait être émis dans l'atmosphère lors de la phase de production elle-même (COWI, 2002). L'Agence Américaine de Protection de l'Environnement mentionne des facteurs d'émission de mercure dans l'atmosphère provenant des usines allemandes et tournant autour de 0,01 - 0,03 g mercure/tonne métrique de coke produit. En utilisant le charbon pré lavé, on réduit légèrement les émissions dans l'atmosphère (environ 21% de moins) dans la mesure où le mercure est extrait et traité ou déposé autrement (COWI, 2002).

5.1.2.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution des rejets

273. Selon les exemples de concentration de mercure dans le charbon rassemblés jusqu'à présent et les informations relatives à l'efficacité des systèmes de réduction des émissions, nous proposons les facteurs par défaut d'absorption et de distribution suivants pour utilisation dans les cas où l'on ne dispose pas de données spécifiques aux sources. Nous insistons sur le fait que les facteurs par défaut proposés dans le présent Outil sont fondés sur une base de données limitées et doivent donc être considérés comme préliminaires et susceptibles d'être modifiés au fur et à mesure que la base de données s'élargira. Ces facteurs proviennent également d'avis d'experts basés sur des données limitées et à ce jour, aucune approche quantitative systématique – concentration pondérée par la consommation et dérivation des facteurs de distribution – n'a été utilisée dans l'élaboration des facteurs.

274. L'objectif premier de l'utilisation de ces facteurs est d'avoir une première idée de l'importance de la sous catégorie dans le pays. D'habitude, on affine les estimations de rejet après le calcul avec les facteurs par défaut avant qu'aucune action d'envergure ne soit entreprise sur la base de ces estimations.

275. Lorsque c'est possible, l'utilisation de données spécifiques aux sources est l'approche privilégiée si on garde à l'esprit les importantes variations mentionnées ci-dessus et relatives à la

fois aux concentrations de mercure dans le charbon et à l'efficacité des systèmes de réduction des émissions. On peut trouver des conseils sur la collecte des données à la section 4.4.5.

a) Facteurs par défaut d'absorption du mercure

276. Les données réelles sur les niveaux de mercure dans la composition spécifique du charbon utilisé permettront de faire une meilleure estimation des rejets. Si l'on ne dispose pas de données concernant le charbon utilisé, on peut utiliser des valeurs moyennes ou des fourchettes de valeurs relatives à des types de charbon similaires (cf. exemples au tableau 5-4 ci-dessus).

277. En cas d'absence d'information sur la teneur de mercure des concentrés utilisés dans la phase d'extraction, on peut faire une première estimation à l'aide des facteurs d'absorption par défaut sélectionnés au tableau 5-10 ci-dessous et basés sur les données présentées dans cette section. Dans la mesure où les concentrations varient énormément, il est recommandé de calculer et rapporter les intervalles entre les absorptions de mercure dans cette catégorie de source. Les facteurs minima par défaut ont été définis pour indiquer les estimations basses d'absorption de mercure par la source (mais pas le minimum absolu) et le facteur maximum donnera les estimations hautes (mais pas le maximum absolu). Si l'on choisit de ne pas calculer sous forme d'intervalles, il est recommandé d'utiliser la valeur maximale afin de signaler l'importance potentielle de cette catégorie de source pour des études complémentaires. L'utilisation de l'estimation haute n'implique pas automatiquement que les rejets réels soient élevés, mais juste que des investigations complémentaires s'imposent.

Tableau 5-10 Facteurs **préliminaires** par défaut d'absorption du mercure provenant du charbon utilisé pour la production d'énergie

Matière	Facteurs d'absorption par défaut en grammes de mercure par tonne métrique de charbon; (valeur basse – valeur haute)
Charbon utilisé dans la production d'énergie	0.05 - 0.5

278. En ce qui concerne les taux d'activité, la première information requise est la quantité brûlée annuellement pour chaque type de charbon. Si ces données ne sont pas disponibles directement, on peut procéder à une estimation en se basant sur les données relatives à la valeur calorifique du charbon (sous forme d'unités telles que kJ/l ou kJ/kg) et celles relatives à la production totale d'énergie par an. Il faudra penser à baser les estimations sur la teneur initiale du charbon en énergie et non sur la quantité d'énergie reçue par les utilisateurs car celle-ci n'inclut normalement pas les pertes lors de la production et de la transmission et ne reflète donc pas correctement la consommation de charbon.

b) Facteurs par défaut des rejets de mercure

279. Dans le cas de la production de coke, 100% du mercure absorbé avec le charbon devrait être considéré par défaut comme étant rejeté dans l'atmosphère.

280. Pour ce qui est de la combustion du charbon, les facteurs par défaut de distribution des rejets de mercure sont proposés au tableau 5-11 ci-dessous. Ces facteurs sont identiques à ceux définis pour les grandes usines de combustion de charbon, la principale différence étant que très peu de petites usines sont équipés de systèmes de lavage de gaz de conduite efficaces et complets.

Tableau 5-11 Facteurs **préliminaires** par défaut de distribution des rejets de mercure provenant de la combustion de charbon dans les petites usines et autres installations

Système de réduction des émissions	Facteurs de distribution; proportion de mercure absorbé *4					
	Air	Eau *1	Terre *2	Produits *3	Déchets généraux *5	Traitement/élimination spécifique aux secteurs *5
Aucun	1					
Lavage du charbon *1	0.8 (via combustion)	?	?		0.2	
Contrôle PM avec ESP général, ou PS	0.9		?	?	0.1	
Contrôle PM avec FF, ou autre avec une rétention de PM hautement efficace	0.5		?	?	0.5	
Contrôle PM et SDA	0.4		?	?	0.6	
Contrôle PM et FGD humide	0.5		?	?	0.5	

Notes: *1 Les rejets dans l'eau peuvent se produire dans le cas où tout le mercure contenu dans le milieu de lavage n'était pas retenu dans les résidus. Si on procède au lavage du charbon en combinaison avec les outils de lavage des gaz de conduite, le facteur de rejet de mercure dans l'air devrait être calculé en multipliant le facteur de réduction du lavage du charbon par les facteurs de rejet des outils de contrôle concernés.

*2 Selon le système de lavage des gaz de conduite utilisé certaines parties du mercure éliminé sous forme de résidu pourraient suivre les sous-produits commercialisés (à commencer par les isolations en gypse et l'acide sulfurique).

*3 Dans le cas où les résidus ne seraient pas déposés avec précaution, on peut considérer le mercure contenu dans les résidus comme ayant été rejeté dans la terre.

*4 L'EPA (2002a) déclare que l'efficacité des systèmes de réduction des émissions en ce qui concerne le mercure dépend largement du type de charbon. Puisqu'on ne dispose pas actuellement de mesures d'efficacité représentatives de la situation mondiale pour les comparer selon les types de charbon dans le présent Outil, les facteurs de distribution des rejets proposés ne tiennent pas compte dans ce lien.

*5 L'élimination spécifique au secteur peut inclure l'élimination dans des enfouissements spéciaux sécurisés, des enfouissements sans fixation de la lixiviation ou une élimination plus diffuse dans la construction de routes ou d'autres travaux de construction. La répartition réelle entre l'élimination avec les déchets banals (enfouissements ordinaires) et l'élimination spécifique aux secteurs varie certainement beaucoup selon les pays et il faudrait collecter des informations spécifiques sur les procédures locales d'élimination.

281. On peut également trouver certains facteurs d'émission dans l'atmosphère auprès de l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement US EPA (1997b), Volume 2 (disponible sur Internet : <http://www.epa.gov/mercury/report.htm>) ou auprès d'autres sources.

c) Liens vers d'autres estimations des sources de mercure

282. Aucun lien proposé.

5.1.2.6 Principales données spécifiques à une source

283. Dans ce cas, les principales données spécifiques à la source seraient :

- Les données mesurées ou tirées de la littérature et relatives aux concentrations de mercure dans le mélange de charbon consommé à la source.
- Les données relatives aux quantités de chaque type de charbon brûlé dans l'usine.

- Les données mesurées relatives aux équipements de réduction des émissions utilisés à la source (ou dans des sources similaires disposant d'équipements très similaires et opérant dans des conditions identiques).

284. Voir également les conseils sur la collecte des données à la 4.4.5.

5.1.2.7 Résumé de l'approche générale pour estimer les rejets

285. L'approche générale pour estimer les rejets de mercure vers chaque voie parmi les autres formes de combustion du charbon est la suivante:

Facteur d'absorption (concentration de Hg dans les types de charbon utilisés dans l'usine)	*	Taux d'activité (quantité brûlée annuellement pour chaque type de charbon)	*	Facteur de distribution pour chaque voie de rejet
--	---	--	---	---

Les rejets totaux représentent la somme des rejets provenant de chacune des voies.

5.1.3 Huiles Minérales - extraction, raffinage et utilisation

5.1.3.1 Description de la sous catégorie

286. Cette section comprend l'extraction, le raffinage et les utilisations des huiles minérales (également appelées "huiles pétrolières" ou "pétrole" dans ce document). Cette sous catégorie comprend la combustion de pétrole pour la production d'énergie et de chaleur et le transport, et les autres utilisations comme par exemple la production d'asphalte (bitume), la synthèse des produits chimiques, la production de polymères et la production de carbone noir (pigments noirs). Comme les autres matériaux naturels, l'huile minérale contient des impuretés naturelles du mercure en petites quantités ; celles-ci sont mobilisées vers la biosphère par l'extraction et l'utilisation. Les concentrations de mercure dans l'huile peuvent varier considérablement selon la géologie locale. L'Agence Américaine de Protection de l'Environnement a rapporté des concentrations de 0.023 - 30 mg/kg dans le pétrole brut (US EPA 1997a). En plus de mercure présent naturellement dans le pétrole, il y a également un autre apport de mercure lors de l'extraction à travers l'utilisation de certains types de boue de forage.

287. L'extraction du pétrole est connue pour sa capacité à causer d'importants rejets de mercure et on a accordé une plus grande attention aux rejets de mercure dans ce secteur au cours des dernières années. Le mercure peut être rejeté dans l'air, la terre et l'eau au cours du raffinage ainsi qu'à travers les produits et sous produits de raffinage et de nombreux déchets et huiles provenant des procédés.

288. La combustion du pétrole entraîne d'abord un rejet du mercure dans l'air sous forme d'émissions. Cependant un faible pourcentage du mercure peut être rejeté vers d'autres milieux, comme les résidus d'incinération. En général, seules les grandes usines de combustion conçues pour l'utilisation du pétrole sont équipées de systèmes de réduction des émissions.

289. Dans les raffineries, le pétrole est séparé par distillation (ou par craquage) en un certain nombre de produits raffinés dont l'essence, le kérosène, le gaz de pétrole liquéfié (comme le propane), les distillats, (diesel et carburant de jet) et les «résidus» (carburants industriels). Le raffinage enlève une partie des impuretés contenues dans le pétrole brut comme le soufre, l'azote et les métaux. Il y a plusieurs types de carburants qui sont tirés du pétrole brut. Les deux principales catégories sont les carburants lourds (également appelés huiles résiduelles) et les carburants légers (également appelés huiles de distillats) Ces carburants sont classés en différentes classes ; les classes 1 et 2 (types d'huiles

de distillat) et les classes 4, 5 et 6 (huiles résiduelles). Les différents produits pétroliers sont séparés par distillation en utilisant le fait que les composants du pétrole brut se mettent en ébullition à des températures différentes. Par exemple le propane et l'essence se mettent en ébullition à des températures peu élevées, le diesel (ou gasoil) et le kérosène à des températures légèrement supérieures alors que les carburants lourds à des températures élevées et que le bitume (ou asphalte) et le coke de pétrole sont parmi ceux qui ont les fractions (ou résidus) d'ébullition les plus élevés.

290. En principe, on pourrait s'attendre à ce que le mercure suive d'abord les distillats dont le point d'ébullition est proche de celui du mercure, mais en pratique les différentes concentrations de mercure dans le pétrole brut peuvent avoir plus d'impact sur la teneur en mercure du produit raffiné.

5.1.3.2 Principaux facteurs déterminant les rejets de mercure

Table 5-12 Principaux rejets et milieux récepteurs Durant le cycle de vie de l'extraction, du raffinage et de l'utilisation des huiles minérales

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produit	Déchets banals	Traitement/élimination spécifique au secteur
Extraction	X	X	x	x		
Raffinage	X	x	x	x	x	x
Combustion	X					
Autres usages						

Notes: X – Voie de rejet supposée prédominante pour la sous-catégorie ;
x - Voies de rejet additionnelles à prendre en compte selon la source spécifique et la situation nationale.

A partir de l'extraction et du raffinage du pétrole

291. L'un des facteurs importants qui déterminent les rejets de mercure dans cette sous-catégorie c'est la concentration de mercure dans le pétrole brut.

292. Le mercure peut être rejeté dans l'air, la terre ou l'eau à partir du processus d'extraction, au cours du raffinage ou d'autres procédés. Il peut également être rejeté à partir des produits et sous-produits du raffinage ainsi que d'autres déchets de procédés ou de boues d'épuration.

A partir de la combustion du pétrole

293. Les principaux facteurs qui déterminent les rejets provenant de sources de combustion du pétrole sont les niveaux de mercure dans le pétrole et la quantité de carburant brûlée. L'air constitue la première voie de rejet pour ces sources, à travers la cheminée de combustion. Dans la mesure où presque l'intégralité du carburant est exposée à des températures élevées, presque tout le mercure va se volatiliser et sortir du fourneau avec les gaz de combustion. Le mercure sera rejeté à la phase de vapeur à travers la cheminée de combustion, à moins que ces gaz de combustion ne soient exposés à de systèmes de contrôle de la pollution de l'air à basse température et à des systèmes de contrôle PM hautement efficaces qui ne sont habituellement pas présents dans ce type d'unités (US EPA, 1997a).

5.1.3.3 Discussion des apports de mercure

Table 5-13 Aperçu des données relatives aux taux d'activité et aux types de facteur d'absorption requis pour estimer les rejets provenant de l'extraction, du raffinage et de l'utilisation des huiles minérales

Phase du cycle de vie	Données requises par rapport au taux d'activité	Facteur d'apport du mercure
Raffinage	Quantité de pétrole brut apporté	Concentration de mercure dans les mélanges de pétrole brut utilisés et dans tous les produits obtenus
Utilisation	Quantité pour chaque type d'huile	Concentration de mercure dans chaque type d'huile utilisé/brûlé

294. On peut trouver des estimations détaillées sur les consommations nationales de différents types de carburant (chiffres totaux et détails par secteur) sur le site de Agence Internationale de l'Énergie : <http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp> .

Concentration de mercure dans le pétrole brut

295. Pirrone *et al.* (2001) ont rapporté une concentration moyenne de 10 ppb dans le pétrole brut, avec cependant des pics de 30,000 ppb.

296. Les concentrations de mercure dans le pétrole brut sont résumées au tableau 5-14. Ce tableau illustre les importantes variations de la concentration dans le pétrole. Cependant, les valeurs extraordinairement élevées ne sont présentes que sur un nombre de champs très faible. Par exemple, Wilhelm & Bigham (2002) ont répertorié des échantillons provenant du même petit champ en Californie (qui représente 0.2% du pétrole traité aux États Unis) et qui contenaient des concentrations de mercure extrêmement élevées ; ces données font partie de celles figurant au tableau 5-14. Si l'on exclut ces échantillons du tableau, les valeurs moyennes des trois ensembles ayant des valeurs moyennes très élevées baissent jusqu'à 1000 fois (les données sont de Shah *et al.* 1970, Filby & Shah, 1975 et Bloom, 2000).

297. Outre les données auxquelles Wilhem (2001) avait fait référence, le tableau contient des données relative à la teneur en mercure du pétrole provenant des pays de la CEI (Lassen *et al.*, 2004). La moyenne est calculée à partir de la valeur moyenne des échantillons provenant de chacun des 42 champs pétrolifères analysés. La valeur moyenne pour l'ensemble des données était de 300 ppb, alors que la moyenne pour 9 champs pétrolifères russes était de 180 ppb. Les auteurs de ce rapport ont indiqué que les données pouvaient être biaisées par des échantillons contenant des quantités de mercure relativement élevées dans la mesure où nombre de ces analyses avaient été réalisées dans le but d'étudier l'existence de région, notamment en Asie Centrale, où les concentrations de mercure étaient relativement élevées.

Tableau 5-14 Concentrations de mercure dans les pétroles bruts

Notes	Moyenne (ppb)	Gamme de valeurs (ppb)	Ecart type	Nombre d'échantillons	Référence
Asie	<1			1	Tao <i>et al.</i> , 1998 *1
Raffineries canadiennes	1.6	<2 - 9	1.6	8	Duo <i>et al.</i> , 2000 *1
Libyen	3.1	0.1 - 12.2	4.2	6	Musa <i>et al.</i> , 1995 *1
Origines non spécifiées	4.4	1.6-7.2	1.0	11	Liang <i>et al.</i> , 2000 *1
Raffineries du New Jersey	3.5	0.1-12.2		23	Morris, 2000 *1

Notes	Moyenne (ppb)	Gamme de valeurs (ppb)	Ecart type	Nombre d'échantillons	Référence
Canada et importations	8	All <DL=15		24	Cao, 1992 *1
Canada	22	<2 - 399	63.6	86	Hitchon & Filby, 1983 *1
Raffineries de la West Coast	65	<10 - 1,560		26	Magaw <i>et al.</i> , 1999 *1
Russie; moyenne des resultants pour 9 champs pétrolifères	180				Lassen <i>et al.</i> , 2004
Pays de la CEI: moyenne des resultants pour 42 champs pétrolifères	300	< 8- 6,900		113	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Origines non spécifiées	1.505	NR	3,278	76	Bloom, 2000 *1
USA & importations	3.200	23 - 29,700		10	Shah <i>et al.</i> , 1970 *1
USA & importations	5.803	<4 - 23,100		4	Filby & Shah, 1975 *1

Notes *1 Source: Wilhelm, 2001. NR: non rapporté.

Concentrations de mercure dans les produits pétroliers raffinés

298. Le tableau 5-15 présente des données relatives aux concentrations de mercure dans un certain nombre de produits pétroliers raffinés et compilées par Wilhelm (2001).

Tableau 5-15 Concentrations de mercure dans des produits pétroliers raffinés (Selon des données de Wilhelm, 2001)

Type	Moyenne (ppb)	Gamme de valeurs (ppb)	Ecart type	Nombre d'échantillons	Références *1	Notes
Kérosène	0.04	0.04	NR	1	Liang <i>et al.</i> , 1996	USA
Asphalte	0.27	NR	0.32	10	Bloom, 2000	USA
Diésel	0.4	0.4	NR	1	Liang <i>et al.</i> , 1996	USA
Huile de chauffage	0.59	0.59	NR	1	Liang <i>et al.</i> , 1996	USA
Carburant utilitaire	0.67	NR	0.96	32	Bloom, 2000	USA
Essence	0.7	0.22 - 1.43	NR	5	Liang <i>et al.</i> , 1996	USA
Distillats légers	1.32	NR	2.81	14	Bloom, 2000	USA
Essence	1.5	0.72 - 1.5	NR	4	Liang <i>et al.</i> , 1996	Foreign
Diésel	2.97	2.97	NR	1	Liang <i>et al.</i> , 1996	Foreign
Fioul résidentiel	4	2-6		6	EPA, 1997b	
Naphtha	15	3 - 40	NR	4	Olsen <i>et al.</i> , 1997	
Naphtha	40	8 - 60	NR	3	Tao <i>et al.</i> , 1998	Asian
Coke de pétrole	50	0-250	NR	1000	US EPA, 2000	USA
Carburant distillé	120			3	US EPA, 1997b	

Notes *1 Les références renvoient vers celles de Wilhelm, 2001. NR: non rapporté.

299. Le tableau 5-16 donne des concentrations de mercure dans des types de carburant spécifiques utilisés aux Etats Unis (US EPA, 1997a).

Tableau 5-16 Concentrations de mercure dans différents types de carburants utilisés aux Etats Unis (en ppmwt) (US EPA, 1997a)

Carburant	Nombre d'échantillons	Gamme de valeurs (ppmwt)	Valeur type
Residuel No. 6	??	0.002-0.006	0.004 *1
Distillé No. 2	??	??	<0.12 *2
Brut	46	0.007-30	3.5 *3

Notes: *1 Point médian pour la gamme de valeurs ;
 *2 Moyenne des données pour 3 sites;
 *3 La moyenne des 46 points de données était de 6.86 ; si l'on élimine la valeur de 23.1 la valeur relative aux 45 points restants sera 3.2 ppmwt. On a choisi une valeur de compromis 3.5 ppmwt comme étant la meilleure valeur type.

Références: Brooks, 1989; Levin, 1997; Chu & Porcella, 1994.

5.1.3.4 Exemples de mercure dans les rejets et déchets ou résidus

Extraction et raffinage

300. Nous n'avons pas pu trouver de données portant sur les rejets de mercure au cours de l'extraction et du raffinage du pétrole dans le cadre de cet Outil d'Inventaire. Les données existantes et relatives au contenu de mercure dans le pétrole brut et dans les produits du raffinage du pétrole indiquent cependant que ces rejets existent. Ceci peut être considéré comme une lacune importante au regard des rejets de mercure au niveau mondial.

301. En se basant sur une comparaison entre la teneur en mercure du pétrole brut et celle de certains produits de raffinage, il apparaît que les rejets en provenance des raffineries pourraient être importantes. Par exemple, l'Agence Américaine pour la Protection de l'Environnement (EPA) a estimé que les rejets de mercure provenant de la combustion du pétrole brut pourraient s'élever approximativement à 41 kg/10¹⁵ J (US EPA, 1997, cité par NESCAUM, 1998). Il faut comparer ceci aux estimations de rejets portant sur le carburant résiduel et le carburant distillé qui sont de 0.20 et 2.7 kg/10¹⁵ J respectivement (NESCAUM, 1998). L'importance des variations de magnitude suggère que des quantités importantes de mercure finissent dans des produits du raffinage du pétrole ou sont rejetés au cours du processus de raffinage (NESCAUM, 1998).

Combustion et autres usages

302. Comme principe général, on peut considérer que 100% du mercure contenu dans les produits pétroliers utilisés, y compris le pétrole brut, est rejeté dans l'air. Il peut y avoir des exceptions avec les systèmes de combustion équipés de systèmes de nettoyage de gaz de conduite et opérant dans des conditions qui favorisent l'oxydation du mercure présent dans le gaz de conduite (selon l'expérience des systèmes à combustion de charbon) ou conçus pour la rétention du mercure.

303. Les trois types de contrôles mis en oeuvre sur les chaudières à pétrole et les fourneaux sont la modification de la chaudière, la substitution du carburant et le lavage des gaz de conduite. Seuls les systèmes de substitution du carburant et de lavage du gaz de conduite peuvent avoir un impact sur les rejets de mercure. La substitution du carburant est utilisée d'abord pour réduire les émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x). Cependant, si les carburants de substitution présentent des concentrations de mercure inférieures, la substitution permettra également de réduire les émissions de mercure. En général, on n'utilise pas de systèmes de

contrôle de particules hautement efficaces sur les systèmes à combustion de carburant dans la mesure où les émissions de matière à particules provenant de ces unités sont généralement très inférieures à celles provenant des unités à combustion de charbon.

304. Aux Etats-Unis, les équipements de lavage des gaz de conduite ne sont généralement utilisés que sur les grandes chaudières à carburant. Les collecteurs mécaniques, qui constituent le principal système de contrôle utilisé, sont d'abord utiles dans le contrôle des particules générées au cours du soufflage de la suie ou lorsque l'on utilise un pétrole lourd et très sale. Dans ces situations, les collecteurs cycloniques peuvent contrôler jusqu'à 85% des particules, mais on s'attend à un taux de contrôle du mercure négligeable avec les collecteurs mécaniques. On utilise les précipitateurs électrostatiques sur certaines usines à combustion de carburant. Selon l'EPA, qui se base sur des données provenant de deux usines à combustion de carburant, on obtient des taux de rétention du mercure allant de 43% à 83% sur les chaudières à combustion de carburant équipées de ce type de précipitateurs. On a installé des systèmes de lavage (Scrubbing systems) sur les chaudières à carburant afin de contrôler les oxydes de soufre et les particules ; tout comme les systèmes mis en place dans le cas de la combustion de charbon, ces laveurs peuvent réaliser des pourcentage d'efficacité de contrôle de l'ordre de 50 à 90% (US EPA, 1997a). Il peut se produire une rétention du mercure dans la mesure où ces systèmes refroidissent le gaz, mais nous n'avons recueilli aucune donnée quant au pourcentage de mercure enlevé.

305. Le seul impact important des émissions atmosphériques de mercure à partir de la combustion du carburant provient des gaz de combustion issus des cheminées de ventilation. Aux Etats-Unis, on a utilisé trois types d'informations pour élaborer les facteurs d'émission provenant de la combustion du pétrole. Il s'agit d'abord des données relatives aux valeurs calorifiques des carburants et à leur teneur en mercure qui ont servi à élaborer des facteurs d'émission par équilibre des masses, en partant du principe que tout le mercure contenu dans le carburant est rejeté par la cheminée. Ensuite, on a procédé à une évaluation des facteurs d'émissions élaborés pour la combustion des carburés résiduels et distillés. Enfin, les données provenant des tests d'émission ont été évaluées et résumées (US EPA, 1997a).

306. Après analyse des données disponibles, l'EPA a procédé à une estimation des facteurs d'émission atmosphérique du mercure les "plus typiques" concernant la combustion de carburants aux Etats-Unis. Ces facteurs d'émission sont présentés au tableau 5-17. On peut trouver de plus amples informations sur ces données et les calculs dans le rapport de l'EPA (US EPA 1997a).

307. Les facteurs d'émissions relatifs au pétrole distillé, au pétrole résiduel et au pétrole brut présentés au tableau 5-18 concernent les émissions « incontrôlées ». Les données n'ont pas été jugées suffisantes pour élaborer des facteurs d'émissions contrôlés pour la combustion du fioul. Il y a beaucoup d'incertitudes dans ces estimations de facteurs d'émission à cause de la variabilité des concentrations de mercure dans fioul, du caractère incomplet de la base de données sur le pétrole distillé et de l'incertitude sur la prise d'échantillons et les analyses pour détecter le mercure (US EPA, 1997a). Ces facteurs d'émission devraient donc être utilisés avec beaucoup de précautions et pourraient être inadaptés pour une utilisation sur une usine spécifique. De plus, pour estimer les rejets provenant d'une usine à combustion de carburant dans un autre pays, il serait préférable de disposer de données spécifiques à ce pays et/ou des données spécifiques à une usine plutôt que de se baser sur des facteurs d'émission provenant des Etats Unis.

Tableau 5-17 Les facteurs d'émission atmosphérique du mercure les "plus typiques" concernant la combustion de carburants aux Etats-Unis selon des analyses de l'EPA (US EPA, 1997a)

Type de fioul	Facteurs d'émission de mercure calculés		
	Kg/10 ¹⁵ J	g/tonne métrique de fioul	g/10 ³ L fioul
Residuel No. 6	0.2	0.009	0.0085

Distillé No. 2	2.7	0.12	0.10
Brut	41	1.7	1.7

5.1.3.5 Facteurs d'absorption et facteur de distribution des rejets

308. A partir des informations compilées ci dessus et relatives aux absorptions et rejets et aux principaux facteurs déterminant les rejets, nous proposons les facteurs préliminaire d'absorption et de distribution suivants afin qu'ils soient utilisés dans les cas où l'on ne dispose pas de données spécifiques. Nous insistons sur le fait que les facteurs par défaut proposés dans cet Outil sont tirés à partir d'une base de données limitée et devraient être considérés comme provisoires et susceptibles d'être révisés avec l'accroissement de la base de données. Dans de nombreux cas, le calcul des intervalles de rejet permettra d'obtenir une meilleure estimation des rejets réels.

309. L'objectif premier de l'utilisation de ces facteurs par défaut est d'avoir une première idée de l'importance de la sous-catégorie en termes de rejets de mercure dans le pays. Habituellement on affine les estimations après les avoir calculés avec les facteurs par défaut avant qu'aucune action d'envergure ne soit entreprise sur la base des ces estimations.

a) Facteurs par défaut d'absorption du mercure pour l'utilisation du pétrole

310. L'apport en mercure peut être calculé en multipliant la concentration de mercure dans le produit pétrolier en question par la quantité de ce même produit utilisée. Les données réelles sur les niveaux de mercure dans le pétrole spécifique extrait, raffiné ou brûlé permettront d'obtenir une meilleure estimation des rejets. Cependant si les données relatives au produit spécifique utilisé ne sont pas disponibles, on peut se servir de celles données ci-dessus et concernant des produits similaires. On utilise souvent un mélange de pétroles ayant des concentrations de mercure différentes ; dans ces cas, on devrait déterminer une concentration moyenne pondérée par la composition du mélange de pétrole utilisé.

311. Si l'on ne dispose d'aucune information sur la concentration de mercure dans le pétrole utilisé, on peut faire une première estimation à l'aide des facteurs par défaut donnés sur le tableau ci-dessous et basés sur les données présentées dans la présente section. Il est recommandé de calculer et rapporter les intervalles entre les apports de mercure dans cette catégorie de source car les concentrations varient considérablement. Les facteurs minima par défaut ont été établis pour indiquer les estimations basses d'absorption de mercure dans la sous catégorie (mais pas le minimum absolu) et les facteurs maxima permettront d'obtenir des estimations hautes (et non le maximum absolu). Si l'on choisit de ne pas calculer les intervalles, il est recommandé d'utiliser les maxima afin de mettre en exergue l'importance éventuelle de la catégorie de source pour des recherches complémentaires. L'utilisation de l'estimation haute n'implique pas automatiquement que les rejets soient élevés, mais simplement que des études complémentaires pourraient être nécessaires.

312. En ce qui concerne les produits pétroliers raffinés, il faudrait noter que les concentrations de mercure dans le pétrole brut utilisé comme matière première peuvent avoir plus d'influence sur la concentration de mercure dans le produit raffiné que le point d'ébullition (« la lourdeur ») du type de produit pétrolier en question.

Tableau 5-18 Facteurs **préliminaires** d'absorption par défaut du mercure dans différentes qualités de pétrole

Produit pétrolier	Facteurs d'absorption par défaut ; mg de mercure par tonne métrique de
-------------------	---

	pétrole (= ppbwt); (valeur basse – valeur haute)
Pétrole brut	10 - 300
Essence, diesel et autres distillats	1 - 100

b) Facteurs par défaut de distribution des rejets de mercure

313. En ce qui concerne l'extraction et le raffinage du pétrole, on ne peut pas définir de facteurs par défaut de distribution des rejets à cause du manque de données. Pour ce qui est des raffineries de pétrole, on peut déterminer la somme des rejets de mercure dans les milieux environnementaux et les résidus en utilisant une approche d'équilibre des masses et en mesurant les concentrations de mercure dans le mélange de pétrole brut utilisé et en mesurant les concentrations de mercure dans tous les produits générés au cours de la même période (ceci est possible dans les cas où le pétrole absorbé et les produits finis proviennent du même mélange de pétrole brut).

Table 5-19 Facteurs **préliminaires** de distribution des rejets concernant l'extraction, le raffinage et les utilisations du pétrole

Phase du cycle de vie	Facteurs de distribution, proportion d'apport en mercure					
	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets banals	Traitement /élimination spécifique au secteur
Extraction	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Raffinage	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Utilisations :						
Utilisations (autres que la combustion)	1					
Chauffage résidentiel sans contrôle	1					
Usine à combustion de pétrole sans contrôle des émissions	1					
Usine à combustion de pétrole avec un système de contrôle PM utilisant la technologie ESP ou un laveur (scrubber)	0.9				0.1	

314. En général, pour ce qui est des usines à combustion de pétrole, il faut raisonnablement partir du principe que 100% du mercure contenu dans le carburant sera rejeté dans l'air à travers les cheminées de combustion. Cependant, dans certains cas, tels que ceux des usines équipées de systèmes ESP ou de laveurs, une partie du mercure peut être rejetée dans les résidus provenant du système de contrôle.

c) Liens vers les estimations des autres sources de mercure

315. Aucun lien suggéré.

5.1.3.6 Principales données spécifiques aux sources

316. Dans ce cas, les principales données spécifiques aux sources seraient:

- Les données mesurées ou tirées de la littérature et relatives aux concentrations de mercure dans les types de pétrole extraits, raffinés ou utilisés à la source.
- La quantité extraite, raffinée ou utilisée pour de chaque type de pétrole.
- Enfin, les données mesurées portant sur les équipements de réduction des émissions utilisés à la source (ou sur des sources similaires avec des équipements et conditions d'opération très similaires).

317. Voir également les conseils sur la collecte des données à la section 4.4.5.

5.1.3.7 Résumé de l'approche générale pour estimer les rejets

A partir de la combustion de pétrole

318. Comme nous l'avons décrit plus haut, la principale voie de rejet du mercure provenant de la combustion du pétrole c'est la cheminée de ventilation. Les principales informations requises pour estimer les rejets provenant de la combustion du pétrole sont la concentration de mercure dans le type de pétrole utilisé (en ppm ou d'autres unités de mesure) et le quantité utilisée pour chaque type de pétrole brûlé.

5.1.4 Extraction, raffinage et utilisation du gaz naturel

5.1.4.1 Description de la sous catégorie

319. Le gaz naturel est un carburant fossile qui est extrait, raffiné et utilisé dans de nombreux cas, notamment en combustion pour la production d'électricité et de chaleur. Comme les autres matières naturelles, il contient de petites quantités d'impuretés de mercure présentes dans la nature et qui sont mobilisées dans la biosphère lors de l'extraction, du raffinage et de la combustion. Dans certaines régions, le gaz naturel est connu pour présenter des concentrations de mercure importantes (en fonction de la géologie). Il peut se produire des rejets de mercure au cours de l'extraction, du raffinage ou des étapes d'épuration et d'utilisation du gaz (COWI, 2002 & US EPA, 1997b). Dans certains pays, le mercure présent dans les résidus d'épuration du gaz (dans le condensât et probablement d'autres milieux) est récupéré et commercialisé comme sous-produit. Dans d'autres pays, ces résidus sont récupérés et traités comme déchets dangereux. En ce qui concerne l'extraction de gaz offshore, les premières étapes de l'épuration du gaz se font parfois offshore et peuvent impliquer l'utiliser d'une eau de lavage qui sera rejetée sur le site. On ne comprend pas encore très bien ce qu'il advient du mercure observé dans le gaz naturel; ce qui peut être considéré comme une lacune importante dans la description des rejets de mercure. Au Danemark, et très probablement dans d'autres pays, le gaz qui est livré aux consommateurs est déjà épuré et ne contient donc que très peu de mercure à cette étape.

320. Le processus de production d'électricité à partir du gaz naturel débute par l'extraction du gaz et se poursuit par le traitement et le transport vers la centrale électrique avant de se terminer par la combustion dans les chaudières et les turbines pour produire de l'électricité. On commence par creuser des puits dans le sol pour extraire le gaz naturel ; ensuite, après extraction, le gaz naturel est traité sur des usines à gaz pour enlever les impuretés telles que le sulfure d'hydrogène, l'hélium, le dioxyde de carbone, les hydrocarbures et l'humidité. Il est ensuite transporté dans les pipelines vers des centrales électriques ou à travers des systèmes d'approvisionnement vers les chaudières domestiques pour combustion.

321. Parmi les autres utilisations du gaz naturel, on compte, entre autres, la synthèse chimique, la production de polymères et la production de pigments noirs.

5.1.4.2 Principaux facteurs déterminants les rejets de mercure

Tableau 5-20 Principaux rejets et milieux récepteurs au cours du cycle de vie de l'extraction, du raffinage et de l'utilisation du gaz naturel

Phase du cycle de vie (/utilisation)	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets banals	Traitement / élimination spécifique au secteur
Extraction /Raffinage	X	X	X	x	x	X
Combustion	x					
Autres usages						

Notes: X – Voie de rejet supposée prédominante pour la sous-catégorie ; x - Voies de rejet additionnelles à prendre en compte selon la source spécifique et la situation nationale.

322. Les principaux facteurs qui déterminent les rejets sont les niveaux de mercure dans le gaz naturel et la quantité de gaz naturel extraite, raffinée ou brûlée.

323. L'essentiel du mercure contenu dans la matière première pourrait être enlevé au cours de l'extraction et/ou du processus de raffinage, y compris lors de l'extraction du sulfure d'hydrogène (Pirrone *et al.*, 2001). Le gaz naturel est donc considéré en général comme un carburant à combustion propre ayant habituellement des concentrations de mercure très basse.

324. La production de cendres est également très faible voire nulle lors du processus de combustion dans ces unités (US EPA, 1997b). Au cours de la combustion presque tout le mercure restant dans le gaz naturel va se volatiliser et sera évacué du fourneau avec les gaz de combustion à travers les cheminées puisque l'intégralité du carburant est exposé à des flammes de haute température. Les usines à combustion de gaz ne disposent habituellement pas de systèmes de contrôle permettant de réduire les émissions de mercure (US EPA, 1997a).

5.1.4.3 Discussion des apports de mercure

Table 5-21 Aperçu des données liées au taux d'activité et des types de facteurs d'absorption requis pour estimer les rejets provenant de l'extraction, du raffinage et de l'utilisation du gaz naturel

Phase du cycle de vie	Données requises concernant le taux d'activité	Facteurs d'absorption du mercure
Extraction /Raffinage	Quantité de gaz naturel produite	Concentration de mercure dans le gaz absorbé et le gaz rejeté respectivement
Combustion/utilisation	Quantité de gaz naturel brûlée	Concentration de mercure dans le gaz naturel brûlé

325. On peut trouver les estimations détaillées de consommations nationales des différents types de carburant (totaux et détails par secteur) sur le site Internet de l'Agence Internationale de l'Energie <http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp>.

326. **Combustion du gaz naturel** : Les concentrations de mercure dans le gaz naturel peuvent varier selon la géologie locale, cependant les concentrations dans le gaz fourni aux

consommateurs ("gaz de pipeline") s'avèrent généralement très basses (COWI, 2002 et US EPA, 1997b). On trouve les données relatives aux niveaux de mercure dans le gaz naturel au tableau 5-22.

327. On trouve des exemples de concentration de mercure dans le gaz de source au tableau 5-22. La teneur en mercure varie considérablement entre les différentes régions du monde. Il faudrait noter que l'on ne sait pas exactement dans quelle mesure les données présentées sont représentatives de régions où les teneurs en mercures sont particulièrement élevées.

Tableau 5-22 Exemples de concentrations de mercure dans le gaz de source

Notes	Gamme de valeurs (µg/Nm ³)	Moyenne (µg/Nm ³)	Nombre d'échantillons	Référence
Gaz de source des USA (estimation)		<1 *1		Wilhelm, 2001
Gaz de source provenant des puits de la Fédération de Russie	0.05-70 *1	2.4 *1	48	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Gaz libre provenant des puits de la Fédération de Russie (après séparation du condensat primaire)	0.07-14 *1	3,4 *1	169	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Vallée de San Joaquin, Californie	1.9-21			Bailey <i>et al.</i> , 1961 *2
Moyen Orient	<50			Hennico <i>et al.</i> , 1991 *2
Pays Bas	0.001-180			Bingham, 1990 *2
Afrique du Sud	100			Hennico <i>et al.</i> , 1991 *2
Pays Bas	0-300			Gijsselman, 1991 *2
Extrême Orient	50-300			Hennico <i>et al.</i> , 1991 *2
Sumatra	180-300			Muchlis, 1981; Situmorang & Muchlis, 1986 *2

Notes *1 Les références utilisent le µg/m³ comme unité de mesure sans indiquer si le volume est normalisé en Nm³;

*2 Cité par OilTracers (1999-2004).

Tableau 5-23 Exemples de concentration de mercure dans le gaz de pipeline (après lavage et tel qu'il est reçu par les consommateurs)

Pays	Concentration de mercure µg/m ³	Référence et notes
USA	<0.02 - <0.2	Wilhelm, 2001; tous les résultats sont en deçà de la limite de détection utilisée pour les différentes analyses
Fédération de Russie	0.03 - 0.1	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Danemark	<0.1 - 0.8	Skårup <i>et al.</i> , 2003

328. Selon Pirrone *et al.* (2001) il faudrait obtenir "une réduction du mercure en deçà de 10 µg/m³ pour que le gaz puisse être utilisé", ce qui pourrait indiquer que les concentrations de mercure dans le gaz fourni aux consommateurs seraient généralement en dessous de cette limite en

Europe – qui est la zone géographique concernée par cette étude – mais le gaz naturel d'origine pourrait parfois présenter des concentrations de mercure supérieures.

5.1.4.4 Exemples de mercure dans les rejets et déchets ou résidus

329. La majeure partie du mercure contenu dans le gaz naturel peut généralement être séparée du gaz pour aller dans les différentes eaux usées provenant du lavage du gaz ou les condensats.

330. Le terme condensat de gaz fait référence à des liquides qui peuvent provenir de différents sites dans un système de traitement des gaz (Wilhelm, 2001). Un condensat générique non traité est constitué de l'hydrocarbure liquide qui se détache dans le premier séparateur, soit au niveau du puits ou à l'usine de gaz. Le condensat traité est la fraction C5+ (hydrocarbonés plus lourds) qui est produite par une usine de séparation de gaz.

Tableau 5-24 Exemples de concentration de mercure dans les condensats de gaz

Référence	Nombre d'échantillons	Gamme de valeurs (ppb)	Moyenne (ppb)	SD	Notes
Olsen <i>et al.</i> , 1997 *1	4	NR	15		Origines non répertoriées
Shafawi <i>et al.</i> , 1999 *1	5	9-63	30	18.6	S.E. Asiatique
Tao <i>et al.</i> , 1998 *1	7	15-173	40		Asiatique
Lassen <i>et al.</i> , 2004	5	60-470	270	270	Fédération Russe
Bloom, 2000 *1	18	NR	3,964	11,655	Essentiellement Asiatique

Notes: *1 Cité par Wilhelm (2001); "NR" moyenne non rapporté.

331. Nous n'avons pas trouvé d'exemples de concentrations de mercure dans les eaux usées provenant du prélavage offshore du gaz pour le présent Outil.

332. En ce qui concerne le gaz de pipeline, c'est à dire celui reçu par les consommateurs, on peut considérer que tout le mercure sera rejeté dans l'air ou cours de l'utilisation ou de la combustion.

5.1.4.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution des rejets

333. Selon les informations compilées ci-dessus et portant sur les absorptions et rejets et les principaux facteurs qui déterminent les rejets, nous proposons les facteurs d'absorption de distribution suivants à titre provisoire pour une utilisation dans les cas où les données spécifiques aux sources ne seraient pas disponibles. Nous insistons sur le fait que ces facteurs par défaut sont déterminés à partir d'une base de données limitée et devraient être considérés comme provisoires et susceptibles d'être révisés. Dans de nombreux cas, le calcul des intervalles de rejet permettra d'obtenir une meilleure estimation des rejets réels.

334. L'objectif premier de l'utilisation de ces facteurs par défaut est d'avoir une première idée de l'importance de la sous-catégorie en termes de rejets de mercure dans le pays. Habituellement on affine les estimations après les avoir calculés avec les facteurs par défaut avant qu'aucune action d'envergure ne soit entreprise sur la base de ces estimations.

a) Facteurs par défaut d'absorption de mercure

335. Les données réelles sur les niveaux de mercure dans le gaz naturel spécifique extrait, raffiné ou utilise permettront d'obtenir une meilleure estimation des rejets. Cependant, si ces données ne sont pas disponibles, on peut utiliser celles relatives à des gaz similaires comme alternative.

336. Si l'on ne dispose d'aucune indication sur la concentration de mercure dans le gaz utilisé, on peut faire une première estimation à l'aide des facteurs par défaut donnés au tableau 5-25 ci-dessous et basées sur les données présentées dans la présente section. Il est recommandé de calculer et rapporter les intervalles entre les apports de mercure dans cette catégorie de source car les concentrations varient considérablement. Les facteurs minima par défaut ont été établies pour indiquer les estimations basses d'absorption de mercure dans la sous catégorie (mais pas le minimum absolu) et les facteurs maxima permettront d'obtenir des estimations hautes (et non le maximum absolu). Si l'on choisit de ne pas calculer les intervalles, il est recommandé d'utiliser les maxima afin de mettre en exergue l'importance éventuelle de la catégorie de source pour des recherches complémentaires. L'utilisation de l'estimation haute n'implique pas automatiquement que les rejets soient élevés, mais simplement que des études complémentaires pourraient être utiles.

Tableau 5-25 *Facteurs d'absorption par défaut (provisaires) du mercure dans différentes qualités de gaz naturel*

Qualité de gaz	Facteurs d'absorption par défaut ; µg Hg/Nm ³ gas; (valeur basse – valeur haute)
Gaz originel ou gaz prélavé	2 – 200
Gaz de pipeline (qualité fournie au consommateur)	0.03 – 0.4

b) Facteurs de distribution par défaut des rejets de mercure

337. En ce qui concerne l'extraction et le raffinage du gaz naturel, il n'est actuellement pas possible de définir des facteurs de distribution des rejets qui soient réalistes à cause du manque de données vérifiées. On pourrait établir des estimations de rejets réalistes en mesurant les concentrations de mercure corrélées dans toutes les absorptions et tous les rejets de l'extraction et du raffinage du gaz naturel. Si les quantités de condensat de gaz produites sont connues, on peut estimer approximativement les rejets de mercure dans les condensats en utilisant les données relatives à la concentration de mercure et présentées au tableau 5-24 ci-dessus.

338. Pour ce qui est de la combustion et de l'utilisation du gaz naturel, on peut utiliser les facteurs par défaut donnés ci-après, au tableau 5-26, pour calculer une estimation indicative des rejets de mercure..

Table 5-26 *Facteurs préliminaires de distribution des rejets concernant l'extraction, le raffinage et l'utilisation du gaz naturel*

Phase du cycle de vie	Facteur de distribution des rejets, proportion de Hg absorbé					
	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets banals	Traitement / élimination spécifique au secteur
Extraction /raffinage	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		n.d.
Combustion/utilisation	1					

c) Liens vers d'autres estimations des sources de mercure

339. Aucun lien suggéré.

5.1.4.6 Principales données spécifiques aux sources

340. Dans ce cas, les données spécifiques aux sources les plus importantes seraient :

- Les données mesurées ou provenant de la littérature et relatives aux concentrations de mercure dans le gaz naturel extrait, raffiné et brûlé à la source.
- Quantité de gaz naturel extraite, raffinée et brûlée.
- Données mesurées portant sur les équipements de réduction des émissions utilisés à la source (ou sur des sources similaires ayant un équipement et des modes d'opération très similaires).

341. Voir également les conseils sur la collecte des données à la section 4.4.5.

5.1.5 Autres combustibles fossiles - extraction et utilisation

5.1.5.1 Description de sous-catégorie

342. Cette catégorie comprend l'extraction et l'utilisation d'autres fossiles comme la tourbe (qui est une nouvelle forme de charbon) et l'huile de schiste. L'huile de schiste est un type de schiste à partir de laquelle peut être récupérée une huile brute noire à travers la distillation. Comme les autres fossiles et combustibles non fossiles ceux-là peuvent contenir des traces de mercure qui peuvent être mobilisées par extraction et combustion.

343. Seules des données limitées ont été collectées concernant ces sources potentielles de rejet de mercure pour cette version de l'outil. Si aucune donnée ne peut être trouvée durant l'inventaire, l'option sera de mesurer les concentrations de mercure dans les types de combustibles utilisés et tous les résidus et rejets produits.

5.1.5.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et les facteurs d'intensité de mercure

Table 5-27 Voies de rejets et médiums récepteurs durant le cycle de vie de l'extraction et d'utilisation d'autres combustibles fossiles.

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet général	Traitement/Élimination secteur spécifique
Extraction						
Combustion	X	x	x		x	x

Notes: X - Voie de rejet sensé être prédominant pour la sous-catégorie;
x - Voies de rejet additionnelles à examiner, selon une source spécifique et une situation nationale

5.1.5.3 Exemple de facteurs de production de mercure

Table 5-28 *Aperçu des données du taux d'activité et du type de facteurs de production de mercure nécessaires à l'estimation des rejets provenant de l'extraction et l'utilisation d'autres combustibles fossiles*

Phase de cycle de vie	Données du taux d'activités nécessaires	Facteurs de production de mercure
Combustion	Quantités de combustibles utilisés	Concentration de mercure dans les combustibles utilisés

344. Des études ont montré que le mercure est présent dans la tourbe et l'huile de schiste. Par exemple, une étude menée en Caroline du Nord aux Etats-Unis fait état d'une concentration de mercure de 40 - 193 ng/g (matière sèche) dans la tourbe, basée sur les données d'évaluation (Evans *et al.*, 1984).

345. Des estimations détaillées sur la consommation totale de différents types de combustibles et dans tous les secteurs sont disponibles sur le site Web de l'Agence de l'énergie internationale <http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp>.

5.1.5.4 Exemples de mercure dans les rejets et déchets/résidus

346. Aucune donnée collectée.

5.1.5.5 Facteurs de production et facteurs d'intensité de répartition

a) Facteurs de production de mercure par défaut

347. Tourbe: Si aucune donnée n'est disponible, la concentration de mercure mentionnée dans la section 5.1.5.3 ci-dessus peut être utilisée.

348. Huile de schiste : aucun facteur n'a été développé

b) Facteurs de répartition de mercure par défaut

349. Tourbe: si rien d'autre n'est su, 100% du mercure contenu dans la tourbe peu être considéré comme rejet dans l'air (comme estimation approximative – de petites quantités de mercure peuvent probablement suivre les résidus et cendres de combustion).

350. Huile de schiste : aucun facteurs n'a été développé pour cette sous-catégorie de source.

c) Liens avec d'autres sources d'estimation de mercure

351. pas de liens proposés

5.1.6 Production d'énergie et de chaleur alimentée à la biomasse

5.1.6.1 Description de sous-catégorie

352. Plusieurs pays et régions comptent beaucoup sur la combustion de biomasse pour la production de chaleur et d'énergie. Ces sources bois, notamment brindille, écorce, sciure et copeau de bois, tourbe et/ou résidus agricoles (tels que la paille, citrus pellet, écorce de noix de

coco, litière de volaille et excréments de chameau) (PNUE, 2003). Les déchets de bois sont utilisés comme combustible dans les industries. Dans le secteur domestique, le bois est utilisé dans les poêles à bois et dans les foyers (Pirrone *et al.*, 2001). Pour cet outil, les sources de cette catégorie comprennent les chaudières à bois et autres types de chauffage alimenté à la biomasse, les poêles à bois, les foyers et autres combustions de la biomasse. Pour les chaudières, on pense que les générateurs électriques de vapeur bien gérés sont utilisés pour maximiser la production électrique. Cette section ne traite pas la cuisson au bois contaminé.

353. La biomasse est brûlée dans une large gamme d'appareils pour la production d'électricité allant de petits chauffeurs au système très sophistiqué de chauffage dotés d'appareils de contrôle extensif contre la pollution atmosphérique (APC). La combustion de biomasse pour la production d'électricité se déroule souvent dans deux types de chaudières (chauffeurs et chaudière à lit fluidisé) qui se distinguent par la manière avec laquelle le carburant alimente le système (PNUE, 2003).

354. Les chaudières utilisent une grille fixe, oscillante et roulante sur laquelle passe la biomasse à travers la chaudière durant la combustion. L'air comburant primaire est injecté à travers le bio carburant depuis le fond de la grille. Tous ces systèmes brûlent la biomasse de manière très efficace laissant la plus grande partie du cendre comme résidu sec au fond de la chaudière (PNUE, 2003).

355. Les chaudière à lit fluidisé utilise un lit de matières inertes (exemple, sable et ou cendre), qui est fluidisé en injectant la combustion atmosphérique primaire. La biomasse est détruite et ajoutée au lit fluidisé où il est brûlé. Les cendres fluidisées qui passent par le tuyau de gaz sont généralement collectées dans un cyclone "multiple" suivi d'un ESP ou d'un baghouse et injecté à nouveau dans la chaudière. Une petite quantité de cendre (ou rien) quitte la chaudière puisque toutes les plus grandes particules de gaz restent dans le lit fluidisé ou sont collectées par le séparateur cyclone. Ainsi, presque tous les cendres sont collectées en tant que cendre volant dans l'ESP ou baghouse (PNUE, 2003).

356. Le chauffage et la cuisine domestiques avec la biomasse sont fréquents dans bon nombre de pays. Dans la plupart, le bois est préféré comme combustible, toutefois, les autres biocombustibles peuvent être utilisés.

357. La biomasse pour le chauffage et la cuisine dans les maisons est brûlée dans un large gamme d'appareils allant des poêles-cuisinières petits et fermés et cheminée au poêle et four très sophistiqués qui utilisent La combustion de la biomasse pour le chauffage et la cuisine domestique se fait souvent efficacement avec des mécanismes de rendement de combustion croissant, comme le PIB et le niveau de développement des pays (PNUE, 2003).

5.1.6.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et les facteurs d'intensité de mercure

Table 5-29 Principaux rejets et médiums récepteurs de production d'énergie et de chaleur alimentée à la biomasse

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet général	Traitement/Élimination secteur spécifique
Combustion	X	x	x		x	x

Notes: X -- Voies de rejet sensé être prédominant pour la sous-catégorie;
x - Voies de rejet additionnelles à examiner, selon une source spécifique et une situation nationale.

358. Les facteurs les plus importants déterminants les rejets sont les niveaux de mercure dans les combustibles et la quantité de combustibles brûlée. Le mercure contenu dans les bio6combustibles proviennent du mercure présent naturellement et celui provenant des émissions anthropiques (COWI, 2002). Par exemple, les arbres (particulièrement aiguilles et feuilles) absorbent le mercure provenant de l'atmosphère. Ce mercure est facilement rejeté dans l'air quand on brûle le bois et autre biomasse (Fiedler, H.R. *et al.*, 2001).

359. Les rejets de mercure provenant de la combustion de bois et autres biomasses peuvent être considérables dans certains pays (COWI, 2002). La plupart du mercure dans la biomasse devrait être rejetée dans l'air. Une quantité moins importante de mercure peut être rejetée dans les cendres et résidus, dont l'importance dépend de la matière spécifique brûlée, du type du système de combustion et tout autre contrôle d'émission.

5.1.6.3 Discussion de facteurs de production de mercure

Table 5-30 *Aperçu de données de taux d'activité et types facteur de production de mercure nécessaires à l'estimation des rejets issus de la production de chaleur et d'énergie alimentée à la biomasse*

Données de taux d'activités nécessaires	Facteurs de production de mercure
Type et quantité de biomasse brûlée	Concentration de mercure dans la biomasse brûlée

360. Le principal facteur de production de mercure nécessaire est la concentration de mercure dans le bois et autres biomasses brûlées à la source et la quantité de chaque type de biomasse brûlé.

361. Pour les sources de combustion de bois incontrôlées, US EPA a développé un facteur d'émission de 0,0021 grammes de mercure par tonnes de bois (exemple poids humide). En appliquant l'hypothèse selon laquelle tout le mercure contenu dans le bois provenant de sources incontrôlées est émis dans l'air, il est estimé que la concentration moyenne de mercure dans le bois brûlé aux USA est de près de 0,002 ppm (US EPA, 1997a et NJ MTF, 2002).

362. Un facteur d'émission atmosphérique moyen de 0,0026 g de mercure par tonnes de bois brûlé est recommandé par US EPA comme étant « le meilleur facteur d'émission typique » pour les combustibles de déchets de bois dans les chaudières aux USA (US EPA, 1997b).

363. Des études menées aux USA montrent que la teneur en mercure des déchets sauvages et végétation varient entre 0,01 – 0,07 mg Hg/kg de matières sèches (Friedly *et al.*, 2001).

364. Selon les études menées au Danemark, la teneur de mercure du bois et paille brûlé varie entre 0,007 - 0.03 mg/kg de matière sèche (Skårup *et al.*, 2003).

365. Les études menées par la Suède montrent une concentration de mercure de 0,01 - 0,02 mg/kg de matière sèches le bois de chauffage. Toutefois, les concentrations de 0,03 - 0,07 mg/kg de matière sèches dans le bois de saule ont été trouvées (Kindbom et Munthe, 1998). Une concentration de mercure de 0,04 mg/kg matière sèche a été trouvée sur les écorces tandis que 0,3 – 0,5 mg/kg matière sèche (Kindbom et Munthe, 1998) a été trouvé sur les sapins.

366. Les estimations détaillées de la consommation totale nationale et sectorielle des différents types de combustibles sont disponibles dans le site Web de l'Agence internationale de l'énergie <http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp>.

5.1.6.4 Exemples de mercure dans les rejets et résidus/déchets

367. Bien que certains poêles à bois utilisent des mesures de contrôle d'émission comme les catalyseurs et chambre de combustion secondaire pour réduire les émissions de composantes organiques volatiles et monoxyde de carbone, ces techniques ne devraient pas affecter les émissions de mercure. Toutefois, certaines chaudières à bois utilisent des équipements de contrôle PM qui peuvent apporter certaine réduction. Actuellement les quatre appareils de contrôle les plus usités aux USA dans le cadre de la réduction des émissions PM issues des chaudières à bois sont les collecteurs mécaniques, les séparateur à couche filtrante, dépoussiéreurs par voie humide, et dépoussiéreur électriques (ESP) . parmi ces moyens de lutte, les trois derniers ont une potentialité de capturer une quantité significative de mercure (US EPA, 1997a, US EPA, 2002a et US EPA, 1996).

368. Les dépoussiéreurs par voie humide les plus utilisés pour les chaudières à bois aux USA sont les laveurs à venturi. Aucune date n' a été identifiée sur l'efficacité du contrôle des appareils pour les émissions de mercure sur les chaudières à bois. Toutefois, certains contrôles sont entendus. les séparateurs à couche filtrante et ESP sont aussi employés sur chaudières à bois. Toutefois, si on se base sur les données issues des centrales thermiques à charbon, les rendements de séparation de mercure par les FF peuvent être de 50% ou moins et les rendements pour les ESP sont probablement un peu plus inférieur à 50% ou moins (US EPA, 1997a et US EPA, 2002a).

369. Les données sur les rejets de mercure issus de la combustion du bois sont limitées. Un rapport du National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement (NCASI) aux USA montre une variété et un facteur moyen d'émission pour les chaudières sans les ESP et pour les chaudières avec ESP (NCASI, 1995, comme cité dans US EPA, 1997a). les chaudières sans ESP ont une variété d'autres appareils de contrôle notamment, les cyclones, les multi cyclones, dépoussiéreurs par voie humide. Le facteur moyen d'émission déclaré pour les chaudières sans ESP est de $3,5 \times 10^{-6}$ kg/tonnes de bois sec brûlé. Le facteur moyen d'émission déclaré pour les chaudières avec ESP est $1,3 \times 10^{-6}$ kg/ tonnes de bois sec brûlé. Pour la combustion de bois dans les chaudières incontrôlées, US EPA a établi un facteur d'émission moyenne pour les émissions de mercure (basé sur les quatre essais d'émission) de 2.6×10^{-6} kg/ tonne d'humide quand le bois à combustible est brûlé (U.S EPA 1997a).

5.1.6.5 Facteurs de production et facteurs d'intensité de répartition

370. Rien n'a été fait jusqu'ici pour développer des facteurs de production et facteurs d'intensité par défaut pour cette sous-catégorie. Si aucune date spécifique n'est disponible, les estimations de rejets pourraient être basées sur les informations données au dessus.

5.1.6.6 Données principales de source spécifique

371. Les plus importantes données principales de sources spécifiques seront dans ce cas :

- Les données mesurées ou données littéraires sur les concentrations de mercure dans les types de biomasse brûlés à la source;
- Quantité de chaque type de biomasse brûlée, et
- Données mesurées sur les équipements de réduction d'émission appliquée à la source (ou sources similaires avec des équipements et conditions de fonctionnement similaires).

372. Voir aussi les données collectées dans la section 4.4.5.

5.1.6.7 Résumé d'approche générale pour estimer les rejets

373. L'approche globale pour estimer les rejets de mercure dans chaque voie de rejet issue de la combustion de biomasse est comme suit:

Facteur de production (concentration de dans la biomasse brûlée à la station) * **Taux d'activité** (quantité de chaque type de biomasse brûlé par an) * **Facteur de répartition** pour chaque voie

Et le total des rejets est la somme des rejets de chaque voie.

5.1.7 Production d'énergie géothermique

5.1.7.1 Description de sous-catégorie

374. Les centrales géothermiques tirent parti des températures souterraines élevées pour la production d'énergie et sont pour la plupart situés dans les zones à activité géothermique spéciale, parfois dans les zones à activité volcanique. Ces centrales électriques sont soit des installations à vapeurs sèches ou humides. Pour les installations à vapeur sèche, la vapeur est pompée des réservoirs géothermiques aux turbines à une température de près de 180 °C et une pression 7,9 barres absolue. Pour les installations humides, l'eau existe dans la production de strate à la température approximative de 270 °C à une pression légèrement plus élevée que hydro statistique. La pression baisse et la vapeur se forme au fur et à mesure que l'eau monte à la surface ce qui est utilisé pour faire fonctionner les turbines (US EPA, 1997a).

375. les rejets de mercure provenant des centrales géothermiques sont provoqués par la mobilisation de mercure issu naturellement de conditions géologiques.

5.1.7.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et les facteurs d'intensité de mercure

Table 5-31 Principaux rejets et médium récepteurs durant la production d'énergie géothermique

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet général	Traitement/Élimination secteur spécifique
Production énergie géothermique	X					

Notes: X - Voie de rejet sensé être prédominant pour la sous-catégorie;
x - Voies de rejet additionnelles à examiner, selon une source spécifique et une situation nationale.

376. Le mercure est rejeté dans l'air par les centrales d'énergie géothermique et probablement les autres médiums. Les émissions de mercure dans les centrales d'énergie géothermiques sont rejetés via deux types de décharges : les pompes d'assèchement des dégagements gazeux et le refroidisseur atmosphérique (US EPA, 1997a).

5.1.7.3 Discussion de facteurs de production de mercure

Table 5-32 Aperçu de données d taux d'activité et types face de production de mercure nécessaires à l'estimation des rejets issus de production de chaleur et d'énergie alimentée à la biomasse

Phase de cycle de vie	Données du taux d'activités nécessaires	Facteurs de production de mercure
Production d'énergie géothermique	Mwe/heure	Grammes) Hg rejetés par Mwe/heure

377. Les importants facteurs de production impliquent une estimation de l'énergie en mégawatt (Mwe) par heure et une estimation de la quantité de mercure mobilisée par mégawatt heure (g Hg/Mwe/hr).

5.1.7.4 Exemples de mercure dans les rejets déchets/résidus

378. Pour les pompes d'assèchement des dégagements gazeux tous, US EPA présente une variation de facteurs d'émissions atmosphériques de 0,00075 – 0,02 grammes de mercure par mégawatt heure (g/Mwe/hr) avec une moyenne de 0,00725 g Hg/Mwe/hr. Pour les refroidisseurs atmosphériques, EPA présente une variation de 0,026 – 0,072 g Hg/Mwe/hr pour les facteurs d'émissions atmosphérique avec une moyenne de 0,05 g/Mwe/hr (US EPA, 1997a). Toutefois, ces facteurs sont basés sur des données limitées d'émission obtenues en 1977 aux USA et le processus d'information n'a pas été indiquée et les données ont été validées, par conséquent, ces facteurs d'émission doivent être utilisés avec précaution (US EPA, 1997a).

5.1.7.5 Facteurs de production et facteurs d'intensité de répartition

379. Rien 'a été fait jusqu'ici pour développer des facteurs de production et facteurs d'intensité par défaut pour cette sous-catégorie. Si aucune date spécifique n'est disponible, les estimations de rejets pourraient être Basées sur les informations données au dessus.

5.2 Production de mercure primaire

Table 5-73 Production de mercure primaire: sous-catégories avec les principales vies de rejet de mercure approche d'inventaire recommandée

Chapitre	Sous-catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet/résidu	Principale approche descriptive
5.2.1	Extraction et traitement primaire de mercure	X	X	X	X	X	PS
5.2.2	Extraction d'or et d'argent avec processus d'amalgamation du mercure	X	X	X			OW
5.2.3	Extraction de zinc et traitement initial	X	X	X	X	X	PS
5.2.4	Extraction de cuivre et traitement initial	X	X	X	X	X	PS

Chapitre	Sous-catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet/ résidu	Principale approche descriptive
5.2.5	Extraction de plomb et traitement initial	X	X	X	X	X	PS
5.2.6	Extraction d'or et traitement initial par autres processus que l'amalgamation de mercure	X	X	X	X	X	PS
5.2.7	Extraction d'aluminium et traitement initial	X		x		X	PS
5.2.8	Extraction et traitement d'autres métaux non-ferreux	X	X	X		X	PS
5.2.9	Production primaire de métaux ferreux	X				x	PS

Notes: PS = Point source par approche point source; OW = Approche national/aperçu;
 X - Voie de rejet sensé être prédominant pour la sous-catégorie;
 x - Voies de rejet additionnelles à examiner, selon une source spécifique et une situation nationale

5.2.1 Extraction et traitement initiale de mercure

5.2.1.1 Description de sous-catégorie

380. L'extraction de mercure est connue pour ses rejets extensifs dans le milieu aquatique dans l'air et sur la terre avec comme conséquence une pollution locale et régionale. Certains pays qui utilisaient l'extraction de mercure continuent de lutter contre une telle pollution plusieurs années après la cessation des activités minières. Les techniques de réduction des rejets peuvent être appliquées dans certains cas, influençant peut-être la distribution des rejets entre les compartiments environnementaux. Plusieurs mines de mercure ont arrêté leur exploitation durant les dernières décennies à cause de la baisse de la demande dans le monde occidental.

381. Les estimations pour la production globale primaire de mercure issues d'extraction spécifique de mercure et sous produit d'un autre processus d'extraction du mercure comme l'indique une étude géologique menée aux Etats-Unis, sont présentées dans le tableau 5-34. Seuls quelques pays qui figurent sur le tableau ont encore une extraction spécifique de mercure, c'est l'exemple de l'Espagne, de l'Algérie et du Kirghizstan. Reese (1999) note, cependant que la plupart des pays ne déclarent pas leur production de mercure ce qui provoque une grande incertitude dans le cadre de l'estimation des quantités de mercure produite à travers le monde (PNUE, 2002). Voir PNUE (2002) pour plus d'informations.

382. Cette sous-catégorie couvre seulement les processus concernés par l'extraction prévue de mercure. La production et le marketing du mercure comme sous produit d'un autre processus d'extraction, aussi bien que la production de mercure recyclé après consommation sont couverts dans d'autres sections de ce document.

Table 5-34 Production mondiale de mercure primaire, comme notée par l'étude géologique menée aux USA (Jasinski, 1994; Reese, 1997; 1999; sauf que noté; aggregation comme présente dans

la soumission issue du Conseil nordique des ministres) et par Hylander et Meili (2002) pour l'année 2000)

Pays	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Algeria *1	459	414	292	368	447	224	200	240
Chine*2	520	470	780	510	830	230	200	200
Finland e *3	98	89	90	88	63	80	80	45
Kyrgyzstan *4	1000	379	380	584	610	620	620	600
Mexique	12	12	15	15	15	15	15	25
Russie	60	50	50	50	50	50	50	-
Slovaquie	50	50	0	0	0	20	0	0
Slovenie	?	6	0	5	5	5	0	0
Espagne	643	393	1497	862	863	675	600	237 *5
Tadjikistan	80	55	50	45	40	35	35	40
Ukraine	50	50	40	30	25	20	-	-
USA	W	W	w	65	w	-	-	15
Autres pays	-	223	200	-	-	830	380	448
Totals des activités enregistrées (arrondis)	3000	2200	3400	2600	2900	2800	2200	

Notes: ce tableau a été adopté du tableau 7.2 of PNUE, 2002;

w Withheld in the references;

- Not relevant or not available;

1 Les chiffres déclarés respectivement pour l' Algérie en 2003 et 2004 sont 300 et 400, Source: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/mercums05.pdf>

2 Les chiffres 610 et 650 ont été respectivement déclarées en 2003 et 2004 pour la Chine source: Idem

3 les chiffres rapportés en Finlande entre 1993-1997 proviennent de l'Institut finlandais de l'environnement (1999) et représentent du mercure récupéré comme sous-produit à partir de la production de zinc;

4 les chiffres 300 et 300 ont été respectivement rapportés en 2003 et 2004 (estimé) pour le Kirghizstan . Source: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/mercums05.pdf>

5 L'Espagne a déclaré e 2000 une production de 237 tonnes exploitées dans les mines de mercure du pays. Les chiffres 150 et 200 ont été rapporté respectivement en 2003 et 2004 (estimés). Source: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/mercums05.pdf>

383. En dépit de la baisse de la consommation globale de mercure (demande globale deux fois moins importante qu'en 1980), l'approvisionnement des sources concurrentielles et les faibles prix, la production de mercure visée dans les mines se poursuit toujours dans certains pays. Si de 25 principales substances sont connues, virtuellement le cinabre est le seul rejet prélevé (PNUE, 2002).

384. Le mercure est extrait en utilisant les procédés pyrométallurgiques. Pour la description des procédés en question voir la Commission européenne (2001).

5.2.1.2 Les principaux facteurs déterminant les rejets de Hg

Tableau 5.35 Principaux rejets et milieux récepteurs pendant le cycle de vie de l'extraction primaire et le processus du Hg

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchets banals	Traitement / Elimination spécifique au secteur
Processus d'extraction	X	X	X	X		X

Note : X - voie de rejet déterminante pour la sous catégorie ;

x – voies rejets supplémentaires, dépendant d'une source spécifique et de la situation nationale

5.2.1.3 A propos des absorptions de Hg

385. Le Hg est un élément naturel de la terre, avec en moyenne 0.05mg / kg dans la croûte terrestre, et des diversités locales importantes. Les gisements de Hg sont en général exploités et contiennent environ 1% de Hg, bien que la strate qui est exploitée en Espagne en particulier contienne plus de 12 à 14% de Hg (PNUE, 2002).

386. On a procédé à des balances de mercure sur l'une des plus grandes installations d'extraction du Hg dans le monde à Idrija, en Slovénie, et qui n'est plus en activité depuis 1995. De 1961 à 1995, 9777 tonnes de Hg ont été extraites de 4.2millions de tonnes de gisements. Pour cette même période, on suppose que 243 tonnes de Hg ont été rejetées dans l'environnement, dont 168 tonnes ont été déposées dans des décharges, 60 tonnes émises dans l'atmosphère par condensation de l'eau de la rivière de Idjira où les gaz de conduite avaient été rejetés. (Kotnik et al., 2004).

5.2.1.4 Des exemples de rejets et déchets / résidus de Hg

387. Voir les informations ci-dessus

5.2.1.5 Facteurs d'absorptions et facteurs de distribution

388. On n'a pas trop poussé la recherche pour développer les facteurs d'absorptions et de distributions concernant cette partie. S'il n'existe pas de données disponibles, on pourrait se baser sur les informations citées ci-dessus.

5.2.1.6 Principale source de données

389. Dans ce cas la principale source de données serait :

Le nombre de gisements en question et les concentrations de Hg dans ces gisements ;
 La quantité de Hg récupérée ;
 La quantité de Hg qui s'échappe par gisement exploité, ou par unité de Hg récupéré ; et
 Les techniques de contrôle utilisées et leurs performances.

5.2.2 Extraction de l'or et de l'argent dans le processus d'amalgamation

5.2.2.1 Description de la sous catégorie

390. Depuis le temps des Romains on utilisait déjà le Hg dans les mines d'or et d'argent. Généralement on procède de la façon suivante : le gisement mouillé (en boue) est mélangé avec du Hg

métallique (liquide) ; le Hg dissout l'or et l'argent dans la boue. On enlève ensuite la boue pour avoir un amalgame d'or ou d'argent de Hg, qui est par la suite chauffé pour récupérer le Hg ainsi que les impuretés d'or et d'argent restantes. Depuis qu'on a modernisé la technique – le « patio » qui consiste à utiliser des plats en cuivre avec du Hg mouillé à la place du Hg liquide – en Espagne et en Amérique du Sud, l'or et l'argent sont produits sur une grande échelle en Amérique, aussi bien qu'en Australie, en Asie du Sud-est, et même en Angleterre. Le Hg rejeté dans la biosphère par cette méthode ancienne a pu atteindre plus de 260,000 tonnes de 1550 à 1930, période après laquelle on a su que les réserves d'or et d'argent exploitées si facilement étaient presque épuisées et que le processus d'amalgamation était en partie remplacée par la méthode avec le cyanure largement reconnue comme étant plus efficace, favorisant l'extraction de l'or et de l'argent des gisements à faibles concentration (PNUE, 2002).

391. L'augmentation des prix de l'or et les difficultés socio-économiques des années 1970 est le résultat du nouveau rush vers l'or, particulièrement dans l'hémisphère sud, impliquant plus de 10 millions de personnes de tous les continents. De nos jours l'amalgamation avec le Hg est utilisée comme principale technique artisanale pour l'extraction de l'or en Amérique du sud (spécialement en Amazonie), Chine, Asie du Sud-est et quelques pays africains. Au Brésil l'amalgamation avec le Hg est utilisé pour la production de 5.9 tonnes d'or en 1973. En 1988 ce chiffre a augmenté de 100 T / an. Dans les années 90 ce chiffre a encore baissé à cause de la chute du prix de l'or et de l'épuisement des réserves (Université de Uppsala, citée dans le PNUE, 2002).

392. En se basant sur les études de différents chercheurs, on a supposé que quelque part entre 350 et 1000 T de Hg ont été utilisées dans le monde dans les années 1990 dans les mines d'or et d'argent de petites envergures (ou artisanales) (PNUE, 2002).

5.2.2.2 Principaux facteurs déterminant les rejets de Hg

Tableau 5 – 36 Principaux rejets et milieu récepteur de l'extraction de l'or et de l'argent avec l'amalgamation du Hg

Cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchets banals	Secteur spécialisé de traitement/ dépôt
Extraction de d'or et d'argent avec le processus d'amalgamation	X	X	X			

Note : X - voie de rejet déterminante pour la sous catégorie ;

x – voies rejets supplémentaires, dépendant d'une source spécifique et d'une situation nationale.

393. Le Hg est directement rejeté à partir de ces activités dans l'air, l'eau, les sédiments et sols. La fusion du Hg et de l'or issu de l'extraction libre du Hg dans l'air quand on le chauffe dans l'une des premières étapes de purification. L'évaporation se passe souvent sans rétention de Hg évaporé. Parfois l'évaporation se fait dans des cornues semi fermées, dans lesquelles des particules de Hg évaporé sont condensées et réutilisées. Le Hg est également présent dans les mines, ce qui est source de rejets préalables dans l'air, l'eau et le sol. On trouve aussi du Hg au niveau des sites d'extraction, des points de vente, des sols, des plants d'eau, sédiments et voies d'eau existant dans les lieux d'opération. Cette méthode d'extraction est simple et bon marché, mais pas très efficace pour la découverte de l'or ou la récupération du Hg. Elle a par ailleurs été à la base de grande pollution au Hg de l'environnement terrestre, aquatique et atmosphérique dans d'importantes zones aux abords de ces sites d'opérations et a dans une large mesure contribué aux niveaux du Hg dans l'environnement mondial (COWI, 2002).

5.2.2.3 A propos des absorptions de Hg

Tableau 5 – 37 Aperçu des données du taux d'activité et les types d'absorptions nécessaires pour l'estimation des rejets issus de l'extraction de l'or et de l'argent avec l'amalgamation du Hg

Données potentielles du taux d'activité à utiliser pour estimer les rejets	Facteur d'absorption possible
Quantité totale d'or ou d'argent produit en utilisant ces techniques	Moyenne du rapport de Hg utilisé par unité d'or ou d'argent produit avec matériaux et technologie dominants dans la zone en question

394. Des estimations importantes sur d'éventuelles absorptions de Hg par les mines de petites envergures peuvent être faites, mais d'autres facteurs peuvent entrer en ligne de compte pour qualifier les absorptions de Hg et les rejets supplémentaires dans un pays ou une région. Ces facteurs sont exposés ici.

395. Les principaux facteurs pouvant influencer les facteurs d'absorption du Hg et les rejets sont :

- Le nombre de mineurs engagés pour faire de telles activités ;
- Le nombre de mineurs utilisant des cornues pour limiter les rejets atmosphériques et permettre un recyclage interne du Hg ; et
- Le pourcentage de mineurs qui utilisent le mercure pour amalgamer l'or ou l'argent de tous les gisements, par opposition à ceux qui concentrent les gisements d'abord pour mettre ensuite le Hg sur les gisements concentrés au lieu de l'ensemble des gisements.

396. La quantité de Hg utilisée par unité d'or (ou d'argent) extrait varie selon les méthodes et l'équipement utilisé, mais aussi d'autres facteurs. Par exemple si le Hg est utilisé pour extraire l'or du gisement, et qu'on n'a pas recouru au procédé de récupération, alors la proportion de la quantité de Hg utilisé par rapport à la quantité d'or extrait ($Hg_{\text{utilisé}} : Au_{\text{extrait}}$) est $> 3 : 1$ (c à d qu'on utilise plus de 3 kg de Hg / 1 kg d'or obtenu). Si le Hg n'est utilisé que sur les parties concentrées (au lieu de l'ensemble des gisements), le ratio est de $1 : 1$. Si les concentrations et les cornues sont utilisées, alors la quantité de Hg utilisé est beaucoup plus faible (environ 0.001) (ONUDI, 2003). Lacerda (97) a survolé la littérature concernant les quantités de Hg consommé par kg d'or produit avec le processus d'amalgamation et a rapporté qu'au moment où de tels facteurs d'absorptions variaient rapidement, beaucoup d'entre eux tombaient dans l'intervalle de 1 à 2 kg de Hg consommé par 1 kg d'or produit.

397. En plus de cette utilisation de Hg prévue, il existe une autre source – encore relativement petite – de Hg issu de l'orpaillage traditionnel qui est la présence d'impuretés naturelles de Hg dans le gisement d'or (COWI, 2002).

5.2.2.4 Exemples de rejets et de déchets / résidus de Hg

398. Le pourcentage de Hg rejeté et les voies de rejets varient suivant la méthode d'amalgamation. S'il n'y a pas de contrôle et si l'amalgamation est faite dans des conteneurs à ciel ouvert pour faire évaporer le Hg, alors la plus grande partie de Hg est relâché dans l'air et il n'est pas récupéré. D'autre part si on utilise une cornue, les rejets dans l'atmosphère peuvent être réduits parce qu'une partie est récupérée par la cornue et réutilisée (environ 51 à 99% de Hg peut être récupéré par ce système, ONUDI, 2003).

399. Selon Lacerda 65 à 87 % de Hg seraient émis dans l'atmosphère, et le reste serait rejeté dans le sol et les eaux (Lacerda 1997, cité par le PNUE, 2002).

400. D'après Maxson et Vonkeman, on avait supposé au début des années 1990 qu'au moins 95% du Hg utilisé était rejeté dans l'environnement (Maxson et Vonkeman, 1996, cités par Scoullou et al., 2000).

401. Dans beaucoup de pays d'Amérique du Sud, on note l'existence de programmes qui encouragent de techniques d'extraction moins polluantes, augmentent la prise de conscience des propriétés dangereuses du Hg et offrent une autre assistance et d'autres informations qui tiennent compte des aspects environnementaux, sociaux et économiques.

402. L'ONUDI atteste qu'« un des points les plus communs et les plus déroutants en rapportant le ratio ($\text{Hg}_{\text{rejeté}} : \text{Au}_{\text{produit}}$) est que certains ne donnent que ce ratio $\text{Hg}_{\text{utilisé}} : \text{Au}_{\text{produit}}$ qui ne reflète pas nécessairement la quantité de Hg rejetée. Il est important d'utiliser avec précaution ce ratio $\text{Hg}_{\text{rejeté}} : \text{Au}_{\text{produit}}$ comme estimation approximative et régionale des rejets de Hg d'opérations variées dans une région ASM. Car ce ratio varie d'une opération à une autre et quand la production de l'or est très faible il peut donner la fausse impression qu'une grande quantité de Hg a été rejetée » (ONUDI, 2003). L'ONUDI recommande l'approche qui est décrite ci-dessous et qui consiste à faire des estimations de rejet de Hg spécifique au site.

Les recommandations de l'ONUDI de procéder à une approche spécifique par site pour évaluer les rejets de Hg issus des opérations d'extraction (minières).

403. Cette approche est fondée sur des informations dans le document de l'ONUDI « Protocols for Environmental and Health of Mercury Released by Artisanal and Small-scale Miners » (ONUDI, 2003) ; se reporter à cette référence pour de plus amples **informations**. Les émissions de Hg dépendent fondamentalement de l'extraction et des méthodes utilisées dans l'orpaillage traditionnel (ASM). Il est difficile d'obtenir des données quantitatives fiables sur les émissions de Hg issus d'opération ASM, parce que souvent les mineurs ne donnent pas les informations sur la quantité de Hg à utiliser et la production de l'or est très incertaine. Toutefois on peut obtenir des informations utiles si on fait l'effort.

404. Dans les sites abandonnés le travail est encore plus difficile. Des analyses de matériels géochimiques qui se trouvent dans les alentours de la mine ne peuvent donner que des informations historiques qualitatives sur le niveau des émissions de Hg. De plus les incertitudes associées au processus d'échantillonnage empêchent d'avoir des certitudes exactes sur la quantité de Hg relâché dans l'environnement.

405. Pour avoir des chiffres fiables sur la quantité de Hg rejeté et la quantité d'or produit dans une mine en activité, il est nécessaire d'instaurer une relation de confiance avec les mineurs pour permettre à l'enquêteur d'assister à l'opération et d'obtenir des informations fiables de ces derniers. Ils peuvent devenir soupçonneux quand des étrangers s'intéressent de trop près à leurs activités.

406. Mener une étude détaillée sur la quantité de Hg absorbé et rejeté dans chaque opération est un procédé qui demande beaucoup de temps.

- Dans les opérations minières, interroger les mineurs peut donner de bonnes informations sur la quantité de Hg perdu. Les suggestions suivantes ont été fournies par l'ONUDI (ONUDI, 2003) :
- Interroger les propriétaires de l'opération qui sont chargés de fournir le Hg, de même que d'autres produits de consommation ;
- Obtenir les coûts et quantités de tous les produits de consommation, tels que diesel, tapis, savon, Hg, etc. ; s'assurer qu'on a la quantité exacte de Hg acheté toutes les semaines ou tous les mois ;
- Interroger les propriétaires autant que possible pour vérifier que toutes les données concordent ;

- Vérifier que les mineurs donnent des informations exactes sur la quantité (et le coût) des produits de consommation par jour ou par mois, par unité ou par groupe d'unité. La même vigilance doit être observée pour avoir des informations sur la production de l'or ;
- Obtenir les évaluations sur la production de l'or en saison sèche et pendant la saison des pluies ;
- Savoir à peu près la production de l'or (les mineurs peuvent parfois exagérer sur les quantités ;
- Si possible demander la permission d'évaluer l'opération et de peser le Hg à introduire et à récupérer ;
- Résidu de l'amalgamation, et analyse du Hg, connaître le poids des résidus par jour ainsi que la concentration de Hg, il est possible de calculer la quantité de Hg perdu quand les résidus sont déversés ;
- Si retors ne sont pas utilisés, savoir le poids de l'amalgamation avant le passage au feu, et après le passage au feu ;
- S'ils sont utilisés, connaître le poids de l'amalgamation avant l'utilisation des retors et après, de même qu'avec le Hg récupéré, ceci peut donner une idée sur le Hg résiduel ;
- Vérifier que l'équilibre du Hg à travers l'échantillonnage correspond avec la quantité de Hg acheté et fourni par les mineurs.

407. Afin d'avoir suffisamment de renseignements sur les quantités d'or produit et de Hg rejeté dans une région minière, la procédure ci-dessus peut être utilisée autant de fois que possible (ONUDI, 2003). Les résultats obtenus peuvent être analysés et classés, et les moyennes calculées. Pour en savoir plus, se référer à l' ONUDI (2003).

5.2.2.5 Facteurs d'absorptions et de distributions

408. En se basant sur les informations ci-dessus sur les absorptions et les rejets, et les principaux facteurs déterminants les rejets, il est préférable de commencer par les absorptions et les facteurs de distributions par défaut, au cas où on n'arrive pas à obtenir de source de données spécifique. Il faut insister sur le fait que les facteurs par défaut suggérés dans le manuel, sont fondés sur une base de données limitée, et en tant que tels ne sont que des préalables et sont l'objet de révisions.

409. Le premier objectif en utilisant ces facteurs, c'est de savoir si la sous catégorie est une source importante de rejet de Hg dans le pays. D'habitude les évaluations sur les rejets sont approfondies (après calcul des facteurs par défaut) avant toute autre démarche concernant les estimations de rejet.

a) Facteurs d'absorption de Hg par défaut

410. Tel qu'on l'a déjà mentionné, les données sur les méthodes d'extraction de l'or utilisées, doivent fournir les meilleures estimations sur les absorptions de Hg. Si on n'en dispose pas, le facteur par défaut donné par l' ONUDI peut donner une indication rapide d'absorption de Hg potentielle. Qu'on ait des informations sur l'ensemble du gisement ou sur les concentrés, et qu'on ne sache pas si les retors ont été utilisés ou pas, alors il est recommandé de faire un intervalle en utilisant le facteur d'absorption le plus faible et le plus élevé tel qu'on l'a montré ci-dessus pour indiquer les éventuelles variations des absorptions.

Tableau 5 – 38 Facteurs d'absorptions par défaut préliminaires pendant l'amalgamation

Processus	Facteurs d'absorption par
-----------	---------------------------

	défaut; kg de mercure par kg d'or produit
Extraction de l'ensemble du gisement	3
Extraction par le concentré	1
Extraction par le concentré et utilisation de retors (voir texte ci-dessus)	0.001

b) Facteurs de distributions par défaut

411. Aucune des données rassemblées dans le manuel ne donne plus d'indications entre les facteurs de distributions du Hg et le milieu environnemental. La distribution dépend très probablement de l'exactitude des méthodes d'extraction utilisées, que se soit tout le gisement /boue, eau, ou seulement autour des concentrés, et si les résidus de minerais sont à même le sol ou jetés dans une rivière. Les facteurs de distributions par défaut ne sont pas réels et sont seulement destinés à montrer que la véritable absorption de Hg peut se faire par ces voies.

Tableau 5 – 39 Facteurs de distributions par défaut préliminaires pendant l'amalgamation * 1

	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets simple	Secteur spécifique de traitement/ élimination
Extraction de l'or avec le processus d'amalgamation *1	0.6	0.2	0.2	?		

Note : 1* La distribution montrée est basée sur un nombre très limité de base de données et fut mise en place pour signaler que les rejets par ces milieux peuvent être importants. L'actuelle distribution peut beaucoup varier à cause de conditions de production différentes, de sites caractéristiques et de types de concentration, et doit être examinée plus en détail

c) Rapport avec d'autres sources de Hg

412. Aucun rapport suggéré.

5.2.2.6 Principale source de données

413. Voir discussions ci-dessus.

5.2.2.7 Résumé

414. Voir discussions ci-dessus.

5.2.3 Extraction du zinc et processus

415. Schwarz (1997) montre que la production mondiale de zinc a engendré plusieurs centaines de tonnes métriques par an (en 1995 on l'estimait à 600 T métriques). Ce qui fait figurer la production de zinc parmi les sources de rejets de Hg les plus grandes en terme de sous produit du Hg sur le marché.

Les émissions dans l'atmosphère issues de la production de métaux non ferreux ont été réduites de façon significative ces quelques dernières années (Environnement du Canada, 2002 ; PNUE, 2002).

416. Les techniques d'extractions des métaux non ferreux sont très bien décrites. Consulter la Commission Européenne, 2001, ou L'Environnement du Canada, 2002, ou Rentz et, al, 1996, dans lequel la description de cette section est fondée. Les descriptions quantitatives des balances de masse du Hg concernant de pareilles opérations (et qui correspondent à l'absorption et distribution des rejets) semblent ne pas être d'accès faciles. Ainsi donc les aspects quantitatifs de la description ont été reconstitués pièce par pièce des différentes sources et pour plusieurs aspects on s'est basé sur les avis d'experts.

417. L'exploitation industrielle à grande échelle ainsi que les opérations d'extraction ne se font pas en grand nombre dans le pays où cela se fait, les matériaux et les moyens de production sont très variés et peuvent être des sources potentielles de rejet de Hg. En donnant ces facteurs, il est fortement recommandé d'utiliser une approche de point source, et si possible de dresser les données spécifiques d'un point source avec les sociétés opérantes elles-mêmes, et connaître les équipements de production.

5.2.3.1 Description de la sous catégorie

418. Le gisement de zinc (principalement minerais de sulfure) peut contenir plusieurs quantités de Hg. Dans le processus d'extraction, on utilise des techniques pour libérer ce Hg de la roche. Le Hg peut s'évaporer et suivre les courants gazeux pendant l'extraction (dans la plupart des cas) ou suivre les courants, en fonction de la technologie utilisée. A moins que le Hg ne soit capturé par les méthodes prévues pour se faire et dans ce cas la majeure partie peut être relâchée dans l'atmosphère, le sol et les eaux. Le Hg retenu peut être vendu sous la forme de « calomel » (Hg_2Cl_2) normalement vendu pour l'extraction du Hg métallique en dehors du site ou dans le site même, ou il peut être stocké et déposé comme solide ou résidu (Environnement du Canada, 2002). La vente de sous-produits de Hg récupéré issus de l'extraction de zinc et d'autres métaux non ferreux explique dans une large mesure la réserve mondiale actuelle de Hg. En effet ces voies de rejet, part d'absorption de Hg, (une petite fraction certes) suit l'acide sulfurique co-produit par concentrations (Commission Européenne, 2001).

419. La production primaire de zinc comprend en général les étapes suivantes : concentration du minerais de zinc, oxydation (« roasting » ou « sintering ») de concentré de zinc, production de zinc (au moyen de processus électro- chimique ou thermal) et raffinage du zinc. La production est souvent accompagnée par la production d'acide sulfurique en utilisant les procédés standards, et ainsi un nombre de métaux sous produits est produit (tels que Cu, Pb, Ag, et Au parmi tant d'autres qui dépendent du gisement / types de concentrés utilisés).

420. Pour illustrer les principes qui influencent les rejets de Hg issus pour une large mesure de métaux non ferreux, les différents processus sont décrits par la suite avec un peu plus de détails, avec la production en exemple.

Gisement et production de concentrés

421. Le gisement est miné à partir d'une fosse à ciel ouvert ou mines souterraines et les fractions riches en zinc sont séparées de la roche après de grands efforts pour réduire les particules par des méthodes de séparation mécaniques, le flottement en général, ou d'autres procédés qui utilisent la suspension dans l'eau.

422. Il existe différents types de zinc et leur usage varie selon la technique employée, mais le minéral sulfurique ZnS appelé « mélange de zinc » ou « sphalerite » est sur le plan économique le minerais le plus important dans l'extraction du zinc (Ullmann, 2002).

423. Le concentré produit est transporté vers les lieux d'extractions qui peuvent recevoir le concentré des mines environnantes, mais aussi du marché mondial. Au Canada par exemple certaines usines reçoivent principalement le concentré des mines locales alors qu'une grande partie de ce

concentré traité par des usines de production de zinc provient du marché mondial (Environnement du Canada, 2001).

424. Les déchets rocheux qui n'ont pas, ou qui contiennent très peu de fer, ainsi que les rejets du minerais séparés des concentrés riches en zinc (parties des soi disants résidus) sont généralement stockés dans le site sous forme de résidus, en mare, empilés ou entassés dans les mines.

425. Les déchets rocheux et les résidus peuvent (comme tous les concentrés générés) avoir de faibles quantités de Hg. Cette substance est plus sensible à l'érosion que les vrais dépôts à cause de la taille réduite des particules et une accessibilité à l'air et aux précipitations plus grande. Pour les minerais sulfuriques, qui ont d'importants types de gisements pour produire plusieurs métaux de base, l'érosion libère et oxyde le sulfure et produit à son tour de l'acide sulfurique. Cet acide rend les constituants (le Hg en particulier) encore plus solubles et augmente la pénétration du métal dans l'environnement avec beaucoup de plissements comparé au dépôt minéral qui est lui resté intact. Ce procédé appelé « acide rock drainage » ARD est considéré comme un grand risque pour l'environnement.

426. De cette compilation de données qui a permis la mise en place de ce manuel, on a pu identifier peu de données sur les concentrations de Hg dans le minerai brut, les concentrés de zinc et dans les substances rejetées. Des données quantitatives n'ont pas été identifiées sur le rejet du Hg issu du déchet rocheux et des résidus dans l'air, l'eau et le sol. Mais on ne doit pas négliger cette source de libération car même les faibles concentrations de Hg dans la substance peuvent avoir de l'importance parce que les opérations minières nécessitent d'importantes quantités de substances.

Extraction de zinc à partir du concentré

427. Une mine d'extraction de zinc est une structure de production mécanique/chimique complexe qui comprend une chaîne d'unité d'opérations selon un des principes appelés production hydro métallurgique et production pyro métallurgique. La description suivante est essentiellement focalisée sur les absorptions et les rejets de Hg. Dans Commission Européenne, 2001, Environnement du Canada, 2002, Rentz et al., 1996, Fugleberg, 1999, on peut trouver un survol supplémentaire et une description technique.

« Roasting » ou « sintering »

428. Le point commun entre les deux principes est l'oxydation du concentré de zinc pour éliminer le maximum de sulfure avant toute nouvelle action.

Le « sintering » demande beaucoup de fuels (pétrole ou gaz naturel), qui est une source mineure de Hg. Alors que le « roasting » produit de l'énergie (par oxydation du sulfure) et ne demande pas plus de fuels (Commission Européenne, 2001). Tous les deux se passent à hautes températures (le « roasting » se fait à plus de 1000° C, Rentz et al., 1996), et on s'attend à ce que la majeure partie de Hg s'évapore pendant l'oxydation. Si l'usine de production possède sa propre usine de production d'acide sulfurique (ce qui est souvent le cas), une grande partie de Hg suit le flot de gaz en direction de l'usine d'acide.

429. Les procédés générateurs de poussière tels que le « breaking of sintering » et le « roasting material » nécessitent des filtres en tissu ou d'autres types de filtres pour retenir (une partie de) la poussière, qui peut probablement contenir une faible quantité de Hg. Toutefois aucune donnée n'a été identifiée en ce sens. De telles poussières sont souvent recyclées pendant l'activité au moyen de laquelle tout le Hg retenu est réintroduit dans les substances et peut devenir source de rejet dans l'environnement.

Echappement de gaz provenant du « roasting » et du « sintering »

430. Le gaz passe d'abord par une succession de filtres, des cyclones (qui retiennent les grandes particules), ensuite les équipements ESP (pour les grosses particules) et les ESP mouillés. L'humidité

et les particules peuvent aussi être contrôlées par des tampons. Les cyclones et les équipements ESP chauds produisent des déchets solides et secs pouvant contenir du Hg. Les équipements ESP mouillés et les tampons produisent des déchets pouvant contenir plus de Hg que les résidus réels provoqués par des températures plus basses, ainsi que de fines particules. Ces résidus peuvent être recyclés dans d'autres étapes de l'extraction, ou enlevés du site, tout dépendant du plan de configuration.

431. On s'attend à trouver du gaz dans la phase d'échappement et les autres étapes décisives de l'extraction. Contrairement à d'autres métaux lourds, les parts du Hg peuvent ne pas s'associer aux particules des gaz d'échappement qui ne seraient pas bien maintenues par les filtres. Le « roasting » et le « sintering » sont des méthodes désignées pour l'oxydation des concentrés et parties de Hg existant peuvent apparaître sous forme de gaz oxydé. Des études récentes sur la rétention du Hg dans les filtres dans les centrales de charbon, montrent que le Hg oxydé est mieux retenu que le Hg élémentaire, probablement dû aux réactions et absorption de particules (voir section 5.1.1).

432. Si le fourneau ne dispose pas du moyen pour enlever le Hg après le passage dans le filtre, on s'attend à ce qu'une partie du Hg restant soit libérée dans l'air et l'autre partie maintenue dans l'acide sulfurique destiné à être commercialisé.

433. Si le fourneau dispose de la technique pour enlever le Hg, il est séparé du gaz par des méthodes spécifiques, comme le « calomel », (Hg_2Cl_2), souvent utilisé dans la production de Hg métallique. Les différentes méthodes employées sont décrites ci-dessous.

Parfois les concentrations de Hg sont réduites dans l'acide sulfurique produit avant la commercialisation par le biais des soi-disants processus « Superlig Ion Exchange » (qui réduit les concentrations de Hg de < 5 ppm ou mg/l) et le processus « Potassium Iodide ». Dans un document de référence de l'Union Européenne, il est dit que : « le produit de spécification de l'acide sulfurique est normalement < 0.1 ppm (mg/l) (Commission Européenne, 2001).

Suppression du Hg dans le courant gazeux vers l'usine d'acide sulfurique

437. Un nombre de procédés est utilisé pour enlever le Hg des gaz sulfuriques provenant des concentrés de métaux non ferreux avant qu'ils n'atteignent l'usine. Les techniques les plus utilisées sont les procédés « Boliden / Norzink » et « Outokumpo » (Commission Européenne, 2001). Les différents types de procédés sont énumérés dans la Commission Européenne de 2001, s'y référer pour avoir plus de détails :

Les résidus ainsi produits sont très toxiques et doivent être manipulés avec la plus grande précaution. Si les résidus contenant du Hg sont déposés, alors il peut se passer d'importants rejets dans l'air, le sol et l'eau, à moins que des techniques appropriées ne soient utilisées pour éviter de tels rejets. Exemple : précipiter le Hg en composés stables et/ou marquer et protéger la zone de décharge.

Le Hg récupéré du procédé de suppression est souvent commercialisé comme des composés bruts de Hg, ou comme des substances contenant du Hg destinés pour la production de sous-produits de Hg métallique ou composés de Hg au niveau technique.

Dans les procédés mouillés et les procédés où les composés de Hg retenus sont nettoyés avant être dispatchés, il peut y avoir du Hg dans l'eau de nettoyage qui peut arriver jusqu'à l'eau s'il n'est pas traité. S'il l'est, le dépôt ou les solides peuvent à leur tour contenir du Hg qui peut filtrer le sol et l'eau, à moins que des pratiques environnementales ne soient appliquées pour prévenir ces rejets.

Exemple : le dépôt issu du traitement des eaux usées d'une usine allemande de production de zinc verser dans une décharge souterraine à cause de sa haute teneur en Hg et sélénium (Rentz et. al., 1996).

Filtrage, purification et électrolyse (Procédé hydro métallurgique)

438. Ce procédé implique la solubilisation et neutralisation en plusieurs étapes. Les métaux dissolus pendant le filtrage et le fer, probablement un déchet (une substance solide) présent dans le

minerais), est séparé de la solution. Un résidu contenant du fer est ainsi produit. Et selon les méthodes appliquées, il peut être sous forme de « jarosite » ou « heamatite » (oxyde de fer). Ce jarosite est souvent déposé alors que l'heamatite peut être traité davantage pour donner un concentré d'argent de plomb utilisé dans les fourneaux à plomb ou les industries de ciment et d'acier (Rentz, et. al., 1996). On s'attend à ce qu'une partie du Hg restant après le sintering/roasting (s'il y en a) suive les résidus pour recycler procédés et dépositions.

443. Dans la phase de purification le soluté issu du filtrage est davantage purifié. Cela se passe en ajoutant de la poudre de zinc qui cause la précipitation des métaux purs (cuivre, calcium) qui sont traités sur le site ou dans d'autres fourneaux (Rentz, et. al., 1996). Des parts de Hg restant peuvent suivre les précipités pour être encore traités.

444. Pendant l'électrolyse le zinc est récupéré sous forme de métal. Le ZnSO_4 est décomposé dans de l'acide sulfurique par courant électrique et le zinc déposé sur des cathodes en aluminium, pendant que l'oxygène est produit aux anodes et l'acide sulfurique produit dans la solution. Il y a très probablement du Hg qui se dégage dans cette étape. Cependant aucune donnée n'a été identifiée allant dans ce sens. Le zinc produit est fondu et coulé par alliages et produits en zinc.

Extraction par fusion (Procédé pyro métallurgique)

De nos jours le type de procédé pyrométallurgique le plus répandu est le procédé « Impérial Smelting » qui coproduit du zinc et du plomb (ainsi que d'autres métaux présents dans l'alimentation). L'alimentation est généralement composée de concentrés de zinc et de concentrés de plomb ou parfois d'un mélange des deux. Une autre substance secondaire peut intervenir (Rentz, et. al.), substance, qui en principe peut être source de Hg, mais les absorptions sont peu significatives.

L'oxyde de zinc réagit avec le monoxide de carbone dans le fourneau à une température de $1,1000^\circ \text{C}$, le zinc s'évapore et laisse des déchets gazeux dans le fourneau. Il se condense et se dissout en fusion avec du plomb. Cette fusion est refroidie par la suite et séparée en deux liquides bruts de zinc et de plomb. Le zinc est immédiatement coulé en lingots ou transféré en zinc raffiné. Du séparateur le plomb retourne dans le « splash » condenseur, transformé en lingot et traité. Les scories sont également captées au fond du fourneau et sont sujets à d'autres transformations (Rentz et. al., 1996). Avec la température qu'il fait dans le fourneau et dans le condenseur, il y a forcément du Hg issu de l'échappement des gaz et probablement du zinc brut ainsi que du plomb pour subir d'autres transformations.

Les gaz provenant du fourneau et du condenseur, de la granulation des scories peuvent être traités pour retenir une substance particulière (Rentz et. al., 1996, Environnement du Canada, 2002). Une partie des particules retenues est recyclée et la partie restante (contenant certainement du Hg) déposée. Dépôt de Hg contenant des résidus : le Hg peut être relâché dans l'air, le sol, et l'eau si des techniques adéquates ne sont pas utilisées pour éviter de tels rejets.

5.2.3.2 Principaux facteurs déterminant les rejets de Hg

Les principaux facteurs qui déterminent les rejets de Hg provenant du minerai de zinc et de l'extraction sont les suivants :

Tableau 5 – 40 Principaux rejets et milieux récepteurs pendant la durée de vie du Hg dans l'extraction de zinc et la transformation

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchet	Secteur de traitement/ Elimination
Mine et production de concentrés	x	X	X	X *2		X

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchet	Secteur de traitement/ Elimination
Extraction de zinc issu du concentré	X	X	X	X *3		X
Produits manufacturés de zinc *1						
Utilisation de zinc						
Elimination de zinc						

Notes : * 1 : Les rejets de Hg ont lieu à cause de l'usage de fuel, mais le métal de zinc n'est pas sensé être une source d'absorption de Hg dans le raffinage et la transformation ;

* 2 : dans le zinc produit ;

* 3 : dans l'acide sulfurique, les sous produits de Hg, et peut être d'autres dérivés de sous produits, voir texte ;

X – La voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;

x- Voies de rejet supplémentaires à considérer et dépendant de source spécifique et d'une situation nationale.

La concentration de Hg dans le minerai/concentré et la quantité de minerai/concentré utilisée sont d'importants facteurs qui déterminent les rejets de Hg. En principe tel qu'il est indiqué ci-dessous, le premier aspect peut être contrôlé jusqu'à un certain degré par le choix des types de minerais et de concentrés utilisés.

L'existence d'une étape déterminée d'élimination du Hg va influencer de façon considérable la distribution entre les voies de rejet. Les rejets dans l'air, l'eau et le sol seront convertis en sous produits. Au cas où de l'acide sulfurique serait produit, les rejets (un sous produit commercialisé) seront aussi convertis aux mêmes voies de rejet, si une étape de suppression du Hg existe. Ceci est guidé par un besoin technique de purifier les gaz. Il s'agit de convertir le dioxyde de soufre en acide sulfurique, ainsi si une usine d'acide existe déjà, alors l'étape d'élimination se fera aussi.

Du moment où une part du Hg est retenue avec les particules, l'existence d'équipements ESP d'une grande efficacité et de filtres en tissu peuvent quelque peu réduire les rejets dans l'atmosphère - si le filtre à poussières n'est pas à son tour recyclé – et convertissent le Hg retenu en solide, suspendu et/ou en résidu liquide.

L'eau usée provenant des différents procédés peut contenir du Hg. L'importance des rejets dans l'écoulement des eaux dépend de la manière dont les déchets sont traités et gérés.

L'importance des rejets dans l'environnement provenant des décharges y compris le déchet rocheux, les résidus provenant des étapes de concentration, l'extraction des résidus, l'échappement des gaz dans le nettoyage des résidus, et le traitement des résidus de l'eau usée est fortement liée au fait de savoir avec quel soin les dépôts de déchets sont gérés. Car s'ils ne sont pas bien gérés cela pourrait provoquer des rejets dans l'air, l'eau et le sol.

5.2.3.3 Discussions sur les absorptions de Hg

Tableau 5 - 41 Survol des données sur le taux d'activité et les types de facteurs d'absorption de Hg nécessaires pour estimer les rejets provenant de l'extraction du zinc et la transformation

Cycle de vie	Données nécessaires du taux d'activité	Facteur d'absorption de Hg
Mine et production de concentrés	Tonnes de rebus produits par an	g de Hg/1 T de rebus produit *1
Extraction du zinc à partir du concentré	T de concentré utilisé par an	g de Hg/1 T de concentré

Note : * 1 Pareils déchets supposent une faible quantité de matière (des concentrations de zinc plus faibles), les concentrations de Hg peuvent être légèrement plus basses que dans le minerai. S'il n'y a pas de données sur les concentrations concernant les rebus, alors on se contentera d'appliquer les données sur les concentrations pour se faire une idée.

454. Il n'est pas facile d'avoir de la documentation sur les concentrations de Hg dans le minerai, les rebuts et le concentré pour la production de zinc. Cependant on peut trouver quelques exemples dans le tableau 5 – 42 proposé ci-dessous.

455. Schwarz (1997) présente une revue sur les concentrations de Hg dans le « sphalerite » (ZnS, le principal minerai dans la production du zinc) provenant de déchets minéraux autour de 19 pays d'Amérique et du continent asiatique (Canada, Suède, Finlande, Australie, Japon, Kazakhstan, Norvège, Russie, Espagne, USA, Allemagne, République Tchèque, Ukraine, Bulgarie, Pérou, Serbie, Slovénie, Irlande, Italie). Voir les détails dans l'annexe dans la section 8.1. Ces estimations mettent l'accent sur les concentrations de Hg dans les différents types de minerais riches en sphalerite et les concentrés. Ils montrent aussi quels sont les types de dépôts riches/pauvres en Hg, lesquels sont utilisés pour une exploitation immédiate des dépôts avec de faibles concentrations de Hg. Comme on l'a déjà mentionné, Schwarz a supposé que la production mondiale de zinc a engendré plusieurs centaines de tonnes métriques de Hg en 1995 (l'estimation inférieure de 1995 était de 600 T), faisant ainsi compter la production de zinc parmi l'une des plus grande source de rejet de Hg. En analysant la relation Hg/zinc et l'histoire de la formation géologique des dépôts minéraux, il arrive à la conclusion suivante :

Les dépôts volcaniques associés de Proterozoic ont de fortes concentrations de Hg (variation de 4 à 4680 ; moyennes de 182 à 757 g Hg/T de sphalèrite)

Les types de dépôts en veines et exhalaison phanerozoic ont des concentrations de Hg modérées

Les types de dépôts de la vallée du Mississippi ont de faibles concentrations de Hg (variation entre 0.05 – 186 ; moyennes 9 – 14 g Hg/T de sphalerite).

Tableau 5 – 42 Exemples de concentrations de Hg dans le minerai, rejets et concentrés de zinc

Pays	Localité	Type	Moyenne Concentration de Hg, g/T	Variations Hg dans les échantillons, g/T	Source de données
Dans le minerai					
Canada	Travaux de Brunswik		2.1		Klimenko and Kiazimov (1987)
Finlande	Kokkola		2.8		Maag (2004)
Fédération	Ural		10-25		Kutliakhmetov

Pays	Localité	Type	Moyenne Concentration de Hg, g/T	Variations Hg dans les échantillons , g/T	Source de données
de Russie					(2002)
Dans rebus issus de la production de concentrés					
Canada	Travaux de Brunswik	De la production de zinc, cuivre plomb, et concentrés composés	0.69 (at ore Hg conc. 2.1)		Klimenko and Kiazimov (1987)
Fédération de Russie	Ural	De la production de zinc, cuivre et concentres composés	1-9 (at ore Hg conc. 10-25)		Kutliakhmetov (2002)
Dans les concentrés					
Canada	Travaux de Brunswik		13.5		Klimenko and Kiazimov (1987)
Rép.Domi nicaine	Pueblo Viejo	Sphalerite séparé du dépôt de high-sulphidation epithermal		"Up to 350"	Kesler <i>et. al.</i> (2003, in press)
Fédération de Russie	Ural (7 travaux sur les concentratio ns)	Concentrés de Zinc		20-93 *1	Mustafin <i>et. al.</i> (1998)
	Ural	Concentrés de Zinc	76-123		Kutliakhmetov (2002)
	Middle Ural	Concentration de zinc du pyrite et/ou pyrite-et- dépôts polymétallique		1-4.5 *2	Ozerova (1986)
	South Ural	Pyrite and pyrite-and- polymetallic deposits		10-75 *3	Ozerova (1986)
	Caucase	Pyrite et pyrite-et-dépôts polymétallique		1-18 *4	Ozerova (1986)
Marché mondial (?)		Variation des concentres de zinc		10-2000	Fugleberg (1999)

Notes : *1 : Variation des concentrations moyennes entre travaux sur les concentrations, nombre des échantillons n'a pas été cité ;

*2 : Variation entre les moyennes dans trois localités ;

*3 : Variation totale des échantillons issus de quatre dépôts différents, les moyennes n'ont pas été rapportées ;

*4 : Variation totale des échantillons issus de deux dépôts différents, les moyennes n'ont pas été rapportées.

456. Les résumés de Schwarz se trouvent dans le tableau 5 – 43 ci-dessous. Se reporter à l'annexe dans la section 8.1, où vous trouverez plus de détails.

Tableau 5 – 43 Concentrations de Hg dans le sphalérite et dans certains types de dépôts

Type de dépôt minéral	Moyenne concentration Hg ds.sphalérite, ppm (g/T)	Nbr. de dépôts estimé	Part de la production de zinc au milieu années 1980, % *1
Exhalaison (avec types de dépôts associés au volcan Proterozoic)	180	101	61
Exhalaison (sans types de dépôts associés au volcan Proterozoic)	64	75	-
Types de dépôts de la Vallée du Missisipi	9	61	25
Veine et autres types	81	86	14
Production *2	123 (53)	248 (222)	

Notes : *1 : Selon Tikkanen (1986)

*2 : Types de dépôts associés au volcan Proterozoic entre parenthèses sont exclus

5.2.3.4 Exemples de rejets / résidus de Hg

Exemples de rejets provenant de la production de concentrés

457. Nous avons dans les tableaux 5 – 44 et 5 – 45 deux exemples de distribution de Hg provenant de la production de plusieurs concentrés de métaux non ferreux. Ces exemples sont assez différents et ne servent qu'à titre indicatif, ils ont des traits en commun, toutefois le pourcentage de Hg suivant les concentrés de zinc est plutôt élevé et que les concentrations de Hg dans les résidus sont quelque peu plus basse que les concentrations dans le minerai d'origine.

Tableau 5 – 44 Exemple de distribution de Hg issu de la production de concentrés, et des travaux de Brunkswik, Canada (Klimenko et Kiazimov, 1987)

Produit	Quantité traitée Minerai, T / j	Contenu Hg		Extraction %
		mg/kg	Kg / j	
Minerai	8,575	2.1	18.24	100
Concentré de cuivre	73.7	2.3	0.15	0.87
Concentré de plomb	400	2.7	1.09	5.97
Concentré composé	70	9.1	0.64	3.5
Concentré de Zinc	900	13.5	12.22	67.0
Rebut	7,140	0.69	4.94	27.0

Tableau 5 – 45 Exemple de distribution de Hg issu de la production de concentrés, et des travaux de Uchalinsky, Fédération de la Russie (Kutliakhmetov, 2002)

Minerai, concentré, déchet	Moyenne, g Hg / T	Quantité relative de Hg, %
Minerai	10-25	100
Concentré de Pyrite	5-15	36-50
Concentré de cuivre	28-41	10-14
Concentré de Zinc	76-123	35-48
Rebuts	1-9	2-3

Exemples de rejets issus de la production de zinc

458. Il ne semble pas être facile d'avoir de la littérature récente, tel qu'il a été déjà mentionnée, à propos des descriptions quantitatives des balances de masse du Hg concernant les travaux sur l'extraction du zinc. (Ce qui correspond aux estimations sur les absorptions et sortes de distribution). On dispose de très peu d'exemples sur les facteurs d'émission atmosphériques du Hg, et aucun rapport qui correspond aux absorptions de Hg avec les concentrés ou le minerai.

459. Par exemple, une usine de production de zinc en Russie montre que environ 7 % des absorptions de Hg liées aux concentrés de zinc suivent les sinters par les étapes supplémentaires d'extraction, pendant que 93 % suivent les gaz provenant du sintering. Dans cet exemple on estime que 24 % de Hg se trouvent dans les filtres à poussières qui servent d'entrée pour la production de cuivre et de plomb (les filtres à cyclones aussi retiennent le Hg contenant la poussière pour alimenter le sintering). Les 69 % restants suivent le gaz vers l'usine d'acide où ils sont distribués entre les dépôts vaseux, Hg/Se, l'acide sulfurique et les résidus provenant de la purification de l'eau (Bobrava et al., 1990). Dans cet exemple, on ne peut pas dire avec certitude que les rejets dans l'air sont pris en considération (Lassen et al., 2004), ainsi les chiffres peuvent être pris comme illustration des absorptions de Hg qui ne sont pas directement dans l'air par le sintering.

460. En Finlande par exemple le Hg enlevé des procédés est revendu comme sous produit de Hg métallique. Les rejets de Hg dans l'eau provenant de la production s'élèvent à 0.02 g Hg/T de zinc produit. Des rejets de Hg ainsi que des dépôts de jarosite sont rapportés, s'élevant à moins de 100 g de T de boue (Fugleberg, 1999) – ce qui correspond vaguement à moins de 40 g Hg T de zinc produit (calculé et basé sur Fugleberg, 1999). Mais on n'a pas rapporté de dépôts de sulfure. Les rejets de Hg dans l'air par quantité de Zn produit ne figurent pas dans Fugleberg, 1999, mais existent en quantités faibles dans l'Institut finnois pour l'Environnement, 2003.

461. Dans le tableau 5 – 46, on montre des exemples de facteurs d'émission de Hg dans l'air issus de la production de zinc. Généralement se sont des facteurs d'émission qui sont assez bas et qui indiquent qu'une grande partie du Hg est transférée en sous produit de Hg vendu (métal ou composés), et/ou transférée sur place en décharges, et d'être plus tard de potentiels sources rejets dans tous les milieux. Une partie infime de Hg peut être transférée en rejets dans l'eau comme une conséquence de procédés mouillés dans les systèmes de réduction d'émission (appelés souvent transferts «cross – media ».

Tableau 5 – 46 Exemples de facteurs d'émission atmosphériques issus de la production de zinc

Pays/ Région	Equipement / localité	Rejets de Hg ds atmosphère par produit	Réduction d'émission niveau technologique (rejets ds l'air)	Remarques	Références
Canada	Teck Cominco, Colombie	0.41 g Hg/ T de produits (zinc, plomb etc.)	Niveau élevé: Cyclones, ESP's, tampons, suppression Hg, usine acide.	Parallèle, hydromet semi-intégré. zinc et pyromet. Extraction plomb, données ne permettent pas an allocation on zinc vs. lead	Environne ment Canada, 2002
	Noranda CEZ, Québec	0.002 g Hg/ T de produits (zinc, etc.)	Niveau élevé: Cyclones, ESP's, tampons, suppression Hg, usine acide.	Production de zinc hydrométallurgique	Environne ment Canada, 2002 et 2004

462. Selon la Commission Européenne (2001) les rejets de sous produits de Hg dans la production d'autres métaux non ferreux s'élèvent à 350 T Hg en Europe en 1997. En général ces procédés produisent du Hg ou du « calomel » sur une échelle de 0.02 à 0.8 kg de Hg /T de (d'autres) métaux produits ; ceci dépend du contenu de Hg dans les concentrés. Dans le tableau 5 – 47 on montre en particulier des exemples de production de zinc. En général ces chiffres et exemples se basent essentiellement sur les conditions existant dans l'Union Européenne (ou en Europe), en tenant compte du niveau des systèmes de réduction d'émission dans l'air mis en place, et où la rétention du Hg peut être comparée à la situation mondiale.

Tableau 5 – 47 Exemples de sous produit de Hg provenant de la production de zinc (dans les conditions de l'UE) de l'université de Aachen (1999) cité dans la Commission Européenne (2001)

Etape de production et type	Sous produit de Hg, Kg sous produit/ T zinc produit*1
Roaster/usine d'acide sulfurique dans les usines hydro métallurgiques	0.3-0.8
Sintering/usine d'acide sulfurique dans le procédé « Imperial Smelter Furnace » (procédé pyro métallurgique)	0.15

463. La Commission Européenne (2001) montre des concentrations de Hg dans les eaux usées à 0.1 – 9 mg/l, prévalant dans l'UE.

464. Feng et al. (2002) rapporte qu'une grande contamination au Hg née de la production de zinc avec des moyens technologiques rudimentaires est en train de se passer dans la zone de Heghang (dans la province de Guizhou, en Chine). Les concentrations de Hg dans les gisements et les charbons utilisés ont été mesurés, et dans les odeurs qui se dégagent des résidus et les cendres de charbon, et calculés les facteurs d'émission atmosphériques suivants pour la production de zinc aux circonstances données.

Minerai sulfurique : 155 g Hg/T de zinc produit ; minerai d'oxyde : 78.5 g Hg/T de zinc produit. Ces chiffres sont beaucoup plus élevés que les estimations provenant de l'Ouest vers la fin des années 80, à savoir 25 g Hg/T de zinc produit (Nriagu et Pacyna, 1988). Ils démontrent également que le Hg se trouvant dans les exhalaisons des résidus se filtrent facilement à l'eau. Malheureusement aucun facteur de rejet dans l'eau, le sol ou les concentrations de Hg dans les minerais n'a été rapporté.

465. Le PNUE (2002) cite Pirrone et al. (2001) concernant l'efficacité des techniques d'élimination du Hg dans le tableau 5 – 48 au moyen des quels plusieurs ont été utilisés dans les fourneaux à métaux non ferreux.

Tableau 5 – 48 L'efficacité du flue gaz dans les techniques de suppression du Hg (Pirrone et al.)

Contrôle technique	Efficiencia de l'élimination typique du Hg	Contenu en Hg mesuré en bas($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Filtre de Selenium	> 90%	< 10
Selenium scrubber	90-95%	200
Filtre de Charbon	90-95%	10
Process Odda chlorure	n.a.	50-100
Process sulfure de plomb	90-99%	10-50

5.2.3.5 Facteurs d'absorption et de distribution

466. Basés sur les informations rassemblées ci-dessous à propos des absorptions et rejets ainsi que des facteurs déterminants les rejets, les facteurs par défaut ont été suggérés dans le but d'être utilisés au cas où une source de données spécifique ne serait pas accessible. On met l'accent sur le fait que les facteurs par défaut proposés dans ce manuel sont fondés sur une base de données limitée. Ainsi ils doivent être considérés comme étant des préliminaires et sont sujets à des révisions. Ces facteurs sont des avis d'experts basés uniquement sur le résumé de données et aucune approche systématique quantitative n'a été faite dans le développement de ces facteurs.

467. Il s'agit d'abord en utilisant ces facteurs par défaut de savoir si la sous catégorie est une importante source de rejet de Hg dans le pays. D'habitude les estimations sur les rejets sont approfondies (après le calcul des facteurs par défaut) avant toute autre démarche.

468. A cause d'un manque de données, aucun facteur par défaut n'a pu être établi concernant les procédés d'extraction et de concentration. Notez que ceci implique que les concentrations que les estimations sur les rejets de Hg calculés à partir des facteurs par défaut tendront à sous estimer l'ensemble des rejets issus de ce secteur.

a) Facteurs d'absorption de mercure par défaut

469. Les données actuelles sur les niveaux du mercure utilisés dans la composition des concentrés aboutiront à des meilleures évaluations sur les rejets.

470. S'il n'y a pas d'informations sur les concentrations de mercure dans les concentrés utilisés, on pourrait se faire une première idée en utilisant les facteurs d'absorption de Hg par défaut sélectionnés dans le tableau 5 – 49 ci-dessous (basé sur les données présentées dans cette section). Etant donné que les concentrations varient beaucoup, il est recommandé de calculer et de rapporter les intervalles pour

les absorptions de Hg dans cette catégorie source. L'estimation inférieure par défaut a été établie pour indiquer une estimation inférieure pour le mercure dans cette catégorie source (mais pas le minimum absolu), et le facteur supérieur résultera d'une estimation supérieure (mais pas le maximum). Il est recommandé d'utiliser la valeur maximale afin de montrer l'importance de la catégorie source pour davantage d'investigations. Utiliser une estimation supérieure ne veut pas forcément dire que les rejets actuels soient vraiment élevés, seulement cela pourrait devenir le cas.

Tableau 5 – 49 Ebauche des facteurs d'absorption de Hg par défaut dans les concentrés pour la production de zinc

Matières	Facteurs d'absorption par défaut; g Hg / T de concentré; (low end - high end)
Concentré de Zinc	10 - 200

b) Facteurs de distribution par défaut

471. Tel qu'on l'a déjà indiqué, les données rendant possible la définition des facteurs de distribution dans l'extraction du zinc sont rares. Toutefois on s'est basé sur les données disponibles pour définir un ensemble de préliminaires concernant ces facteurs. Les rejets dans l'atmosphère proviennent du flue gaz issu des méthodes de suppression du Hg résumés dans Pirrone et al. (2001) sus mentionnés. La libération du Hg restant dans le sol, les sous produits et le secteur de traitement et d'élimination n'est pas réelle (n'ayant trouvé aucune donnée qui indique leur relation). Cette libération vise à montrer que des quantités importantes de Hg peuvent passer par ces voies. Comme on le sait déjà les rejets de Hg dans l'eau/ eaux usées viennent de ce secteur, mais on ne dispose pas encore de données pour mieux les confirmer.

472. Dans l'extraction de zinc, les rejets atmosphériques actuels sont plus faibles que le facteur par défaut établi, en utilisant la technique du filtrage, alors que les rejets des résidus solides restent élevés.

Les rejets atmosphériques sont plus faibles que le facteur par défaut établi avec la technique de suppression du Hg (qui est efficace), alors que les sous produits contenant du Hg ainsi que les résidus solides restent plus élevés.

Tableau 5 – 50 Ebauche des facteurs de distribution par défaut du Hg provenant de l'extraction du zinc et des concentrés

Cycle de vie	Air	Eau	Sol *1	Produit *1, *2	Déchet	Traitement/ Elimination* 1
Extraction et concentration	?	?	?	?	x	x
Production de zinc à partir de concentré	0.1	?	0.3	0.3		0.3

Notes : *1 Les dépôts de résidus varient beaucoup selon les pays et peut être même selon les équipements, le sol, le gisement, la saisie sur place. . La libération du Hg restant dans le sol, les sous produits et le secteur de traitement et d'élimination n'est pas réelle (n'ayant trouvé aucune donnée qui indique leur relation). Cette libération vise à montrer que des quantités importantes de Hg peuvent passer par ces voies.

*2 Les sous produits contenant du Hg parmi d'autres sont le calomel, le Hg élémentaire, le vase de Hg récupéré en dehors du site, les acides nettoyant à faible degré, l'acide sulfurique, le

sulfure liquide, le filtre à gâteau et autres résidus vendus ou transférés en d'autres production de métaux, ou d'autres secteurs.

c) Liens avec d'autres sources de Hg

473. Aucun lien signalé

5.2.3.6 Source de données spécifiques

474. Dans ce cas les plus importants seraient :

- Les données sur les concentrations de Hg dans les minerais extraits de concentrés et traités à la source ;
- La quantité de minerai/concentrés extraits et traités ;
- Les données et les distributions de Hg incluant les pourcentages de Hg retenus par les équipements de réduction d'émission appliqués à la source (ou des sources identiques avec les mêmes équipements et conditions.

475. L'existence d'une unité de suppression du Hg dans une usine d'extraction bien donnée montre que la majeure partie du Hg n'est pas libérée dans l'air, mais elle est plutôt commercialisée comme sous produit, ou stockée sur place.

5.2.4 Extraction du cuivre et transformation

476. Comme pour le zinc les descriptions quantitatives des balances de masse du Hg concernant de pareilles opérations (et qui correspondent à l'absorption et à la distribution des rejets) semblent ne pas être d'accès faciles. Ainsi donc les aspects quantitatifs de la description dans cette section ont été reconstitués pièce par pièce des différentes sources.

477. L'exploitation industrielle à grande échelle ainsi que les opérations d'extraction ne se font pas en grand nombre dans le pays où cela se fait, les matériaux et les moyens de production sont très variés et peuvent être des sources potentielles de rejet de Hg. En donnant ces facteurs, il est fortement recommandé d'utiliser une approche de point source, et si possible de dresser les données spécifiques d'un point source avec les sociétés opérantes elles-mêmes, et connaître les équipements de production.

5.2.4.1 Description de la sous catégorie

478. Le minerai de cuivre (principalement minerai de sulfure) peut contenir plusieurs quantité de Hg. Dans le processus d'extraction, on utilise des techniques pour libérer le mercure de la roche. Le mercure peut s'évaporer et suivre les courants gazeux pendant l'extraction (dans la plupart des cas) ou suivre les courants, en fonction de la technologie utilisée. A moins que le Hg ne soit capturé par les méthodes prévues pour se faire et dans ce cas la majeure partie peut être relâchée dans l'atmosphère, le sol et les eaux. Le Hg retenu peut être vendu sous la forme de « calomel » (Hg_2Cl_2) normalement vendu pour l'extraction du Hg métallique en dehors du site ou dans le site même, ou il peut être stocké et déposé comme solide ou résidu (Environnement du Canada, 2002). La vente de sous-produits de Hg récupéré issus de l'extraction de zinc et d'autres métaux non ferreux explique dans une large mesure la réserve mondiale actuelle de Hg. En effet ces voies de rejet, part d'absorption de Hg, (une petite fraction certes) suit l'acide sulfurique co- produit par concentrations (Commission Européenne, 2001).

Procédés

479. Les principales étapes d'extraction incluent la production de concentrés riches en cuivre issus du minerai brut, un passage au feu du concentré dans un haut fourneau. Toutes les deux étapes provoquent de fortes températures. Le procédé comprend plusieurs étapes dont une étape finale appelée « convertant », qui consiste à éliminer le reste de fer et de sulfure présents, laissant en fusion des « bulles » de cuivre. Les équipements utilisés pour produire du cuivre sont communément appelés hauts fourneaux primaires. Pour avoir une description détaillée du procédé, voir US EPA (1997 a) ou Commission Européenne (2001). Il n'existe pas d'autres procédés (pour raffiner le cuivre) susceptibles de causer des rejets de Hg (à moins de considérer le Hg provenant du minerai de cuivre).

Extraction et production de concentrés

480. Le minerai est extrait à partir d'une fosse à ciel ouvert, et les fractions riches en cuivre sont séparées de la roche après de grands efforts pour réduire les particules par des méthodes de séparation mécaniques, le flottement en général, ou d'autres procédés qui utilisent la suspension dans l'eau.

481. Il existe différents types de cuivre et sur le plan économique les sulfures de chalcopirite, de bonite et chalcocite sont les plus importants (Ullmann, 2001). Dans certains cas, le cuivre est extrait de dépôts minéraux contenant également d'autres métaux tels que du nickel, du zinc ou pyrite (Krivtsov et Klimenko, 1997).

482. Le concentré produit est transporté vers les lieux d'extractions qui peuvent recevoir le concentré des mines environnantes, mais aussi du marché mondial.

483. Les déchets rocheux qui n'ont pas, ou qui contiennent très peu de fer, ainsi que les rejets du minerais séparés des concentrés riches en cuivre (parties des soi disants résidus) sont généralement stockés dans le site sous forme de résidus, en mare, empilés ou entassés dans les mines.

484. Les déchets rocheux et les résidus peuvent (comme tous les concentrés produits) avoir de faibles quantités de Hg. Cette matière est plus sensible à l'érosion que les vrais dépôts à cause de la taille réduite des particules et une accessibilité plus grande à l'air et aux précipitations. Pour les minerais sulfuriques, qui sont d'importants types de minerais pour la production plusieurs métaux de base, cette érosion libère et oxyde le sulfure et produit à son tour de l'acide sulfurique. Cet acide rend les constituants (le Hg en particulier) encore plus solubles et augmente même la filtration du métal dans l'environnement plus « fold » comparé au dépôt minéral qui est lui resté intact. Ce procédé appelé « acide rock drainage » ARD constitue un grand risque pour l'environnement.

485. De cette compilation de données qui a permis la mise en place de ce manuel, on a pu identifier peu de données sur les concentrations de Hg dans le minerai brut, les concentrés de cuivre et dans les substances rejetées. On n'a pas pu identifier de données sur les rejets de Hg issu du déchet rocheux et des résidus dans l'air, l'eau et le sol. Mais on ne doit pas négliger cette source de libération parce que même les faibles concentrations de Hg peuvent être importantes car les opérations minières nécessitent d'énormes quantités de matières.

Extraction de cuivre

486. Cette extraction implique une série de procédés, qui ne seront pas décrites ici de façon détaillée. En ce qui concerne le Hg et les voies de rejets, l'extraction du cuivre ressemble au procédé pyro métallurgique décrit pour le zinc (voir section 5.2.3). La différence majeure est que les hauts fourneaux en cuivre n'utilisent pas le roasting/sintering avant que le concentré ne soit mis au feu (il est seulement mis à sécher). Ainsi la majeure partie du sulfure et probablement du Hg en fusion passe à l'étape suivante, à savoir le « convertant ». L'autre différence avec le zinc est l'étape du raffinage par le feu qui a lieu après le convertant. Parfois on ajoute à la fusion de l'hydrocarbure (gaz) ou du bois vert pour réduire les oxydes en métal élémentaires et d'autres constituants (Commission Européenne, 2001). Ces sources de carbone sont des sources supplémentaires de Hg. Toutefois il n'y a pas de données pour quantifier leurs contributions dans les rejets de Hg.

487. On peut ajouter des débris de cuivre recyclés à la matière dans les étapes de fusion, mais cela n'est pas considéré comme la source principale d'absorption de Hg dans ce procédé. Du cuivre et du zinc, ou du cuivre et du nickel (ainsi que d'autres métaux) sont produits parallèlement (procédé semi intégré) dans les mêmes fourneaux (Environnement du Canada, 2002).

488. Les premiers rejets de Hg issus des matières se passent pendant l'étape du séchage/brûlage, ainsi que dans le fourneau. De plus les convertisseurs et fourneaux de raffinage peuvent émettre du Hg laissé dans la substance (US EPA, 1997a). Si l'étape de suppression n'est pas comprise dans le traitement des gaz avant l'arrivée à l'usine d'acide, la grande partie des rejets sera libérée dans l'air. Si l'échappement des gaz par les différents procédés se passe par des filtres hautement performants (EPS et/ou filtres en tissu), alors une partie du Hg dans les gaz est retenue par les particules (des filtres).

5.2.4.2 Principaux facteurs qui déterminent les rejets de Hg

Tableau 5 – 51 Principaux rejets et milieux récepteurs pendant la durée de l'extraction et de la transformation

Cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits *2	Déchet	Traitement/ Elimination
Déchets issus extraction et production de concentrés	x	X	X			X
Extraction de plomb à partir de concentré	X	X	X	X		X
Produits manufacturés *1						
Utilisation du cuivre						
Elimination du cuivre						

Notes : * 1 : Les rejets de Hg ont lieu à cause de l'usage de fuel, mais le métal de zinc n'est pas sensé être une source d'absorption de Hg dans le raffinage et la transformation ;

* 2 : dans l'acide sulfurique, les sous produits de Hg, et peut être d'autres dérivés de sous produits, voir texte ;

X – La voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;

x- Voies de rejet supplémentaires à considérer et dépendant de source spécifique et d'une situation nationale.

489. La concentration de Hg dans le minerai/concentré et la quantité de minerai/concentré utilisée sont d'importants facteurs qui déterminent les rejets de Hg. En principe tel qu'il est indiqué ci-dessous, le premier aspect peut être contrôlé jusqu'à un certain degré par le choix des types de minerais et de concentrés utilisés.

490. L'existence d'une étape déterminée d'élimination du Hg va influencer de façon considérable la distribution entre les voies de rejet. Les rejets dans l'air, l'eau et le sol seront convertis en sous produits. Au cas où de l'acide sulfurique serait produit, les rejets (un sous produit commercialisé) seront aussi convertis aux mêmes voies de rejet, si une étape de suppression du Hg existe. Ceci est guidé par un besoin technique de purifier les gaz. Il s'agit de convertir le dioxyde de sulfure en acide sulfurique, ainsi si une usine d'acide existe déjà, alors l'étape d'élimination se fera aussi.

491. Du moment où une part du Hg est retenue avec les particules, l'existence d'équipements ESP d'une grande efficacité et de filtres en tissu peuvent quelque peu réduire les rejets dans l'atmosphère - si le filtre à poussières n'est pas à son tour recyclé - et convertissent le Hg retenu en solide, suspendu et/ou en résidu liquide.

492. L'eau usée provenant des différents procédés peut contenir du Hg. L'importance des rejets dans l'écoulement des eaux dépend de la manière dont les déchets sont traités et gérés.

493. L'importance des rejets dans l'environnement provenant des décharges y compris le déchet rocheux, les résidus provenant des étapes de concentration, l'extraction des résidus, l'échappement des gaz dans le nettoyage des résidus, et le traitement des résidus de l'eau usée est fortement liée au fait de savoir avec quel soin les dépôts de déchets sont gérés. Car s'ils ne sont pas bien gérés cela pourrait provoquer des rejets dans l'air, l'eau et le sol.

5.2.4.3 Discussion

Tableau 5 – 52 Survol du taux d'activité et types de facteurs d'absorption de Hg nécessaires pour estimer les rejets provenant de l'extraction du cuivre et de la transformation

Cycle de vie	Données du taux d'activité	Facteur d'absorption de Hg
Déchets provenant de l'extraction et production de concentrés	T de rebuts produits par an	g Hg/T de rebuts produits *1
Extraction de Cuivre issu de concentré	T de concentré utilisé par an	g Hg/T de concentré

Note : * 1 Pareils déchets supposent une faible quantité de matière (des concentrations de zinc plus faibles), les concentrations de Hg peuvent être légèrement plus basses que dans le minerai. S'il n'y a pas de données sur les concentrations concernant les rebuts, alors on se contentera d'appliquer les données sur les concentrations pour se faire une idée.

Tableau 5 – 53 Exemples de concentration de Hg dans le minerai, les rebuts et concentrés de cuivre

Pays	Localité	Type	Moyenne Concentration de Hg, g/T	Variations Hg ds. échantillons, g/T	Source de données
Dans le minerai					
Canada	Travaus de Brunswick		2.1		Klimenko and Kiazimov (1987)
Fédération de Russie	Ural		10-25		Kutliakhmetov (2002)
	Sud ural, 4 localités	Cuivre et pyrite, beaucoup	9.8-13 *1		Fursov (1983)
Kazakhstan	Kusmurun	Cuivre et pyrite, beaucoup	9.2	4.3-16.70 (11 échantillons)	Fursov (1983)
	Dzhezhgaz-	Cuprous limestone,	3.2	2.8-3.68	Fursov (1983)

Pays	Localité	Type	Moyenne Concentration de Hg, g/T	Variations Hg ds. échantillons, g/T	Source de données
	gan	beaucoup (chalcopryrite)		(15 échantillons)	
	Dzhezhgaz- gan	Cuprous limestone, disseminé (bornite)	1.5	1.23-1.87 (11 samples)	Fursov (1983)
	Counrad	Cuivre et porphyry, disseminés (primary)	0.9	0.76-1.02 (8 échantillons)	Fursov (1983)
Dans rebuts issus de la production de concentrés					
Canada	Travaux de Brunswik	De la production de zinc, cuivre plomb, et concentrés composés	0.69 (at ore Hg conc. 2.1)		Klimenko and Kiazimov (1987)
Fédération de Russie	Ural	De la production de zinc, cuivre plomb, et concentrés composés		1-9 (at ore Hg conc. 10-25)	Kutliakhmetov (2002)
Dans les concentrés					
Canada	Brunswik Works		2.3		Klimenko and Kiazimov (1987)
Fédération de Russie	Ural	Cuivre, pyrite		28-41	Kutliakhmetov (2002)
	Inconnu	Pyrite et polymétal		0.22 - 65	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
	Inconnu	Cuivre stratiformiq et zinc		2 - 290	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
	Inconnu	Cuivre, pyrite		0.3 - 150	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
	Inconnu	Grès cuprifère		4	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
	Inconnu	Vanadium, fer, cuivre		70	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
	Inconnu	Cuivre/molybdénium		0.02	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova

Pays	Localité	Type	Moyenne Concentration de Hg, g/T	Variations Hg ds. échantillons, g/T	Source de données
					(1986)
	Inconnu	Cuivre/nickel		0.14 – 0.4	Bobrova <i>et al.</i> , (1990); Ozerova (1986)
Couverture méconnue	Géographi e inconnue		0.5 - 8		Confidentielle

Note : *1 Variation entre les moyennes dans beaucoup de localités, 38 échantillons en tout

5.2.4.4 Exemples de Hg dans les rejets et déchets/résidus

Exemples de rejets issus de la production de concentrés

494. Nous avons deux exemples de distribution de Hg issus de la production de concentrés de métaux non ferreux (y compris le cuivre) avec le même titre dans la section concernant l'extraction de zinc (dans les tableaux 5-44 et 5-45 dans la section 5.2.3). Ces deux exemples sont assez différents et ne sont nécessairement représentatives, et ne servent qu'à titre indicatif.

Exemples de rejets issus de la production de cuivre

495. Il ne semble pas être facile d'avoir de la littérature récente, tel qu'il a été déjà mentionné, à propos des descriptions quantitatives des balances de masse du Hg concernant les travaux sur l'extraction du cuivre. Cependant Yanin (dans Lassen et al., 2004) a essayé de développer une étude complète à propos des distributions sur les fourneaux russes en cuivre (voir tableau 5-45). Les estimations sont basées sur des théories et ne sont utiles qu'à titre indicatif.

496. On peut se fonder sur les études de Yanin pour avoir une idée sur les facteurs d'émission décrites plus haut. Pour une concentration de Hg de 13.8 g Hg/T dans le concentré utilisé, il y a une concentration de cuivre de 15 % dans le même concentré, et un taux d'extraction de 93 % de cuivre, le facteur d'émission atmosphérique calculé serait de 13.8 g Hg/T de concentration / 0.15 T Cu/T de concentration * 0.93 = 11.7 g Hg Cu produit. On arrive au même résultat que dans les facteurs d'émission de la Baie de Hudson montré dans le tableau 5-55 ci-dessous.

Tableau 5 – 54 Estimation de distribution de Hg de fourneaux en cuivre sous les conditions russes (Yanin, dans Lassen et al., 2004)

Voie de rejet	Atmosphère	Eau usée	Dépôt de scories	Dépôt de vase	Dépôt de « gâteau d'arsenate »	«Gâteau plomb"vendu	Sulfure liquide *2	Acide nettoyé *2	Total
Part d'absorption de Hg *1	0.12	0.02	0.04	0.38	0.06	0.11	0.14	0.14	1.00
Rejets en g Hg/ T Cu produit, pr 1 exemple avec absorption de 13.8 g Hg/T de concentré	0.12	0.02	0.04	0.38	0.06	0.11	0.14	0.14	1.00

Notes : *1 Revu pour le recyclage interne de filtre à poussières dans le fourneau (confirmé)

*2 Le sulfure liquide, un sous produit, et l'acide nettoyant sont commercialisés ; chose qui ne se trouve pas dans la référence.

497. Nous disposons de très peu d'exemples sur les facteurs d'émission et il n'existe pas non plus de rapport correspondant aux rejets de Hg avec les concentrés ou le minerai.

498. Dans le tableau 5 –55, on montre des exemples de facteurs d'émission de Hg dans l'air issus de la production de zinc. Généralement se sont des facteurs d'émission qui sont assez bas et qui indiquent qu'une grande partie du Hg est transférée en sous produit de Hg vendu (métal ou composés), et/ou transférée sur place en décharges, et ont la possibilité d'être plus tard de potentiels sources rejets dans tous les milieux. Une partie infime de Hg peut être transférée en rejets dans l'eau comme une conséquence de procédés mouillés dans les systèmes de réduction d'émission (appelés souvent transferts «cross – media»). Les fourneaux en nickel/cuivre mentionnés produisent des scories utilisées pour la construction de routes et de chemins de fer.

499. En 1994 le US EPA a estimé un total de 57 kg de rejets de Hg dans l'air par an (en se basant sur les données de 7 chaudières se trouvant aux USA en 1993) issus de chaudières ayant une capacité de production de 1.4 million T (1995/96 Capacity) (US EPA, 1997a). Les taux de rejets dans l'air correspondant sont calculés approximativement à 0.04g Hg/ T de « capacité » de production de métal.

Tableau 5 - 55 Exemples de facteurs d'émission pour des rejets dans l'air issus de la production de cuivre

Pays/ Region	Equipm t/ localité	Rejets de Hg ds atmosphère par produit	Réduction d'émission niveau technologique (rejets ds l'air)	Remarques	Référenc e
USA	Moyen ne national e	0.04g Hg/T « capacité » de production de métal		Rejets ds l'air rapportés eux même. Incertain si « capacité » reflète production actuelle.	US EPA (1997a)
Canada	Baie de Hudson M&S, Manito ba	8.2 g Hg/T de produits (zinc, cuivre etc.)	Modéré: ESP', mais pas suppression de Hg ou usine d'acide		Environ nement Canada (2002)
	Norand a Horn	1.8 g Hg/T de produit (cuivre etc.)	Fourneau, nouveau convertisseur équipé de ESP, suppression de Hg usine d'acide	Cuivre recyclé.	Environ nement Canada (2002)
	Inco Cuivre Cliff	0.01 g Hg/T de produit (Cuivre, nickel etc.)	Fourneau ss gaz + filtre PM usine acide, pas suppression Hg; séchage + convertisseur avec ESP	Nickel/cuivre combinés. Partie scories utilisée pr construction rtes + chemins de fer. Apparemt matière contient moins concentr. Hg / autres fourneaux mentionnés ici (Auteurs du manuel)	Environ nement Canada (2002)

500. Selon la commission Européenne (2001) les rejets de sous produits de Hg dans la production d'autres métaux non ferreux s'élevaient à 350 T de Hg en Europe en 1997. Ces procédés produisent en général du Hg ou du calomel sur une échelle de 0.02 à 0.8 kg / T de Hg ou d'autres métaux produits. Ceci dépend du contenu de Hg dans les concentrés.

5.2.4.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution

501. Basés sur les informations rassemblées ci-dessus concernant les absorptions, les rejets et les facteurs d'absorption qui déterminent les rejets, les facteurs d'absorption et de distribution préliminaires ont été suggérés pour être utilisés au cas où une source de données spécifique ne serait pas accessible. On met l'accent sur le fait que les facteurs par défaut proposés dans ce manuel sont fondés sur une base de données limitée. Ainsi ils doivent être considérés comme étant des préliminaires et sont sujets à des révisions. Ces facteurs sont des avis d'experts basés uniquement sur le résumé de données et une approche quantitative concernant le développement de ces facteurs n'a pas été faite.

502. Il s'agit d'abord en utilisant ces facteurs par défaut d'avoir une première impression de savoir si la sous-catégorie est une importante source de rejet de Hg dans le pays. D'habitude les estimations sur les rejets sont approfondies (après le calcul des facteurs par défaut) avant toute autre démarche basée sur ces estimations.

A cause d'un manque de données, les facteurs de données pour les procédés d'extraction et de concentration n'ont pas pu être établis. Notez que ceci implique que les estimations sur les rejets de Hg calculés par défaut tendront à sous-évaluer l'ensemble des rejets issus de ce secteur.

a) Facteurs d'absorption de Hg par défaut

504. Les données actuelles sur les niveaux de Hg dans la composition des concentrés aboutiront à de meilleures estimations sur les rejets.

505. S'il n'y a pas d'informations sur les concentrations de Hg dans les concentrés utilisés dans l'extraction, on pourrait se faire une première idée en utilisant les facteurs d'absorption de Hg par défaut sélectionnés dans le tableau 5 - 56 ci-dessous (basé sur les données présentées dans cette section). Étant donné que les concentrations varient beaucoup, il est recommandé de calculer et de rapporter les intervalles par les absorptions de Hg dans cette catégorie source. Les facteurs par défaut inférieurs ont été mis en place pour établir une estimation inférieure par l'absorption de Hg dans la catégorie source (mais pas le minimum absolu, et le facteur supérieur par l'absorption de Hg résultera d'une estimation supérieure (mais pas le maximum absolu). Il est alors recommandé d'utiliser la valeur maximale afin de souligner l'importance de la catégorie source pour mieux l'approfondir. Mais utiliser une estimation supérieure ne veut pas forcément dire que les rejets actuels soient vraiment élevés, seulement cela pourrait devenir le cas.

Tableau 5 - 56 Ebauche des facteurs d'absorption de Hg dans les concentrés dans la production de cuivre

Matière	Facteurs d'absorption de Hg/T de par défaut; g Hg/T de concentré; (low end - high end)
Copper concentrate	1 - 15

b) Facteurs de distribution de Hg par défaut

506. Les facteurs de distribution par défaut établis peuvent être refléter l'état des fourneaux de cuivre qui ne doivent pas disposer des meilleurs systèmes d'aération. Ceci impliquerait que les équipements ayant les systèmes de « state/of : the /art /air/pollution/abatment » peuvent avoir de faibles rejets dans l'air, signifiant que le Hg suivra davantage d'autres déchets, sous-produits et rejets.

Tableau 5 - 57 Ebauche des facteurs de distribution de Hg issu de l'extraction du cuivre

Cycle de vie	Facteurs de distribution par défaut, part de Hg					
	Air	Eau	Sol*1	Sous produits*2	Déchet	Traitement/Élimination*1
Extraction et concentration	?	?	?			X
Production de cuivre à partir de concentré	0.1	0.02	0.24	0.4		0.24

Notes : *1 Les dépôts de résidus varient beaucoup selon les pays et peut être même selon les équipements, le sol, le gisement, la saisie sur place. . La libération du Hg restant dans le sol, les sous produits et le secteur de traitement et d'élimination n'est pas réelle (n'ayant trouvé aucune donnée qui indique leur relation). Cette libération vise à montrer que des quantités importantes de Hg peuvent passer par ces voies.

*2 Les sous produits contenant du Hg parmi d'autres sont le calomel, le Hg élémentaire, le vase de Hg récupéré en dehors du site, les acides nettoyant à faible degré, l'acide sulfurique, le sulfure liquide, le filtre à gâteau et autres résidus vendus ou transférés en d'autres production de métaux, ou d'autres secteurs.

C) Liens avec d'autres sources de Hg

507. Aucune suggestion.

5.2.4.6 Principale source de données

508. Dans ce cas les plus importants seraient :

- Les données sur les concentrations de Hg dans les minerais extraits de concentrés et traités à la source ;
- La quantité de minerai/concentrés extraits et traités ;
- Les données et les distributions de Hg incluant les pourcentages de Hg retenus par les équipements de réduction d'émission appliqués à la source (ou des sources identiques avec les mêmes équipements et conditions.
- L'existence d'une unité de suppression du Hg dans une usine d'extraction bien donnée montre que la majeure partie du Hg n'est pas libérée dans l'air, mais elle est plutôt commercialisée comme sous produit, ou stockée sur place.

5.2.5 Extraction de plomb et transformation

509. L'exploitation industrielle à grande échelle ainsi que les opérations d'extraction ne se font pas en grand nombre dans le pays où cela se fait, les matériaux et les moyens de production sont très variés et peuvent être des sources potentielles de rejet de Hg. En donnant ces facteurs, il est fortement recommandé d'utiliser une approche de point source, et si possible de dresser les données spécifiques d'un point source avec les sociétés opérantes elles-mêmes, et connaître les équipements de production.

5.2.5.1 Description de la sous catégorie

510. Le plomb provient du minerai de sulfure, qui contient également un peu de Hg (US EPA, 1997a). Les niveaux de Hg dans les minerais varient et peuvent être élevés dans certains cas, quand on le compare à d'autres matières brutes (COWI, 2002).

511. Les déchets rocheux et les résidus peuvent (comme tous les concentrés produits) avoir de faibles quantités de Hg. Cette matière est plus sensible à l'érosion que les vrais dépôts à cause de la taille réduite des particules et une accessibilité plus grande à l'air et aux précipitations. Pour les minerais sulfuriques, qui sont d'importants types de minerais pour la production plusieurs métaux de base, cette érosion libère et oxyde le sulfure et produit à son tour de l'acide sulfurique. Cet acide rend les constituants (le Hg en particulier) encore plus solubles et augmente même la filtration du métal dans l'environnement plus « fold » comparé au dépôt minéral qui est lui resté intact. Ce procédé appelé « acide rock drainage » ARD constitue un grand risque pour l'environnement

512. Le minerai de cuivre (principalement minerai de sulfure) peut contenir plusieurs quantité de Hg. Dans le processus d'extraction, on utilise des techniques pour libérer cet Hg de la roche. Le Hg peut s'évaporer et suivre les courants gazeux pendant l'extraction (dans la plupart des cas) ou suivre les courants, en fonction de la technologie utilisée. A moins que le Hg ne soit capturé par les méthodes prévues pour se faire et dans ce cas la majeure partie peut être relâchée dans l'atmosphère, le sol et les eaux. Le Hg retenu peut être vendu sous la forme de « calomel » (Hg_2Cl_2) normalement vendu pour l'extraction du Hg métallique en dehors du site ou dans le site même, ou il peut être stocké et déposé comme solide ou résidu (Environnement du Canada, 2002). La vente de sous-produits de Hg récupéré issus de l'extraction de zinc et d'autres métaux non ferreux explique dans une large mesure la réserve mondiale actuelle de Hg. En effet ces voies de rejet, part d'absorption de Hg, (une petite fraction certes) suit l'acide sulfurique co- produit par concentrations (Commission Européenne, 2001).

513. Les principales étapes d'extraction du plomb ressemblent généralement au procédé pyro métallurgique décrit pour le zinc dans la section 5.2.3. Elle comprend la production d'un concentré riche en plomb provenant du minerai brut, du roasting du concentré, de la réduction des oxydes à l'intérieur du fourneau, qui produisent tous les deux de fortes températures. Dans certains cas, le concentré n'est pas « sintered » avant d'arriver au fourneau. Dans de pareilles situations, la majeure partie de Hg se trouvant dans le concentré s'évapore et suit les effluves de gaz pour d'autres transformations. Comme pour le zinc et le cuivre, le Hg présent avant l'enlèvement des gaz peut être supprimé lors d'une étape avant que les gaz ne mènent à l'usine d'acide récupéré (S'il se passe, voir la description de la section 5.2.3. Le plomb est parfois co produit avec du zinc ou d'autres métaux non ferreux. Se référer à la Commission Européenne, 2001 pour avoir plus de détails.

514. On peut ajouter des débris de plomb recyclés dans les étapes de sintering et smelting, mais ne constituent la principale source de Hg dans ce procédé. Le coke métallurgique (ou flue gaz) est utilisé dans l'étape de réduction dans le fourneau, mais n'est pas la principale source de rejet de Hg.

5.2.5.2 Facteurs déterminant les rejets de Hg

Tableau 5 : 58 Rejets et milieux récepteurs pendant la durée de l'extraction et la transformation

Cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits *2	Déchet	Traitement/ Elimination
Déchets issus de l'extraction et production de concentrés	x	X	X			X
Extraction de cuivre à partir de concentré	X	X	X	X		X

Cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits *2	Déchet	Traitement/ Elimination
Produits manufactures en cuivre *1						
Usage de cuivre						
Elimination de cuivre						

Notes : * 1 : Les rejets de Hg ont lieu à cause de l'usage de fuel, mais le métal de zinc n'est

pas sensé être une source d'absorption de Hg dans le raffinage et la transformation ;

* 2 : dans l'acide sulfurique, les sous produits de Hg, et peut être d'autres dérivés de
sous produits, voir texte ;

X – La voie de rejet prédominante pour la sous catégorie ;

x- Voies de rejet supplémentaires à considérer et dépendant de source spécifique et
d'une situation nationale.

515. La concentration de Hg dans le minerai, ainsi que la quantité de minerai extrait sont importantes pour les facteurs de rejets de Hg.

516. L'extraction et la transformation du plomb peuvent provoquer des rejets de Hg dans l'air, l'eau et le sol, ainsi que l'accumulation de déchets contenant du Hg, qui à leur tour peuvent provoquer des rejets supplémentaires. L'accroissement des rejets est lié à la façon dont les dépôts sont gérés (COWI, 2002). US EPA (1997a) a montré que les réactions du sintering se produisent à de très fortes températures (environ 1000°) ; et dans beaucoup d'usines on s'attend à ce que les appareils de contrôle aient le minimum d'efficacité dans la capture du Hg. Ainsi on s'attend à ce que la majeure partie de Hg dans le minerai s'évapore durant ce procédé du sintering. Tout Hg restant dans la grille est généralement relâché pendant l'étape de réduction (US EPA, 1997A).

517. L'extraction et les équipements de transformation nécessitent un équipement varié d'appareils de réduction des déchets pouvant directement diminuer les rejets de Hg dans l'atmosphère, l'eau et le sol. De telles technologies implique la réduction de rejets gazeux et de matières, et probablement le traitement des eaux usées. Un peu de Hg peut éventuellement s'échapper par ces résidus (COWI, 2002). L'augmentation et la durée de ces rejets et les voies de rejets dépendent des approches et efforts déployés dans le management des déchets.

5.2.5.3 Discussions

Tableau 5 – 59 Survol du taux d'activité et types de facteurs d'absorption de Hg nécessaires pour estimer les rejets provenant de l'extraction du cuivre et de la transformation

Cycle de vie	Données du taux d'activité	Facteur d'absorption de Hg
Déchets issus de l'extraction et de la production de concentrés	T de rebuts produit par an	g Hg/T en rebuts produit *1
Extraction de cuivre à partir de concentré	T de rebuts produit par an	g Hg/T de concentré

Note: * 1 Pareils déchets supposent une faible quantité de matière (des concentrations de zinc plus faibles), les concentrations de Hg peuvent être légèrement plus basses que dans le minerai. S'il n'y a pas de données sur les concentrations concernant les rebuts, alors on se contentera d'appliquer les données sur les concentrations pour se faire une idée.

518. Les deux facteurs d'absorption les plus importants nécessaires dans l'estimation des émissions d'un équipement donné dans cette sous catégorie sont : une estimation de la moyenne de concentration de Hg dans le concentré de plomb utilisé par cet équipement ; et la capacité annuelle de cette usine (en unité de même qu'en tonnes de plomb transformés par an).

519. La concentration de Hg dans les minerais de plomb peut considérablement varier. On présente dans le tableau 5.60 des données sur les concentrations de Hg dans les concentrés de plomb.

Tableau 5 - 60 Exemples de concentration de Hg dans les concentrés dans la production de plomb

Pays	Localité	Type	Moyenne Concentration de Hg, g/T	Variations Hg ds. échantillons, g/T	Source de données
Dans les concentrés					
Canada	Travaux Brunswi k	Concentré de cuivre	2.7		Klimenko et Kiazimov, 1987
USA	Missouri	Concentré de plomb	0.2		US EPA, 1997a
Fédération de Russie	Inconnu	Concentraté de cuivre et zinc stratiforme		2 - 290	Bobrova <i>et al.</i> , 1990; Ozerova, 1986

5.2.5.4 Exemples de Hg en rejets et déchets/résidus

520. Klimenko et Kiazimov (1987) rapportent les concentrations de Hg dans les rebus à 0.69 g / T issus de la production combinée de plomb, zinc, cuivre et composés de concentrés (et la concentration de Hg dans le minerai à 2.1g / T de minerai), montrant ainsi l'importance des concentrations de Hg dans les rebus.

521. Le US EPA estime qu'en 1994 0.10 T de Hg ont été émis par les fourneaux de plomb aux USA. En supposant que tout le Hg est relâché dans l'air, on calcule ces émissions en multipliant la capacité totale (370, 000 T), la moyenne de concentration de Hg dans ces concentrés (0.2 ppm). Cependant le US EPA utilise en ce moment une équation un peu plus compliquée qu'on peut voir dans l'Appendice A du US EPA, 1997a.

5.2.5.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution

522. Basés sur les informations rassemblées ci-dessus concernant les absorptions, les rejets et les facteurs d'absorption qui déterminent les rejets, les facteurs d'absorption et de distribution préliminaires ont été suggérés pour être utilisés au cas où une source de données spécifique ne serait pas accessible. On met l'accent sur le fait que les facteurs par défaut proposés dans ce manuel sont fondés sur une base de données limitée. Ainsi ils doivent être considérés comme étant des préliminaires et sont sujets à des révisions.

523. Il s'agit d'abord en utilisant ces facteurs par défaut d'avoir une première impression de savoir si la sous-catégorie est une importante source de rejet de Hg dans le pays. D'habitude les estimations sur les rejets sont approfondies (après le calcul des facteurs par défaut) avant toute autre démarche basée sur ces estimations.

524. A cause d'un manque de données, les facteurs de données pour les procédés d'extraction et de concentration n'ont pas pu être établis. Notez que ceci implique que les estimations sur les rejets de Hg calculés par défaut tendront à sous-évaluer l'ensemble des rejets issus de ce secteur.

a) Facteurs d'absorption de Hg par défaut

525. Les données actuelles sur les niveaux de Hg dans la composition des concentrés aboutiront à de meilleures estimations sur les rejets.

526. S'il n'y a pas d'informations sur les concentrations de Hg dans les concentrés utilisés dans l'extraction, on pourrait se faire une première idée en utilisant les facteurs d'absorption de Hg par défaut sélectionnés dans le tableau 5 - 61 ci-dessous (basé sur les données présentées dans cette section). Étant donné que les concentrations varient beaucoup, il est recommandé de calculer et de rapporter les intervalles par les absorptions de Hg dans cette catégorie source. Les facteurs par défaut inférieurs ont été mis en place pour établir une estimation inférieure par l'absorption de Hg dans la catégorie source (mais pas le minimum absolu, et le facteur supérieur par l'absorption de Hg résultera d'une estimation supérieure (mais pas le maximum absolu). Il est alors recommandé d'utiliser la valeur maximale afin de souligner l'importance de la catégorie source pour mieux l'approfondir. Mais utiliser une estimation supérieure ne veut pas forcément dire que les rejets actuels soient vraiment élevés, seulement cela pourrait devenir le cas.

Tableau 5 – 61 Ebauche des facteurs d'absorption dans les concentrés de plomb utilisés pour l'extraction du plomb

Matière	Facteurs d'absorption par défaut; g Hg / T de concentré; (inférieur - supérieur)
Concentré de cuivre	2 – 200

b) Facteurs de distribution de Hg par défaut

527. Ne disposant pas de données quantitatives sur les distributions de Hg issus de l'extraction et transformation du plomb, on se contentera des facteurs par défaut seront considérés de la même façon que les facteurs de distribution du Hg par défaut pour le zinc (avec qui le plomb est parfois coproduit).

Tableau 5 – 62 Ebauche des facteurs de distribution dans les concentrés de plomb utilisés pour l'extraction du plomb

Cycle de vie	Facteurs de distribution par défaut, part d'absorption de Hg					
	Air	Eau	Sol*1	Sous produits *1, *2	Déchets	Traitement/ Élimination *1
Extraction et concentration	?	?	?	?		
Production de cuivre à partir de concentré	0.1	?	0.3	0.3		0.3

Notes : *1 Les dépôts de résidus varient beaucoup selon les pays et peut être même selon les équipements, le sol, le gisement, la saisie sur place. . La libération du Hg restant dans le sol, les sous produits et le secteur de traitement et d'élimination n'est pas réelle (n'ayant trouvé aucune donnée qui indique leur relation). Cette libération vise à montrer que des quantités importantes de Hg peuvent passer par ces voies.

*2 Les sous produits contenant du Hg parmi d'autres sont le calomel, le Hg élémentaire, le vase de Hg récupéré en dehors du site, les acides nettoyant à faible degré, l'acide sulfurique, le sulfure liquide, le filtre à gâteau et autres résidus vendus ou transférés en d'autres production de métaux, ou d'autres secteurs.

c) Liens avec d'autres sources de Hg

528. Aucun lien avec d'autres sources

5.2.5.6 Source de données

529. Dans ce cas les plus importants seraient :

Les données sur les concentrations de Hg dans les minerais extraits de concentrés et traités à la source ;

La quantité de minerai/concentrés extraits et traités ;

Les données et les distributions de Hg incluant les pourcentages de Hg retenus par les équipements de réduction d'émission appliqués à la source (ou des sources identiques avec les mêmes équipements et conditions.

530. L'existence d'une unité de suppression du Hg dans une usine d'extraction bien donnée montre que la majeure partie du Hg n'est pas libérée dans l'air, mais elle est plutôt commercialisée comme sous produit, ou stockée sur place.

5.2.6 Extraction de l'or et transformation initiale par des procédés autres que l'amalgamation du mercure

531. A l'instar de l'extraction des autres métaux non ferreux, une description quantitative de la masse de mercure équilibre les opérations d'extraction aurifère – les estimations de répartition correspondantes des absorptions et des rejets ne semblent pas faciles à se procurer. C'est pourquoi les aspects quantitatifs de la description dans cette section ont été rassemblés pièce par pièce à partir de différentes sources. Les opérations industrielles minières et les extractions métallurgiques à grande échelle sont en petite quantité dans leurs pays d'exploitation. Leur matière d'alimentation et les configurations de production varient de façon significative et peuvent constituer d'importantes sources de rejets de mercure. Etant donné ces facteurs, il est hautement recommandé d'utiliser l'approche de la source ponctuelle dans l'inventaire, et de compiler si possible les données spécifiques de la source ponctuelle des sociétés exploitantes, ainsi que les autres sources de données valables avec connaissance des unités de production spécifiques.

5.2.6.1 Description de la sous-catégorie

532. Les minerais d'extraction aurifère (souvent sous la forme de minerai sulfuré) peuvent contenir des quantités infimes de mercure qui, dans certains cas, peuvent être élevées par rapport aux autres matières premières. La teneur du mercure en minerai d'or a été dans des cas suffisamment élevée pour inciter la récupération du mercure des résidus solides de l'extraction aurifère à des fins commerciales. De telles récupération et commercialisation du mercure dérivé de

l'extraction aurifère représentent une partie du marché mondial actuel du mercure. Cette récupération peut être en partie justifiée par la volonté de réduire les rejets du même mercure de la production aurifère et par le fait que ce mercure peut servir de substitut pour l'extraction spéciale du mercure primaire (COWI, 2002).

533. Les procédés d'extraction aurifère peuvent être des sources de rejets de mercure significatives, même en cas d'utilisation non délibérée du mercure (amalgamation). L'extraction aurifère est l'une des sources de rejet de mercure les plus importantes parmi les activités d'extraction métallique dans les pays de l'Arctique (Maag, 2004). Les deux rejets sur terre et dans l'atmosphère peuvent être significatifs.

534. Il n'existe aucune documentation disponible sur les mécanismes exacts de rejets du mercure de l'extraction aurifère et de la première transformation. Cependant, les procédures d'extraction comprennent plusieurs étapes à des températures suffisamment élevées pour thermiquement libérer le mercure ainsi que les étapes où d'importantes quantités de résidus solides ou liquides pouvant contenir du mercure sont produites et peuvent être mises en dépôt.

535. Noter que dans certains pays, l'or est produit par retraitement des résidus d'anciennes mines, où le procédé d'amalgamation du mercure était utilisé, avec le procédé de la cyanuration qui est plus efficace (Lassen *et al.*, 2004). Ce procédé peut provoquer d'importants rejets de mercure, si le mercure n'est retenu par des méthodes antipollution efficaces. L'étendue de cette forme de production dans des perspectives globales demeure jusqu'ici inconnue.

Procédés concernés

536. Les procédés d'extraction sont une combinaison d'opérations unitaires physicochimiques générales (telles que décrites en détail pour le zinc) et les procédés chimiques spécifiques conçus pour séparer l'or des autres constituants du minerai/concentré utilisé. Selon Renner (2000), les procédés concernent en général la concentration gravimétrique et/ou la flottation. Parfois le grillage des concentrés est appliqué (voir description du grillage en section 5.2.3 sur l'extraction du zinc). La principale étape constitue la lixiviation du concentré avec le cyanure de sodium dans un coulis alcalin aqueux. Le cyanure dissout l'or de la matière rocheuse. Les étapes ultérieures suivent principalement l'une des deux lignes : 1) Les résidus solides sont filtrés, et la solution est traitée avec les copeaux de zinc pour précipiter l'or, qui est ultérieurement traité avec de l'acide sulfurique et séché avant d'être grillé à 800°C pour oxyder le plomb, le zinc et le fer. La matière de flux du borax est ajoutée, et le matériau est fondu pour produire l'or brut avec une teneur de 80 – 90%. 2) Le carbone est ajouté au coulis de concentré de cyanure dans un procédé d'étapes multiples, l'or est absorbé dans la matière carbonée (procédé de l'adsorption par le charbon actif), où le carbone contenant l'or est séparé du coulis. L'or est à nouveau élué du carbone avec une solution de cyanure caustique, dont l'or est finalement séparé par électrolyse ("extraction électrolytique", voir section 5.2.4). Le carbone est lavé avec de l'acide, réactivé à des températures élevées dans un séchoir avant d'être recyclé dans le processus. Même en utilisant la cyanuration comme procédé principal, la coupe intermédiaire de matière de minerai d'or grossier ou sulfuré peut parfois être traitée avec l'amalgamation du mercure (Renner, 2000).

5.2.6.2 Principaux facteurs déterminant les rejets de mercure

Tableau 5-63 Principaux rejets et milieux de réception pendant l'extraction aurifère et la transformation initiale par les procédés autres que l'amalgamation du mercure

Phase cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets ordinaires	Traitement/évacuation spécifique du secteur
Déchets de l'exploitation et production de concentrés	x	X	X		x	X
Extraction aurifère du concentré	X	X	X	X	x	X
Fabrication d'or raffiné et de produits						
Utilisation de l'or						
Evacuation de l'or						

Notes: **X** – Voies de rejets, en principe prédominantes pour la sous-catégorie;
x – Voies de rejets additionnelles à envisager, en fonction de la source spécifique et de la situation nationale

537. Le mercure et les composés de mercure peuvent être transformés comme constantes à l'état de trace ou récupérés comme produits dérivés des minerais d'or. Beaucoup de mines extraient, déplacent, stockent, transforment et disposent de grandes quantités de stériles et de minerais—matières contenant souvent de faibles concentrations de mercure émanant de matières de minerais. La grande majorité de ces matières est placée dans les bassins de surface ou sur la terre, et les métaux sont souvent signalés comme des rejets individuels sur la terre. Cette matière antérieurement enfouie est exposée à la lixiviation par le phénomène de la pluie, la neige, et par le drainage minier acide. Elle doit faire l'objet d'une gestion et d'un suivi particuliers pour prévenir toute contamination des eaux de surface ou des eaux souterraines. Des rejets atmosphériques de mercure peuvent également provenir des opérations de prétraitement et de raffinage des minerais.

538. L'extraction et la première transformation de l'or peuvent provoquer des rejets de mercure dans l'atmosphère, les milieux aquatiques et terrestres, ainsi que l'accumulation d'importantes quantités de déchets minéraux contenant du mercure, qui à leur tour entraînent des rejets additionnels. L'étendue des rejets dépend beaucoup de la façon dont les dépôts sont gérés.

539. Il n'y a aucune information disponible relative à l'utilisation des mécanismes de contrôle dans les activités d'extraction aurifère pouvant potentiellement réduire les rejets de mercure dans l'environnement. L'extraction des métaux non ferreux peut cependant, être équipée de système capable de réduire les rejets directs de polluants aussi bien dans l'atmosphère que dans les milieux aquatiques et terrestres. Ce genre de technologies peut concerner la rétention de particules et les rejets des gaz de combustion, et éventuellement le traitement des eaux usées. En général, la technologie de réduction des rejets produit des résidus additionnels solides ou fluides, qui peuvent aussi provoquer des rejets (COWI, 2002). L'étendue de ces rejets dépend de la façon dont les résidus sont gérés.

5.2.6.3 Analyse des absorptions de mercure

Tableau 5-64 *Aperçu des données du taux d'activité et les types de facteurs d'absorptions du mercure nécessaires pour l'estimation des rejets émanant de l'extraction aurifère à grande échelle et la première transformation (par des procédés autres que l'amalgamation du mercure)*

Phase cycle de vie	Données taux d'activité nécessaires	Facteur d'absorption du mercure
Extraction et transformation	Quantité de matière/minerai transformée par an ou quantité d'or produit	Concentration d'Hg en matière/minerai transformés ou quantité de mercure libéré par tonne métrique d'or produit

5.2.6.4 Exemples de mercure en rejets et déchets/résidus

540. D'après les données rapportées par 25 mines d'or dans l'ouest des USA, un total de 5 474 kg de mercure a été émis dans l'atmosphère, 0,4 kg dans l'eau, 1 886 921 kg sur site dans la terre, et 594 kg ont été libérés hors site (USEPA, 2003a). Les 10 mines d'or ayant les rejets les plus élevés aux USA sont indiquées dans le tableau ci-dessous.

541. Selon Jasinski (1994), 114 tonnes métriques de mercure ont été produites sous forme de dérivés ("récupérés") des opérations d'exploitation aurifère en 1990.

Tableau 5-65 *Rejets (en kg) des 10 mines d'or ayant les émissions les plus élevées aux USA (USEPA, 2003a)*

Numéro unité de production	Total émissions dans l'atmosphère	Evacuation eau de surface	Rejets sur terre	Total rejets sur site *1	Total rejets hors site*1	Total rejets sur et hors site *1
1	602	ND	896694	1,974,050	5	897300
2	274	0.4	368182	810,604	0	368456
3	228	0	340909	750,501	49	341185
4	15	0	136364	300,034	0	136379
5	2	0	39545	87,005	0	39548
6	683	ND	35,000	78,503	0	35683
7	3632	ND	28091	69,791	0	31723
8	0.4	ND	14725	32,396	ND	14725
9	0.4	ND	12273	12274	545	12819
10	0.4	ND	5455	5455	ND	5455
Total pour 10 mines		ND				

Notes: ND = pas de données identifiées.

*1 La raison de l'incohérence entre les chiffres rapportés pour "le total des rejets sur site", "le total des rejets hors site" et "le total des rejets sur et hors site" n'est pas claire.

542. Les données de l'Inventaire des Rejets Toxiques de 1998 fournies par les compagnies d'exploitation aurifère aux USA ont révélé que ces mines constituent d'importantes sources d'émissions atmosphériques du mercure (USEPA, 2003a). Cependant, comme l'indique le tableau ci-dessus, la grande majorité (> 99%) du total des rejets rapportés étaient des rejets sur site dans la terre. Les données IRT sur les rejets sur le milieu aquatique sont rares. Pour les mines où les rejets sur le milieu aquatique sont signalés, elles ne constituent qu'une toute petite fraction du total des rejets. Les rejets atmosphériques rapportés émanent vraisemblablement directement de la production. En principe, les rejets diffus additionnels dans l'atmosphère peuvent provenir de la matière constituant le rejet sur la terre. Cependant, il n'existe aucune information relative à la forme des rejets sur la terre, la mobilité du mercure dans les rejets, ou les concentrations de mercure dans les rejets sur la terre (il est possible par exemple d'avoir d'importantes quantités de stériles et de résidus de boues d'extraction contenant de faibles concentrations de mercure).

543. La production rapportée des mines d'or aux USA en 1999 - 2003 ("provenant d'environ deux douzaines de mines") est illustrée dans le tableau 5-66 (USGS, 2004).

Tableau 5-66 *La production rapportée des mines d'or aux USA en 1999 - 2003; tonnes métriques/an (USGS, 2004)*

	1999	2000	2001	2002	2003 *1
Production minière, tonnes métriques or	341	353	335	298	266

Notes: *1 2003 estimation par l'USGS.

544. Dans l'hypothèse que le total des rejets de mercure rapporté par l'US EPA (2003) venant de 25 mines d'or aux USA, provient des mêmes "deux douzaines de mines" pour lesquelles la production d'or rapportée par l'US GS (2004), les estimations approximatives de la moyenne de rejets de mercure par tonne métrique d'or produit peuvent être calculées. Vraisemblablement, les données sur les rejets de l'US EPA traitent de la situation de la période 1999-2001, où la production annuelle d'or rapportée des mines était en moyenne de 343 tonnes métriques/an. Ainsi calculées, les estimations approximatives de la moyenne de rejets de mercure par tonne métrique d'or produit sont indiquées au tableau 5-67.

Tableau 5-67 *Estimations calculées de la moyenne des rejets de mercure rapportée par tonne métrique d'or produit aux USA; kg Hg/tonnes métriques d'or produit*

	Rejets atmosphériques	Rejets sur milieu terrestre
Rejets de kg de mercure rapportés par tonne d'or produit *1	20	6000

Notes: *1 Arrondi pour refléter les incertitudes associées.

5.2.6.5 Facteurs d'absorption et facteurs de répartition des rejets

545. D'après les informations ci-dessus compilées concernant les rejets et les principaux facteurs déterminant les rejets, les facteurs par défaut préliminaires suivants des rejets de mercure, ont été suggérés pour utilisation en cas d'indisponibilité des données de base spécifiques. Il a été souligné que ces facteurs par défaut sont fondés sur une base de données limitée, et à ce titre, ils devraient être considérés comme préliminaires et peuvent faire l'objet de révisions.

546. La première finalité de l'utilisation de ces facteurs par défaut est d'avoir une première impression quant à savoir si la sous-catégorie est une source de rejet de mercure significative dans

le pays. Généralement, les estimations de rejet devraient davantage être raffinées (après le calcul des facteurs par défaut) avant de prendre toute mesure basée sur les estimations de rejets.

a) Facteurs d'absorption par défaut du mercure

547. Impossibilité de définition d'un facteur d'absorption par défaut en raison de l'absence de données.

b) Facteurs par défaut de répartition des rejets du mercure

548. Les facteurs de répartition des rejets corrélés (tel que généralement recommandé dans cet Outil) ne peuvent être définis pour cette catégorie de source.

549. En ce qui concerne les rejets sur l'atmosphère et le milieu terrestre – à partir de l'extraction et la première transformation en tant qu'ensemble - un ensemble de facteurs de rejets traditionnels a été plutôt choisi – sur la base des données de cette section – afin de permettre l'estimation par défaut des rejets de mercure sur ces compartiments environnementaux.

Tableau 5-68 Facteurs **préliminaires** de répartition par défaut suggérés pour l'extraction aurifère et la transformation initiale à grande échelle et la première transformation (par des procédés autres que l'amalgamation du mercure) *1

Phase cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets ordinaires	Traitement/évacuation spécifique du secteur
Rejets de kg de mercure rapportés par tonne d'or produit *1	20	?	6000	?		?

Notes: *1 D'après les données à l'échelle nationale pour les USA uniquement; peuvent être associées avec de sérieuses incertitudes.

c) Liens avec d'autres estimations de sources de mercure

550. Aucun lien suggéré.

5.2.6.6 Données de base principales spécifiques

551. Les principales données spécifiques les plus importantes pourraient dans ce cas être:

- Les données mesurées ou la documentation concernant les concentrations de mercure dans les minerais et les concentrés extraits et transformés à la source ;
- La quantité de minerai/concentrés extraits et transformés, et
- Les données mesurées concernant la répartition des rejets de mercure avec (de préférence tous) les flux de rejets, y compris les pourcentages de mercure retenus par les équipements de réduction appliqués à la source (ou sources similaires ayant des équipements et des conditions de fonctionnement similaires).

5.2.7 Extraction et transformation initiale de l'aluminium

552. Le minerai d'aluminium, plus connu sous le nom de bauxite, est raffiné dans l'oxyde d'aluminium trihydrique (alumine) et ensuite réduit par traitement électrolytique en aluminium métallique. Dans ce procédé, le minerai d'alimentation et les combustibles fossiles ainsi que les matières d'auxiliaires d'hydrocarbures utilisés peuvent contenir des concentrations de mercure à l'état de trace. Le mercure peut être libéré dans l'environnement. La production d'aluminium est classée parmi les grandes sources de mercure dans l'atmosphère en Australie, un pays ayant une importante activité dans ce secteur (Présentation Australienne à l'Évaluation Globale du Mercure - PNUE, 2002; et NPI, 2004).

Production d'alumine à partir de la bauxite

553. Globalement, la production d'alumine est dominée par quelques pays qui ont d'importants gisements de bauxite. Par exemple, la production d'alumine à partir de la bauxite constitue l'une des principales catégories de source de rejets de mercure en Australie (un grand producteur d'alumine et d'aluminium). Quatre unités de production ont chacune signalé des rejets atmosphériques de l'ordre 220 – 230kg de mercure, mais sans rejets marginaux sur les milieux terrestre et aquatique (NPI, 2004).

554. La description qui suit est fondée sur le document directeur Australien sur l'estimation des émissions pour la production d'alumine (NPI, 1999a): la transformation de la bauxite comprend, le concassage, la digestion, le séchage et la calcination. Ces procédés entraînent des émissions atmosphériques, et la formation de matière de transformation épuisée. Pendant la digestion la bauxite finement concassée est mélangée sous forme de pâte à une solution d'hydroxyde de sodium et de l'oxyde de calcium et elle réagit à haute pression et température pour supprimer les oxydes de fer et de silicone. L'aluminate de sodium est ainsi formé, et la silicone, le fer, le titane et les oxydes de calcium forment les composantes insolubles des résidus de déchets solides. Lors de la digestion, les composantes organiques volatiles du minerai sont mises à l'air libre et émises dans l'atmosphère comme constituants fugitifs. Pendant le séchage/calcination l'alumine à l'état grossier est calcinée dans des fours rotatifs ou des fours à calciner à lit fluidisé à environ 1000°C. Les calcinateurs produisent des gaz de combustion chauds contenant de l'alumine et de la vapeur d'eau. Deux types de fours sont utilisés dans l'industrie du raffinage : l'oxalate et le brûlage de la liqueur. Le matériel antipollution type comprend le séparateur cyclone, suivi d'ESP. Le matériel antipollution peut également servir à récupérer le produit et minimiser les émissions. Noter que les émissions associées à cette activité dépendent du combustible utilisé.

Production d'aluminium à partir de l'alumine

555. Les équipements de production de l'aluminium sont généralement mis dans des emplacements où la fourniture d'électricité est bon marché (par l'énergie hydroélectrique), et l'alumine comme matière première est commercialisée de façon globale. Cependant, les équipements sont parfois placés à proximité des sources d'alumine.

5.2.7.1 Principaux facteurs déterminant les rejets de mercure

Tableau 5-69 Principaux rejets et milieux de réception durant le cycle de vie de l'extraction de l'aluminium et la transformation initiale

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Terre	Déchets banals	Traitement / élimination spécifique au secteur
Extraction et transformation	X		x		X

Notes: X- Voie de rejet suppose prédominante pour la sous catégorie;
x- Voie de rejet supplémentaire, à prendre en compte selon la source spécifique et la situation nationale .

Production d'alumine à partir de la bauxite

556. Le document directeur Australien sur l'estimation des émissions pour la production d'alumine (NPI, 1999a) ne donne pas de réponse claire à laquelle les matières premières constituent la source d'absorption primaire du mercure dans le procédé. Cependant, il indique (en fournissant les facteurs d'émission pour les types d'huile lourde et les types de gaz utilisés) que les combustibles utilisés dans la production de la chaleur pour le processus constituent des sources majeures d'absorption. De même, NPI (2004) fournit des données générales de concentration du mercure pour la bauxite (<0.03 g/tonne métrique) et les "boues rouges" (<0.05 g/tonne métrique), les résidus constitués à partir de la production d'alumine..

Production d'aluminium à partir de l'alumine

557. Dans le document directeur Australien sur l'estimation des émissions pour la production d'alumine (NPI, 1999b), le mercure est cité comme sortie résultant de l'anode du processus de cuisson et de la réduction électrolytique de l'alumine. Cependant, les facteurs d'émission du mercure ne sont pas indiqués. Dans le processus de réduction les anodes sont consommées et l'aluminium est produit à une température avoisinant 970°C . Le coke de pétrole de la matière de l'anode, un dérivé du raffinage, et la poix, un dérivé du charbon cokéfiabable au coke métallurgique, produit par la distillation du goudron minéral, peuvent tous deux éventuellement contenir du mercure émanant du mercure naturellement présent dans l'huile et le charbon usés. A cette température, le rejet du mercure restant, s'il en existe, au niveau de l'anode ou l'alumine, se fera par voie thermique.

558. Dans le contexte du présent Outil, les rejets de mercure émanant des combustibles fossiles tombent généralement dans la sous-catégorie décrite à la section 5.1 (extraction et utilisation des combustibles/sources d'énergie). Cependant, avec ces indications limitées, aucune distinction claire fondée sur la source d'absorption du mercure n'est possible.

5.2.7.2 Facteurs d'absorption et facteur de distribution des rejets

559. Jusqu'ici, aucune tentative n'a été entreprise concernant l'élaboration et le développement des facteurs d'absorption et de rejet par défaut dans cette sous-catégorie.

560. Lorsqu'il n'existe pas de données spécifiques concernant les absorptions de mercure avec des minerais et des matières d'alimentation utilisés, les absorptions du mercure émanant de la bauxite peuvent être sensiblement estimées en multipliant les quantités de bauxite utilisées chaque année par la concentration de mercure conservative de $0,03$ g/kg (30 g/tonne métrique) de bauxite utilisée. Le calcul des absorptions de mercure à partir de la combustion des combustibles fossiles se fait par la multiplication des quantités de combustibles de chaque type utilisé par les facteurs d'absorptions par défaut mentionnés à la section 5.1 pour les types de combustibles respectifs. Toutes les absorptions de mercure – en tant que première estimation – peuvent être considérées comme rejetées dans l'atmosphère.

561. Il n'existe aucune donnée pour constituer les facteurs par défaut dans la production de l'aluminium à partir de l'alumine, mais le processus peut éventuellement être une source de rejet de mercure.

562. Le choix peut être fait de couvrir l'électricité à combustible fossile et les entités de combustion de chaleur situées dans les équipements de ce secteur sous les procédés de combustion décrits à la section 5.1 ; attention au double comptage..

5.2.7.3 Données spécifiques aux sources

563. Les données sources spécifiques les plus importantes pourraient dans ce cas être constituées par les éléments suivants :

- la quantité de combustibles fossiles/matières d'hydrocarbure utilisées et les concentrations de mercure dans ces combustibles/matières ;
- les données mesurées ou la documentation relatives aux concentrations de mercure dans les minerais exploités et transformés à la source ;
- la quantité des minerais extraits et transformés; et
- les données mesurées concernant les équipements de réduction des émissions appliquées sur la source (ou sources similaires avec des équipements et des conditions d'utilisation très similaires).

5.2.8 Autres métaux non-ferreux – extraction et transformation

5.2.8.1 Description de la sous catégorie

564. Cette sous-catégorie comprend l'extraction et la transformation d'autres métaux non ferreux qui peuvent être une source de rejets de mercure, tels que l'argent, le nickel, le cobalt, l'étain, l'antimoine, le molybdène et le tungstène et les autres.

565. Hormis ces métaux mentionnés ci-dessus, aucune autre donnée n'a été collectée concernant ces sources potentielles de rejets de mercure. Le processus d'extraction concerné ressemble également aux processus concernant les métaux non ferreux décrits dans cet Outil.

5.2.8.2 Principaux facteurs déterminant les rejets de mercure

Tableau 5-70 Principaux rejets et milieux de réception durant le cycle de vie de l'extraction et la transformation des autres métaux non ferreux.

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets banals	Traitement / élimination spécifique au secteur
Extraction et traitement	X	X	X		X	X

Notes: X- Voie de rejet suppose prédominante pour la sous catégorie;
x- Voie de rejet supplémentaire, à prendre en compte selon la source spécifique et la situation nationale .

5.2.8.3 Exemples de mercure dans les rejets et déchets / résidus

566. Selon le TRI de l'US EPA, il a été fait état de rejets de 6,4 kg de mercure dans l'atmosphère et 15911 kg sur site dans une mine argentifère du Nevada pour l'année 2001. Les rejets vers les autres milieux (tels que l'eau) peuvent même être très faibles dans cette exploitation (USEPA, 2003a).

567. Aucun effort n'a été investi dans la collecte de données supplémentaires sur les rejets de mercure dans cette sous-catégorie. Certaines données devraient être disponibles concernant les rejets de mercure dans la production de certains de ces métaux

5.2.8.4 Principales données spécifiques aux sources

568. Généralement, les données sources spécifiques les plus importantes sont les suivantes :

- les données mesurées ou la documentation relatives aux concentrations de mercure dans les minerais extraits et transformés à la source ;
- la quantité du minerai extrait et transformé;
- les quantités de combustibles et matières auxiliaires utilisés et les concentrations de mercure dans ces matières ; et
- les données mesurées sur la répartition des rejets de mercure avec (de préférence tous) les flux de rejets, y compris les pourcentages de mercure retenu dans les équipements de réduction d'émissions appliqués à la source (ou sources similaires avec des équipements et des conditions d'utilisation très similaires).

5.2.9 Production de métal primaire non ferreux

5.2.9.1 Description de la sous catégorie

569. L'industrie sidérurgique est grosse consommatrice de matière et d'énergie. D'importantes quantités d'absorptions de masse deviennent des rejets sous forme de dégagements gazeux et de résidus. Cette industrie comprend les établissements principalement impliqués dans la fusion des minerais de fer pour produire du saumon de fonte sous forme fondue ou solide, la conversion du saumon de fonte en acier par élimination du carbone contenu dans le fer à travers la combustion au four. Ces établissements ne peuvent couler qu'en lingots, ou produire les formes de base du fer et de l'acier, telles que les plaques, les tôles, les bandes, les ronds et les barres, et autres produits fabriqués

570. Les usines d'agglomérés sont associées aux manufactures sidérurgiques, souvent dans les ouvrages en acier. Le procédé de frittage est une étape de prétraitement dans la production du fer dans laquelle de fines particules de minerais métallifères sont agglomérées par combustion. L'agglomération est nécessaire pour augmenter le passage des gaz pendant l'opération haut fourneau. Généralement, les usines de frittage sont de grands systèmes de grille (jusqu'à des centaines de mètres carrés) utilisés pour préparer les minerais de fer (parfois sous forme de poudre) à utiliser dans les hauts fourneaux. En plus du minerai de fer, il y a généralement une source de carbone (souvent du coke) et d'autres apports comme la castine. Dans certains cas, les déchets de diverses origines dans le processus de transformation de l'acier sont signalés. Dans le processus de frittage, les brûleurs situés au dessus de la courroie de la grille chauffent la matière à la température requise (1100-1200 °C), ce qui entraîne le combustible dans le mélange à enflammer. Le bout de la flamme passe par le lit de frittage au fur et à mesure qu'il avance le long de la grille pour provoquer l'agglomération. L'air est aspiré à travers le lit. Le processus est terminé dès que le bout de la flamme traverse toute la couche mélangée et que tout le combustible a brûlé. L'aggloméré refroidi est transféré dans les cribles qui séparent les pièces à utiliser dans le haut fourneau (4-10mm et 20-50mm) des autres à retourner dans le processus d'agglomération (0-5 mm comme "schlamms retour", 10-20 mm comme "couche de fonte") (PNUE, 2003).

571. Il peut éventuellement y avoir émission de mercure émanant d'un certain nombre de points des industries sidérurgiques, y compris les usines d'aluminium fritté qui convertissent les matières premières en produit aggloméré (aluminium fritté) qui est utilisé pour alimenter le haut fourneau, les hauts fourneaux qui produisent le fer, et les ateliers de fourneaux du procédé de soufflage BOP qui produisent l'acier. Pour des raisons de commodité et en l'absence de données détaillées, les processus de frittage et hauts fourneaux sont traités en un seul avec le saumon de

fonte comme rejet. Le procédé de soufflage BOP qui suit n'est pas considéré comme une source de mercure significative et n'a pas fait l'objet d'un traitement approfondi dans cet Outil.

5.2.9.2 Principaux facteurs déterminant les rejets de mercure

Tableau 5-71 Principaux rejets et milieux récepteurs dans le cas de la production de métal ferreux primaire

Phase de transformation	Air	Eau	Terre	Déchets banals	Traitement / élimination spécifique au secteur
Frittage et haut fourneau	X				x

Notes: X – Voie de rejet suppose prédominante pour la sous-catégorie;
x – Voie de rejet additionnelle à prendre en compte selon la source spécifique ou la situation nationale.

572. Les concentrations de mercure dans les différentes matières d'alimentation, en l'occurrence le minerai/concentré et l'hydroxyde de calcium sont les principaux facteurs de détermination des rejets de mercure émanant de ce secteur

5.2.9.3 Discussion des absorptions de mercure

573. La concentration de mercure dans les minerais de fer/concentrés, et la quantité de minerais de fer/concentrés sont des facteurs importants dans la détermination des rejets de mercure. A travers la concentration du minerai, une grande partie du mercure aboutit sous forme de résidus enfouis.

574. La teneur en mercure du minerai de fer et des concentrés varie de façon considérable.

575. La teneur en mercure de concentrés des dépôts de l'Anomalie Magnétique de Koursk qui est la principale source de minerai de fer de la Fédération de Russie serait comprise entre 0,01-0,1 mg/kg, tandis que les concentrés du dépôt de Korshunovsk en Sibérie contient entre 0,02-0,085 mg/kg (Lassen *et al.*, 2004). Pour l'évaluation des rejets de mercure dans la production du saumon de fonte au niveau de la Fédération de Russie, une moyenne de la teneur en mercure dans les concentrés de 0,06mg/kg a été adoptée (Lassen *et al.*, 2004).

576. La concentration de mercure dans les minerais de taconite non enrichi fraîchement concassés, la principal minerai de fer exploité aux USA, émanant des différentes opérations minières dans le Minnesota varie de 0,0006 à un maximum de 0,032mg/kg (valeurs moyennes pour chaque opération) (Berndt, 2003). La concentration de mercure dans le concentré varie de 0,001 à 0,016mg/kg, tandis qu'elle varie de 0,001 à 0,040 mg/kg dans les résidus (Berndt, 2003). Comparé aux données de la Fédération de Russie, la teneur en mercure du concentré de taconite est approximativement dix fois plus faible.

577. Une évaluation de la totalité des matières premières entrant dans la production du saumon de fonte au niveau de la Fédération de Russie a révélé que 20% du mercure émanait de la castine (avec une teneur moyenne de 0,05mg Hg/kg), 75% du concentré (teneur moyenne de 0,06mg Hg/kg) et les 5% restant des autres matières premières. Le facteur d'émission qui en résulte a été estimé à 0,04g/tonne métrique de saumon de fonte produit dans l'hypothèse que 99% du mercure est libéré dans l'atmosphère. Le facteur d'émission est identique à celui utilisé par Pacyana et Pacyana (2000) pour les estimations des émissions de mercure émanant de la production de saumon de fonte dans la Fédération de Russie (Pacyana et Pacyana 2000).

578. Le guide des émissions EMEP/CORINAIR utilise un facteur d'émission par défaut pour "les usines d'agglomération et de bouletage" du procédé de 0,05g/tonnes métriques d'agglomérés (EMEP/CORINAIR, 2001).

Tableau 5-72 *Aperçu des données relatives au taux d'activité et aux types de facteur d'absorption de mercure requis pour estimer les rejets provenant de la production de métal primaire*

Phase de transformation	Données requises par rapport au taux d'activité	Facteur d'absorption du mercure
Frittage et haut fourneau	Tonnes métriques de saumon de fonte produits	g de mercure rejeté par tonne métrique de saumon de fonte produit

5.2.9.4 Exemples de mercure dans les rejets et déchets / résidus

579. Le total des rejets de mercure dans l'atmosphère au Minnesota émanant de l'exploitation du minerai de fer et du frittage était de 342kg en 2000 (Berndt, 2003). Comme l'indique le tableau ci-dessus, les concentrations de mercure dans le concentré utilisé pour la production du fer au Minnesota (USA) varient de 0,001 à 0,016mg/kg. Les émissions de mercure dans l'atmosphère émanant des opérations étaient corrélées avec la concentration de mercure des concentrés et les rejets qui de ce fait variaient d'une valeur de 1,8kg/millions de tonnes métriques de boulets produits dans la partie Est de la surface exploitée à environ 17kg/millions de tonnes métriques sur la partie Ouest du district (Berndt, 2003).

580. Selon Berndt (2003), il est généralement avancé l'hypothèse selon laquelle le mercure émis à partir des cuves est principalement sous forme élémentaire. Bien que cela ne soit pas vérifié dans chaque usine, une étude menée dans une usine au Minnesota a indiqué qu'une moyenne de 93,3% des émissions de mercure était sous forme de Hg (0), avec presque tous les résidus émis sous forme de mercure oxydé, Hg (II) (HTC, 2000. 70 – 80% du mercure oxydé était recueilli dans le dépoussiéreur par voie humide, correspondant à environ 5% du total.

581. Berndt (2003) cite les études (Benner, 2001) qui démontrent que certains contrôles d'émissions peuvent être obtenus en modifiant la pratique courante au Minnesota concernant le recyclage de la poussière des débourbeurs dans les fours d'induration. Benner (2001) a démontré que cette poussière contient des concentrations de mercure extrêmement élevées, et que si cette matière, particulièrement la fine fraction, était cannelée en flux de déchets (plutôt que recyclée dans le four d'induration), les émissions de mercure pourraient être réduites. La baisse rapportée dans les émissions de mercure par cette mesure est dans l'ordre d'importance de 10 à 20%.

582. Lors de l'évaluation des rejets de mercure émanant de la production du saumon de fonte dans la Fédération de Russie, il a été approximativement présumé que 99% de la teneur en mercure des matières premières est sublimé et potentiellement libéré dans l'atmosphère par les opérations.

5.2.9.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution des rejets

583. D'après les informations compilées ci-dessus sur les absorptions et les rejets ainsi que les principaux facteurs déterminant les rejets, les absorptions par défaut préliminaires et les facteurs de répartition qui suivent ont été suggérés pour être utilisés dans les cas où les données de source spécifiques ne sont pas disponibles. Il a été souligné que ces facteurs par défaut sont fondés sur une base de données limitée, et à ce titre, ils devraient être considérés comme préliminaires et peuvent faire l'objet de révisions.

584. La première finalité de l'utilisation de ces facteurs par défaut est d'avoir une première impression quant à savoir si la sous-catégorie est une source de rejet de mercure significative dans le pays. Généralement, les estimations de rejet devraient davantage être raffinées (après le calcul des facteurs par défaut) avant de prendre toute mesure basée sur les estimations de rejets.

a) Facteurs par défaut d'absorption du mercure

585. Les données réelles relatives aux niveaux du mercure dans les matières d'alimentations utilisées permettront d'avoir une meilleure estimation des rejets.

586. Pour cette sous-catégorie de source, l'approche simplifiée qui est utilisée permet de résumer le total des absorptions de mercure avec toutes les matières d'alimentation (à partir des deux décrits ci-dessus).

587. Facteur d'absorptions par défaut pour la production de saumon de fonte (frittage et haut fourneau) : 0,05g Hg/tonne métrique de saumon de fonte produite.

b) Facteurs par défaut de distribution des rejets de mercure

Tableau 5-73 Facteurs préliminaires par défaut de distribution des rejets de mercure émanant de la production de métaux ferreux de première fusion

Phase du cycle de vie	Facteurs de répartition, part d'absorption du Hg				
	Air	Eau	Terre	Déchets ordinaires	Traitement/ élimination spécifiques secteur
Production saumon de fonte	0.95				0.05

Notes: Le sort du mercure dans les résidus de filtrage n'a pas fait l'objet d'une recherche approfondie. Il peut varier d'un pays à l'autre et devrait, en principe, inclure l'élimination contrôlée ou informelle, ou même la réutilisation dans d'autres processus.

c) Liens vers d'autres estimations des sources de mercure

588. Aucun lien suggéré.

5.3 Production d'autres minerais et matériaux contenant des impuretés de mercure

Tableau 5-74 Production d'autres minéraux et matières avec les impuretés du mercure: sous-catégorie avec les voies de rejets primaires de mercure et approche d'inventaire recommandée

Chapitr e	Sous catégorie	Air	Eau	Terre	Produit	Déchets / Résidu	Principale approche d'inventair e
5.3.1	Production de ciment	X		x	x	x	PS
Error! Referen ce source not found.	Poduction de pâtes et papiers	X	x	x		x	PS
5.3.3	Production de chaux et fours d'agréats légers	X			x		PS
5.3.4	Autres minerais et matériaux						PS

Notes: PS = Approche point source par point source ; OW = Approche nationale / générale;
 X – Voie de rejet suppose prédominante pour la sous catégorie;
 x - Voies de rejet additionnelles à prendre en compte selon la source spécifique ou la situation nationale

589. En plus des sous-catégories sources mentionnées au tableau 5.74 ci-dessus, la production et l'utilisation des autres minéraux et matières en grandes quantités, telles que les engrais minéraux, peuvent être des sources potentielles de rejets de mercure. Cependant, ces sources ne sont pas décrites en détail dans l'Outil.

5.3.1 Production de ciment

5.3.1.1 Description de la sous catégorie

590. Les matières premières utilisées pour la production du ciment contiennent des concentrations de trace de mercure. L'origine de ce mercure vient du mercure naturellement présent dans les matières premières vierges utilisées (chaux, charbon, huile etc.), dans la teneur en mercure des résidus solides émanant des autres secteurs (ex : cendres volantes et gypse émanant de la combustion du charbon) dans lesquels la teneur en mercure peut être élevée par rapport aux matières de première fusion, et dans les déchets qui sont parfois utilisés comme combustibles dans la fabrication du ciment. L'utilisation des déchets comme matières d'alimentation peut considérablement augmenter le total des absorptions de mercure dans la production du ciment. Ces voies de rejets primaires de mercure alimentées avec les matières premières sont des rejets atmosphériques, les niveaux de traces de mercure dans le ciment produit. Cette sous-catégorie source est une source potentielle de rejets de mercure du type concernant les matières à très faibles concentrations mais en grandes quantités de mercure.

Procédés concernés

591. Les principales matières premières (argile et castine) sont obtenues dans les carrières. Les matières premières sont amenées au site où elles sont mélangées, concassées et moulues pour produire la farine crue de la taille normale des particules et des propriétés chimiques. Il y a quatre principaux types de procédés pour la production du ciment : les procédés par voie sèche, semi humide, et humide (PNUE, 2003). Dans le procédé par voie sèche, les matières premières sont moulues et séchées en farine crue pour alimenter le réchauffeur ou four de pré calcination (ou très rarement dans un long séchoir). Le procédé par voie sèche nécessite environ moins de 40% d'énergie que le procédé humide. Dans le procédé humide, les matières premières sont moulues dans de l'eau pour constituer des schlamms pompables, qui sont directement alimentés dans le séchoir ou d'abord dans le sécheur de schlamms (PNUE, 2003).

592. Le pyro traitement (traitement thermique) de la matière première est effectuée dans le séchoir, qui constitue le processus central de la production du ciment Portland (USEPA, 1997a). Le système du pyro traitement comprend deux ou trois étapes: 1) le séchage ou le préchauffage (qui est inclus dans les systèmes/types de traitement qui utilisent ce genre de séchage ou préchauffage); 2) la calcination (un procédé de chauffage dans lequel l'oxyde de calcium est formé), et ; 3) la combustion (frittage).

593. Après la phase de séchage ou de préchauffage, lorsqu'il est utilisé, la véritable fabrication du ciment commence par la calcination qui est la décomposition du carbonate de calcium (CaCO_3) à environ 900°C pour libérer l'oxyde de carbone (CaO , chaux) et le dioxyde de carbone (CO_2). Après la calcination, vient la phase de frittage par lequel la chaux réagit à des températures avoisinant généralement $1400 - 1500^\circ\text{C}$ avec l'oxyde de silicium, l'alumine et l'oxyde ferreux pour former les silicates, aluminates et ferrites de calcium (également connus sous le nom de "mâchefer"). La dernière phase comprend le refroidissement du mâchefer. Au fur et à mesure que le mâchefer se détache du séchoir, il est immédiatement refroidi dans un refroidisseur comme sur une grille roulante avec des soufflantes d'air frais à travers le mâchefer.

594. Enfin, le mâchefer refroidi est constitué autour ou moulu avec le gypse (CaSO_4) et dans une poudre fine, mélangée avec d'autres additives pour produire le ciment fini qui est entreposé dans des silos avant le transport de masse ou l'ensachage.

5.3.1.2 Principaux facteurs déterminant les rejets de mercure

Tableau 5-75 Principaux rejets et milieux récepteurs dans le cas de la production de ciment

Procédé / étape	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets banals *1	Traitement / élimination spécifique au secteur *1
Production / manipulation de matière première						
Production de ciment (formation de mâchefer)	X			x		x
Elimination du ciment (sous formes de déchets de bâtiments ou de démolition)			x		x	x

Notes: *1 Les déchets de démolition peuvent être éliminés avec l'enfouissement de déchets banals ou réutilisés dans la construction de routes ou d'autres travaux similaires.
X – Voie de rejet suppose prédominante pour la sous catégorie;
 x – Voie de rejet additionnelle à prendre en compte selon la source spécifique ou la situation nationale.

595. Les principaux facteurs de rejets du mercure peuvent comprendre: la quantité des matières premières transformées, la concentration de mercure dans les matières premières, la quantité de mâchefer et de ciment produits, les quantités et types de combustibles brûlé, et les concentrations de mercure dans chaque combustible brûlé au niveau de l'unité de production.

596. La seule voie de rejet potentielle de mercure dans l'acquisition de la matière première pourrait être due aux particules contenant le mercure chassé par le vent lors des opérations de carrière. Dans ces étapes initiales de la production du ciment Portland, les émissions de mercure sont négligeables (USEPA, 1997a). Suivant la description ci-dessus la transformation de la matière première varie quelque peu entre le procédé par voie humide et celui par voie sèche. Le procédé par voie sèche peut occasionner des émissions de mercure, mais celles-ci sont anticipées pour être bas de gamme en raison de la température de séchage qui est généralement bien au-dessus des limites d'ébullition du mercure, ce qui peut aboutir à des émissions.

597. En raison de l'évaporation du mercure à environ 350 °C, la plupart du mercure existant dans les matières premières est censée volatiliser pendant la phase de calcination au niveau du four (USEPA, 1997a). Cependant, comme mentionné plus haut, une partie du mercure peut être rejetée pendant les phases de préchauffage. Les étapes de transformation qui interviennent après la calcination dans le four ne devraient constituer qu'une source d'émissions mineure (USEPA, 1997a).

598. Différents combustibles sont consommés dans les cimenteries pour générer de la chaleur intervenant dans le processus de séchage. Les combustibles types sont le charbon, l'huile, la coke de gaz ou de pétrole. Il y a une présence de mercure en rejets dans ces combustibles pendant la combustion. Dans la plupart des cas, il existe une variété de combustibles qui sont utilisés comme supplément au combustible fossile. Les déchets utilisés peuvent comprendre les suivants: les huiles usées, les solvants, certains déchets industriels, et dans certains cas les déchets dangereux. Ces combustibles résiduels peuvent contenir du mercure. La plupart de ces combustibles résiduels seront cuits au bout du brûleur (chaud) du four. Les pneus étant souvent utilisés on peut ajouter une distance à partir du bout chaud comme pneus entiers ou ébréchés (PNUE, 2003).

599. Le mercure des matières premières alimentant le four et contenu dans les combustibles, est mélangé à l'intérieur du four. Il faut noter que les matières premières telles que le gypse sont mélangées avec le mâchefer après la phase thermique. Le mercure contenu dans ces matières premières aboutit par conséquent dans le produit final.

5.3.1.3 Analyse des absorptions de mercure

Tableau 5-76 *Aperçu des données du taux d'activité et les types de facteur d'absorption de mercure nécessaires pour l'estimation des rejets de la production de ciment.*

Phase cycle vie	Données taux d'activité nécessaires	Facteur d'absorption mercure
Production ciment	Tonnes métriques de ciment produit par an	g mercure/tonnes métriques dans chaque matière d'alimentation

600. Le calcium, qui est l'élément ayant la plus forte concentration en ciment Portland est obtenu à partir d'une variété de matières premières calcaires comprenant la castine, la craie, la marne, les coquillettes, l'aragonite, et une castine impure connue sous le nom de "calcaire à ciment". Les autres matières premières comme la silicone, l'aluminium et le fer sont obtenues à partir des minerais et des minéraux, tels que le sable, le shale, l'argile et le minerai de fer. En principe, les minerais et les minéraux extraits du sol contiennent du mercure. Dans certains pays, en plus des déchets comme les cendres volantes (ex : à partir des centrales électriques) le laitier de cuivre, les cendres de pyrite et le laitier de haut fourneau sont utilisés comme matières premières.

601. Selon la description ci-dessus, les déchets de combustibles (ex : pneus) brûlés dans ces usines contiennent du mercure. Voir chapitres 5.1 et 5.8 pour les informations sur les concentrations de mercure dans les déchets de combustibles.

602. Le tableau ci-dessous montre des exemples de teneur en mercure pour les matières premières dans la production du ciment dans un certain nombre de pays.

Tableau 5-77 Teneur en mercure des matières premières dans la production de ciment tirée des études Nord Américaines, Japonaises, Suisse, Allemandes, Biélorusses et Danoises.

Source	Teneur en mercure des matières premières, mg/kg poids à sec				
	Castine ou marne	Sable et siltite	Argile ou shale	Déchets	Farine crue
Schäfer et Hoenig, 2001 (Allemagne) *1					0.03-0.13
Sprung, 1982 (Allemagne) *1	0.03		0.45		
Schneider et Oerter, 2000 (Allemagne) *1	0.005-0.13		0.02-0.15		0.02-0.5
Adriano, 2001 *1	0.04-0.22		0.005-3.25	0.04 and 0.1 (cendres volantes)	
Kanare, 1999 (USA) *1	<0.01-0.03				
Klemm, 1993 *1					<0.1 et 0.14
Kirchartz, 1994 (Allemagne) *1	0.005-0.05		0.02-0.15		>1.0 (en cas d'utilisation de matières alternatives)
Fukuzaki <i>et al.</i> , 1986 (Japon) *1	0.12		0.013	0.17 (laitier de cuivre)	
Airey, 1982 *1	0.04 et 0.46				
Bowen, 1979 *1	0.16				
BUWAL, 1997 (Suisse) *1	0.03 et 0.02		0.45		0.02-0.6
Kitamura <i>et al.</i> , 1976 (Japon)*1	0.01-0.22				
Fujinuki, 1979 (Japon) *1	0.07 et 0.04				
Saupe, 1972 *1	0.033 et 0.048				

Source	Teneur en mercure des matières premières, mg/kg poids à sec				
	Castine ou marne	Sable et siltite	Argile ou shale	Déchets	Farine crue
Russie, 2003 *2	0.031 (moyenne de 131 échantillons)	0.039 (moyenne de 45 échantillons)	0.035 mg/kg (moyenne de 58 échantillons)		
Danemark, 2002 *3	0.01			0.13-0.39 (cendres volantes)	
Kakareka <i>et al.</i> , 1998 (Pays CEI) *4	<0.01-0.17			0.19-4.0 (cendres de pyrite) 0.01-0.12 (laitier de haut fourneau)	

Notes: *1 Cité par Johansen et Hawkins (2003);

*2 Lassen *et al.*, 2004;

*3 Skårup *et al.*, 2003;

*4

Kakareka *et al.*, 1998.

603. La contribution des matières premières et des combustibles dans les absorptions totales de mercure varie considérablement en fonction de leur utilisation. Selon les indications au tableau ci-dessus, l'utilisation de certains déchets comme les cendres volantes ou les cendres de pyrite peut de façon significative augmenter les absorptions totales de mercure.

604. Les bilans massiques de mercure complets sont rares dans la production de ciment. L'exemple ci-dessous illustre les différentes contributions de matières premières dans les absorptions totales de mercure de deux usines de ciment en Biélorussie.

Tableau 5-78 Teneur en mercure des matières premières pour la production de ciment dans deux usines de ciment en Biélorussie (Kakareka *et al.*, 1998)

	Amalgamation Krichevcementnoshiver		Krasnoselskcement JSC	
	Concentration de mercure mg/kg poids à sec	% Contribution des absorptions totales	Concentration de mercure mg/kg poids à sec	% Contribution des absorptions totales
Craie	0.05 *1	38.9	0.05	30.5
Argile	0.1	11.2	0.066	12.7
Cendres de pyrite	2.16	49.6	2.043	55.9
Claine de haut fourneau	0.012	0.1	0.01	0.5
Stérile de gypse	0.013	0.2	0.014	0.4
Huile résiduelle	-	-	-	-
Lignosulfate	-	-	-	-

	Amalgamation Krichvce mentno shiver		Krasnoselsk cement JSC	
	Concentration de mercure mg/kg poids à sec	% Contribution des absorptions totales	Concentration de mercure mg/kg poids à sec	% Contribution des absorptions totales
Total		100		100

Notes: *1 Estimation de la contribution total par la craie.

5.3.1.4 Cas de présence de mercure dans les rejets et les déchets/résidus

605. La principale source de rejet de mercure dans l'air doit être le haut-fourneau. Dans les étapes de la transformation et du mélange des matières premières, les quantités rejetées doivent être négligeables.

606. En général, seule une part infime du mercure se retrouve dans les clinkers. Le reste s'échappe du four en même temps que la poussière et les gaz d'échappement. Le mercure se volatilise facilement et se condense à une température relativement basse (120-150° C) sur les particules de matière première, contenu dans le circuit du haut-fourneau (Cembureau, 1999).

607. Selon la technique de nettoyage de gaz effluents utilisée, une partie du mercure est capturée par le système d'évacuation de la poussière, comme les séparateurs à couche filtrante et les électrofiltres. Le rejet du mercure capturé dépend des filtres effectivement utilisés et de la température dans l'admission du filtre. Plus la température des gaz d'échappement est faible au niveau de l'admission du filtre, plus grande est la proportion de mercure dans les particules de poussière pouvant être enlevée des gaz d'échappement (Cembureau, 1999). Les informations concernant l'efficacité des différents dispositifs de réduction des émissions appliqués au niveau des cimenteries en vue de l'extraction du mercure sont rares. Mais comparaison faite avec les autres métaux lourds l'efficacité des systèmes appliqués pour le mercure est relativement faible..

608. Aux Etats Unis et au Canada, les émissions des hauts-fourneaux sont réduites soit avec des séparateurs à couche filtrante soit avec des électro filtres. Cependant, par rapport à l'efficacité des ces dispositifs dans l'extraction du mercure, les informations sont assez limitées. D'après une source (US EPA, 1993 selon Pirrone *et al.*, 2001) les électro filtres capture environ 25% et les séparateurs à couche filtrante 50% des éventuelles émissions de mercure sous forme de particules. De manière générale, nous pouvons considérer que l'efficacité de l'extraction du mercure dans les hauts-fourneaux sera comparable à l'efficacité de l'extraction du mercure avec les mêmes dispositifs que ceux utilisés dans les centrales électriques, décrites à la section 5.1.1. Notons cependant que la poussière capturée peut se mélanger à la matière première et être recyclée à l'intérieur du haut-fourneau. Lorsque la poussière est recyclée, la plupart des métaux lourds se retrouvent finalement dans le clinker mais pour le mercure qui est relativement volatile, il pourrait résulter de ce recyclage qu'une proportion plus grande du mercure soit finalement rejetée dans l'air (VDZ, 2001).

609. En s'appuyant sur l'examen et l'analyse des données disponibles aux USA sur les émissions de mercure dans l'air par les cimenteries, US EPA a développé un facteur d'émission atmosphérique moyen de 0,65 g de mercure par tonne métrique de clinker produit (US EPA, 1997a). Si l'on se réfère aux données communiquées au TRI en 2001, il semble que la plupart des rejets de mercure se font dans l'air et sur le sol du site (US EPA, 2003a). Les rejets sur d'autres milieux semblent minimes, si l'on en croit les données communiquées au TRI.

610. Le Manuel EMEP/CORINAIR sur les émissions recommande une "méthodologie plus simple" (dans lequel il y a peu d'information), un facteur d'émission atmosphérique de mercure de

0,1 g/tonne métrique de ciment produit (EMEP/CORINAIR, 2001). Aucun facteur d'émission n'a été développé pour "une méthodologie détaillée".

611. Dans l'étude menée par la Fédération Russe sur les rejets de mercure un facteur moyen d'émission de 0,45 g/tonne métrique de ciment produit a été déterminé à partir des informations sur le mercure contenu dans les matières premières et une hypothèse selon laquelle, en moyenne 80% du mercure contenu dans les matières première était rejeté dans l'air (Lassen *et al.*, 2004).

612. Dans une réponse de l'Association Européenne du Ciment, dans la déclaration de principe de l'UE par rapport au taux d'émission de mercure calculé à partir de la production de ciment en Europe (Pirrone *et al.*, 2001), l'association estime l'émission de mercure dans l'atmosphère de quatre pays européens en s'appuyant sur les mesures effectivement menées en Autriche (1996), en Allemagne (1998), au Royaume Uni (1999) et en Espagne (2000). En s'appuyant sur les données présentées, les facteurs moyens d'émission atmosphérique suivant ont été calculés: 0,07 g/tonne métrique de ciment produit (Autriche), 0,2 g/tonne métrique (Allemagne), 0,05 g/tonne métrique (Royaume Uni) et 0,1 g/tonne métrique (Espagne).

613. En général, seule une part infime du mercure se retrouve dans le clinker. La teneur en mercure du ciment fini dépendra dans une large mesure de la teneur en mercure des autres matériaux mélangés avec le clinker après l'étape de la transformation par le feu.

614. La teneur en mercure du gypse produit par les résidus issus de l'épuration des fumées acides, par exemple dans les centrales thermiques alimentées au charbon, peut dépasser considérablement la teneur en mercure du gypse naturel. Si du gypse issu de l'épuration des fumées acides est utilisé dans la production de ciment, cela pourrait considérablement accroître la teneur en mercure du produit fini de ciment.

615. Selon incinérateur allemand de résidus urbains la teneur en mercure du gypse issu du traitement des gaz acides de l'usine sur la période 2000-2003 était de l'ordre de 0,26 à 0,53 mg/kg (moyennes annuelles). Dans le rapport, la teneur dans le gypse est comparée à la teneur typique en mercure du gypse produit naturellement et à celle du gypse issu des centrales thermiques alimentées au charbon qui sont respectivement de l'ordre de 0,09 mg/kg et 1,3 mg/kg (par rapport à Beckert *et al.*, 1990).

616. La teneur moyenne de mercure de 418 échantillons de ciment produits en Allemagne en 1999 était de 0,07 mg/kg (VDZ, 2000). La teneur était comprise entre <0,02 mg/kg (limite de détection) et 0,3 mg/kg. La teneur totale en mercure des 36,7 millions de tonnes métriques produit en Allemagne en 1999 peut être estimée à 2,6 tonnes métriques; fait révélateur, plus de 0,72 tonnes métriques de mercure rejeté dans l'air, d'après la production estimée par l'Association Européenne du Ciment (dans Pirrone *et al.*, 2001). Si l'on considère que la teneur en mercure des clinkers (extraits du haut-fourneau à l'état brut) est d'habitude très faible, le mercure provient apparemment des autres matériaux mélangés dans le produit fini du ciment – par exemple les résidus solides des autres secteurs.

617. En 2001, la teneur moyenne en mercure des produits de ciment au Danemark était estimée à 0,02- 0,05 mg/kg (Skårup *et al.*, 2003).

5.3.1.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution des rejets

618. En s'appuyant sur les informations compilées ci-dessus par rapport aux facteurs d'absorption et de rejet et aux principaux facteurs déterminant les rejets, l'usage des facteurs préliminaire d'absorption et de distribution, par défaut suivant a été suggéré dans les cas où il n'y a pas de sources spécifiques de données. Faisons remarquer que ces facteurs par défaut sont basés sur une base de données assez limitée et à ce titre devraient être considérés comme préliminaires et donc susceptibles de révision.

619. Le but primaire visé à travers l'usage de ces facteurs par défaut est d'avoir une première impression relativement au fait que la sous-catégorie est une source considérable de rejet de mercure dans le pays. D'habitude, les estimations de rejet doivent être davantage affinées (après calcul sur la base de facteurs par défaut) avant qu'une quelconque action de grande portée ne soit menée sur la base des estimations de rejet.

a) Facteurs d'absorption de mercure par défaut

620. En raison du manque de donnée, nul facteur général d'absorption par défaut ne saurait être défini.

b) Facteurs de distribution de mercure par défaut

621. Des facteurs corrélés de distribution de rejet par défaut (comme le recommande généralement l'Outil) ne peuvent être définis pour cette catégorie de source.

622. Pour les rejets dans l'atmosphère, un ensemble de facteurs traditionnel d'émission atmosphérique a été choisi en lieu et place – sur la base des données fournies dans cette section pour permettre une estimation par défaut des rejets de mercure dans l'atmosphère.

623. Concernant la teneur en mercure des produits de ciment, des facteurs simples similaires ont été choisis sur la base des informations fournies dans cette section. En l'absence de données spécifiques, ces facteurs peuvent être utilisés pour une estimation par défaut des quantités de mercure dans le ciment produit et consommé.

624. Concernant les résidus de production éliminés, s'il y en a, aucun facteur par défaut ne peut être établi par manque de données.

625. Puisque les données disponibles varient tellement, il est recommandé de calculer et de communiquer les intervalles pour les absorptions de mercure dans cette catégorie de source. Les facteurs minimaux par défaut ont été fixés pour indiquer une estimation minimale de l'absorption de mercure pour cette catégorie de source (mais pas le strict minimum), et le facteur minimal élevé et été fixé pour indiquer une estimation minimale élevée (mais pas le maximum absolu).

Tableau -79 Facteurs préliminaires de rejet par défaut pour mercure issu de la production de ciment

Rejet	Facteurs par défaut (minima - maxima)
Facteur d'émission atmosphérique	0,1 - 6 g Hg/tonne métrique de ciment produit
Teneur en mercure du ciment produit	0,02 – 0,1 g Hg/tonne métrique de ciment

c) Liens avec les autres sources d'estimation de mercure

626. Les autres sous-catégories ayant un rapport avec la fabrication de ciment sont: la combustion des combustibles fossiles, l'incinération des déchets, la production de chaux, et éventuellement d'autres.

5.3.1.6 Source spécifique de données principales

627. La plus importante source de données spécifiques serait dans ce cas:

- Les données de mesure de la teneur en mercure de différents types de matières premières et de combustibles utilisés à la source;
- La quantité pour chaque type de matière première et de combustible utilisé;
- La quantité de clinker produit; et
- Les données de mesure des équipements de réduction d'émission appliqués à la source ou les sources similaires avec des équipements très similaires ainsi que les conditions de fonctionnement.

5.3.2 Production de pâte et de papier

5.3.2.1 Description de la sous-catégorie

628. Dans l'industrie de la pâte et du papier, la pâte de bois est produite à partir du bois brut en utilisant des moyens chimiques ou mécaniques ou en combinant les deux. La source d'absorption de mercure consiste à suivre le mercure contenu dans le bois brut, dans les combustibles utilisés pour la production d'énergie, et très probablement dans les produits chimiques utilisés dans le processus (NaOH, chlorure, et éventuellement d'autres). En occident, l'utilisation de mercure contenant des fongicides contribue plutôt au rejet de mercure par la production de pâte et de papier. Cette pratique a certainement cessé ou a été réduite en occident mais continue peut-être dans d'autres endroits du monde. Les émissions atmosphériques par les procédés de combustion, notamment les combustibles fossiles, écorces et autres combustibles de déchets de bois, ainsi que les déchets liquides issus de procédé contenant du carbone (pour le recyclage de produits chimiques et la production d'énergie). L'évacuation des déchets solides et des rejets aqueux issus des procédés, font partie des voies de données de mercure, issues de la production de pâte et de papier. Cette sous-catégorie de source constitue une source éventuelle de mercure du genre avec une très faible teneur en mercure mais en très grande quantité.

Sommaire des Processus

629. Quatre principaux procédés de transformation du bois en pâte, actuellement utilisés sont (1) procédé kraft, (2) le procédé à la soude, (3) le procédé au bi-sulfite, et (4) le procédé au sulfite neutre de sodium (US EPA, 1997a). Dans le procédé kraft de réduction du bois en pâte, les copeaux sont "cuits" dans une cuve avec une solution aqueuse d'hydroxyde de sodium (NaOH) et de sulfure de sodium (Na S), appelée "lessive de cuisson," ou "lessive blanche." Divers procédés (qui ne sont pas décrits ici) sont pratiqués et une pâte lavée est produite. La pâte lavée peut être soumise à une séquence de blanchiment avant d'être pressée et séchée pour donner le produit fini. Une partie du mercure présent dans les copeaux se retrouvera également dans le produit fini alors que le reste se retrouvera dans la lessive de cuisson épuisée. La teneur du produit et de la lessive en mercure doit être relativement faible parce que la teneur des copeaux en mercure est relativement faible. La quantité de mercure présente dans les copeaux doit un peu varier d'une fabrique à l'autre, selon l'origine du bois transformé par les fabriques. Les émissions de mercure sont associées aux unités de combustion localisées dans la zone de récupération chimique. La zone de récupération chimique dans une fabrique de pâte utilisant le procédé kraft comporte des foyers de récupération chimique, des dissolvants de salin (SDT), et des fours à chaux (US EPA, 1997a).

630. Les autres procédés chimiques de réduction de bois en pâte sont similaire au procédé kraft de réduction de bois en pâte mais comportent quelques différences fondamentales. Le procédé de réduction de bois en pâte à la soude est pour l'essentiel similaire au procédé kraft, si ce

n'est que le procédé de réduction de bois en pâte à la soude est un procédé exempt de soufre (on utilise du Na_2CO_3 tout seul ou un mélange de Na_2CO_3 et de NaOH), et de ce fait ne requiert pas d'oxydation de la liqueur noire pour réduire les émanations odorantes de sulfure (US EPA, 1997a).

631. Le procédé de réduction de bois en pâte au bisulfite est également conduit d'une manière similaire au procédé kraft, si ce n'est qu'une lessive de cuisson acide est utilisée pour cuire les copeaux. A l'instar des usines de pâtes utilisant le procédé kraft, dans les usines de pâte utilisant le bisulfite on récupère la lessive épuisée en la brûlant dans une espèce d'unité de combustion. Les unités de combustion utilisées au niveau des usines de pâtes utilisant du bisulfite comportent des foyers de récupération et des réacteurs à lit fluidisé. La température typique des unités de combustion de bisulfite est de l'ordre de 704 à 760 °C. Ces températures sont suffisamment élevées pour volatiliser tout mercure présent (US EPA, 1997a).

632. Le procédé au sulfite neutre de sodium est utilisé pour fabriquer du papier à cannelure pour carton ondulé par exemple (la couche intérieure des boîtes en carton ondulé) ou du papier journal. Le procédé au sulfite neutre de sodium combine des méthodes chimiques et mécaniques de réduction en pâte. Les copeaux sont d'abord partiellement ramollis à l'aide de produits chimiques, de vapeur et de chaleur, dans une cuve; une fois que les copeaux sont ramollis, le processus de réduction en pâte est complété avec des méthodes mécaniques. Trois types de méthodes de réduction en pâte chimique sont présentement utilisés dans les fabriques de pâte mi-chimique -- procédé au sulfite neutre de sodium (NSSC) (procédé au bisulfite à base de sodium), liqueur verte de kraft, et procédé exempt de sulfure (Na_2CO_3 seul ou mélange de Na_2CO_3 et NaOH). Les Le procédé au sulfite neutre de sodium et kraft cohabitent dans certaines usines. Dans ces usines, localisées aux USA, la liqueur épuisée, issue du procédé au sulfite neutre de sodium est brûlée dans le foyer de récupération du kraft (US EPA, 1997a).

633. Certaines usines utilisent uniquement le procédé au sulfite neutre de sodium. Ces usines appelées " fabriques autonomes de pâte mi-chimique" utilisent une variété d'équipements de récupération chimique pour la combustion des liqueurs épuisées. Entre autres équipements de récupération chimique utilisés au niveau des fabriques de pâte mi-chimique nous avons les réacteurs à lit fluidisé, les foyers de récupération, les fonderies, les fours rotatifs pour liqueur, et les unités de pyrolyse. Les températures de combustion typiques dans les foyers de récupération et les fonderies sont similaires à celles des procédés kraft et à la soude, tandis que les températures typiques de combustion dans les réacteurs à lit fluidisé et les fours rotatifs pour liqueur varient entre 704 et 760 °C. A l'instar du procédé kraft, au niveau des fabriques de pâte mi-chimique, les produits chimiques contenus dans les lessives de cuisson comme les cendres ou les résidus de combustion sont récupérés des équipements de récupération chimique par combustion, lesquels sont mélangés à de l'eau dans des cuves de dissolution pour faire de la liqueur verte. La liqueur verte est alors combinée à des composés chimiques pour faire une nouvelle lessive de cuisson. La température typique dans les bouches des cuves de dissolution doit être 85 °C, ce qui est largement en dessous de la température de volatilisation du mercure. Par conséquent, le mercure doit être en état particulaire dans les bouches des cuves de dissolution (US EPA, 1997a).

5.3.2.2 Principaux facteurs déterminant les rejets de mercure

Tableau-80 "Principaux rejets issus de la production de pâte et de papier et milieux de réception

Procédés	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets Généraux	Traitement sectoriel spécifique/élimination
Production de pâte et de papier	X	x	x		x	x
Elimination du papier						

Notes: X- Voie de rejets, envisagée comme prédominant pour la sous-catégorie;
x – Voie de rejets, supplémentaire à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local.

634. Le mercure peut entrer dans le processus de réduction en pâte à travers le bois qui est réduit en pâte, dans l'eau de procédé utilisé dans le processus de réduction en pâte, et comme agent contaminant dans les composés chimiques entrant dans le processus. La teneur du bois en mercure et les autres intrants matériels sont de facteurs importants déterminant les rejets.

635. Si le mercure n'est pas purgé du processus à travers les eaux résiduelles ou sous forme de dépôts, il peut s'accumuler dans la zone de récupération chimique et ensuite être émis à partir des sources de récupération chimique par combustion. La quantité de mercure émise peut dépendre de l'étanchéité du processus de réduction en pâte (notamment, le degré auquel les eaux de procédé sont recyclées et réutilisées) (US EPA, 1997a).

5.3.2.3 Discussion sur les absorptions de mercure

636. Le mercure est présent dans le bois et les autres intrants matériels à différents niveaux de teneur.

637. US EPA recommande un facteur moyen d'émission de 0,0026 g de mercure par tonne métrique de bois brûlé comme cela est communément appelé "meilleur facteur typique d'émission" pour la combustion des combustibles de déchets de bois dans des chaudières, aux USA. (US EPA, 1997b).

638. Dans le cadre des investigations menées aux USA, la teneur en mercure des déchets sauvages et de la végétation riche, dans 7 localités des USA varie entre 0,01 et 0,07 mg Hg/kg de poids à sec (Friedly *et al.*, 2001).

639. D'après les investigations menées par les Danois la teneur en mercure du bois et de la paille brûlée au Danemark est de l'ordre de 0,007 à 0,03 mg/kg poids à sec (Skårup *et al.*, 2003). Les investigations suédoises ont estimé la teneur en mercure du bois de chauffe à 0,01-0,02 mg/kg poids à sec; cependant, une teneur de 0,03-0,07 mg/kg, a été déterminée pour le poids à sec de bois de saule (Kindbom et Munthe, 1998). Dans l'écorce, une teneur en mercure de 0,04 mg/kg, a été déterminée pour le poids à sec tandis que dans le sapin la teneur était de 0,3-0,5 mg/kg poids à sec (Kindbom et Munthe, 1998).

5.3.2.4 Exemples de rejets et déchets/résidus de mercure

640. Aux USA, les données relatives à l'émission de mercure ne sont disponibles qu'auprès des unités de combustion des usines de pâte utilisant le procédé kraft. Les données d'émission de mercure, discernables sont disponibles pour huit foyers de récupération, un dissolvant salin (SDT), et trois fours à chaux, localisés dans 11 usines de pâte utilisant le procédé kraft. Des facteurs moyens d'émission de mercure ont été estimés pour les foyers de récupération, les dissolvants

salins et les fours à chaux sur la base des données d'émission de mercure disponibles. Ces facteurs moyens d'émission de mercure pour ces unités dont font partie les foyers de récupération, les dissolvants salins et les fours à chaux sont récapitulés dans le tableau ci-dessous.

Tableau-81 Facteurs d'émission atmosphérique pour diverses unités d'usines de pâte et de papier aux USA (US EPA, 1997a)

Unité de combustion de Kraft	Facteur d'émissions (Kg/tonne métrique)	Nombre d'unités testées/appareil de contrôle
Foyer de récupération	2×10^{-5} *1	8 foyers de récupération, commandés chacun par ESP
Cuve de dissolution de salins	$2,6 \times 10^{-8}$ *2	1 SDT, commandé par une dévésiculeur
Four à chaux	$1,5 \times 10^{-6}$ *2	3 fours à chaux, commandé chacun par un dépoussiéreur par voie humide

Notes: *1 – kg Hg émis par tonne métrique d'extrait sec de liqueur noire, brûlée dans le foyer de récupération ou dissolvant salin ;
 *2 – kg Hg émis par tonne métrique de chaux produite dans le haut-fourneau.

641. Le volume annuel total de mercure émis aux USA (en 1994) (dans 153 installations) a été estimé sur la base des facteurs d'émission applicables pour les foyers de récupération, dissolvants salins et fours à chaux des usines utilisant le kraft et la soude. Le volume total d'émission de mercure a été estimé à 1,6 tonnes métriques. Puisqu'il y a 153 installations, le volume moyen des émissions a été estimé à environ 0,01 tonnes métriques par installation. L'unique source majeure d'émission de mercure dans la zone de récupération chimique est le foyer de récupération (US EPA, 1997a).

642. Pratiquement, la totalité des émissions de mercure issues de la fabrication de pâte et de papier est générée par les procédés de récupération du kraft et de la soude (approximativement 99,9%) (US EPA, 1997a). Les émissions estimées pour l'ensemble des installations ont été cumulées pour en arriver aux estimations d'émission de mercure de 1,7 tonnes métrique par an, fait en 1996 pour l'inventaire global pour les USA. (US EPA, 1997b)

643. Le Tableau 5.82 présente les rejets de composés de mercure et de mercure par toutes les voies de rejets aux USA, en 2002. Les principales voies sont les rejets dans l'air et les rejets dans l'élimination des déchets solides. Les composés de mercure spécifiques ne sont pas communiqués et il n'est pas possible, à partir des données, d'estimer le volume total des rejets de mercure.

Tableau -82 Rejets de mercure et de composés de mercure liés à la production de kraft et de papier aux USA, 2002 (TRI, 2004)

Voies de rejet	Composés de mercure		Mercure (élément)	
	kg/an	%	kg/an	%
Air	2 098	71	319	39
Eaux de surface	36	1	19	2
traitement par épandage et réservoirs de retenue	217	7	20	2
Traitement des eaux usées hors-site	3	0	0	0
Elimination des déchets hors-site	594	20	451	56
TOTAL (% rond)	2 948	100	809	100

5.3.2.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution des rejets

644. Dans cette version de l'Outil, des facteurs par défaut n'ont pas été développés pour ce secteur. Pour le calcul estimatif sommaire des certaines voies de données de mercure éventuelles issues du secteur, utiliser les facteurs d'émission atmosphérique donnés dans le tableau 5-81 ci-dessus [facteurs des USA].

c) Liens avec l'estimation d'autres sources de mercure

645. On peut choisir de couvrir les unités de combustion électriques et thermiques à combustibles fossiles ou à biocarburant localisées dans des installations du secteur, avec les conditions de combustion, décrites dans la section 5.1; prenez garde contre le double décompte.

5.3.3 Production de chaux et fours à granulats légers

5.3.3.1 Description de la sous-catégorie: production de chaux

646. Cette sous-catégorie inclut la production de chaux dans les fours à chaux (différente de la chaux produite dans les cimenteries, usine de pâte et de papier, décrites dans les sections antérieures de ce document) et les fours à granulats légers.

647. La chaux est produite sous diverses formes avec une production en vrac donnant soit de l'hydroxyde de calcium soit de la chaux vive. En 1994, $17,4 \times 10^6$ tonnes métriques de chaux ont été produites par 109 usines américaines. La chaux est utilisée dans la fabrication d'acier, de pâte et de papier, ainsi que dans le traitement de l'eau, des eaux usées et des émissions des cheminées industrielles (US EPA, 1997a).

648. La chaux est produite en calcinant le calcaire (ex, en enlevant le CO_2 du calcaire) en le soumettant à une température élevée (US EPA, 1997a). La calcination qui implique une incinération du calcium de carbonate en le soumettant à une température élevée, constitue le principal procédé au niveau des installations de production de chaux rejetant du mercure (NESCAUM, 1998).

649. Le produit issu de l'opération de calcination est la chaux vive; ce matériau peut être hydraté avec de l'eau pour faire de la chaux hydratée ou de la chaux délitée. Le produit issu de la calcination de la dolomite est la chaux dolomitique; elle peut également être hydratée (US EPA, 1997a).

650. La fabrication de chaux se fait en cinq étapes principales. Notamment : 1) l'extraction en carrière du calcaire brut; 2) la préparation du calcaire en vue de sa calcination; 3) la calcination du calcaire; 4) le traitement de la chaux par hydratation; et 5) divers procédés de transfert, stockage et manutention.

651. Les étapes de la fabrication de chaux sont très similaires à celles de la fabrication du ciment Portland, présenté dans les précédentes sections de ce document.

652. Durant la calcination, la température du four peut atteindre 1820 °C. Environ 90% de la chaux produite aux USA est fabriquée en faisant calciner du calcaire dans des fours rotatifs. Les autres types de fours à chaux sont les tourailles verticales ou fours droits, les fours circulaires annulaires à sole tournante et les fours à lit fluidisé (US EPA, 1997a).

653. Des combustibles tels que le la houille, le pétrole, le coke de pétrole ou le gaz naturel, peuvent être utilisés comme source d'énergie pour la calcination. Le coke de pétrole est d'habitude, utilisé en combinaison avec la houille; le pétrole est rarement utilisé comme combustible. Des matières comme le caoutchouc écaillé et les solvants dérivés de déchets peuvent éventuellement être utilisés comme combustibles auxiliaires (US EPA, 1997a).

654. La teneur du calcaire et de certains combustibles en mercure doit être infime. La teneur de la houille, du pétrole et des autres combustibles est discutée dans la section 5.1. A l'instar de la production de ciment Portland, tout mercure présent dans la matière première doit être rejetée dans l'air à travers le four à chaux. La combustion des combustibles dans le four à chaux est la principale source d'émission de mercure.

655. D'autres sources d'émissions liées à la fabrication de chaux peuvent être les émissions de procédé ou les émissions fugitives. Les principaux polluants induits par ces sources fugitives sont les PM. US EPA a déclaré en 1997 que la documentation existante ne faisait état d'aucune mesure spécifique de contrôle des sources fugitives dans la réglementation de l'industrie de la chaux aux USA (US EPA, 1997a).

656. Les mesures de réduction utilisées à l'encontre des poussières diffuses au niveau des installations de fabrication de ciment Portland peuvent également s'appliquer au niveau des usines de fabrication de chaux. Les instruments de prévention de la pollution de l'air au niveau des fours à chaux sont principalement utilisés pour récupérer le produit ou prévenir les poussières diffuses et l'émission de PM. Les échappements des fours de calcination sont normalement dirigés vers un cyclone en vue de récupérer le produit, et sont ensuite dirigé vers un séparateur à couche filtrante ou des ESP pour récupérer les émissions de particules fines. D'autres mesures de prévention des émissions relevées au niveau des fours à chaux sont les dépoussiéreurs par voie humide (typiquement épurateur de type Venturi). L'efficacité des ces différents instruments de contrôle de la pollution de l'air relativement à la phase vapeur d'émission de mercure, dans le processus de fabrication de chaux n'est bien documentée. L'efficacité du contrôle est certainement la même que celle observée dans la production de ciment Portland, du fait de la similitude des procédés et des instruments de contrôle (US EPA, 1997a).

657. L'émission de mercure issue de la combustion des combustibles va s'opérer au niveau des fours à chaux (calcination). Le mercure contenu dans le calcaire va également être émis au niveau des fours. Dans le processus, l'apport de toute autre source éventuelle d'émission, dans l'émission globale de mercure sera certainement minime.

5.3.3.2 Description de la sous-catégorie: les fours à granulats légers

658. Les fours à granulats légers interviennent dans la transformation de diverses matières premières (comme l'argile, le shale ou le schiste ardoisier) qui après traitement thermique peuvent être combinés au ciment pour faire des ouvrages en béton. Ce béton à granulats légers est produit pour faire des pièces d'armature ou pour réaliser une isolation thermique. Une installation pour granulats légers est généralement constituée d'une carrière, d'une zone de préparation de la matière première, d'un four, d'un dispositif de refroidissement et d'une zone de stockage de produits. Le matériau est extrait de la carrière et est acheminé vers la zone de préparation de la matière première, et est ensuite inséré dans le four rotatif (US EPA, 1997a).

659. Les fours à granulats légers sont constitués d'un four rotatif formé d'un long cylindre d'acier doublé intérieurement de briques réfractaires pouvant faire une rotation sur son axe qui est incliné d'environ 5 degrés à l'horizontal. La longueur du four dépend en partie de la composition des matières premières à transformer mais est d'habitude comprise entre 30 et 60 mètres. La matière première préparée est introduite dans le four à son niveau le plus en hauteur tandis que la cuisson se fait au point le moins en hauteur. La matière première sèche introduite dans le four, est d'abord préchauffée par des gaz de combustion chauds. Une fois la matière préchauffée, elle passe dans le second foyer où elle fond en état semi-plastique et commence à générer des gaz servant d'agent gonflant. Dans cette zone les composés spécifiques commencent à se décomposer et forment des gaz comme le SO, le CO, le SO et le O qui en définitive déclenche l'action de gonflement des matériaux, souhaitée. A mesure que les températures atteignent leur maximum (approximativement 1150 °C), les matières premières semi-plastiques deviennent visqueuses et emprisonnent les gaz gonflant. Cette action de gonflement produit de petites cellules à gaz isolées, lesquelles vont rester dans la matière après qu'elle refroidit et se solidifie. Le produit est sorti du four et est mis dans une section du processus où il est refroidi avec de l'air frais et ensuite acheminé vers la zone de mise en dépôt (US EPA, 1997a).

660. Les paramètres de fonctionnement du four tels que la température de combustion, l'excès d'air, la taille de charge, l'acheminement des matières et la vitesse de rotation varient d'une usine à l'autre, et sont déterminés par les caractéristiques de la matière première. La température maximale dans le four est de l'ordre de 1120 - 1260 °C, selon le type de matière première transformée et son niveau d'humidité. Les températures de sortie habituelles sont d'environ 427 - 650 °C, selon également la matière première et la structure interne du four. Approximativement 50 à 200% d'excès d'air sont compressés dans le four pour faciliter le gonflement de la matière première (US EPA, 1997a).

661. La principale source d'émission de mercure au niveau des fours à granulats légers est constituée par les gaz effluents (gaz de combustion) de la cheminée d'échappement.

662. Les fours à granulats légers peuvent utiliser un ou une combinaison d'instruments de prévention de la pollution de l'air, notamment les séparateurs à couche filtrante, les laveurs à Venturi, les cyclones et les dépoussiéreurs à sec. Aux USA toutes les installations utilisent des séparateurs à couche filtrante comme principale instrument de prévention des émissions, bien qu'un séchoir atomiseur, un laveur à venturi et un dépoussiéreur à sec puisse être combiné au séparateur à couche filtrante (US EPA, 1997a). Ces instruments de contrôle peuvent retenir une partie du mercure contenu dans le flux gazeux et ainsi réduire les émissions dans l'air.

5.3.3.3 Principaux facteurs déterminant les rejets de mercure

Tableau-83 Principaux rejets et milieux de réception liés à la production et à la transformation d'autres matières premières

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets Généraux	Traitement sectoriel spécifique/élimination
Production	X			x		

Notes: X - Voie de rejets, envisagée comme prédominant pour la sous-catégorie; x - Voie de rejets supplémentaires à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local.

663. Le principal facteur déterminant les rejets sera les concentrations de mercure dans les matières premières utilisées et le dispositif de contrôle des rejets mis en place.

5.3.3.4 Discussion sur les absorptions de mercure

Tableau -84 Survol de données d'activités et des types de facteurs d'absorption de mercure nécessaires pour estimer les rejets liés à la production de chaux

Phase du cycle de vie	Données de taux d'activité, requises	Facteur d'absorption de mercure
Production	Quantités de matières premières utilisées	Teneur en mercure des matières premières utilisées

664. Le calcaire qui est transformé en chaux contient du mercure (NESCAUM, 1998).

5.3.3.5 Exemples de rejets de mercure et de déchets /résidus

665. Un facteur d'émission atmosphérique de 0,055 g de mercure par tonne métrique de chaux produit a été calculé pour les fours à chaux en utilisant une approche par bilan massique basée sur les informations relatives à la teneur du calcaire en mercure, obtenues auprès de 5 fours à chaux dans le Wisconsin (Miller, 1993, selon NESCAUM, 1998). Ce facteur d'émission a été utilisé par NESCAUM (1998) pour estimer à 15 kg par an les rejets dans l'air d'une usine de production de chaux localisée dans le Massachusetts, USA.

666. En 1994, il y avait 109 usines de production de chaux aux USA (US EPA, 1997a). Si l'on en croit les données de US EPA, ces 109 usines rejettent au total 37,8 tonnes métriques de mercure sur le sol, 0,1 tonnes métrique dans l'air et moins de 0,05 tonnes métriques dans l'eau. Il est dit que l'usine de chaux avec le plus grand taux d'émission aux USA émet 37500 kg dans le sol et environ 1 kg dans l'air (US EPA, 2003a, données de rejet TRI pour 2001).

667. Nous disposons de données sur deux installations localisées l'une aux USA et l'autre au Canada (US EPA, 1997a). Dans l'installation canadienne, deux fours différents ont été testés ; l'un est un four rotatif alimenté à la houille/coke et l'autre une touraille verticale alimentée au gaz naturel. Pour le four rotatif alimenté à la houille/coke, le résultat des tests a indiqué un facteur moyen d'émission de mercure de 9 milligrammes (mg) de mercure par tonne métrique de chaux produite (ou 9 mg Hg/tonne métrique de chaux produite); les facteurs d'émission étaient de l'ordre de 8 mg à 10 mg Hg/tonne métrique de chaux produite sur les quatre essais. Pour la touraille verticale alimentée au gaz naturel, les résultats ont montré un facteur moyen d'émission de mercure de 1,5 mg Hg/tonne métrique de chaux produite. Les données de processus issues des essais

menées au niveau de l'installation canadienne ont été utilisées pour calculer la quantité de charge de calcaire requise pour produire 0,91 tonnes métriques de chaux. D'après les données de processus des fours rotatifs, le ratio moyen de charge de calcaire par rapport à la chaux produite était de 0,50 (ex.: il faut 2 tonnes de calcaire pour produire 1 tonne de chaux). Le ratio moyen pour la touraille verticale a été évalué à 0,51. Le résultat de tests pour une des installations des USA a indiqué un facteur moyen d'émission de mercure de 1,9 mg Hg/tonne métrique de calcaire utilisé. Selon le ratio de 2:1 calcaires utilisés pour la chaux produite, cela correspond à un facteur d'émission de 3,8 mg Hg/tonne métrique de chaux produite. Dans toutes les autres installations, les résultats ont indiqué un facteur moyen d'émission de mercure de 4,7 mg/tonne métrique de calcaire utilisé. En utilisant un taux de conversion de 2:1, cela correspond à un facteur d'émission de mercure de 9,4 mg Hg/tonne de chaux produite (US EPA, 1997a).

668. Les facteurs moyens d'émission de mercure des fours rotatif à charbon de l'installation canadienne et des deux installations américaines ont été combinés et ont donné un facteur moyen global d'émission atmosphérique de mercure de 7,4 mg Hg/tonne métrique de chaux produite (US EPA, 1997a).

5.3.3.6 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution des rejets

669. Aucune tentative n'a été faite pour établir des facteurs par défaut pour cette sous-catégorie.

5.3.4 Autres minéraux et matériaux

670. D'autres sources potentielles d'émission de mercure peuvent exister. Inclure dans l'inventaire toute donnée recueillie sur de telles sources. Aucune tentative n'a été faite pour décrire de telles sources dans le rapport de l'Outil.

5.4 Utilisation intentionnelle de mercure dans les procédés industriels

Tableau-85 Usage intentionnel de mercure dans les procédés industriels : sous-catégories avec des voies primaires de rejet de mercure et approche recommandée pour l'inventaire

Chapitre	Sous catégories	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet/résidu	Principale Approche d'inventaire
5.4.1	Production de chlore et de soude caustique par technologie mercurique	X	X	X	X	X	PS
	Production de monomère de chlorure de vinyle avec le bichlorure de mercure (HgCl ₂) comme catalyseur	x	x			X	PS
	Production d'acétaldéhyde avec du sulfate mercurique (HgSO ₄) comme catalyseur	?	?	?	?	?	PS
5.4.4	Autres productions de produits chimiques et de polymères avec des composés mercuriques comme catalyseurs	?	?	?	?	?	PS

Notes: PS = Approche source ponctuelle par source ponctuelle; OW = Approche national/globale;

X - Voie de rejets, envisagée comme prédominant pour la sous-catégorie;
 x - Voie de rejets, supplémentaire à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local;

? - Des rejets peuvent exister mais aucune donnée n'est disponible par rapport à cet aspect.

5.4.1 Production de chlore et de soude caustique par technologie mercurique

5.4.1.1 Description de la sous-catégorie

671. Dans les installations de fabrication de pile à l'oxyde mercurique, du mercure élémentaire est utilisé comme électrode liquide dans un procédé électrolytique destiné à la production de chlore et d'hydroxyde de sodium (NaOH) ou d'hydroxyde de potassium (KOH) avec du chlorure de sodium (l'électrolyse sépare le sel, NaCl). L'Hydrogène est aussi fabriqué comme produit dérivé. Le procédé est souvent appelé procédé de la "pile à l'oxyde mercurique". Notons que deux autres méthodes (exemptes de mercure) sont également très utilisées: le procédé à membrane et le procédé au diaphragme. La part de la capacité nationale de production basé sur le procédé de la pile à l'oxyde mercurique varie d'un pays à l'autre, et d'une façon générale tend à la baisse dans plusieurs pays. Dans beaucoup de pays les industries se sont engagées à ne pas baser les installations de production de chlore et de soude caustique sur le procédé de fabrication de pile à l'oxyde mercurique et dans certains pays/régions la reconversion/fermeture des installations de fabrication de pile à l'oxyde mercurique est envisagée.

672. Le mercure est rejeté dans l'environnement avec les émissions dans l'air, les émissions dans l'eau, dans les déchets solides et dans une moindre mesure dans les produits (comme le NaOH).

Procédés concernés

673. Chaque circuit de production de pile à l'oxyde mercurique contient un électrolyseur allongé, un décomposeur, une pompe à mercure, la tuyauterie et les connexions à d'autres systèmes (Anscomb, 2004). L'électrolyseur produit du chlore et le décomposeur produit du gaz d'hydrogène et une solution caustique (NaOH ou KOH). L'électrolyseur est d'habitude un fossé allongé en acier, cloisonné par des panneaux latéraux et un couvercle supérieur. Un électrolyseur typique contient environ 3 600 Kg de mercure. Le décomposeur est un récipient cylindrique situé à l'orifice de sortie de l'électrolyseur. D'ordinaire, l'électrolyseur et le décomposeur sont reliés par une boîte d'entrée et une boîte de sortie. La saumure et un écoulement peu profond de mercure élémentaire liquide coulent continuellement entre l'électrolyseur et le décomposeur. Tandis que chaque pile constitue une unité de production indépendante, plusieurs piles sont électriquement connectées en série. D'habitude, il y a plusieurs piles dans une usine. Par exemple, aux USA chaque usine est dotée de 24 à 116 piles, avec une moyenne de 56 (US EPA 2002b). Un grand nombre de tonnes métriques de mercure peut être utilisé au niveau d'une installation. Pour une description complète des procédés, des rejets, etc. se référer par exemple au Document de Référence de la CE sur les Meilleures Techniques Disponibles au niveau de l'industrie du Chlore et de la Soude Caustique (Commission Européenne, 2001b).

674. Dans l'électrolyseur, un courant électrique causant la séparation du chlore et du sel est appliquée (saumure de chlorure de sodium), ainsi le sodium (ou des fois le potassium) se lie au mercure pour former amalgame (amalgame Na-Hg or K-Hg). Le chlore est recueilli et l'amalgame de mercure sort de par la boîte de sortie pour pénétrer dans le décomposeur. Dans le décomposeur, l'amalgame (Na-Hg or K-Hg) est converti, à travers une autre réaction électrolytique en caustique (NaOH ou KOH), en hydrogène et en mercure élémentaire. Le caustique et l'hydrogène sont transférés dans un autre équipement et le mercure est pompé à nouveau dans l'orifice d'entrée de la pile.

5.4.1.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et rejets de mercure

Tablau-86 *principaux rejets et milieux de réception de la production de chlore et de soude caustique à partir de la technologie mercurique*

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produit *3	Déchets généraux *2	Traitement spécifique au secteur/ élimination *1
Production de chlore et de soude caustique à l'aide de pile à l'oxyde mercurique	X	X	X	X	X	X

Notes: *1 Peut inclure un traitement de récupération du mercure, enfouissement sans danger des déchets comme les déchets dangereux. Le déversement sur site et hors site est considéré ici comme un rejet direct sur le sol;

*2 Seulement dans les cas où les déchets de production sont déversés dans une décharge publique;

*3 Des quantités considérables de mercure peuvent se perdre dans le produit caustique. Par exemple, dans un examen complet de l'industrie du chlore et de la soude caustique en Inde, le Centre des Sciences et de l'Environnement a établi que 10,6% de mercure perdu à travers la production se retrouve dans les produits (ou 15,5 grammes/tonne de soude caustique produite). La majeure partie de ce mercure (10 grammes/tonne de soude caustique produit) est dans la soude

caustique mais une grande partie (5,25 g/tonne de soude caustique produite) est dans l'hydrogène également. Puisque les usines indiennes perdent autant de mercure, cette perte de produit est considérable dans un sens aussi bien absolu que relatif (CSE, 2002, selon les remarques NRDC à la Section des produits chimiques du PNUE, 2005);
X - Voie de rejets, envisagée comme prédominant pour la sous-catégorie;
x - Voie de rejets, supplémentaire à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local.

675. Les rejets de mercure dans l'environnement à travers les émissions dans l'air, les rejets dans l'eau, les rejets dans les déchets solides et les produits (comme le NaOH). Ces rejets peuvent survenir à divers stade ou localisation du processus. Le niveau de rejet dans chaque milieu (air, eau, sol), à partir de différentes étapes et points de rejet du processus, dépend fortement du niveau de contrôle en place, du lieu de travail/des pratiques de gestion, des procédures de traitement/d'élimination des déchets, et autres facteurs.

676. La majeure partie des rejets de mercure se fait sous forme d'émission fugitive émanant de l'emplacement où se trouvent les piles et des autres emplacements. Des mesures préventives et de bonnes pratiques de gestion peuvent considérablement réduire ces émissions fugitives (PNUE, 2002). Les principaux points spécifiques de rejet de mercure vers l'air sont les systèmes de ventilation des boîtes de connexion et des aérations d'hydrogène. Plusieurs techniques de contrôle peuvent être employées pour réduire la quantité de mercure dans les flux d'hydrogène et dans les systèmes de ventilation des boîtes d'extrémité. Les techniques les plus courantes sont (1) le refroidissement au flux de gaz, (2) les dévésiculeurs, (3) les épurateurs, et (4) adsorption sur charbon actif ou tamis moléculaire. Le refroidissement au flux de gaz peut être utilisé comme principale technique de contrôle du mercure ou comme étape préliminaire à suivre avec un dispositif de contrôle plus efficace. L'utilisation correcte des ces dispositifs peut éliminer plus de 90% du mercure contenu dans les flux gazeux (Pacyna et Pacyna, 2000). Chacun de ces procédés et/ou localisations, importants pouvant donner voie à des rejets, est étayé ci-dessous.

677. Ventilation par Boîte d'extrémité. Un système de ventilation par boîte d'extrémité est utilisé dans beaucoup d'usines pour évacuer l'air des boîtes d'extrémité mais des fois d'autres équipements sont également utilisés. La concentration de mercure dans le dispositif de ventilation des boîtes d'extrémité prise avant toute chose pour éliminer le mercure, varie largement en fonction de l'équipement libéré. Les gaz recueillis sont le plus souvent refroidis et ensuite traités à l'aide des équipements de contrôle. Cependant, une certaine quantité de mercure demeure dans le flux traité quittant les dispositifs de ventilation de la boîte d'extrémité et est rejeté dans l'air (US EPA 1997a). La consistance des rejets à partir de ce système dépend hautement du type de dispositif de contrôle utilisé.

678. Flux d'hydrogène. L'hydrogène sortant du décomposeur contient une forte concentration de vapeur de mercure (égale à 3 500 mg/m³). Dans la plupart des cas, chaque décomposeur est équipé d'un refroidisseur adjacent, à travers lequel le flux d'hydrogène est dévié pour condenser le mercure et le remettre à l'état de pile à l'oxyde mercurique. Après le refroidissement initial, l'hydrogène issu des différents décomposeurs est recueilli dans un collecteur commun. Le mercure restant est éliminé à travers le gaz combiné par refroidissement supplémentaire et par absorption dans le dispositif de contrôle. Cependant, une partie du mercure demeure dans le flux traité, laquelle est évacuée dans l'atmosphère (ou dans certains cas brûlé comme combustible dans une chaudière ou transféré comme matière première dans un autre processus).

679.Émissions Fugitives dans l'Air: Les humains ne peuvent pas sentir ni voir la vapeur de mercure (sous une lumière normale). La vapeur de mercure peut être détecté grâce aux analyseurs de vapeur disponibles dans le commerce. De plus, quand le mercure élémentaire liquide entre en contact avec l'air, il libère une vapeur, en quantité dépendant de la température et d'autres facteurs. Par conséquent, une inspection visuelle à la recherche de

mercure visible est une pratique efficace pour freiner les émissions dans l'air. Cependant, la vapeur de mercure peut également être générée par les fuites occasionnées par la maintenance et le dysfonctionnement des équipements pressurisés, sans qu'aucune trace de mercure liquide ne soit visible. Donc, L'inspection visuelle des fuites de vapeur au niveau des équipements de production à l'aide d'une lumière à spectre ultraviolet est une autre pratique. Lorsque des fuites de vapeur sont décelées, les agents peuvent prendre des mesures correctives pour les arrêter. Entre autres méthodes de réduction des émissions fugitives dans l'air nous avons : le nettoyage du mercure liquide indépendant et la mise sous emballage étanche à l'air, des déchets contenant du mercure.

680. Il n'y a pas d'étude connue sur les émissions dans l'air provenant des chambres à piles et ne passant pas par les cheminées, sur une période de fonctionnement pleinement représentative et continue, y compris notamment toutes les actions invasives de maintenance périodique et les éventuels dysfonctionnement des équipements. Il faudrait noter que pour avoir des résultats représentatifs, les émissions issues des chambres à piles doivent être estimées en mesurant la vapeur de mercure au-dessus des équipements de production, au sein du courant d'air thermique émanant des équipements de production soumis à la chaleur.

681. La description détaillée du mode opératoire des méthodes destinées à la prévention des émissions fugitives dans l'air a été gracieusement développée par les entreprises américaines de production de chlore et de soude caustique. Leurs procédures sont disponibles sur le site <http://www.usepa.gov/Region5/air/mercury/hgcontrolguidance-final.pdf> . Ces procédures sont d'une valeur potentielle pour les usines, toutes nationalités confondues.

682. Les Déchets solides. Beaucoup de déchets solides produits sont contaminés par les mercures. Le niveau de sécurité dans la gestion des déchets solides varie et peut inclure le traitement sur site, à travers des procédés de récupération du mercure, l'utilisation de décharge pour déchets dangereux ou la pratique de la décharge sur site ou sur décharge publique. Entre autres déchets solides générés nous avons: les sédiments contenus dans les eaux usées (décrit ci-dessous), et divers déchets non spécifiques dont notamment le graphite provenant des décomposeurs, les dépôts contenus dans les bassins des chambres à piles et le charbon usé des dispositifs d'absorption. Divers autres déchets contaminant de plus grande envergure sont éliminés, notamment matériel, équipements de protection, tuyauterie et équipements.

683. Une partie du mercure contenu dans les déchets solides peut être récupéré et recyclé dans le processus de production – souvent comme partie intégrante des installations de production sur site. Par exemple, aux USA, 9 usines de pile à l'oxyde mercurique (sur 12) sont dotées d'un dispositif de récupération du mercure sur site. Le dispositif le plus courant est la récupération thermique (stérilisation en autoclave) par lequel les déchets contenant du mercure sont chauffés pour faire volatiliser le mercure qui est condensé puis récupéré et ensuite réutilisé comme intrant dans le processus de fabrication de pile à l'oxyde mercurique (US EPA, 2002b). Cependant, ce procédé ne permet de capturer la totalité du mercure. Une partie du mercure est rejetée dans l'air à travers les dégagements gazeux. D'autres usines utilisent un procédé chimique ou un procédé par bain de purification (US EPA, 2002b). De plus, dans d'autres pays et régions les usines peuvent ne pas utiliser de telles méthodes de traitement des déchets. Dans ces cas, les rejets issus des déchets solides peuvent être considérables.

684. De plus, certains déchets solides (contenant du mercure) sont générés à travers le processus de récupération du mercure. Par exemple, le processus de stérilisation en autoclave produit des cendres de cornue qui contiennent généralement de faibles quantités de mercure. D'autres procédés de récupération comme les procédés chimiques dans lesquels le sulfure de mercure et le mercure élémentaire sont transformés en chlorure de mercure génèrent également des déchets solides (US EPA, 2002b).

685. Le mercure dans les produits. Les produits caustiques contiennent de faibles quantités de mercure, sous forme de chlorure de mercure qui contient une pression de vapeur relativement faible.

Par conséquent, les émissions dans l'air sont minimales. La concentration dans les flux caustiques sortant du décomposeur sont de l'ordre de 3 à 15 ppm (ces valeurs peuvent refléter la situation qui prévaut au USA). Le mercure est éliminé par refroidissement et filtration. Certaines eaux usées contenant du mercure sont issues de ce processus qui d'habitude dépend du traitement approprié des eaux usées. Le mercure résiduaire contenu dans le produit caustique est probablement faible comme d'habitude. Par exemple, aux USA les produits caustiques ont généralement des niveaux d'environ 0,06 ppm (US EPA, 2002b). Environ, 2,26 tonnes métriques de 50% de soude caustique sont produites pour chaque tonne de chlore produit (Eurochlor, 1998). Le gaz de chlore a normalement des niveaux inférieurs à 0,03 ppm.

686. Bien que le mercure soit rejeté comme produit contaminant, les niveaux semblent bas aux USA, si l'on en croit les données disponibles (US EPA, 1997b). Cependant, dans d'autres pays les teneurs dans ces produits pourraient certainement être supérieures, si des procédés de purification et d'épuration similaire n'étaient pas utilisés. La quantité de mercure perdue dans ces produits peut être estimée en multipliant la quantité de produit par la teneur estimée du produit en mercure.

687. Les Eaux Usées. Les usines de pile à l'oxyde mercurique génèrent divers flux de déchets aqueux contenant du mercure, lesquels sont souvent traités par système de traitement d'eaux résiduaires. Ces eaux résiduaires proviennent de diverses sources, allant des eaux usées provenant du lavage des chambres à piles et des activités de nettoyage aux fluides ou déchets issus du concentré d'eau usée résiduaire et de l'eau de lavage provenant des équipements de filtration utilisés dans la purification caustique (US EPA, 2002b). Aux USA, beaucoup d'usines utilisent par exemple un procédé convertissant le mercure contenu dans les déchets en sulfure de mercure qui a une très faible pression de vapeur. Le sulfure de mercure est éliminé des eaux résiduaires par voie de précipitation et de filtration. Le produit final obtenu est un sédiment essentiellement constitué d'un gâteau de filtration de sulfure de mercure. Aux USA, ce sédiment doit être traité selon la réglementation sur les déchets dangereux qui minimise les rejets. Si une usine donnée n'utilise pas un procédé efficace de traitement des eaux usées et des sédiments, les rejets de mercure à travers les eaux usées peuvent sans doute être considérables.

688. Les Autoclaves. Aux USA, 3 unités de récupération de mercure utilisent des fours autoclaves. L'unité la plus performante traite les gaz d'échappement à l'aide d'un dépoussiéreur par voie humide et d'un condenseur suivi d'un absorbeur au charbon. En s'appuyant sur les 134 essais menés au niveau de cette installation sur la teneur en mercure du gaz final émis, les 3 plus grandes valeurs ont été 20,4, 22,1, et 26,4 mg/m³ (US EPA, 2002b). Aux USA, deux usines utilisent des fours rotatifs à autoclave. Les données recueillies auprès d'une de ces usines indiquent une concentration de mercure dans les émissions dans l'air de l'ordre de 1,4 mg/m³ à 6,0 mg/m³, avec une moyenne de 2,8 mg/m³ provenant de ces autoclaves. Aux USA, une usine utilise un four à sole. La concentration est de l'ordre de 0,2 à 10,8 mg/m³, avec une moyenne de 1,6 mg/m³ pour cette unité (US EPA, 2002b).

Tableau-87 *Aperçu des procédés, équipements ou activités au niveau des usines de chlore et de soude caustique, susceptibles d'avoir des rejets considérables de mercure, et des milieux de réception potentiels*

Source de rejet (procédé, équipement ou activité) *1	Air	Eau	Sol	Produit	Source Spécifique de Déchets
Flux d'hydrogène	X	x		x	x
Air de ventilation de la boîte d'extrémité	X				x
Air de ventilation de la chambre à piles	X				x
Rejets fugitifs, spécialement de la chambre à piles	X		x		x
Unité de récupération du mercure	X				X
Eaux usées (issue du lavage de la salle à pile, du dispositif de saumure, de la purification caustique et autres activités)	X		x		X
Déchets solides et sédiments issus du traitement des eaux usées	X		X	X	X
Gaz de chlore, NaOH, KOH vendus				X	

Notes: *1 La quantité et le type de rejets pour chacun de ces procédés, équipement ou activités dépendent

du niveau de contrôle appliqué, les méthodes de traitement, management pratiques, et d'autres facteurs;

X - Voie de rejets, envisagée comme prédominant pour la sous-catégorie;
x - Voie de rejets, supplémentaire à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local.

5.4.1.3 Discussion sur les absorptions de mercure

Tableau-88 *Aperçu des données d'activité et des types de facteur d'absorption de mercure nécessaires pour estimer les rejets issus de la production de chlore et de soude caustique à partir de la technologie mercurique*

Données d'activité, nécessaires	Facteur d'absorption de mercure
Quantité de chlore (ou NaOH) produit (ex, tonnes métriques Cl ₂).	Quantité d'absorption de mercure par unité de chlore (ou NaOH) produit (g Hg par tonne métrique Cl ₂).

689. De grandes quantités de mercure sont utilisées comme intrants par l'industrie. Par exemple, en 1996, la consommation annuelle aux USA était d'environ 136 tonnes métriques de mercure pour 14 usines. La consommation totale de mercure (intrant) par cette industrie a été estimée à 1344 tonnes métriques en 1996 (Sznoppek et Goonan, 2000, selon PNUE, 2002). Normalement, plusieurs tonnes de mercure sont encore utilisées dans ces installations. Au cours de l'année 2002, 39 usines de l'Europe de l'Ouest ont déclaré à OSPAR une consommation totale de mercure égale à 109 tonnes. Neuf usines aux USA ont déclaré une consommation totale de 30 tonnes, pour la même année. Pourtant, ces usines ont suivi le programme de gestion du mercure

pendant des années. Il est vraisemblable que les usines de certains autres pays peuvent avoir expérimenté une capacité de consommation supérieure (Anscomb, 2004)

690. Les usines de chlore et de soude caustique présentent de grandes différences sur le plan de la quantité de mercure utilisée comme intrant par unité de produit (gaz de chlorure ou Cl_2). Cet intrant est généralement exprimé en gramme de mercure par tonne métrique de Cl_2 (g Hg/tonne métrique Cl_2) ou grammes de mercure par tonne métrique de caustique (g Hg/tonne métrique de caustique; pour la conversion entre base Cl_2 et base caustique, le facteur suivant peut être utilisé: Hg utilisé par tonne métrique de caustique produit = [g Hg/tonne métrique NaOH] = [g Hg/tonne métrique Cl_2]/1.128]; Selon la Commission Européenne, 2001b, p.7). Cet intrant de mercure est nécessaire pour remplacer la quantité de mercure “perdue” par unité de Cl_2 produit. Par conséquent, cet intrant pourrait aussi être considéré en terme de g de mercure perdu par Cl_2 produit. Les installations plus performantes dotées de technologie de production de pointe et de pratiques de classe mondiale utilise comme intrant environ 6 grammes de mercure élémentaire par tonne de chlore produit (6 g Hg/tonne métrique Cl_2). Les installations utilisant des techniques de production et des pratiques moins efficaces consommeront plus de mercure par tonne métrique de chlore produit. Par exemple, en Inde les installations ont utilisé en moyenne 125 g Hg/tonne métrique de Cl_2 en 1999 (Srivastava, 2003). Au cours de l’année 2002, cela a semble t-il été réduit à environ 80 g Hg/tonne métrique de Cl_2 , soit un taux de consommation similaire à celui des usines des US au milieu des années 90, avant qu’ils ne mettent en place des actions supplémentaires de gestion du mercure (ils ont eu un rendement de plus de 70% de réduction dans la consommation de mercure, soit environ 22 g Hg/tonne métrique Cl_2 durant l’année 2002). Pour d’autres perspectives, deux usines en Russie ont déclaré une consommation de 250 et 580 grammes de mercure par tonne métrique de produit (Treger à Lassen *et al.*, 2004), soit un taux de consommation qui n’est pas différent de celui des usines de l’Europe de l’Ouest et de l’Amérique du Nord, avant 1970 (Anscomb, 2004).

691. En 1990, l’intrant moyen pour les installations américaines était d’environ 75 g Hg/tonne métrique de Cl_2 . Cependant, après environ une décennie d’efforts substantiels pour réduire les rejets (en grande partie focalisée sur l’adoption de meilleures pratiques visant à prévenir les émissions fugitives), les installations américaines utilisent présentement en moyenne 18 g Hg/tonne métrique Cl_2 .

692. Le taux d'activité (ou quantité de chlore produit par an) varie également selon les usines de chlore et soude caustique. Par exemple, aux USA sur les 12 usines existant en 1997, le taux d’activité le plus élevé était de 234 056 tonnes métriques de chlore par an alors que le taux le plus bas était de 43110 tonnes métrique de chlore par an, la moyenne étant 121615 tonnes métrique par an.

5.4.1.4 Exemples de rejets de mercure et déchets/résidus

693. Comme nous l’avons précédemment dit, la quantité de mercure rejetée dans chaque voie dépend du type de technologie utilisée, de l’aptitude des pratiques de gestion à limiter et prévenir les rejets, et d’autres facteurs. Le plus important rejet pour le mercure qui est consommé peut être l’accumulation à l’usine des déchets solides et des émissions dans l’air qui sont difficiles à quantifier. Si l’on en croit les expériences aux USA et en Europe de l’Ouest avant 1970, dans certaines usines, le mercure pourrait vraisemblablement connaître des pertes considérables dans l’eau et les produits (Anscomb, 2004).

694. Les données relatives aux rejets de mercure des usines de chlore et de soude caustique en France, indique que 3 à 14% des intrants de mercure sont rejetés dans l’air, 16 à 90% sont rejetés à travers les déchets solides (ou les autres types de déchets semi solides comme les boues), 10 à 70% des pertes sont considérées comme des pertes internes (les rejets qui ne sont pas comptabilisés parmi les autres voies de rejet) et moins de 2% sont rejetées vers les 3 autres voies (évacuation d’eau, sol, et produits) (OSPAR, 2002).

695. Si l'on en croit les données communiquées à la section de l'Inventaire des Rejets Toxiques (TRI) de US EPA pour l'année 2001, (qui apparemment n'intègre pas les pertes internes) environ 26 à 67% des rejets déclarés sont émis dans l'air, environ 32 à 73% des rejets à travers les déchets, et moins de 2% vont dans l'eau et le sol (US EPA, 2003d). Si les pertes internes étaient incluses, ces valeurs de pourcentage seraient plutôt plus faibles. Mais les données du TRI donnent des informations utiles sur la magnitude relative des rejets dans les milieux choisis.

696. Les estimations d'émission atmosphérique ont été développées aux USA en s'appuyant sur les essais de flux d'hydrogène, effectués sur les gaz d'échappement et conduits des boîtes d'extrémité dans 10 usines. Les valeurs sont de l'ordre de 0,067 grammes de mercure par tonne métrique de chlore produit (0,067 g Hg/tonne métrique Cl₂) à 3,41 g Hg/tonne métrique Cl₂. La moyenne pour les cinq usines, les plus performantes était 0,14 g Hg/tonne métrique de Cl₂. De plus, 2 des usines américaines n'étaient pas dotées de système de ventilation au niveau des boîtes d'extrémités. Pour ces 2 usines, les essais ont été uniquement menés sur les flux d'hydrogène. Les 2 valeurs étaient 0,033 g Hg/tonne métrique Cl₂ et 0,17 g Hg/tonne métrique Cl₂, la moyenne étant 0,1 g Hg/tonne métrique Cl₂. US EPA a des facteurs d'émissions pour les éléments d'évacuation de l'hydrogène et les boîtes d'extrémités. Ces facteurs peuvent être utiles dans l'estimation des émissions provenant de certaines sources, cependant, ces facteurs sont basés sur des essais menés en 1973 au niveau de 2 usines seulement, lesquels sont donc considérablement limités (voir US EPA, 1997a pour les détails). De nouvelles études menées aux USA indiquent que les rejets de mercure dans l'atmosphère ayant été mesuré sont fortement conditionnés par l'endroit de la chambre à pile où les échantillons d'air ont été prélevés.

697. Les facteurs d'émission relativement bas déclarés ces dernières années (notamment des UE et des USA), ne sont pas considérés comme applicables à large échelle (dans une perspective régionale/mondiale) parce que les installations dans certains autres pays/régions rejettent plus de mercure par tonne métrique de chlore produit (ou par tonne métrique d'hydroxyde de sodium produit) que les installations typiques des USA et de l'UE (PNUE, 2002).

698. Treger communique (dans Lassen *et al.*, 2004) les bilans de masse du mercure pour les quatre usines de piles à l'oxyde mercurique restant en Russie en 2002, voir tableau 5-89.

Tableau 89 *Bilan massique du mercure pour les usines de piles à l'oxyde mercurique de la Fédération Russe en 2002 (Treger dans Lassen et al., 2004)*

Usine	Consommation de mercure, g/tonne métrique de capacité Cl	Mercure acquis, tonne métrique *1	Emissions dans l'atmosphère, tonne métrique	Déversement dans les corps d'eau, tonne métrique	Quantités non comptabilisées, tonne métrique	Déversement sur décharge, tonne métrique	Pertes par les produits de consommation, tonne métrique
1	251	15,1	0,15	0,0001	0,015	14,9	0,03
2	52	7,3	0,39	0,0008*	4,5	1,4	0,08
3	42	10,0	0,44	0,0001	4,2	0,007	0,02
4	582	70,8	0,24	Pas de données	47,6	22,9	0,08
Total	-	103,2	1,22	>0,001	56,3	39,3	0,22

Notes: * Dans le circuit d'eau (mares -évaporateurs);

*1 La quantité de mercure achetée peut différer de la consommation de mercure pour la même année en raison des variations internes de stock.

699. Dans le tableau 5-90 les mêmes données provenant de la Russie, sont converties en distribution relative de rejet.

Tableau 5-90 Installations russes de fabrication de chlore et de soude caustique, 2002, rejets totaux et distribution des rejets en pourcentage de rejet déclaré (d'après Treger in Lassen et al., 2004)

Usine	Somme des rejets + quantités non comptabilisées, tonne métrique Hg	Part, dans l'air	Part, dans l'eau	Part, dans les produits	Part, dans les décharges	Part, quantité non comptabilisée
1	15	0,01	0,000007	0,002	0,99	0,001
2	6	0,06	0,0001	0,01	0,22	0,71
3	5	0,09	0,00002	0,004	0,001	0,90
4	71	0,003	Pas de données	0,001	0,32	0,67
Total	97	0,013	0,00001	0,002	0,40	0,58

700. Les données concernant les usines russes utilisant des piles à l'oxyde mercurique, fermées dans les années 1980 et 1990 indiquent que la quantité de mercure dans le sol du site d'emplacement de ces usines pourrait être considérable (Treger in Lassen *et al.*, 2004). Les fuites, les pertes en cours de manipulation, ainsi que le stockage sur site des déchets de mercure, ont induit la présence de ce mercure.

701. Le nettoyage des sites d'usines de chlore et de soude caustique aux USA, fermées ou encore en opération peut susciter des difficultés considérables, notamment la contamination de la nappe par le mercure ; celle des eaux de surface, des sols et sédiments, des débris, ainsi que les stocks de mercure élémentaire (voir <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/mercury/cleanup.htm> ; Southworth *et al.* (2004) ; Kinsey *et al.* (2004) ; Kinsey *et al.* (2004) ; ils ont tous été cités dans l'examen critique du NRDC, 2005).

702. Pertes globales de mercure. En dépit de la mise en place des dispositifs de récupération du mercure et de prévention adéquate des émissions, le mercure continue à se perdre. Il faut périodiquement ajouter du mercure au processus pour combler ces pertes. Les données recueillies par rapport aux émissions dans l'air, dans l'eau, les déchets et les produits ne sont pas souvent comptabilisées dans la quantité totale de mercure entrant dans le processus de fabrication de piles à l'oxyde mercurique, et même souvent un bilan massique non comptabilisés est communiqué pour mitiger cela. Relativement, certains rejets de mercure peuvent faire l'objet de mesure (déversement dans l'eau, les produits, émission par les émanations de cheminée). Les autres estimations de rejet de mercure ne sont pas encore tout à fait mesurées ou quantifiables (la masse de mercure adhérent aux débris métalliques contenus dans les déchets solides, les émissions fugitives dans l'air et l'accumulation de mercure au niveau des usines). Du fait des incertitudes liées à la quantification de certains rejets, il est possible d'évaluer la performance globale d'une usine par la performance métrique de consommation de mercure par tonne métrique de produit fini. Ceci est une mesure holistique englobant tous les modes de consommation de mercure durant le processus de production. Il est relativement pertinent en s'appuyant simplement sur les données économiques sur le mercure utilisé pour remplacer le mercure consommé durant la production. La corrélation de la consommation de mercure avec la tonne métrique de produit permet de faire une comparaison directe entre les usines d'un même pays, entre ceux de différents pays, cela étant un moyen de faire des ajustements en fonction de la taille des différentes usines (Anscomb, 2004). Dans certains cas, où une évaluation d'une telle qualité n'est pas possible, les indications relatives

par exemple aux émissions fugitives peuvent être obtenues à travers les mesures faites à l'aide des instruments de surveillance du mercure.

5.4.1.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution des rejets

703. Si l'on en croit les informations compilées ci-dessus, concernant les absorptions et les rejets, ainsi que les principaux facteurs déterminant les rejets, l'utilisation par défaut des facteurs préliminaires d'absorption et de distribution de rejet ci-dessous, sont suggérés dans les cas où des sources spécifiques de données ne sont pas disponibles. Il est précisé que les facteurs par défaut suggérés dans ce projet de Toolkit expérimental sont basés sur une base de données insuffisante, et ainsi devraient être considérés comme préliminaires donc susceptibles d'être révisés à mesure que la base de données s'agrandira. Ainsi, ces facteurs par défaut résultent des appréciations d'un expert sur la seule base de données récapitulées, et à présent aucune approche quantitative (ex consommation – concentration mesurée et dérivation de facteur de distribution) n'est intervenue dans le développement des facteurs.

704. L'objet primaire de l'utilisation de ces facteurs par défaut est d'obtenir une première impression sur le fait que la sous-catégorie constitue une source importante de rejet de mercure au niveau du pays. D'ordinaire, il pourrait être nécessaire d'affiner davantage les estimations de rejet (après calcul sur la base de facteurs par défaut) préalablement à toute action d'envergure menée sur la base des rejets estimés.

a) Facteurs d'absorption de mercure par défaut

705. Les facteurs d'absorption adéquats devant être utilisés pour calculer les rejets vont varier en fonction des dispositifs de contrôle en place, des techniques antipollution et des pratiques de gestion utilisée. Les données et informations spécifiques de site sont préférables. Toutes les informations disponibles concernant l'usine soumise à une évaluation devraient être utilisées pour déterminer les facteurs d'absorption les plus appropriés.

706. S'il n'y a aucune information sur la consommation de mercure par capacité de production, une première estimation peut être menée sur la base des facteurs par défaut choisis dans le tableau 5-91 ci-dessous (sur la base des données présentées dans le paragraphe). Etant donné que les facteurs de consommation varient beaucoup, il est recommandé de calculer et rapporter les intervalles d'absorption de mercure dans ces catégories de source. Les facteurs minimums par défaut ont été établis pour indiquer une estimation minimale d'absorption de mercure dans la catégorie de source (non pas le minimum absolu), et le facteur maximal donnera une estimation maximale (non pas le maximum absolu).

Tableau 5-91 Facteurs préliminaires d'absorption par défaut pour estimer les rejets par les usines de chlore et de soude caustique

Procédé	Facteurs d'absorption par défaut; g de mercure par tonne métrique de chlore produit; (minima - maxima) *1
Production de chlore et de soude caustique à l'aide de piles à l'oxyde mercurique	25 - 400

Notes: 1* L'intervalle a été défini en guise de tentative pour signaler l'éventuelle magnitude de l'absorption de mercure dans les usines de chlore et de soude caustique, dans des cas où aucune information sur les caractéristiques réelles du dispositif de gestion du mercure n'est disponible. Les absorptions de mercure inférieures à 25 g Hg/tonne métrique de chlore produit devraient vraisemblablement dans une perspective globale être qualifiées d'excellente gestion du mercure, tandis que les absorptions supérieures à 400 g Hg/tonne métrique de Cl₂ (582 g/tonne métrique)

pour 2002 ont été communiqués et peuvent être valables pour d'autres endroits du monde. L'absorption de mercure peut également être exprimée en grammes de mercure par tonne métrique de caustique (g Hg/tonne métrique de caustique); pour la conversion entre une base Cl₂ et une base caustique, les facteurs suivant peuvent être utilisés: Hg utilisé par tonne métrique de caustique produit = [g Hg/tonne métrique NaOH] = [g Hg/tonne métrique Cl₂)/1.128]; D'après la Commission Européenne, 2001b, p.7).

b) Facteurs de distribution par défaut des rejets de mercure

707. Les facteurs de distribution appropriés devant être utilisés dans le calcul des rejets varieront en fonction des dispositifs de contrôle en place, des techniques antipollution et des pratiques de gestion utilisées. Les données et informations spécifiques de site sont préférables. Toutes les informations disponibles concernant l'usine soumise à une évaluation devraient être utilisées pour déterminer les facteurs de distribution les plus appropriés. Il faudrait noter que les quantités de mercure " non-comptabilisées " sont souvent considérables, et peuvent en réalité dans certains cas constituer des rejets qui ne sont pas autrement quantifiés. La question est de voir si de telles quantités sont effectivement recyclées ou rejetées dans un site spécifique, si cela a une incidence suprême sur l'inventaire. Pour cette raison, deux scénarios optimum de rejet sont présentés. Dans le scénario supérieur, les quantités de mercure comptabilisées seront communiquées en même temps que les rejets de mercure recyclés ou traités. Dans le scénario inférieur, les quantités de mercure non comptabilisées sont présentées comme si elles avaient été rejetées à travers les voies de rejets précisées. En raison de l'incertitude et des conditions de production fluctuantes, ce scénario de rejet a été établi comme une option pour présenter les éventuels rejets de mercure. L'objet principal de ce scénario est de signaler d'éventuels rejets et ne prétend nullement être exact. Il revient à l'équipe chargée du développement de l'inventaire individuel de décider de la présentation qu'elle souhaite utiliser.

708. Si les données spécifiques de site et les autres informations importantes ne sont pas disponibles pour estimer la distribution des rejets vers les différents milieux de l'usines, alors les facteurs préliminaires de distribution par défaut suggérés présentés dans le tableau ci-dessous pourraient être utilisés pour estimer les rejets vers les différents milieux; Dans ce cas, il faudrait cependant préciser dans le rapport d'inventaire que les rejets effectifs pourraient bien être supérieurs en réalité.

Tableau5-92 **Facteurs** préliminaires de distribution des rejets de mercure issus des installations de production de chlore et de soude caustique

Phase du cycle de vie	Facteurs de distribution de rejet par défaut, part d'absorption de Hg					
	Air	Eau	Sol *1	Produits	Déchets banals	Traitement spécifique au secteur / élimination/ non comptabilisé
Production de chlore et NaOH/KOH grâce au procédé de pile à l'oxyde de mercure *2	0,1	0,01	0,01	0,01	?	0,87
Cl/NaOH/KOH produit à l'aide de pile à l'oxyde de mercure. – si les rejets envisagés ne sont pas comptabilisés *3	0,2	0,02	0,38	0,1	?	0,3

Notes: *1 Les rejets de mercure dans le sol peuvent être importants, et une partie du mercure non comptabilisé peut vraisemblablement être en effet rejeté dans le sous-sol du site de l'installation de mercure. Comme ces rejets ne sont généralement pas quantifiés, ils doivent cependant être représentés ici comme non comptabilisé;

*2 Les rejets de mercure spécifiques au secteur peuvent correspondre au recyclage ou à l'élimination sur site ou hors site du mercure. Le stockage ou l'élimination sur site ou hors site devrait être considéré comme rejet direct dans le sol. Dans ce scénario, les quantités "non-comptabilisées" sont également affectées à cette catégorie pour permettre la compatibilité avec les autres catégories de source figurant dans le rapport global sur les résultats d'inventaire ; il faudrait noter que les quantités de mercure "non-comptabilisées" sont souvent considérables, et peuvent dans certains cas être en effet des rejets qui ne sont pas autrement quantifiés. La question, de savoir si de telles quantités sont effectivement recyclées ou rejetées est d'une extrême importance pour l'inventaire.

*3 Dans ce scénario, les quantités de mercure non comptabilisées sont présentées comme si elles étaient rejetées à travers les voies de rejet mentionnées. En raison de l'incertitude et de la fluctuation des conditions de production, ce scénario de rejet a été formulé comme une option de présentation des rejets éventuels de mercure. L'objet principal de ce scénario est de signaler les éventuels rejets et ne prétend nullement être exact. Il revient à l'équipe chargée du développement de l'inventaire individuel de décider de la présentation qu'elle veut utiliser.

c) Liens avec d'autres estimations de sources de mercure

709. Aucun lien n'a été suggéré.

5.4.1.6 Principales données des sources spécifiques

710. La source spécifique de données la plus importante serait dans ce cas:

- Les données actuelles concernant la quantité de mercure utilisée par an au niveau d'une installation. Cela pourrait s'obtenir par les données relatives à la quantité de mercure achetée et/ou les intrants intervenant dans le processus pour l'année;
- Les données concernant la quantité de chlore et/ou de soude caustique produits par an au niveau des installations (tonne métrique Cl_2 par an);
- Les informations relatives aux types d'équipements de contrôle utilisés et la consistance des pratiques antipollution;
- Les données mesurées à partir des équipements de réduction des émissions appliqués sur la source (ou sources similaires avec des équipements et des conditions de fonctionnement très similaires);
- Les données d'essai et mesures actuelles concernant l'émission d'un g de mercure rejeté par tonne métrique de chlore produit pour différents points de rejet (flux d'hydrogène, aération des boîtes d'extrémité, aération des chambres à piles, etc.).

711. Voir également les conseils relatifs à la collecte de données dans la section 4.4.5.

5.4.1.7 Récapitulation de l'ensemble des approches utilisées pour estimer les rejets

712. Les facteurs d'absorption décrits ci-dessus avec les facteurs de distribution peuvent être utilisés pour estimer les rejets de mercure dans chacun des milieux (air, eau, sol, déchets, produits, ainsi que les traitements spécifiques au secteur/élimination/non comptabilisés) et la totalité des rejets. Par exemple, la moyenne estimative de la totalité des rejets (vers tous les milieux/voies) d'une installation aux USA peut être obtenue en multipliant le taux d'activité moyen (ex : 121 615 tonnes métriques Cl_2) par le facteur d'absorption minimal (25 g Hg/tonne métrique Cl_2). Cela donne une moyenne estimative de rejet total de mercure de 3 tonnes métriques de Hg par an pour les rejets "minimaux" vers l'ensemble des voies (y compris les pertes

non comptabilisées). Cependant, l'estimation exacte de la totalité des rejets individuels effectifs des usines aux USA et dans un autre pays, requiert la connaissance du taux d'activité d'une installation donnée et dans une mesure même plus importante, un facteur d'absorption représentatif (en g Hg par tonne métrique de Cl produit). De plus, l'estimation de rejets vers chaque milieu constitue une difficulté supplémentaire en raison de la variabilité et de l'incertitude concernant la distribution des rejets entre les différentes voies possibles (air, déchets spécifiques au secteur, eau, sol, produits et pertes internes).

713. Lorsque les données et/ou estimation de rejet de mercure sont disponibles, elles sont souvent exprimées en g Hg/tonne métrique Cl₂. Ensuite pour estimer la quantité des rejets annuels de mercure (pour une usine entière), le g Hg/tonne métrique Cl₂ est multiplié par la quantité totale de tonne métrique de chlore produit par an; d'après l'équation suivante:

$$\begin{array}{ccccccc} \text{g} & \text{Hg/tonne} & & \text{Tonne métrique} & & \text{g de mercure rejeté par} \\ \text{métrique Cl}_2 & & * & \text{Cl}_2/\text{an} & = & \text{an.} \end{array}$$

Ensuite, l'application des facteurs de distribution de rejet pourrait être utilisée pour estimer les rejets vers chaque milieu.

5.4.2 Production de VCM (monomère de chlorure de vinyle) catalysé au bichlorure de mercure (HgCl₂)

5.4.2.1 Description de la sous-catégorie

714. Deux procédés sont utilisés pour fabriquer le chlorure de vinyle: le procédé à l'acétylène utilise du chlorure de mercure catalysé avec du granulé de carbone et l'autre est basé sur l'oxy chloration de l'éthylène (sans usage de mercure). Aux USA une usine utilise le procédé au chlorure mercurique (US EPA, 1997a). Cependant, aucune information n'a été trouvée sur les mesures spécifiques de contrôle des émissions de mercure, issues de la production de chlorure de vinyle. Aucun facteur d'émission ni donnée d'essai n'a été trouvé non plus.

715. Dans la Fédération Russe, quatre entreprises utilisent le bichlorure de mercure. Le bilan de leur absorption et rejet, est présenté ci-dessous.

5.4.2.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et les rejets de mercure

Tableau5-93 Principaux rejets et milieux de réception de la production de VCM catalysée au bichlorure de mercure

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets Généraux	Traitement spécifique au secteur / élimination
VCM production	x	x				X

Notes: X - Voie de rejets, envisagé comme prédominant pour la sous-catégorie;
x -Voie de rejets supplémentaires à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local.

5.4.2.3 Discussion sur les absorptions et rejets de mercure

Tableau 5-94 *Aperçu des données de taux d'activité et des types de facteur d'absorption de mercure nécessaire pour la production de VCM catalysé au bichlorure de mercure*

Taux d'activité nécessaire	Facteur d'absorption de mercure
Production annuelle de VCM	Consommation de mercure (dans le catalyseur) par unité de VCM produit

716. Lassen *et al.* (2004) ont estimé le bilan massique total de la production de VCM catalysé au mercure, au sein de la Fédération Russe en 2002. Le tableau 5-95 récapitule les données.

Tableau 5-95 *Bilan massique estimé pour la production de VCM catalysé au mercure, au sein de la Fédération Russe en 2002 (Lassen et al., 2004)*

Absorptions	
Consommation annuelle de Hg catalysé, tonnes métriques/an	16
Production annuelle de VCM, tonnes métriques/an	130 000
Absorption de Hg en g, calculé par tonnes métriques de VCM produit, moyenne, arrondie	100-140
Distribution de rejet	Part
Catalyseur utilisé pour le recyclage externe	0,62
Acide à faible teneur en HCl vendu	0,37
Rejet direct dans l'air	0,003
Rejet direct dans les eaux usées	0,003

717. Une Convention d'OSPAR passée en 1985 (Décision 85/1) a défini des seuils recommandés de rejets de mercure en milieu aquatique à partir de la production de VCM catalysé égal à 0,05 mg Hg/l effluent, et 0,1 g Hg/tonne métrique de VCM produit. Ces valeurs peuvent certainement permettre d'indiquer l'ordre de magnitude des rejets de mercure de ce secteur dans l'eau en Europe de l'Ouest vers 1985, et elles correspondent au niveau présenté ci-dessus pour la production de VCM en Russie, en 2002.

5.4.2.4 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution de rejet

718. En s'appuyant sur les informations présentées ci-dessus à propos des absorptions et rejets enregistrés en Russie, l'utilisation des facteurs préliminaires d'absorption et de distribution de rejet par défaut ci-dessous est suggérée dans les cas où les sources spécifiques de données ne sont pas disponibles. Il est précisé que ces facteurs par défaut sont basés sur une base de donnée incomplète, et ainsi devraient être considérés comme préliminaires et susceptible de révision.

719. Le but primaire visé à travers l'usage de ces facteurs par défaut est d'avoir une première impression relativement au fait que la sous-catégorie est une source considérable de rejet de mercure dans le pays. D'habitude, les estimations de rejet doivent être davantage affinées (après calcul sur la base de facteurs par défaut) avant qu'une quelconque action de grande portée ne soit menée sur la base des estimations de rejet.

a) Facteurs d'absorption de mercure par défaut

720. Les données actuelles sur la consommation de mercure catalysé pour la production de VCM dans une installation donnée, conduira à une meilleure estimation des rejets. Si aucune information relative à la concentration de mercure dans les concentrés utilisés dans la phase d'extraction, une première estimation peut être formulée en utilisant les facteurs d'absorption par défaut choisis au tableau 5-96 ci-dessous (selon les données russes présentées dans cette section).

Tableau 5-96 **Facteurs** préliminaires d'absorption par défaut du mercure présent dans le catalyseur entrant dans la production de VCM

Matériaux	Facteur d'absorption par défaut; g mercure utilisé par tonne métrique de VCM produit;
Consommation de Hg dans le catalyseur utilisé dans la production de VCM	100 – 140

b) Facteurs de distribution de rejet de mercure par défaut

Tableau 5-97 **Facteurs** préliminaires de distribution de rejet de mercure par défaut suggéré pour la production de VCM catalysé au mercure *1

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Sol *4	Produits *3	Déchets généraux	Traitement spécifique au secteur / élimination *2
Proportion de l'absorption totale de mercure dans la production de VCM	0,02	0,02	?	0,36		0,60

Notes: *1 Uniquement basé sur les données nationales de la Fédération Russe; peut être associé à une grande incertitude;

*2 En Russie cela est un recyclage externe du catalyseur;

*3 Sous la forme d'une technologie de qualité inférieure l'acide HCl vendu dans un but restreint

*4 Les rejets dans le sol issus du stockage et de la manutention sur site ne peuvent pas être exclus.

c) Liaison à d'autres sources d'estimation du mercure

721. Aucune liaison suggérée.

5.4.2.5 Principales données de source spécifique

722. La donnée de source spécifique la plus importante serait dans ce cas:

- La consommation de catalyseur au mercure et la concentration de mercure dans le catalyseur; et
- Données des mesures sur la distribution entre l'ensemble des voies de données, de préférence basée sur une approche par bilan massique.

5.4.3 Production de l'Acétaldéhyde catalysé avec du sulfate de mercure (HgSO₄)

5.4.3.1 Description de la sous-catégorie

723. Le sulfate mercurieux peut être utilisé dans la production d'acétaldéhyde, malgré l'existence d'un procédé alternatif exempt de mercure. Tout au début du vingtième siècle le mercure était utilisé aux USA et des les autres pays pour la fabrication de acétaldéhyde. Ce procédé n'est plus utilisé aux USA, et n'est certainement non plus utilisé dans beaucoup d'autres pays. Cependant, les informations relatives à l'utilisation dans d'autre pays, de mercure pour la production d'acétaldéhyde ne sont pas encore disponibles (durant la rédaction de ce projet de rapport).

724. La phase liquide d'oxydation de l'éthylène à l'aide d'une solution catalytique de palladium et de chlorure de cuivre était d'abord utilisé à des fins commerciales, en 1960 aux USA et au cours de ces dernières années, plus de 80% de la production mondiale d'acétaldéhyde a été fabriquée par ce procédé. Le reste est produit par oxydation d'éthanol et hydratation d'acétylène. L'acétaldéhyde est produit par un nombre limité de compagnies à travers le monde. Aux USA, la production totale d'acétaldéhyde était en 1982 de 281 mille tonnes métriques. La production totale d'acétaldéhyde en Europe de l'Ouest était en 1982 de 706 mille tonnes métriques, et la capacité de production était estimée à environ 1 million de tonnes métriques. Au Japon, la production estimée en 1981 était de 323 mille tonnes métriques (Hagemeyer, 1978; IARC, 1985, selon OMS, 1995).

725. Les rejets potentiels de mercure provenant de ce type d'installation étaient bien illustrés par la fameuse tragédie de la pollution par le mercure survenue dans les années 1950 - 1960s dans la baie de Minamata, au Japon. Pendant 20 ans, une usine chimique a fabriqué de l'acétaldéhyde, utilisé pour fabriquer du plastique, de médicaments et parfum. Entre autres activités courantes, l'usine jetait les déchets contenant de grandes quantités de mercure dans la baie de Minamata. En conséquence de cette pollution, beaucoup de gens sont mortes ou ont été atteints d'incapacité permanente. En 1968, l'usine a cessé d'utiliser le mercure dans son processus de fabrication et arrêta également de déverser des déchets dans la baie. De nos jours, l'usine produit du cristal liquide, des préservatifs, de l'engrais et d'autres produits chimiques en utilisant une technologie sans danger pour l'environnement.

726. Un autre incident est survenu au Kazakhstan, où des rejets accidentels de mercure par une usine d'acétaldéhyde localisée dans la région de Karaganda, au centre du Kazakhstan a entraîné une grave contamination des régions environnantes et le fleuve Nour (référence: Management of Mercury Pollution of the River Nura, research at University of Southhpton, United Kingdom, disponible sur le site: <http://www.soton.ac.uk/~env/research/pollution/>).

5.4.4 Autres productions de produits chimiques et polymères catalysés avec des composés de mercure

5.4.4.1 Description de la sous- catégorie

727. Des rejets peuvent être causés par la production de polyuréthane. Aux USA, dans le passé, les catalyseurs utilisés dans la production de polyuréthane étaient, constitué de composés phényl-mercurique mais peut d'installations utilisent présentement ce catalyseur et les composés de phényl-mercurique ne sont plus produits aux USA (US EPA, 1997a).

728. L'acétate de vinyle peut aussi être produit en utilisant des sels de mercure comme catalyseur (référence: ATSDR, Profile Toxicologique pour l'acétate de vinyle).

729. Lassen *et al.* (2004) déclare que dans la Fédération Russe, le s sulfate mercurieux (II) était utilisé comme catalyseur dans la production de cube (1-amino anthrachion) colorants (/pigments), avec une consommation annuelle de plusieurs tonnes métriques de mercure catalysé, jusqu'en 2000.

5.4.4.2 Exemples de rejets de mercure et de déchets/résidus

730. Une Convention d'OSPAR passée en 1985 (Décision 85/1) a défini des seuils recommandés de rejets de mercure en milieu aquatique provenant des activités de l'industrie chimique choisies, impliquant la manipulation de mercure. Les seuils sont récapitulés dans le tableau 5-98. Ces valeurs peuvent certainement permettre d'indiquer l'ordre de magnitude des rejets de mercure dans l'eau, à partir de ces applications du mercure en Europe de l'Ouest vers 1985. Notons que la production de VCM est décrite dans la section 5.4.2 ci-dessus; Elle n'est mentionnée qu'à titre de comparaison.

Tableau5-98 *Recommandations de OSPAR par rapport aux seuils de valeur pour les rejets de mercure en milieu aquatique, à partir de la production des produits chimiques choisis (www.ospar.org, 2004)*

Activité	Seuils de valeur pour les rejets de mercure
Production de VCM avec catalyseur Hg	0,05 mg Hg/l effluent; 0,1 g Hg/tonne VCM capacité de production
Autre production de produits chimiques utilisant un catalyseur Hg	0,05 mg Hg/l effluent; 5 g Hg/kg Hg utilisés
Production de catalyseur Hg pour la synthèse du VCM	0,05 mg Hg/l effluent; 0,7 g Hg/kg Hg transformés
Fabrication des autres composés organiques et non organiques de l'Hg	0,05 mg Hg/l effluent; 0,05 g Hg/kg Hg transformés

5.5 Produits de consommation contenant intentionnellement du mercure

Tableau5-99 *Produits de consommation contenant intentionnellement du mercure: sous-catégories avec voies de rejet de mercure primaires et approche recommandée pour l'inventaire*

Chapitr e	Sous catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet s/ résidus	Principale approche de l'inventair e
Error! Refere nce source not found.	Thermomètres au mercure	X	X	X	X	X	OW
5.5.2	Interrupteurs électriques et électroniques, contacts et relais contenant du mercure	X	x	X	X	X	OW

Chapitr e	Sous catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet s/ résidus	Principale approche de l'inventair e
5.5.3	Sources d'éclairage contenant du mercure	X	x	X	X	X	OW
5.5.4	Batteries contenant du mercure	X	x	X	X	X	OW
5.5.5	Biocides et pesticides	X	X	X	X	X	OW
5.5.6	Peintures	X	x	x	X	x	OW
5.5.7	Produits pharmaceutiques pour l'homme et les animaux	X	x	x	x	X	OW
5.5.8	Produits cosmétiques et connexes		X		X	x	OW

Notes: PS = Approche point source par point source; OW = National/approche globale;
 X - Voie de rejets, envisagée comme prédominant pour la sous-catégorie;
 x -Voie de rejets, supplémentaire à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local.

5.5.1 Thermomètres au mercure

5.5.1.1 Description de la sous-catégorie

731. Les thermomètres au mercure ont traditionnellement été utilisés le plus souvent pour mesurer les moyennes de température. De nos jours ils sont de plus en plus supplantés par des thermomètres électroniques et d'autres types mais le niveau de substitution varie probablement d'un pays à l'autre. Plusieurs pays Européens ont déjà interdit l'utilisation de thermomètres et autres produits contenant du mercure, ce sont par exemple la Suède, le Danemark, la Hollande et la France. Aux Etats Unis, des efforts bénévoles sont menés conjointement par l'industrie et les associations pour réduire l'utilisation de mercure dans les thermomètres grâce à des substituts exempts de mercure. Plusieurs Etats des USA ont interdit l'utilisation de thermomètres au mercure et la plus part des grands détaillants ne les vendent plus (PNUE, 2002).

732. La majorité des utilisations qui demeurent encore peut être des thermomètres médicaux (température du corps à l'hôpital, dans les ménages, etc.), les thermomètres utilisés pour prendre la température ambiante, ceux utilisés dans les laboratoires chimiques, et pour le contrôle de certaines machines (gros moteurs diesel) et équipements industriels. Les thermomètres au mercure peuvent contenir entre 0,6 et plusieurs centaines de grammes/unité, selon l'usage (COWI, 2002 et US EPA, 1997a).

733. Dans la production de thermomètre en verre, les tubes sont généralement remplis de mercure dans une pièce isolée. Le procédé typique de remplissage de mercure se fait à l'intérieur d'une cloche en verre. Chaque lot de tube est placé dans un bac, les extrémités ouvertes, et le bac lui est placé sous la cloche en verre qui est rabaisée et scellée. Le mercure peut ainsi circuler à l'intérieur du bac soit à partir d'un dispositif fermé d'addition de mercure soit par remplissage manuel du réservoir. Un système de suction est utilisé pour aspirer le mercure dans les tubes. Après remplissage, le bas de tubes est manuellement enlevé de la cloche en verre. L'excès de mercure resté au fond du bac est purifié et transféré à nouveau dans le système d'addition de

mercure ou réservoir de remplissage. Aucune information spécifique sur les rejets de mercure dans cette étape n'a été relevée dans le document de référence; Cependant, de la vapeur de mercure peut éventuellement s'échapper dans l'atmosphère au cours du processus. L'excès de mercure dans le tube est expulsé des bouts ouverts par chauffage des extrémités distales arrondies des tubes, dans de l'eau chaude ou dans un bain d'huile. Les tubes sont coupés juste au-dessus de la colonne de mercure, et l'extrémité des tubes est scellée. Ces opérations sont normalement menées dans différentes stations de travail (Reisdorf et D'Orlando, 1984 et US EPA, 1984, selon US EPA, 1997a).

5.5.1.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et rejets de mercure

Tableau 5-100 Principaux rejets et milieux de réception durant le cycle de vie des thermomètres au mercure

Phase du cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets généraux	Traitement spécifique au secteur/élimination
Production	X	X	x	X		x
Utilisation	X	X	x			
Elimination	X		X		X	x

Notes: X - Voie de rejets, envisagée comme prédominante pour la sous-catégorie; x - Voie de rejets, supplémentaire à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local.

734. Les rejets peuvent se faire:

- 1) A travers la production de thermomètres au mercure (dans l'air, l'eau et le sol) en fonction de l'étanchéité des dispositifs de fabrication, de la manipulation et des procédures de travail au niveau des unités de production individuelle;
- 2) Par la cassure ou la perte de thermomètres (dans l'air, l'eau, le sol) pendant l'usage; et
- 3) Pendant l'évacuation des thermomètres après leur usage (directement dans le sol ou dans une décharge et ensuite dans l'eau et l'air), dépendant fortement des types et de l'efficacité des dispositifs de collecte des déchets et de procédures de manutention, employés.

735. Dans certains pays, une partie des thermomètres au mercure usagers est collectée en vue d'une manipulation sécurisée du mercure et de son éventuel recyclage.

i) Production

736. Selon une analyse faite par Barr (2001), il semble qu'aux USA, la proportion d'absorption de mercure rejetée en cours de production est infime (Barr, 2001). Les émissions de vapeurs liées à la purification et au transfert du mercure, sont d'habitude contrôlées grâce à une procédure de rétention, à la ventilation des émissions locales, à la réduction des températures pour réduire la pression de la vapeur, la ventilation avec apport d'air neuf ou l'isolation de l'opération par rapport aux autres aires de travail. Le diamètre intérieur du tube peut également être modifié pour réduire la quantité de mercure utilisée. La principale source d'émission de mercure, dans la production de thermomètres peut résider dans l'étape du remplissage du mercure (US EPA, 1997a).

737. Néanmoins, les émissions de mercure peuvent survenir à partir de diverses sources au cours de la fabrication de thermomètre. La plupart des procédures utilisées dans la production de thermomètres sont manuelles, en conséquence les émissions issues de ces procédures sont plus

difficiles à contrôler. Les plus importantes sources d'émission sont la purification et le transfert du mercure, le remplissage du mercure et les processus de chauffage (évaporation). Des émissions supplémentaires peuvent être causées par un renversement du mercure, la cassure d'un thermomètre, et d'autres accidents pouvant survenir durant le processus de production.

ii) Utilisation

738. Puisque les thermomètres sont scellés, les rejets de mercure n'interviennent pas au cours de l'utilisation des thermomètres, à moins que le thermomètre ne se casse ou ne se fissure. Comme le montre les pourcentages de cassure estimés plus loin dans ce chapitre, les Thermomètres se cassent souvent durant leur usage. Ces cassures peuvent induire une quantité de mercure élevée dans l'air ambiant, au niveau de la résidence, ce qui constitue des risques pour la population vulnérable, à savoir les petits enfants (Carpi et Chen, 2001). Une fois que le thermomètre se casse, le mercure est rejeté dans différents milieux, à savoir l'air (sous forme de vapeur), le sol et les eaux usées. Le thermomètre cassé peut également être jeté avec les déchets solides mais dans ce cas il est considéré comme une élimination de déchet (voir ci-dessous). La consistance des rejets vers chaque voie dépend des procédures de nettoyage et d'autres facteurs.

iii) Elimination

739. Certains thermomètres contenant du mercure peuvent être recyclés et le mercure recyclé en vue d'un usage ultérieur. Cependant, un grand pourcentage est éliminé avec les déchets solides de la municipalité, les déchets médicaux, les déchets dangereux ou éventuellement d'autres types de méthode d'élimination des déchets (brûler des barils, déversement informel, eaux résiduaires, etc.) (Barr, 2001). La portée de chacune de ces méthodes d'élimination varie sans doute considérablement d'un pays à l'autre. Dans certains pays de l'occident, la quantité collectée séparément et recyclée, a augmenté au cours de ces dernières années.

5.5.1.3 Traitement des s informations relatives au mercure

Tableau 5-101 *Programme des données du taux d'activité et de l'ensemble des facteurs de mercure nécessaire à l'estimation des émissions provenant des thermomètres a mercure*

Phase du cycle de vie	Données du taux d'activité nécessaire	Facteur quantitatif de mercure
Production	Totale consommation de mercure pour production de thermomètre *1	Kg de mercure émis par kg de mercure utilise dans la production, ou par kg de mercure dans les thermomètres fabriqués
Utilisation	Nombre de thermomètres à mercure consommés par année, par type et secteur	g de mercure par thermomètre fourni, par type et par secteur
Elimination	Nombre de thermomètres consommés par années, par type et secteur	g de mercure par thermomètre fourni, par type et par secteur

Notes: *1 En cas de non disponibilité, pour chaque type de thermomètre la quantité totale de mercure peut être estimée en se basant sur les facteurs par défaut.

i) Production

740. Dans la plupart des pays les thermomètres sont produits par quelques fabricants de thermomètre, s'il y en a. La quantité de mercure utilisée pour la production, le nombre de

thermomètres fabriqués le taux exact d'émissions provenant de la fabrication des thermomètres devraient être obtenu, de préférence, en se mettant en contact direct avec les fabricants, si possible. Dans certains cas on devrait pouvoir obtenir les émissions provenant de la fabrication de par les statistiques nationales sur l'environnement.

741. Au cas où des renseignements précis ne peuvent pas être obtenus, le nombre de thermomètres produits par année peut être obtenu à partir du bureau national des statistiques, et la quantité de mercure utilisée pour la fabrication peut être estimée en se basant sur les facteurs de mercure par défaut par thermomètre. Au cas où l'information précise sur le volume de production existe, mais que celles sur les estimations des émissions ne soient pas disponibles, une première estimation peut être opérée se basant sur les facteurs de distribution par défaut. Voir exemples de teneur en mercure par unité et facteurs de distribution suivants.

ii) Utilisation

742. Les pertes de mercure occasionnées par des cassures ou pertes pendant l'utilisation des thermomètres peuvent être estimées à partir de la consommation nationale de thermomètres à mercure et de la fraction estimée de thermomètres en utilisation qui sont cassés ou perdus en cours d'utilisation. La quantité de thermomètres à mercure en utilisation reflète la teneur en mercure et la quantité de consommation des années passées (durées de vie variant selon le type et l'utilisation). Si aucune donnée historique n'est disponible, en se basant sur les chiffres obtenus à partir de la consommation locale combinés aux jugements d'experts sur les tendances d'approvisionnement on peut obtenir une première information approximative.

743. La quantité exacte de thermomètres consommés peut être obtenue en contactant directement les fournisseurs (y compris les fabricants) ou à partir du bureau national des statistiques commerciales. Il est préférable que la consommation de thermomètres soit répartie en secteurs: secteur hôpitaux, domestiques, et industries/laboratoires. Il est presque impossible d'obtenir une répartition des secteurs en se basant uniquement sur les statistiques du commerce national, les renseignements nécessaires doivent être obtenus à partir des fournisseurs.

iii) Élimination

744. La quantité de mercure en émission est égale à la teneur de mercure dans le thermomètre neuf, multipliée par la quantité de consommation nationale pour ces mêmes thermomètres. À noter que la quantité de mercure éliminée pour l'ensemble des thermomètres reflète la quantité de mercure des années passées (durée de vie variant de quelques à plusieurs années, selon le type ou l'utilisation). Ceci est très important vu que les concentrations de mercure dans les thermomètres peuvent avoir diminué dans beaucoup de pays. Si aucune donnée historique n'est disponible, on peut se baser sur les chiffres obtenus à partir de la consommation normale, combinés aux jugements des experts sur les tendances d'approvisionnement pour obtenir une première information approximative. Il est préférable que la consommation de thermomètres soit répartie en secteurs: secteur hôpitaux, domestiques, et industries/laboratoires vu que le système d'élimination de ces trois secteurs est souvent différent.

745. Des exemples de teneur en mercure par type de thermomètre sont représentés dans le tableau 5-102. Les thermomètres médicaux contiennent aujourd'hui entre 0.25 et 1.85 g de mercure selon le type, le pays et la région. Il y a actuellement une tendance à l'utilisation de petites quantités de mercure dans les thermomètres et il peut y avoir plus de mercure dans les thermomètres rejetés que dans les nouveaux thermomètres. Les thermomètres utilisés pour mesurer la température ambiante contiennent en général un peu plus de mercure que les autres (de 2 à 5 g de plus). Une grande quantité de différents thermomètres en verre sont utilisés dans les laboratoires, dans l'industrie, et pour des cas spéciaux et on a noté que la quantité de mercure de ces thermomètres varie entre 0.3 et 48 g par thermomètre.

Tableau 5-102 Exemples de taux de mercure dans les thermomètres par type et par région (g de mercure par unité)

Type de thermomètre	Taux de mercure (g Hg/article)	Données par Pays/région	Remarques
Thermomètres	0.5-1.5	Union Européenne	Floyd <i>et al.</i> , 2002
	2	France	AGHTM, 2000
	1.85	Russie	Yanin, 2004
	0.61	USA	US EPA, 1992
	0.7	Canada	Environnement Canada, 2003a
	0.25	Danemark	Skårup <i>et al.</i> , 2003
Thermomètres domestiques	0.5-2.25	Union Européenne	Floyd <i>et al.</i> , 2002 Pas plus de détails sur l'utilisation
Temperature ambiante du thermomètre	2-5	Russie	Yanin, 2004
	2.25	USA	US EPA, 1992
	3	Canada	Environnement Canada, 2003a
Thermomètres à usage industriel et pour des cas spéciaux	10	Union Européenne	Floyd <i>et al.</i> , 2002
	3.9-7.4	Russie	Yanin, 2004
	5-200	Danemark	Maag <i>et al.</i> , 1996; Contrôle de gros moteurs diesel sur les bateaux
Thermomètres pour laboratoires	1.4-48	Russie	Yanin, 2004
Thermomètres pour tests de produits pétroliers	0.3-2.2	Russie	Yanin, 2004

5.5.1.4 Exemples de mercure dans les émissions et déchets/résidus

i) Production

746. Les données sur l'émission de mercure en fonction de la production de thermomètres aux Etats Unis semblent être très limitées. Un rapport de US EPA en 1993 présenté un facteur d'émission atmosphérique pour l'ensemble des fabricants d'instruments, de 9 kg de mercure émis dans l'air pour chaque tonne métrique de mercure utilisée (9 kg perdus/tonne métrique produite). On devrait utiliser le facteur émission avec une extrême prudence, cependant, puis qu'il est basé sur les résultats d'une étude réalisée dans les années 60, pas sur de réelles vérifications de données, et que ce facteur peut ne pas être applicable à la production de thermomètres. En plus, la

production d'instruments et les méthodes de contrôle du mercure utilisé dans la production d'instruments ont considérablement changé depuis la période de ces études (US EPA, 1997a).

747. Unilever nous informe que sur la période opérationnelle de 18 années de leur usine de fabrication de thermomètres en Inde, moins de 1% (10 kg/tonne métrique de mercure produit; basé sur la considération des pires cas possibles) se sont mélangés à l'atmosphère principalement par vaporisation (Unilever, 2003).

748. Peu d'information est disponible sur les autres émissions provenant de la production. D'après le rapport de l'agence Toxics Link (2003) il y aurait un taux de thermomètres cassés de 30-40 % pendant la production dans les fabriques d'instrument en Inde, bien qu'on déclare que quelques uns ont pu être récupérés par les fabricants. Les émissions peuvent se produire lorsque le mercure se divise, quand des Thermomètres se cassent, et en cas d'autres genres d'accidents pendant la phase de production. Ces émissions ne sont pas souvent comptabilisées et on ne peut les obtenir qu'à partir des détails de l'estimation de masse de la production de thermomètres.

ii) Utilisation et élimination

749. Les voies qu'empruntent les Thermomètres rejetés diffèrent selon leur utilisation pour les hôpitaux, l'usage domestique ou pour laboratoire/industrie.

750. Les Thermomètres sont en général mis à la poubelle pour cause de mauvais fonctionnement (la température annoncée est fausse) ou parce qu'ils se cassent. Dans certains pays comme les Etats Unis et la Suède, on se débarrasse de certains Thermomètres à travers un programme d'échange de Thermomètres où on échange les thermomètres à mercure contre des thermomètres électroniques. La quantité de thermomètres cassés mentionnés dans différentes études est très variable et dépend de l'utilisation des thermomètres, avec un taux supérieur noté avec les thermomètres médicaux utilisés à usage domestique.

751. Un taux de cassure de 5% fut mentionné en 1992 dans un rapport de US EPA (US EPA, 1992) basé sur une étude téléphonique faite en 1990 par les fabricants de thermomètres des Etats Unis d'Amérique.

752. Contrairement à tout cela Barr (2001) assume que 50% des thermomètres des Etats Unis sont cassés par les consommateurs par qu'il n'y a aucune raison de se débarrasser d'un thermomètre s'il n'est pas cassé. Barr explique que 20% du mercure finit dans les eaux usées après que les gens aient nettoyées l'endroit où se trouve le mercure déversé, et que 10% se perdent dans l'air par volatilisation. Le reste du mercure se partage entre les déchets solides municipaux, les déchets infectieux et ceux à recycler. Tous ces pourcentages ne sont que des estimations grossières que Barr a faites, se basant sur des données très limitées (Barr, 2001). Puisque de moins en moins de thermomètres sont utilisés dans les réglages cliniques, l'élimination sous forme de déchet infectieux représente un exutoire pour les thermomètres, de même que les cassures, les ordures solides municipaux, le recyclage, et les eaux usées (Barr, 2001). Barr (2001) estime que 88% des quelques thermomètres non cassés en utilisation au Minnesota en 1996 furent jetés dans les déchets solides municipaux, alors que 12% furent ramassés pour être recyclés.

753. Skårup *et al.* (2003) ne parle pas du taux de cassure mais estime que qu'environ 1/3 du mercure trouvé dans les thermomètres médicaux à usage domestique est rejeté dans les eaux usées après nettoyage du mercure renversé provenant des thermomètres cassés, la part restante est considérée comme étant distribuée plus ou moins également entre le mercure se trouvant dans les déchets solides municipaux et les déchets dangereux du Danemark. Le mercure des thermomètres utilisé dans l'industrie/laboratoires qui finit par être rejeté dans les déchets dangereux (à des fins de recyclage) est estimé à 90%, alors que 5% sont jetés aux ordures avec les déchets municipaux et les eaux usées, respectivement. Au Danemark le mercure provenant des thermomètres utilisés dans le secteur hospitalier est surtout rejeté comme déchet; que les thermomètres soient cassés ou non (Skårup *et al.*, 2003).

754. Floyd *et al.* (2002) assument que 5% des instruments et équipements de mesure à base de mercure de l'Union Européenne se cassent avant de terminer leur cycle de vie d'utilisation. Le taux de cassure est relatif à tous les équipements et le taux des thermomètres médicaux à usage domestique peut être plus élevé. On estime que 10% du mercure des équipements cassés est envoyé dans l'atmosphère, 20% va vers les égouts, 20 % est collecté pour être reconditionné et 50% est rejeté dans les déchets généraux. Concernant le mercure contenu dans les équipements de mesure et de contrôle de l'Union Européenne, Floyd *et al.* (2002) estime que 15% est collecté pour être reconditionné, 80% est rejeté sous forme de déchets solides et à 5% les cassures durant utilisation.

755. En France environ 90% du mercure des thermomètres est attribué au secteur hospitalier (AGHTM, 2000). La vie moyenne d'un thermomètre est estimée à 1-2 mois au maximum dans les hôpitaux et on signale que les thermomètres sont fréquemment cassés. Les auteurs supposent que dans 100% des thermomètres cassés la possibilité de reconditionnement pour ce mercure est presque inexistante, parce que les cassures ont souvent lieu dans des endroits d'un accès difficile et que le mercure se mélange souvent aux eaux usées quand les salles sont nettoyées.

756. Les thermomètres collectés à travers un programme d'échange de thermomètres sont normalement envoyés dans les usines de recyclage ou subiront un traitement de déchets dangereux.

5.5.1.5 L'influence des facteurs d'absorption et de rejet sur la distribution

757. Sur la base des exemples compilés ci-dessus mentionnés, nous proposons d'utiliser les facteurs d'absorption et de rejet préliminaires par défauts suivants dans les cas où les données précises provenant de la source ne sont pas disponibles. Nous soulignons que les facteurs par défaut proposés sont faits sur la base d'une base de données très limitée, et en tant que tels, on devrait les considérer comme préliminaire et sujet à des vues que les données tendent à croître.

a) Facteurs d'absorption de mercure par défaut

758. Des données correctes sur les niveaux du mercure dans les thermomètres particuliers conduiraient à de meilleures estimations des émanations.

759. Si aucun renseignement n'est disponible sur la quantité de mercure dans les thermomètres utilisés, une première estimation peut être effectuée en utilisant les facteurs par défaut du tableau 5-103 ci-dessous (basée sur les réglages de données présentes dans cette section). Compte tenu des variations incessantes des concentrations, il est recommandé de calculer et de rapporter les intervalles des absorptions de mercure de cette catégorie source. Le caractère bas de la fin des facteurs par défaut a été réglé pour indiquer une estimation finale minimale pour l'input de mercure de la catégorie source (mais pas au minimum absolu), et le caractère haut de fin de facteur va avoir comme résultat une estimation finale maximale (mais pas l'absolu maximum).

760. Notons que ces chiffres font référence aux thermomètres remplis de mercure seulement. En calculant les approvisionnements annuels en thermomètres, on devrait avoir à l'esprit que beaucoup de thermomètres qui ne sont pas à mercure sont en vente : thermomètres en verre à alcool ou alliages métal liquides, et thermomètres électroniques), donc des renseignements précis sur les approvisionnements en thermomètres à mercure sont nécessaires.

Tableau 5-103 facteurs d'absorption de mercure par type de thermomètre, par défaut

Type de thermomètres	Quantité de mercure (g Hg/article)
Thermomètres médicaux	0.5-1.5
Thermomètre pour température ambiante	2-5
Thermomètres industriels et pour cas spécifique (e.g. contrôle d'engins marins)	5-200
Divers thermomètres en verre avec Hg, incl. pour laboratoires	1-40

b) Facteurs de rejet par défaut existant dans distribution du mercure

761. Les facteurs de rejet dans l'air et provenant de la production sont basés sur les données d'Unilever décrites ci dessus. Les émissions de mercure vers les déchets et autres chemins d'évacuation ne sont pas connus.

762. Concernant l'élimination, les rejets dépendent énormément de la gestion de s ordures en pratique dans chacune des secteurs ou les thermomètres a mercure sont utilisés, et le facteurs par défaut indiqués ci-dessous sont des simplifications destinés a signaler des quantités substantiels de mercure peuvent se perdre de par ces chemins connus. Une quantification des chemins pris par ces déchets dans chaque secteur du pays donnera une image plus exacte des rejets de mercure de ce groupe de produit. Au cas ou aucune donnée quantitative exacte ne serait disponible, les facteurs de distribution indiqués sur le tableau ci-dessous peuvent être utilisés.

763. Notons que le tableau ne donne que les rejets des émissions directes vers l'environnement l'environnement et pour les catégories de déchets mentionnés. La finalité du mercure dans les déchets dépend fortement du scénario national/régional de traitement de déchets et des concepts de réduction d'émission impliqués. Pour les descriptions de ces problèmes voir les sections sur l'incinération de déchets généraux (section 5.8) et l'enfouissement (section 5.9).

764. Notons aussi que dans les facteurs de rejet par défaut de distribution mentionnés ici, les dépôts informels ou l'incinération des déchets sont une cause directe de dégagements vers l'air, la terre et l'eau. Evitez de compter deux fois, si les estimations de dégagements de mercure sont aussi faites séparément sans tenir compte des décharges informelles ou de l'incinération des déchets.

Tableau 5-104: output des facteurs **Préliminaires** de distribution de mercure par défaut relatifs à l'utilisation et l'élimination des thermomètres

Phase dans le cycle de vie	Facteurs de rejet par défaut dans de distribution part d'absorption Hg				
	Air	Eau	Terre	Déchets banals	Secteurs spécifiques traitement/élimination *1
Production *3	0.01	?	0.01	?	?
Pendant l'utilisation et l'élimination (état du traitement des déchets en vigueur dans le pays): *2					
Presque pas de ramassage séparé réservé aux thermomètres. En général tous les déchets subissent un traitement et un ramassage public.	0.1	0.3		0.6	
Presque pas de ramassage séparé des thermomètres. L'absence de ramassage ou le ramassage informel sont une pratique courante	0.2	0.3	0.2	0.3	
Ramassage séparé des thermomètres avec des taux élevés de ramassage. Presque tous les déchets généraux sont ramassés et traités publiquement	0.1	0.3		0.3	0.3

Notes: *1 Recyclage de mercure ou dépôt spécial, par exemple dépôts sécurisés dans les vieilles mines;

*2 les absorptions de mercure vers les dépôts sont égales aux quantités de mercure des différents types de thermomètres, combinées aux quantités de mercure des types de thermomètres respectifs déjà jetés. Si les données d'approvisionnement annuel des années passées pour les mêmes types de thermomètres sont disponibles, elles peuvent être utilisées comme approximations pour les quantités déjà jetées;

*3 Rejets partiel des absorptions du mercure fabriqué dans le pays. Si les quantités de mercures utilisées pour la production ne peuvent pas être obtenues, une approximation peut être faite de la quantité de mercure dans les produits fabriqués

c) Liens avec d'autres sources d'estimation du mercure

765. L'estimation des rejets des déchets collectés séparément et des déchets municipaux de cette section contribuent à une absorption de mercure dans les enfouissements (section 5.9) et à l'incinération de déchets (section 5.8).

766. L'estimation des outputs rejets à recycler de cette section contribue à une absorption du mercure à recycler (section 5.7.1).

5.5.1.6 Données principales de la source

767. Les données les plus importantes connues dans ce cas sont:

- Les chiffres de production domestiques pour les thermomètres contenant du mercure ;
- Consommation de thermomètres contenant du mercure dans le secteur hospitalier, domestique et laboratoires/industrie, respectivement; et
- Mise en place et efficacité des systèmes de gestion dans chacun des secteurs où les thermomètres à mercure sont utilisés.

768. Concernant la production domestique, le rejet relatif à la consommation et celui de la production de mercure peuvent représenter des renseignements confidentiels. Les volumes de production peuvent être obtenus à partir des statistiques de production nationale mais ils ne seront probablement pas divisés en secteurs de types de thermomètres.

769. La consommation des thermomètres contenant du mercure peut être disponible au bureau des statistiques de commerce national, mais il n'y aura sûrement pas de tableau de division en types et secteurs de thermomètres. Les renseignements sur les types de division devraient pouvoir s'obtenir à partir des fournisseurs.

770. Voir aussi conseils sur données de collecte en section 4.4.5.

5.5.2 Interrupteurs et relais électriques à mercure

5.5.2.1 Description de la sous-catégorie

771. Le mercure a toujours été utilisé (et continue de l'être) dans une variété d'interrupteurs et relais électriques. Des données provenant des USA indiquent que la consommation de mercure est significative pour ce groupe de produits (USA 2002). Dans certains pays, l'utilisation du mercure dans la composition des appareils électriques est en train d'être substituée durant les deux dernières décennies et on utilise des substances non mercure dans presque toutes les applications dans beaucoup de pays aujourd'hui. Cependant, l'état ou l'étendue des substances de substitution varient probablement d'un pays à l'autre. En plus, hormis l'état des substances de substitution, les interrupteurs et relais à mercure seront encore présents dans des années à venir à cause de la longue durée de vie de ces articles. Cette sous-catégorie représente un groupe très diversifié de produits aussi bien pour les différences dans les applications, la composition du mercure et sa durée de vie, que pour les appareils électriques ; et cela pourrait nécessiter des efforts substantiels pour estimer les apports en mercure à cette sous-catégorie. Les dernières études aux Etats-Unis démontrent qu'il n'existe pas de substance non mercure alternative pour les interrupteur/relais comparable ou supérieur au mercure par rapport aux coûts et fonctionnalités pour presque toutes les applications (Galligan *et al.*, 2003, tel que cité par NRDC dans ses commentaires à UNEP, 2005). En conséquence, un nombre croissant d'Etats en dehors des USA a mis en vigueur la législation prohibant le commerce des relais et interrupteurs à mercure.

772. La première fois qu'on a utilisé des éléments de mercure dans la fabrication d'appareils électriques c'était dans les interrupteurs avec contact, aussi désignés sous le nom d'interrupteurs silencieux. Un interrupteur avec contact à mercure est construit en ajoutant du mercure dans un tube en verre contenant un fil métallique de contact, et de sceller le tube. Une force mécanique extérieure ou gravité active ainsi le contact en le déplaçant d'une position initialement verticale à une position horizontale faisant couler le mercure d'un bout du tube à l'autre, produisant ainsi un conducteur pour le courant électrique. Les interrupteurs à contact sont surtout utilisés aux USA pour les cas d'interrupteurs encastrés dans les murs et pour les interrupteurs de thermostats en utilisation pour le chauffage domestique et commercial. Barr (2001) rapporte que les interrupteurs à mercure s'utilisent dans les thermostats depuis plus de 40 ans. Bien que les thermostats sans mercure soient disponibles, cependant, on rapporte qu'ils ne

sont pas aussi durables et résistants que les thermostats à mercure. Certains pays continuent à les utiliser, néanmoins. Des études aux Etats-Unis indiquent qu'aujourd'hui les interrupteurs sans mercure sont équivalents ou supérieurs aux modèles avec mercure à cause des améliorations faites sur les modèles sans mercure (Centre Lowell pour Production durable, 2003), (Maine DEP Order, 2003) et Bureau de la Protection de l'Environnement de Maine, 2004). Les thermostats avec interrupteurs à mercure sont encore présents dans le marché des USA comme en 2001 (Barr, 2001) et les thermostats à mercure continuent à être vendus dans les Etats-Unis comme en 2005, bien que le marché diminue d'environ 10% chaque année. Cette tendance s'accélère vu que les lois dans six Etats (et en attente dans d'autres) interdisant la vente des nouveaux thermostats à mercure sont appliquées (PSI, 2004). Les entrepreneurs travaillant dans les domaines du Chauffage, de la ventilation et de la climatisation sont les premiers consommateurs de ces appareils, qui sont probablement encore largement utilisés dans les maisons et autres bâtiments à travers le monde. Dans les voitures, les interrupteurs à contact sont encore très bien utilisés comme « lumières de commodité » comme ceux qui s'allument quand on ouvre une malle arrière. Ainsi, les petits interrupteurs sont utilisés pour déverrouiller le système de freinage (ABS) et activent les systèmes de contrôles de vitesse. Dans les voitures américaines produites en 1996, les interrupteurs pour lumières se comptabilisent jusqu'à 87% des 11.2 tonnes métriques utilisées, 12% pour ABS et 1% pour les contrôleurs de vitesse. (Griffith et al., 2001) Dans les systèmes ABS le mercure était principalement utilisé dans les systèmes pour voitures à 4 roues motrices. Les nouvelles voitures vendues aux Etats-Unis n'ont pas d'interrupteurs à mercure ni au niveau des lumières de commodité encore moins pour le système ABS, comme en 2003. Sur les voitures européennes le mercure continue à être utilisé depuis le milieu des années 1990 (Skårup et al., 2003).

773. Un type spécial d'interrupteur à contact est « l'interrupteur à flotteur ». Ils ont été typiquement utilisés pour les pompes de carters et les pompes de sentine pour activer et désactiver les équipements. L'armature du flotteur est reliée à la boîte de contrôle, qui contient l'interrupteur à contact à mercure. Le mouvement de l'armature tourne l'interrupteur en position marche ou arrêt. Au Danemark, en 1992, les interrupteurs flotteurs au mercure se comptent autour de 60% pour l'intégralité du mercure utilisé sur les interrupteurs et les relais (Skårup et al., 2003). Les interrupteurs de « niveau » utilisés pour mettre un courant électrique en marche ou arrêt en réponse à un mouvement mécanique (traditionnellement un tube en verre avec flotteur à mercure) peut être l'article le plus significatif compte tenu des quantités de mercure consommées. Les interrupteurs à contact à mercure se trouvent aussi dans de nombreux autres produits incluant les coffrets congélateurs, téléphones, dispositifs d'alarme sur les bateaux, machines à laver, certaines chaussures de sport clignotantes, lumières de contrôle sur les voies ferrées et ordinateurs portables.

774. À part l'utilisation des interrupteurs à mercure dans les thermostats ordinaires, le mercure est aussi utilisé pour deux autres types de thermostats. Un « accostat » est un thermostat en verre qui ressemble à un thermomètre et qui a deux connections électriques. Par expansion du mercure il allume/éteint le courant électrique.

775. Un autre type c'est les sondes de thermostat à mercure régulier, aussi connu sous le nom de détecteurs de flammes valve de sécurité pour gaz. La sonde de métal consiste en une ampoule métallique et un tube assez fin relié à la valve qui contrôle le gaz. Le mercure est à l'intérieur du tube et se dilate ou se contracte pour ouvrir ou fermer les valves. Les sondes sont couramment employées comme composantes des valves de sécurité qui préviennent la montée du gaz au cas où la lampe pilote ne s'allumerait pas sur plusieurs types avec mise à feu à gaz, tels que les chauffe eau, les fourneaux, les appareils de chauffage. Les fusibles thermiques au mercure sont bien utilisés dans les machines à café automatique et fer à repasser (Skårup et al., 2003).

776. Les relais sont des commutateurs contrôlés électriquement. De plus grands pistons ou relais utilisés dans les cas d'éclairage nécessitant un courant fort et dans le chauffage. Le relais utilise un piston métallique pour déplacer le mercure. Le piston est plus léger que le mercure donc il flotte à la surface. Quand il n'y a pas de courant sur la bobine, le niveau du mercure se situe en dessous du bout de l'électrode et il n'existe pas de chemin conducteur entre l'électrode central

isolé et la flaque de mercure. Quand le courant revient sur la bobine le piston plonge dans le mercure par attraction du champ magnétique et se met au centre du chemin électrique. Le relais du piston contient jusqu'à 400g de mercure (Environnement Canada, 2003b).

777. On trouve les relais à tige trempée dans les petits circuits d'appareils électroniques à faible voltage. Un relais à tige trempée est constitué d'une de verre encapsulée dont la base est immergée dans une flaque de mercure et l'autre bout capable de bouger entre deux ensembles de contacts (Galligan *et al*, 2003). Le mercure s'écoule en suivant le long de la tige par action capillaire, et trempe la surface de contact de la tige et celui des contacts stationnaires. Les relais à tige sont été d'abord utilisés dans les phases test, dans la calibration, et sur les instruments de mesure – c'est à dire des applications spécialisées: - la ou une résistance de contact est exigée pendant toute la durée du produit. La quantité de mercure pur chaque relais est précisément de 1-10 mg (Skårup *et al.*, 2003), et bien que les relais ont été beaucoup utilisés, la quantité générale de mercure contenue dans les relais électroniques a été relativement minime comparée à celle des interrupteurs à mercure décrites en haut. Les relais de contact à mercure avec un interrupteur similaire à ceux décrits sont peut être en utilisation, mais l'utilisation ne semble pas être généralisée.

5.5.2.2 Facteurs principaux déterminant les émissions et les rejets de mercure

778. Comme pour le cas d'autres produits contenant du mercure des émissions peuvent se produire dans cas suivants :

- 1) de la production d'interrupteurs à mercure et relais (vers l'air, l'eau et le sol) dépendant de la proximité des unités de production, et des procédures en vigueur sur le lieu même de travail des unités de production;
- 2) suite à une cassure ou perte provenant des interrupteurs (vers l'air, l'eau, et le sol) pendant l'utilisation de ces objets; et
- 3) pendant l'élimination des produits contenant des interrupteurs (ou des interrupteurs eux mêmes) après leur utilisation (directement vers le sol ou l'endroit de l'ensevelissement et par conséquent vers l'eau et vers l'air), le tout dépendant énormément de l'efficacité des techniques et procédures de collectes d'ordures (COWI, 2002).

Tableau 5-105 Principaux moyens d'émission et de rejet pendant la durée de vie des interrupteurs et relais à mercure

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets généraux	Secteur spécifique traitement/élimination
Production	x	x	x	X		x
Utilisation	x	x	x			
Elimination	X		X		X	X

Nota: X – Chemins d'émissions normalement prédominants pour cette sous-catégorie;
x - Chemins d'émission supplémentaires à tenir compte, dépendant de la d'une source spécifique et de la situation nationale.

i) Production

779. Pendant le procédé de fabrication d'interrupteurs électriques (pour mur et thermostat), il peut y avoir une émission de mercure pendant la soudure ou le remplissage, ayant comme

résultat un déversement ou une cassure lorsqu'on teste le produit ; la cause principale est donc un transfert de matériel (US EPA, 1997a). Voir US EPA (1997a) pour une description des procédés de production de ces appareils.

ii) Utilisation

780. Puisque le mercure est contenu dans une ampoule de verre bien scellée dans l'appareil, il ne peut pas y avoir d'émission pendant une utilisation normale (Environment Canada, 1999). Une fois l'interrupteur cassé, le mercure se répand partout : air (sous forme de vapeurs), terre, et eaux usées. Il arrive aussi que des interrupteurs cassés soient collectés avec les déchets solides, on les mettra dans la catégorie 'élimination'. L'étendue des émissions de chaque 'chemin' dépend des procédures de nettoyage et autres facteurs.

iii) Elimination

781. Compte tenu de la longue durée de vie des équipements et de la diminution sensible de la consommation en interrupteurs pendant les dernières années dans certains pays, il est indispensable de pouvoir obtenir des données relatives à la consommation passée. Afin de déterminer la quantité de mercure contenue dans les équipements jetés avec les déchets, une étude aux Etats Unis a estimé que 10% des interrupteurs sont rejetés après 10 ans d'utilisation, 40% après 30 ans et les 50% restant après 50 années (US EPA, 1992, tel que cité par US EPA, 1997b). Les interrupteurs à contact à base de mercure, utilisés dans les bâtiments (e.g. les interrupteurs muraux et ceux dans les thermostats) durent souvent 30 à 50 années, et souvent on ne les élimine que quand les bâtiments sont rénovés ou démolis (Environment Canada, 1999). Les interrupteurs et les relais dans les équipements électriques/électroniques et les voitures sont souvent éliminés lorsque les équipements ou voitures sont eux-mêmes éliminés et la quantité éliminée aujourd'hui reflète la consommation d'il y a 15 à 20 années.

782. Floyd *et al.* (2002), après avoir étudié la consommation dans l'Union Européenne, ont constaté qu'en pratique la durée de vie est relative à la durée même de l'équipement dans lequel est logé l'interrupteur, et ils estiment qu'en pratique la durée de vie est dans l'ordre de 5 à 10 années. Ceci en fait s'applique seulement aux types d'interrupteurs et relais autres que ceux utilisés dans les maisons et les voitures.

783. Etant donné que la tendance de consommation a significativement changé ces dernières années dans certains pays, on ne peut pas, aussi fiables que puissent être les suppositions, estimer avec certitude la quantité de mercure éliminée avec les produits rejetés sur la base de renseignements provenant de la consommation actuelle. Cependant, il est parfois possible d'estimer le nombre de thermostats à mercure rejetés annuellement sans utiliser les données de ventes passées en obtenant la quantité de thermostats de remplacement (tous genres) vendus annuellement (données fournies par les publications commerciales) et d'estimer le pourcentage de thermostats remplacés qui contiennent du mercure (PSI, 2004). Cette méthodologie pourrait être utilisée pour les autres produits de mercure dont les données de vente pour remplacement sont disponibles.

784. Sur la base des données sur la consommation passée, on devrait pouvoir estimer la quantité d'équipements accumulés par la société (équipements toujours en utilisation). La fraction représentant les équipements rejetés collectés pour une manipulation sécurisée du mercure dépendra largement de l'existence et de l'efficacité de campagnes de collectes spécifiques et de la pratique générale en cours pour le traitement des déchets d'équipements électriques et électroniques. La meilleure manière d'estimer la quantité totale de mercure contenue dans les équipements rejetés c'est de se baser sur les renseignements relatifs aux quantités collectées et l'estimation de l'efficacité même de cette collection. Dans certains cas il peut s'avérer utile d'opérer à des estimations sommaires sur la base de données correspondantes à celles des pays ayant des conditions similaires.

785. Dans certains pays il existe des campagne spécifiques pour collecter le mercure contenu dans les interrupteurs e.g." campagne sans mercure du Colorado – Programme de Recyclage de Thermostat " (DPHE, 2003). Ces campagnes pourraient significativement augmenter la quantité de mercure collectée puisqu'il n'y a pas en réalité une motivation économique assez puissante pour pousser les gens à recycler le mercure. Malheureusement, à l'exception de la campagne du Colorado et d'autres similaires constatées ailleurs, les efforts volontaires dans le territoire des Etats Unis ont produit jusqu'ici des résultats assez limités (PSI, 2004, tel que cité par NRDC dans ses commentaires à UNEP, 2005). Par conséquent, un nombre croissant d'Etats interdit les nouvelles ventes.

786. La quantité d'interrupteurs collectés pour recyclage dépendra surtout de la pratique et des conditions légales en vigueur concernant le traitement des déchets électriques et électroniques. Dans les pays de l'Union Européenne des mesures spécifiques seront mises en vigueur avant août 2004 pour la collecte de certaines pièces contenant du mercure, tels que les interrupteurs ou feux arrière de voitures.

787. Même dans les pays où il y a une collecte séparée, une partie des interrupteurs et des relais est éliminée avec les MSW et les déchets provenant des ferrailleurs et des sites de démolition.

788. Quant aux interrupteurs qu'on trouve dans les ordures qui finissent par les enfouissements protégés, une partie du mercure s'écoulera progressivement au fur et à mesure de la dégradation de la capsule. Il s'en suivra une évaporation dans l'atmosphère, et une petite partie finira dans les eaux usées (ou les eaux souterraines, s'il n'y a pas de membrane de protection sous l'enfouissement), et peut être même une plus grande partie s'il y a des travaux d'excavation en cours (ou même des changements climatiques/géologiques). Voir la partie Description des enfouissements/dépôts de la section 5.9.

789. Concernant les interrupteurs qu'on trouve dans les ordures qui finissent par être incinérés, presque tout le mercure s'évapore dans l'atmosphère lors de l'incinération, alors qu'une infime partie restera dans les résidus solides – et, dans certains cas dans les résidus de tuyaux nettoyés, et finit donc par prendre le chemin des enfouissements et autres dépôts, tel que décrit dans la section 5.8.

790. Dans les cas de déchets perdus et non collectés, ou de dépôts d'ordures négligés et non protégés, les pertes occasionnées passent directement à la terre.

5.5.2.3 Traitement des rejets de mercure

Tableau 5-106 Ensemble des données du taux d'activité et des types de facteurs d'émission nécessaires à l'estimation des émissions provenant des interrupteurs et des relais à mercure

Phase de cycle de vie	Taux d'activité nécessaire	Facteur d'émission de mercure
Production	Quantité totale de la consommation de mercure pour la production ou nombre d'interrupteurs et de relais produits par année (dans le pays) par type	Kg de mercure émis par kg de mercure utilisé dans la production ou par kg de mercure dans les interrupteurs produits
Utilisation *1	Données enregistrées du nombre d'interrupteurs à mercure* consommés par année	g de mercure par interrupteur fourni, par type et secteur

Phase de cycle de vie	Taux d'activité nécessaire	Facteur d'émission de mercure
Elimination *1	Données enregistrées du nombre d'interrupteurs à mercure consommés par	g de mercure par interrupteur fourni, par type et par secteur

Nota: *1 Si ces données ne sont pas disponibles, les facteurs d'absorption par rejet ci-dessous peuvent être utilisés; ils ont été établis sur la base de données de mercure disponibles en relation avec ce type de produit et le taux d'activité du nombre d'habitants dans le pays.

i) Production

791. Dans La plupart des pays les fabricants d'interrupteurs à mercure et relais, au cas où il y en aurait, ne dépassent pas une poignée de main. Il serait plus facile d'obtenir les renseignements sur la quantité de mercure utilisée dans la production, le nombre d'appareils fabriqués et les émissions exactes provenant de la production, en contactant directement le fabricant, si possible. Les émissions provenant de la production devraient aussi pouvoir s'obtenir auprès du Bureau National des statistiques environnementales. Au cas où il serait difficile d'obtenir des renseignements précis, le nombre d'interrupteurs produits par année pourrait être obtenu à travers les statistiques nationales, et la quantité de mercure utilisée pour la production pourrait être estimée en utilisant les facteurs par défaut, par unité, du mercure. Cependant, de telles statistiques ne seront sûrement pas disponibles dans la plupart des pays. Au cas où seule l'information sur le volume de la production serait disponible, on pourrait obtenir une première estimation des émissions occasionnées par la production en utilisant les exemples de contenu de mercure par interrupteur, et les facteurs de distribution ci-dessous mentionnés.

792. Aux Etats Unis, en 1996, une consommation totale de 49 tonnes métriques de mercure fut notée dans la production d'appareils de câblage et d'interrupteurs (Sznoppek and Goonan, 2000), représentant environ 13% de la consommation intentionnelle de mercure dans le pays. Selon nos informations de 2004 (Barr, 2004) la consommation annuelle estimée de mercure dans des produits comme les interrupteurs /relais (y compris les thermostats) représente 42% des produits en utilisation aux Etats Unis, i.e. un total de 103 petites tonnes (appr. 91 tonnes métriques). La base de données de l'Institution Inter-état Clearinghouse pour l'Education et la réduction du Mercure *Interstate Mercury Education and Reduction Clearinghouse (IMERC)* indique que les fabricants d'interrupteurs/relais (y compris les thermostats) ont envoyé une notification à ce consortium d'Etats pour les informer qu'ils utilisent plus de 69 petites tonnes de mercure sur les produits vendus dans les Etats-Unis en 2001 (NEWMOA, 2001).

ii) Utilisation

793. Contrairement à, par exemple les thermomètres, les interrupteurs contenant du mercure et les relais atteignent le consommateur sous forme de matériel déjà assemblé ou d'équipement, et c'est pour cette raison qu'il est difficile d'obtenir des produits vendus une estimation fiable. Il est à noter que cette phase d'évaluation prendra énormément de temps. Les informations sur le marché ne seront certainement pas disponibles au bureau national de statistiques commerciales. Aujourd'hui on peut obtenir la consommation des interrupteurs à mercure par contact direct avec les fournisseurs principaux des produits les plus utilisés dans lesquels on trouve ces appareils: thermostats, équipements de climatisation, pompes submergées, voitures, etc. Au cas où il existerait déjà des inventaires ou évaluations dans les pays voisins, les renseignements provenant de ces pays peuvent être utilisés faute de mieux. Comme exemple de méthodologie, US EPA (1992) a pu estimer le nombre de thermostats achetés sur la base du nombre de nouvelles maisons construites par année (US EPA, 1992, tel que cité dans Barr, 2001). Cette approche pourrait expliquer une partie de la consommation réelle, mais ne pourra pas couvrir les ventes de remplacement. En tout cas, on a aussi besoin de renseignements sur le

nombre de thermostats/interrupteurs par bâtiment et le pourcentage de thermostats/interrupteurs qui contiennent du mercure contre les variétés sans mercure (Barr, 2001).

794. L'estimation serait aussi difficile à établir s'il y a une diminution ou arrêt total de l'utilisation des interrupteurs à mercure dans la société. Dans ce cas de figure, il serait inutile de se baser sur la consommation actuelle, et la seule manière d'opérer à une estimation fiable des émissions de mercure provenant des interrupteurs cassés, et de l'élimination, c'est de se baser sur les vieilles données disponibles combinées aux estimations de durée de vie des interrupteurs. L'accumulation du nombre d'interrupteurs à mercure en utilisation reflète fidèlement la quantité de mercure consommée les premières années. Certains appareils peuvent avoir une durée de vie de 50 années.

795. Une autre approche possible c'est d'estimer les cassures et éliminations sur la base de la quantité totale accumulée par la société, multipliée par la quantité estimée d'interrupteurs en utilisation qui se cassent ou qui sont jetés chaque année. La part d'interrupteurs cassés peut sembler négligeable, mais les quantités totales accumulées par la société seront tenues en compte pour l'estimation de la quantité totale jetée, comme le stipule l'analyse ci dessous.

796. La première étape vers l'estimation de la quantité de mercure en utilisation est celle qui consiste à déterminer si les interrupteurs contenant du mercure ont été utilisés (et sont encore vendus) dans le pays. Les régions principales à vérifier sont présentées sur le tableau 5-107. Quand on aura la confirmation que les interrupteurs à mercure ont bien été utilisés (ou son encore en vente) pour un type d'appareil donné, l'étape suivante sera d'estimer la quantité exacte toujours en utilisation.

Tableau 5-107 Exemples de quantité de mercure contenu dans les interrupteurs électriques et électroniques, les contacts et les relais en g de mercure par kg d'article particulier, par genre et par origine des données.

Type d'interrupteurs, de contacts et relais électriques et électroniques	Quantité de mercure (g Hg/article)	Données par Pays/ région	Remarques
Thermostat avec interrupteurs à contact	3	USA	PRF, 1996; Les thermostats sont souvent dotés de 2-6 interrupteurs
Thermostats (accustat)	1.8 – 14.4	Russie	Yanin, 2004
	1	USA	Huber, 1997
Détecteur de flamme	2.5	USA	Huber, 1997; Utilises sur les fourneaux à gaz
Interrupteurs muraux silencieux	3	USA	US EPA, 1997a
	2	USA	PRF, 1996
Lumière de réfrigérateur et d'interrupteurs de machines à laver	2	USA	Huber, 1997
Interrupteurs industriels	up to 3.600	USA	PRF, 1996
	3-6	USA	Huber, 1997
Interrupteurs flottants	6.8-13.6	Danemark	Skårup <i>et al.</i> , 2003 (pour pompes

Type d'interrupteurs, de contacts et relais électriques et électroniques	Quantité de mercure (g Hg/article)	Données par Pays/région	Remarques
			d'égouts etc.)
Interrupteurs sur chaussures de sport clignotantes	2	Danemark	Skårup <i>et al.</i> , 2003
Interrupteurs sur automobiles	0.7-1.5	USA	Griffith <i>et al.</i> , 2001; Interrupteurs à mercure utilisés pour capots et lumières de malle arrière. Système anti-verrouillage de voitures 4x4 (ABS), et systèmes de conduite automatique
Interrupteurs	0.9-23	Russie	Yanin, 2004
Piston ou relais de remplacement	Jusqu'à 400	Canada	Environment Canada, 2003b
Relais à mercure dans l'électronique	0.001-0.01	Danemark	Skårup <i>et al.</i> , 2003

iii) Elimination

797. Concernant les appareils pour lesquels des données sur la consommation existent, on peut estimer la quantité en se basant sur l'approximation de la durée de vie moyenne de l'appareil. Par exemple Barr a estimé la quantité totale mercure éliminée pour les thermostats dans le Minnesota à partir de la consommation des 20 années précédentes, en supposant que la durée de vie moyenne d'un thermostat est de 20 ans (Barr, 2001).

798. On peut obtenir des renseignements sur les types d'équipements collectés, les quantités de mercure collectées, en contactant les entreprises et autres organismes engagés dans le traitement des déchets contenant du mercure. Les informations reçues nous indiqueraient les types d'équipement prêts à être jetés. La quantité totale pour le pays peut être obtenue en extrapolant sur les données relatives aux différents secteurs et localités.

799. Des exemples de la quantité de mercure contenue dans les interrupteurs électriques et électroniques et les relais sont décrits sur le tableau 5-107.

5.5.2.4 Exemples de mercure contenu dans les émissions et les déchets/résidus

i) Production

800. Trois fabriques des Etats-Unis qui produisent des interrupteurs électriques et composantes électriques ont affirmé que le taux des émissions est d'environ 2 kg de mercure émis dans l'air pendant l'année 1994, ou un total d'environ 6 kg provenant des 3 fabriques (US EPA, 1997a). Nous ne savons pas si des mesures technologiques sont mises en place pour nettoyer le mercure dans les vapeurs dégagées. Cependant, on est en train de prendre une série de mesures afin de réduire l'exposition au produit pendant le travail, y compris un procédé de modification, le confinement, les vapeurs d'enclos ventilés, le contrôle de température, et l'isolement (US EPA, 1997a).

801. On n'a pas signalé l'existence de données sur les émissions de mercure chez les autres fabricants d'interrupteurs électriques. La principale source d'émission de mercure se produit pendant la production des boutons de mercure pour interrupteurs muraux ou pour interrupteurs de thermostat, qui s'effectue dans des chambres isolées. Les chambres isolées sont ventilées afin de maintenir dans la pièce une pression négative minimale et d'empêcher que le mercure contamine les lieux de travail proches. En 1997, US EPA nous signale qu'aucune donnée sur les émissions, et aucun résultat de test n'était disponible pour permettre l'estimation des émissions de mercure lors des deux procédés (US EPA, 1997a). Cependant, dans un rapport (US EPA, 1973, tel que cité dans US EPA, 1997a), on nous présente un facteur d'émission de 4 kg de mercure pour chaque tonne métrique de mercure utilisé pour l'ensemble des procédés de production des appareils électriques. Ce facteur d'émission est à manier avec précaution vu qu'il a été établi sur la base de jugement d'ingénieurs plutôt que sur des données réelles obtenues après tests (US EPA, 1997a). Les méthodes de production d'interrupteurs électriques et de contrôle utilisés dans l'industrie ont considérablement changé depuis 1973.

ii) Utilisation

802. Maintenant que les interrupteurs et pièces similaires sont entièrement scellés dans des étuis en verre et autres formes de réceptacles, il ne devrait pas se produire beaucoup d'émissions pendant leur utilisation. Comparés aux thermomètres, dont le facteur de rejet principal est qu'ils se cassent facilement, les interrupteurs à mercure sont souvent jetés avec l'équipement dans lequel ils sont incorporés.

803. Cependant, parfois, ces appareils peuvent se casser pendant leur utilisation et occasionnent ainsi des émissions dans l'air et parfois dans la terre et même l'eau. On n'a pas pu identifier d'études ayant estimé des émissions provenant de ces appareils, cependant, il peut exister des émissions réelles de mercure dans certains pays. Bien que, pour le compte de l'Union Européenne, Floyd *et al.* (2002) ont estimé que le taux de cassure survenu pendant le remplacement d'équipements est plutôt négligeable. Skårup *et al.* (2003) n'ont pas fait d'estimation par rapport aux interrupteurs cassés.

iii) Elimination

804. L'élimination des interrupteurs à mercure dépend largement de l'existence des systèmes de collecte.

805. Au Danemark en 2001, la majeure partie du mercure fut collectée principalement à travers un système de reprise par téléphone (Skårup *et al.*, 2003). En plus, les interrupteurs furent collectés par un système de traitement de réfrigérateurs et d'équipements abandonnés. Environ, 10-30% du total de la quantité de mercure jetée a été déposée aux MSW (et incinérée). Au total 0.9-1.7 tonnes métriques furent jetées alors que la consommation normale est estimée à l'ordre de moins de 0.024 tonnes métriques/année.

806. Floyd *et al.* (2002) ont estimé qu'au sein de l'Union Européenne 15% du mercure contenu dans ces engins est collecté pour être recyclé, 80% est jeté avec les déchets solides et 5% jeté avec la ferraille (e.g. les interrupteurs de voitures et réfrigérateurs). Ce qui explique la petite quantité qui finit dans la ferraille c'est que l'utilisation des interrupteurs à mercure a été abandonnée très tôt dans l'Union Européenne, par comparaison à un pays comme les Etats unis. La quantité totale de mercure jetée au sein de l'UE a été estimée à 13.5 tonnes métriques/année en 2000, alors que la consommation en 2000 était de 9 tonnes métriques/année. La consommation au milieu des années 90 était d'environ 28 tonnes métriques /année selon cette étude.

807. La totalité de la consommation en mercure dans les engins de câblage et les interrupteurs dans les Etats Unis a été estimée à 49 tonnes métriques /année pour l'année 1996, alors que le compte du mercure jeté par groupe de produit était de 32 tonnes métriques/année, dont la moitié a été collectée à des fins de recyclage. La consommation de mercure pour la fabrication

d'interrupteurs dans les Etats Unis a été plutôt stable pendant la période 1970-1995 (Sznoppek et Goonan, 2000). Dans un rapport de 2004 (Barr, 2004) ont estimé que la consommation annuelle de mercure en produits tels que les interrupteurs/relais (y compris les thermostats) représente 42% des produits en utilisation dans les Etats Unis, i.e. un total de 103 petites tonnes (appr. 91 tonnes métriques).

808. Les données d'élimination et de consommation ci dessus mentionné sont résumées dans le tableau 5-108, avec les données calculées par prorata.

*Tableau 38-108 rapport sur la consommation annuelle de mercure dans les interrupteurs et relais pour quelques pays et régions sélectionnées, en totalité et par habitant *1*

	Danemar k, 1993	Danemar k, 2001	UE 15, 2000	UE 15, milieu des années 90	USA, 1996	USA, 2004(?)
Consommation de mercure déclarée pour les interrupteurs et relais, kg/année	300	24	9000	28000	49000	909000
Population, millions	5,4	5,4	376	376	281	296
Consommation annuelle de mercure en interrupteurs et relais en g par habitant	0.06	0.004	0.02	0.07	0.17	0.31

N.B: 1* Danemark: Déjà en 1993, la plupart des interrupteurs et des relais à mercure vendus ont été substitué à d'autres sans mercure; presque toute la consommation ne concernait que le interrupteurs à contact des pompes d'égouts, qui ne sont plus utilisés depuis 2001;

*UE: Des le milieu des années 90 et même avant, l'utilisation des interrupteurs a mercure dans les voitures fut déjà abandonnée;

*USA: La consommation de mercure déclarée pour la production des interrupteurs dans les Etats-Unis a été plutôt stable pendant la période 1970-1995 (Sznoppek et Goonan, 2000); depuis 1996, l'utilisation dans les voitures avait sensiblement diminué. Selon (2004, tel que cité par NRDC dans ses commentaires à UNEP, 2005), une estimation faite plus tard pour la consommation au sein des Etats-Unis s'avère être de 100 petites tonnes (90.9 tonnes métriques), sur une base en grammes/habitant calculées avec 0.31 g par habitant des Etats Unis.

5.5.2.5 Facteurs d'absorption et facteurs de rejet de la distribution

809. C'est en se basant sur les renseignements compiles ci dessus sur les absorptions et rejets et sur les principaux facteurs déterminant les émissions, qu'on a suggéré d'employer les facteurs d'absorption préliminaires et les facteurs de rejet par défaut au cas où des données précises provenant de la source ne seraient pas disponibles. On a souligné que les facteurs par défaut mentionnés dans cet Outil ont été faits sur la base d'une base de données très limitée, et ainsi, il devraient être pris avec prudence compte tenu des révisions qui y sont apportées au fur et a mesure de la croissance de la base de données.

810. L'objectif primordial visé dans l'utilisation de ces facteurs par défaut c'est d'avoir une première impression de savoir si oui ou non cette sous catégorie est un facteur important d'émission de mercure dans le pays. D'habitude les estimations des émissions sont retravaillés (après avoir tenu compte des facteurs par défaut) avant qu'aucune réaction ne se produise, en se basant sur les estimations des émissions.

A cause du manque de données suffisantes, on n'a pas établi de facteurs par défaut pour la production des interrupteurs et des relais.

a) Facteurs par défaut des absorptions de mercure

812. Au cas où aucune autre estimation ne serait disponible pour permettre d'estimer les absorptions tel que décrit en haut, on peut établir une première estimation en utilisant les facteurs d'absorption par rejet sélectionnés sur le tableau 5-109 ci-dessous (sur la base des données présentes dans cette section). Compte tenu de la variation incessante des concentrations, il est recommandé de calculer et de rapporter des intervalles pour les absorptions de mercure de cette catégorie de source. Les facteurs par défaut ont été dotés d'une terminaison décroissante pour l'absorption de mercure en relation avec la catégorie de source (mais pas le minimum absolu), et la croissance de la terminaison va avoir comme résultat une haute estimation finale (mais pas le maximum absolu).

Tableau 38-109 les facteurs d'absorption par défaut **préliminaires** pour le mercure utilisé dans les interrupteurs, les contacts et les relais

	Facteurs d'émission par; g de mercure consomme par habitant, par année; (fin décroissante – fin croissante)
Mercure consommé annuellement avec les interrupteurs et relais à mercure	0.02 - 0.25

b) Facteurs de distribution par défaut des émissions de mercure

813. Notons que sur les facteurs de distribution des émissions de mercure dont on fait mention ici, il a été important de quantifier les dépôts à ciel ouvert et l'incinération d'ordures parmi le lot de causes d'émissions directes vers l'air, la terre et l'eau. Il faut éviter de compter deux fois, au cas où les estimations d'émissions de mercure sont faites séparément pour les dépôts d'ordures et l'incinération de déchets.

Tableau 38-110 Facteurs **Préliminaires** de distributions par défaut des émissions de mercure pour l'utilisation et l'élimination interrupteurs et relais électriques et électroniques, les contacts et les relais

Phase dans le cycle de vie	Facteurs de distribution de rejet par défaut, part d'émission en Hg 2*				
	Air	Eau	Terre	Déchets généraux	Secteur spécifique traitement/ élimination *1
Utilisation et élimination (dépend de l'état du système de gestion des ordures en vigueur dans le pays):					
Presque pas de collecte séparée des interrupteurs. Presque toutes les ordures subissent une collecte généralisée et publique *4	0.1		0.1	0.8	

Phase dans le cycle de vie	Facteurs de distribution de rejet par défaut, part d'émission en Hg 2*				
Presque pas de collecte séparée pour les interrupteurs. L'absence totale ou la collecte informelle des ordures sont appliquées partout *3	0.3		0.4	0.3	
Collecte séparée avec des taux élevés de collecte d'interrupteurs. Presque toutes les ordures subissent une collecte généralisée et publique *4	0.1		0.1	0.4	0.4

Nota: *1 Collecte séparée des interrupteurs et relais contenant du mercure qu'on peut amener directement au recyclage ou au dépôt spécial;

*2 Les émissions de mercure à utiliser et éliminer sont les quantités de mercure dans les assemblages et combinés. Si les données annuelles d'approvisionnement (pour les mêmes types de combinés) sont disponibles pour la durée de vie d'un assemblage quelconque, elles peuvent être utilisées pour l'estimation de ces dites quantités;

*3 Ici la distribution entre l'air, la terre les déchets généraux est artificielle et faite seulement pour attirer l'attention sur le fait que des quantités importantes d'émissions de mercures peuvent emprunter ces chemins dans les pays où la collecte informelle des ordures, les dépôts à ciel ouvert et les incinérations sont une pratique courante. Un tel traitement réservé aux ordures est considéré ici comme ayant des incidences directes sur les émissions vers l'environnement;

*4 Pas de données sur la distribution du mercure qui n'a pas été collecté séparément. La distribution qui a été suggérée concernant les déchets généraux, l'air et la terre est artificielle, et n'a été faite que pour signaler qu'à part les déchets généraux, une partie du mercure dans les interrupteurs des bâtiments peut ne pas finir dans des sites d'enfouissements sécurisés, et qu'une grande partie du mercure provenant d'interrupteurs de réfrigérateurs et de voitures peut facilement s'échapper durant le découpage en morceaux du fer et de l'acier recyclé provenant de ces produits.

c) Liens avec l'estimation des autres sources de mercure

814. L'estimation des rejets de mercure des déchets collectés séparément et des déchets généraux domestiques de cette sous catégorie **contribue** aux absorptions de mercure des enfouissements/dépôts (section 5.9) et de l'incinération des déchets domestiques (section 5.8).

5.5.2.6 Données principales spécifiques de la source

815. Les données spécifiques les plus importantes provenant de la source, dans ce cas précis proviendront de:

- De la production domestique des interrupteurs et relais contenant du mercure;
- Des données présentes et passées sur la consommation en interrupteurs à mercure; et
- La mise en place et l'efficacité des systèmes de gestion des déchets.

816. Les interrupteurs à mercure ne sont fabriqués que dans de rares usines, et une approche très prudente est recommandée quant à l'estimation de la production. Une estimation précise de la part de production de mercure destinée à la consommation domestique pourrait être directement obtenue en contactant les fabricants, puisqu'on ne peut probablement pas obtenir les volumes de production à partir des statistiques nationales.

817. Si les données historiques nationales ne peuvent pas être obtenues, on pourrait utiliser les évaluations/inventaires des pays voisins (ou pays dans la même région de marché), pour une estimation approximative.

818. Voir aussi Conseils sur la collecte des données, section 4.4.5

5.5.3 Sources de lumière à mercure

5.5.3.1 Description de la Sous-catégorie

819. Le mercure est utilisé en petites quantités par lampe sur une variété de lampes, aussi bien sur les lampes à tubes fluorescents que les lampes fluorescentes compactes (CFLs) qui sont plus utilisées (COWI, 2002). Approximativement 95% des lampes à mercure utilisées aux États-Unis sont des lampes avec tubes de lumière fluorescente linéaire (NESCAUM, 1998). Le reste sont des fluorescents compacts ou lampes spécialisées (telles que les lampes à l'halogénure métallique, lampes à vapeur de mercure, lampes à sodium haute pression, et lampes néon) qui sont spécialement fabriquées pour une utilisation commerciale ou municipale, tel que l'éclairage public (NJ MTF, 2002). Certains producteurs ont réussi à accomplir un progrès réel afin de réduire la quantité de mercure par lampe, à un taux d'un facteur 10 sur les nouvelles lampes à mercure, comparées aux types traditionnels. Cependant, on trouve toujours des variétés de lampes avec un taux de mercure élevé sur le marché; des lampes vendues en grande quantité car elles sont moins chères que les nouvelles lampes avec un taux de mercure moindre. On ne trouve pas encore sur le marché des lampes sans mercure, qui garantissent la même économie d'énergie, pourtant les chercheurs travaillent sur le projet (COWI, 2002). D'autres sources de lumière qui contiendraient du mercure sont: les lampes spéciales pour photographes, lampes pour analyses chimiques (lampes spectrométriques pour absorption atomique), lampes pour stérilisation ultraviolet, et les lampes de signalisation pour écrans plats d'ordinateurs (et aussi pour téléviseurs).

820. On introduit du mercure de base dans un tube lors de sa construction, et il réagit comme source multi-photon, produisant de la lumière ultra-violette quand un courant électrique passe à travers le tube. Le mercure des lampes fluorescentes a essentiellement deux composantes chimiques différentes: la phase de vapeur de mercure de base et le mercure divalent adsorbés par la poudre de phosphore, par le bout en métal de la lampe, ou par d'autres composantes. La quantité de mercure nécessaire sous forme de vapeur pour alimenter la lampe est de 50 microgrammes – environ 0.5 à 2.5% de la quantité totale placée dans la lampe pendant sa fabrication (Dunmire *et al.*, 2003). Au fil du temps, le mercure dans le tube réagit avec la poudre de phosphore qui recouvre la surface intérieure du tube, et il perd son efficacité. Donc, il est important d'avoir assez de mercure de base dans la lampe afin d'avoir au moins 50 microgrammes de mercure disponible sous forme de vapeur, même à la fin de la durée de vie de la lampe (environ 5 années d'utilisation pour les tubes linéaires dans le commerce, et environ la même durée pour les CFLs pour l'usage domestique). À la fin de la durée de vie de la lampe, Presque tout le mercure est sous une forme divalente. Selon Floyd *et al.*, 2002 (citant NEMA, 2000) quand les lampes sont éliminées, 99% du mercure en présence dans ces lampes se loge dans la poudre recouvrant les parois du tube.

821. Auparavant, les fabricants mettaient beaucoup de mercure dans les tubes pour qu'il y en ait toujours assez, même à la fin de leur durée. Les découvertes récentes dans le domaine des tubes fluorescents a permis aux fabricants de réduire la quantité de mercure nécessaire dans les tubes (Bleasby, 1998, tel que cite dans la publication *Environment Canada*, 1999).

5.5.3.2 Les facteurs principaux déterminant les émissions et les rejets de mercure

822. En Amérique du Nord (USA, Canada, et Mexique), pendant les dix dernières années, les émissions de mercure provenant de la mauvaise élimination des tubes de lumière fluorescents ont sensiblement diminué, du à un résultat des programmes de recyclage et des changements dans les technologies de design (Environment Canada, 1999).

Tableau 38-111 Les émissions principales et moyens de réception majeurs pendant le cycle de vie des sources de lumière à mercure

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets généraux	Secteur spécifique traitement/ élimination
Production	X	x	x	X		X
Utilisation	x	x	x			
Élimination	X		X		X	X

Nota: X – Chemin d’émission normalement prédominant pour la sous catégorie
x - D’autres chemins d’émissions à tenir compte, selon la source spécifique et la situation nationale.

823. Des émissions de mercure peuvent provenir à cause d’une mauvaise manipulation pendant la fabrication de lampes fluorescentes. Ces manipulations ayant comme résultats une émission de vapeur sont la purification de mercure, le transfert de mercure, et la réparation de pièces détachées. Pendant la production des lampes, il peut y avoir émission de mercure pendant une opération d’injection de mercure et des lampes cassées, du mercure déversé, et des matériaux déchets (US EPA, 1997a).

824. Le mercure étant contenu dans un tube de verre scellé, on considère qu’il ne peut pas y avoir d’émission dans le cours d’une utilisation normale. Il n’y a pas d’estimation pour de telles émissions. Les lampes peuvent bien se casser pendant leur utilisation, mais la plupart du temps les lampes se cassent pendant leur période de stockage après qu’on les ait remplacées, et avant qu’on les ait définitivement jetées. Quand ces lampes se cassent, du mercure de base, du mercure liquide et de la poudre de phosphore ayant absorbé du mercure, sont sujets à des émissions. En plus les émissions de mercure peuvent provenir de petits morceaux de verre et autres composantes qui sont contaminés par le mercure à cause d’une mauvaise manipulation (NJ MTF, 2002).

825. Les émissions de mercure provenant de l’élimination dépendent des méthodes d’élimination. Dans beaucoup de pays il existe des systèmes de collecte de vieilles lampes à mercure à des fins de recyclage. Le traitement de ces vieilles lampes collectées peut être fait aussi bien dans le but de recycler la poudre de phosphore contenant du mercure pour la fabrication de nouvelles lampes, que pour récupérer le mercure contenu dans la poudre de phosphore. Dans certains pays la poudre collectée est emmenée directement dans les enfouissements sans récupération du mercure. Il arrive que pendant le recyclage, il y ait émission de mercure provenant des lampes coupées/écrasées ou de la récupération du mercure de la poudre. La majeure partie des lampes éliminées dans les enfouissements se cassent pendant le procédé d’élimination et de la vapeur de mercure s’évapore aussitôt dans l’atmosphère. Une partie importante du mercure se mélange compactement à la poudre de phosphore et n’occasionne Presque pas d’émission. Lors de l’incinération des lampes, une majeure partie du mercure va s’évaporer et sera capturée par les systèmes de contrôle de pollution ou bien elle sera émise vers l’atmosphère.

5.5.3.3 Discussions a propos des absorptions de mercure

Tableau5-112 *Vue d'ensemble des données du taux d'activité et des types de facteur d'absorption nécessaires pour estimer les émissions des sources lumineuses à mercure*

Phase de durée de vie	Donnée de taux d'activité requise	Facteur d'absorption du mercure
Production	Totale quantité annuelle de mercure consommée pour la production de lampes. ou nombre de lampes produites par année, par type de lampe	(pas applicable) ou mg de mercure par lampe, par type de lampe.
Utilisation	Nombre de lampes à mercure fournies par année, par type de lampe	mg de mercure par lampe, par type de lampe
Répartition	Nombre de lampes à mercure fournies par année (5-10 ans auparavant), par type de lampe	mg de mercure par lampe (5-10 ans auparavant), par type de lampe

826. La teneur en mercure de ces types de lampes est utilisée comme facteur d'absorption pendant toutes les phases de leur durée de vie. Des exemples du contenu en mercure des lampes sont visibles sur le tableau 5.113. En général la quantité de mercure dans des tubes de lumière fluorescent a été réduite dans le monde occidental, et aujourd'hui la teneur en mercure des tubes fluorescents (à double extrémité) a évolué de 3 à 46 mg par tube.

827. On a noté que dans l'industrie, aux Etats-Unis, la teneur moyenne en mercure des lampes de 4 pieds a été réduite d'environ 48mg en 1985, de 42mg en 1990, de 23 mg en 1994, et de 12mg en 1999 (NEMA, tel que citée dans NJ MTF, 2002). La majorité des tubes fluorescents en service aux Etats Unis ces dernières années ont été les tubes T12 (environ 3.3 centimètres de diamètre), qui contiennent une moyenne de 22 cmg (NJ MTF, 2002). Les lampes T8 (d'environ 2.2 centimètres de diamètre), qui ont été conçues pour être plus efficaces en consommation d'énergie, contiennent également moins de mercure (environ 14 mg) (MTF, 2002). Cependant, depuis 1995 le contenu en mercure des lampes T12 et T8 a été réduit à cause de l'introduction des ampoules avec "moins de mercure", ayant une contenance de moins de 10mg de mercure (NJ MTF, 2002). Au Canada, la teneur moyenne en mercure dans les lampes fluorescentes est tombée de 48.2 mg en 1985 à 27.0 mg en 1995, avec comme objectif industriel de réduire davantage le contenu en mercure de ces lampes à 15.0mg en 2000 (environnement Canada, 1999).

828. Dans l'union européenne, la moyenne pour les tubes fluorescents a été réduite de 15 mg en 1997 et à 10mg en 2001 (Floyd et al., 2002). On rapporte que la teneur moyenne des tubes fluorescents compacts a été de 5mg en 1997 et 2001.

i) Production

829. En 1995 aux Etats-Unis, 30 tonnes de mercure ont été achetées pour la fabrication de l'éclairage électrique, y compris la vapeur fluorescente de mercure, l'halogénure en métal, et les lampes

à sodium à haute pression (Plachy, 1996, tel que cité dans US EPA, 1997a). Les lampes ne contiennent pas tout le mercure acheté pour la fabrication; la majeure partie du mercure non utilisé lors de la fabrication des lampes est retournée aux recycleurs de mercure pour purification et réutilisation. Cependant, une petite partie de la quantité d'absorption de mercure est perdue dans l'environnement pendant le procédé de production. En 1994, 15.7 tonnes métriques des 27 tonnes métriques de mercure ont été réellement utilisées dans les lampes (NEMA 1996, tel que cité dans US EPA, 1997a).

830. Dans l'union européenne 5.9 tonnes de mercure ont été employées pour la production des lampes à mercure, dont les 4.0 tonnes ont été utilisées pour la production des tubes fluorescents à double extrémité, la quantité restante a été investie dans la production d'autres types de lampes (Floyd et al., 2003).

ii) Utilisation

831. La quantité de mercure émise lorsque les lampes se cassent avant qu'elles soient éliminées peut être estimée à partir de la consommation nationale des lampes à mercure et de la fraction estimée des lampes qui se cassent avant leur élimination. Le nombre de lampes consommées peut être obtenu en prenant contact directement avec les fournisseurs principaux ou de par les statistiques du commerce national. Voir les évaluations sur les taux de cassure ci-dessous.

iii) Elimination

832. La quantité d'émission de mercure à l'élimination est égale au contenu en mercure des sources lumineuses fournies, multiplié par le nombre d'articles consommés quelques années auparavant (durée de vie de quelques années, selon le type et l'utilisation). Ceci est très important, car les concentrations en mercure dans les sources lumineuses ont pu avoir changé durant les dernières années dans beaucoup de pays. Si aucune donnée historique n'est disponible, des données d'absorption de la production actuelle peuvent être utilisées comme une évaluation des années précédentes. NJ MTF (2002) pense que les lampes détruites ont environ 5 ans d'âge (NJ MTF, 2002). Skårup *et al.* (2003) estime la durée des sources lumineuses fluorescentes à 8-10 ans dans des conditions Danoises.

833. Des exemples du contenu en mercure des sources lumineuses par type, par région (pour des données) sont présentés dans le tableau 5.113 ci-dessous.

Tableau 5-113 Exemples de quantité de mercure dans les sources lumineuses en mg mercure par article, par type et origine des données

Type de source de lumière	Mercure contenu dans les sources lumineuses (mg Hg/article)	pays/région pour données	Remarques
Tubes Fluorescents (double extrémité)	15 (1997)	Union Européenne	Floyd <i>et al.</i> , 2002
	10 (2002)		
	15-45	Russie	Yanin, 2004
	10-22	USA	DiFrancesco and Shinn, 2002
	23-46	Canada	Environment Canada, 2003a
	3-4	Global	Plus faible quantité sur le marché, sur la base d'informations provenant des fabriques
Lampes fluorescentes compactes (CFL à	5	Union Européenne	Floyd <i>et al.</i> , 2002

Type de source de lumière	Mercure contenu dans les sources lumineuses (mg Hg/article)	pays/région pour données	Remarques
bout unique)	10 12-30	Canada Russia	Environnement Canada, 2003a Yanin, 2004
Vapeur de mercure à haute pression	30	Union Européenne	Floyd <i>et al.</i> , 2002
Lampe à décharge à haute pression	38	Russie	Yanin, 2004
Lampe au sodium à haute pression	30 9	Union Européenne Russie	Floyd <i>et al.</i> , 2002 Yanin, 2004
Lumière UV pour bronzage	25 5	Denmark Russie	Maag <i>et al.</i> 1996 Yanin, 2004
Lampe d'halogénure en métal	25 24	Union Européenne Russie	Floyd <i>et al.</i> , 2002 Yanin, 2004

Exemples de mercure dans les émissions et déchets/résidus

5.5.3.4 Exemples de mercure dans les déchets/résidus

i) Production

834. Selon des données de 1994 provenant des Etats Unis, un total de 27 tonnes métriques de mercure a été acheté auprès de 4 installations pour la fabrication de lampes. Environ 15.7 tonnes métriques de ce mercure proviennent des lampes. Presque tout le mercure qui restait fut retourné pour être recycle. Un des centres de production a signalé des émissions de 0.21 tonnes pour l'année 1994, et le total des émissions de 1994 pour l'ensemble des ces 4 installations fut estimé à 0.4 tonnes de mercure (US EPA, 1997a) pendant la période de production. Les émissions de 1995 ont probablement eu une magnitude similaire (environ 0.4 tons).

835. On n'a pas pu identifier des systèmes de contrôles supplémentaires pour ces centres de production. Cependant, des méthodes ont été employées pour maintenir des niveaux de mercure relativement bas, et parmi ces méthodes on peut noter le confinement, la ventilation, le contrôle de température, et l'isolement. Il peut se produire des émissions de mercure pendant les opérations

de maniement comme la purification du mercure, le transfert du mercure, et la réparation de différentes pièces. Pendant le procédé de fabrication même, des pertes de mercures peuvent être occasionnées par les opérations d'injection, les lampes cassées, le déversement accidentel et d'autres matériels/matériaux déchets (US EPA, 1997a).

ii) Utilisation

836. Floyd *et al.* (2002) estiment que 5% des lampes se cassent avant d'être jetées. Sur la base de l'information comme quoi 99% du mercure présent dans les lampes se fixe à la paroi du tube, ils estiment qu'au maximum 5% du mercure des lampes cassées est émise vers l'atmosphère alors que les 95% présents dans la poudre phosphorique sont collectées et éliminées en même temps que les déchets municipaux solides.

837. US EPA (1997c) a débattu a propos de différentes estimations de l'ensemble des taux d'émission atmosphériques provenant des lampes cassées. L'estimation de la gamme d'environ 1.2-6.8 % du total de leur contenu en mercure et US EPA nous permet d'arriver à une estimation centrale de 3% de l'ensemble du mercure. On a aussi débattu de la question de la migration du mercure à partir de la poudre phosphorique. Des études ont démontré que pour les lampes cassées, les émissions sur une période de 20 jours ont été de 1.28 mg de l'estimation totale des lampes de 42 mg, ou d'environ 3% du contenu total en mercure de ces lampes.

838. Barr (2001) suppose que 5% du mercure qui vient avec les lampes est sujette a une émission vers l'air lorsque ces lampes sont cassées par les utilisateurs.

iii) Elimination

839. Le sort du mercure utilisé dans les lampes dépend de différents facteurs, surtout des méthodes d'élimination en cours dans la pays. Par exemple, aux Etats Unis, on estime que 13-15% des lampes jetées est recyclé ou éliminé dans les déchets dangereux, et 85 a 87% sont déposés dans les déchets municipaux réguliers (MSW) (NEMA, 2000 et US EPA, 1997a, tel que cité dans NJMTF, 2002). Au début des années 90s, seul environ 2% des lampes a été recyclé aux Etats Unis (US EPA, 1994). Cependant, depuis cette période, le pourcentage de recyclage a probablement augmenté considérablement aux Etats Unis.

840. Au niveau des Etats-Unis un inventaire des émissions de mercure fait sur la base d'un modèle datant de 1993 estime que 8% de la totalité du mercure contenu dans les lampes aux des ordures est émise vers l'atmosphère lorsque les lampes se cassent lors de leur transport vers les sites de dépôt. L'estimation a été faite sur la supposition que toutes les lampes se cassent pendant la collecte et le transport des ordures.

841. Floyd *et al.* (2002) ont tous les deux fait une estimation qui correspond et ont trouvé que 6% du mercure des lampes jetées dans les enfouissements vont occasionner des émissions lorsqu'elles se cassent. Au sein de l'Union Européenne 75% des lampes *jetées dans les déchets solides* sont enfouies alors que les 25% sont incinérées.

842. Pour la plupart du mercure des lampes recyclées dans des systèmes hermétiques efficaces, la majeure partie de ce mercure est récupérée. Une quantité minimale se perd dans l'environnement pendant le procédé de recyclage.

on a éliminé environ 700 millions de clampes dans les Etats-Unis en 1999. Compte tenu de la vieillesse de ces lampes (5 ans), et comme ils contiennent une moyenne de 20 mg de mercure, on peut estimer sommairement que 14 tonnes métriques de mercure ont été jetées au niveau des Etats-Unis en 1999. Barr (2001) a estimé qu'environ 26 - 42% de ce mercure est émis dans l'air, et que le reste finit dans la terre (Barr, 2001). NJMTF estime que 15 - 45% du mercure contenu dans les lampes jetées va dans l'air.

844. Skårup *et al.* (2003) estime que la durée de vie des sources de lumière fluorescente serait de 8 à 10 dans les conditions de vie Danoises.

845. L'émission à long terme de la poudre phosphorique des enfouissements n'est en général pas très bien comprise, mais cette source contribue largement à une bonne observation des émissions de mercure provenant des enfouissements (voir section 5.9).

5.5.3.5 Facteurs d'absorption et de rejet de la distribution

846. A partir des exemples compilés jusqu'ici ci dessus mentionnés, on suggère d'utiliser les facteurs préliminaires par défaut d'absorption et de rejet de la distribution suivants, au cas où des données spécifiques sur la source ne seraient pas disponibles. Il est bon de souligner ici que les facteurs par défaut proposés dans cet Outil l'ont été à partir d'une base de données très limitée, et qu'on ne devrait leur donner qu'une importance primaire puis qu'ils seront révisés au fur et à mesure de la croissance de la base de données.

a) Facteurs d'absorption de mercure par défaut

Table 38-114 Facteurs **Préliminaires** d'absorption de mercure par défaut, par type de source de lumière

Type de source de lumière	Quantité de mercure dans la source de lumière, mg Hg/article (min - max)
Tubes fluorescents (deux bouts)	10 - 40
Lampe fluorescente compacte (CFL un bout)	5 - 15
Vapeur de mercure haute pression	30
Lampes sodium haute pression	10 - 30
Lumière UV pour bronzage	5 - 25
Lampes à l'halogénure métallique	25

b) Facteurs de distribution des rejets de mercure par défaut

847. Faute de données, aucun facteur de rejet par rapport à la distribution n'a été défini pour la source de production.

848. Puisqu'il n'y a que de petites quantités de mercure émises vers l'atmosphère en provenance des lampes brisées par les utilisateurs, la plupart du mercure provenant de ces lampes brisées est éliminée de par les déchets, on n'a pas pu définir de facteurs de distribution des rejets de mercure par défaut pendant la phase d'utilisation.

849. S'agissant de l'élimination, les rejets dépendent énormément du système de gestion des ordures en vigueur dans chacun des secteurs où les thermomètres à mercure sont utilisés, et les facteurs par défaut ci dessous ont été sont des simplifications faites pour signaler que des rejets substantiels de mercure peuvent suivre chacun des chemins mentionnés. Une quantification exacte des évacuations d'ordures dans chaque secteur du pays donnerait une meilleure idée des rejets de mercure de ce groupe de produits. Si l'obtention de ces données spécifiques s'avère impossible, les facteurs de distribution mentionnés dans le tableau ci-dessous peuvent être utilisés.

850. Notons que le tableau ne donne que les rejets sur les émissions directes vers l'environnement et sur les deux catégories mentionnées. La destination finale du mercure vers les déchets dépend énormément du scénario de traitement national/régional des ordures et des projets de réduction des émissions. Voir la description de ces problèmes dans les sections sur l'Incinération des Déchets Généraux (5.8) et enfouissements/dépôts (5.9).

851. Notons que dans les facteurs de rejet par défaut de la distribution du rejet de mercure mentionnés ici, les dépôts à ciel ouvert, ou l'incinération des ordures, sont considérés comme des émissions directes vers l'air, la terre et l'eau. Il faut éviter de compter deux fois au cas où les estimations des émissions de mercures sont faites séparément pour les dépôts à ciel ouvert et l'incinération des ordures.

Tableau 38-115 Les facteurs **préliminaires** de rejet par défaut de la distribution liés à la production, la consommation et l'élimination des sources de lumière

Phase de cycle de vie	Facteurs de distribution de rejet, part de rejet Hg 2*				
	Air	Eau	Terre	Déchets généraux	Secteur spécifique traitement/élimination *1
Utilisation et élimination (dépendant du système de gestion des ordures en vigueur dans le pays):					
Presque pas de collecte séparée pour les lampes. Presque toutes les ordures subissent une collecte et un traitement public	0.05			0.95	
Presque pas de collecte séparée pour les lampes. Collecte informelle ou inexistante des déchets généraux *3	0.3		0.3	0.4	
Collecte séparée pour les lampes, taux élevé de collecte. Presque toutes les ordures subissent une collecte et un traitement public	0.05			0.8	0.15

Notes: *1 Le recyclage de la poudre de lumière contenant du mercure pour les nouvelles lampes, ou recyclage du mercure;

*2 Les émissions de mercure et les émissions à utiliser sont les quantités de mercure dans les types de lampes, combinées avec les quantités éliminées des types de lampes respectifs. Si les données annuelles d'approvisionnement pour les 5-10 années précédentes (pour les mêmes types de lampes) sont disponibles, elles peuvent servir d'approximation pour les quantités éliminées;

*3 La distribution entre l'air, la terre et les déchets généraux est ici artificielle et sert juste à signaler que des quantités importantes d'émissions de mercure peuvent emprunter ces chemins dans les pays où la gestion informelle des ordures comme les dépôts à ciel ouvert et l'incinération informelle sont une pratique courante. Une telle gestion des ordures est considérée ici comme cause directe d'émission vers l'environnement.

c) Liens avec les autres estimations de sources de mercure

852. L'estimation des rejets de mercure des ordures collectées séparément et des ordures ménagères en général provenant de cette sous catégorie **contribue** aux rejets de mercure des enfouissements/dépôts (section 5.9) et l'incinération des ordures ménagères (section 5.8).

5.5.3.6 Données principales d'une source spécifique

853. Les données les plus importantes d'une source spécifique dans ce cas précis seraient:

- La Consommation de lampes contenant du mercure, y compris les importations;
- Les tendances nationales ou régionales de concentration de mercure dans les diverses types de lampes;
- La part estimée de lampes fournies qui se cassent pendant leur utilisation; et
- La mise en place et l'efficacité des systèmes de gestion des ordures.

854. Les sources de lumière contenant du mercure sont surtout fabriquées seulement par quelques usines qui sont très spacieuses, donc on recommande, si possible, une tentative d'estimation de la source d'émission du mercure en production.

855. Voir aussi conseil sur la collecte de données en section 4.4.5.

5.5.4 Batteries a mercure

5.5.4.1 Description de la sous catégorie

856. L'utilisation du mercure dans différents types de batteries, l'un des produits avec mercure les plus utilisés, a été considérable. Le mercure a été surtout – ou peut être uniquement utilisé dans la fabrication des premières batteries.

857. Le mercure est utilisé en taux de concentrations élevés (environ 30-32% w/w) dans les batteries à oxyde de mercure (quelquefois appelées batteries a mercure de zinc), dans lesquels l'oxyde de mercure sert d'électrode positif dans la batterie. Ces batteries ont surtout été commercialisées comme batteries en forme de bouton en Occident, mais aussi sous d'autres formes cylindriques plus grandes. Il existe maintenant une restriction sévère dans plusieurs pays au niveau du marketing des batteries à oxyde de mercure, bien qu'il y ait une certaine exception pour usage spécifique (par exemple usage à des fins militaires dans certains pays). Au niveau des Etats-Unis, par exemple, les batteries à oxyde de mercure sont maintenant bannies, bien qu'on les utilisait avant dans les équipements avec transistor, les appareils acoustiques, les montres, les calculatrices, les ordinateurs, les détecteurs de fumée, les magnétophones, les régulateurs de tension, les appareils de détection de radiation, les équipements scientifiques, les beepers, les moniteurs à oxygène en métal et les moniteurs électrocardiogrammes portables (US EPA, 1997a).

858. Dans les autres types de batterie suivants, du mercure a été utilisé en tant que modificateur de réaction afin d'empêcher une augmentation de gaz et une inhibition corrosive (entraînant une cassure) pendant la durée de vie de la batterie (US EPA, 1997a).

859. Au début, les batteries cylindriques à alcaline qu'on trouvait sur le marché Européen contenait des concentrations en mercure d'environ 1%. Suite aux restrictions environnementales des grands marchés occidentaux, la consommation en mercure dans les batteries cylindriques à alcaline a diminué, cependant, on n'ajoute pas intentionnellement du mercure dans le contenu des principales marques de batteries. Cependant, on trouvera toujours quelques marques nationales ou régionales de batteries à alcaline en vente avec du mercure.

860. Les batteries à alcaline, d'oxyde fer et oxyde de zinc/air en forme de bouton, contiennent toujours du mercure la plupart du temps (à des concentrations allant jusqu'à 1% w/w).

861. On considère aujourd'hui que les autres types de batteries ne contiennent pas de mercure. Notons qu'en dehors de la vente des batteries ordinaires, les batteries peuvent bien être importées et exportées en grandes quantités sous l'enveloppe d'autres produits comme les gadgets électroniques, les jouets, les cartes de vœux avec son etc.

5.5.4.2 Facteurs principaux qui déterminent les absorptions et rejets de mercure

Tableau 5-116 Facteurs principaux qui déterminent les voies de réception dans le cycle de vie des batteries avec le mercure

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Land	Produits	Dechets s Generaux	Secteur spécifique traitement/ Elimination
Production	X	x	x	X		x
Utilisation						
Elimination	X		X		X	X *1

Notes: *1 Les batteries contenant du mercure qui sont collectées séparément (ou classées par catégorie pour être triées) peuvent être jetées dans des lieux d'enfouissement sécurisés ;

X – Chemins d'émission normalement prédominants pour la sous-catégorie ;

x - Autres chemins d'émissions à considérer, selon la source spécifique et la situation nationale.

i) Production

862. Les procédures en vigueur dans le lieu de travail des fabriques de batteries, surtout des batteries d'oxyde de mercure, et les taux de rejet du produit, peuvent être un facteur important pour déterminer l'ampleur des émissions.

863. Notons que beaucoup de pays n'ont pas de production nationale de batterie, mais comptent plutôt sur des importations.

ii) Elimination

864. Les concentrations réelles en mercure dans les batteries fournies revêtent une importance majeure pour déterminer le tonnage de mercure libéré dans cette catégorie de produit.

865. Au niveau de la catégorie elle-même, la consommation en batteries d'oxyde de mercure est particulièrement importante, en raison du contenu relativement élevé en mercure.

866. Cependant, à part la teneur en mercure, l'existence et l'efficacité des systèmes de collecte de batteries aussi bien que le mode de gestion des ordures, sont les facteurs les plus importants pouvant influencer les émissions de mercure provenant des batteries. La distribution du mercure contenu dans les batteries éliminées à travers les chemins existants dépend largement du système de gestion de déchets pratiqué dans le pays en question.

867. Dans certains pays, les pièces des batteries utilisées sont collectées pour s'assurer une manipulation sécurisée du mercure (et du cadmium dans d'autres types) avec possibilité de recyclage.

D'après les expériences des pays d'Europe du Nord, les taux de collecte d'environ 50% sont considérés comme étant relativement hauts, ce qui dans plusieurs cas occasionne moins de collectes, même lorsque des efforts considérables ont été accomplis dans le domaine de l'information et la collecte. En général les batteries rassemblées séparément devraient être déposées avec beaucoup plus de soin que les ordures ménagères. Bien que le recyclage de batteries contenant du mercure ne soit pas un procédé répandu aujourd'hui, dans beaucoup de pays, cette possibilité est à l'étude.

868. Même dans les pays où s'applique avec rigueur la collecte séparée de batteries, la majeure partie des batteries consommées est jetées en même temps que les déchets généraux. Lorsque les batteries collectées avec les ordures sont enterrées dans les enfouissements protégés, une bonne partie du mercure s'écoule lentement à cause de la dégradation de la capsule protectrice et s'évapore progressivement vers l'atmosphère tout en souillant lentement les eaux usées (ou les eaux souterraines, si aucune membrane n'est utilisée sous l'enfouissement). Une plus grande quantité de mercure peut s'écouler en cas de travaux d'excavation (ou même des changements climatiques/géologiques). Voir description des enfouissements/dépôts dans la section 5.9. Dans les cas d'ordures non collectées ou de décharges d'ordures non protégées, les pertes de mercure se produisent directement dans le sol. L'évaporation ou la disponibilité biologique réelle du mercure contenu peut être retardée de plusieurs années ou même décennies, parce que la dégradation des capsules protectrices des batteries ne se produit que progressivement.

869. Concernant les batteries collectées avec les ordures et qui finissent par être incinérées, une partie du mercure sera libérée vers l'atmosphère à cause de l'incinération, alors que les restes de batteries demeureront dans les résidus solides, et finit par être déposée dans les enfouissements et autres dépôts, tel que décrit dans la section 5.8. En cas d'incinération incorrecte, une partie du mercure risque de s'évaporer vers l'atmosphère, alors que les restes solides des résidus se perdent dans la terre.

5.5.4.3 Débat à propos d'absorption de mercure

Tableau 5-117 Vue d'ensemble des données du taux d'activité et des types de facteurs d'absorption de mercure nécessaires pour permettre d'estimer les émissions provenant des batteries à mercure

Phase cycle de vie	Données de taux d'activité nécessaires	Facteur d'absorption de mercure
Production	Tonnes métriques de batteries produites par année (dans le pays)	Kg de mercure émis par par kg de mercure dans les batteries produites
Utilisation	Non nécessaire (Emissions négligeables)	Non nécessaires (Emissions négligeables)
Elimination	Tonnes métriques de mercure fournies par année de durée de vie de batterie *1, pour chaque type de batterie	Kg tonne métrique de mercure par batterie fournie pour chaque type de batterie

Nota: * 1 : Utilisé comme remplacement pour la quantité de tonnes métriques éliminées par année. S'il existe des évaluations fiables des quantités de batteries éliminées, ces évaluations devraient être employées à la place. En périodes de changement perpétuel de la consommation et de substitution à des batteries sans mercure, l'approvisionnement normal et l'élimination des batteries diffère pour chaque type.

Production

870. Les données d'absorption relatives à la production des différents genres de batterie contenant du mercure sont souvent indisponibles (sauf si on contacte directement les fabricants). Une approche

beaucoup plus facile pour obtenir une première évaluation serait d'opérer à cette évaluation des émissions de la production en les considérant comme un pourcentage du contenu prévu dans le type batterie en question. Voir exemples de contenu en mercure et émissions provenant de la production ci-dessous.

Elimination

871. L'absorption de mercure lors de l'élimination est égale au contenu en mercure de ces batteries, multiplié par le nombre de batteries (du même type) qui sont éliminées. Notons que la quantité de mercure éliminée avec les batteries reflète le contenu en mercure des batteries des toutes premières années (durée de vie de quelques années, selon le type et l'utilisation). Ceci est très important, car les concentrations en mercure des batteries ont radicalement changé ces quelques dernières années dans beaucoup de pays. Si aucune donnée historique n'est disponible, on peut utiliser les chiffres actuels de l'approvisionnement pour opérer à une estimation.

872. Des exemples de contenu en mercure des batteries par type et par région (pour les données) sont donnés dans le tableau 5-118 ci-dessous.

Tableau 5 – 1118 Exemples de contenu de Hg dans les batteries, en g / Hg / kg de batteries, par type de données et d'origine

Type de batterie	Hg dans batterie (kg Hg/ T batteries)	Pays/région (données)	Remarques
Oxyde de Hg (ttes les tailles); également appelé cellules zinc mercure	320	Union Europ.	Floyd <i>et al.</i> (2002). La vente de piles à l'oxyde de Hg est interdite ds l'UE depuis 2000.
Boutons de cellule en zinc air	12.4	Union Europ.	EBPA (industrie) données citées par Floyd <i>et al.</i> (2002). Probablement des valeurs moy. Puisque les concentrations de Hg peuvent changer. Le Hg contenu ds les boutons de cellule au dessus de 20 kg/T de batterie sont interdites ds l'UE depuis 2000.
Boutons de cellule Alcaline	4.5 - 10 *1	Union Europ.	Remarques identiques que pr zinc air. 10 kg/T= 1 ancienne valeur de la Scandinavie au début des années 80.
Boutons de cellule en oxyde d'argent	3.4 - 10 *1	Union Europ.	Remarques identiques que pr zinc air. 10 kg/T= 1 ancienne valeur de la Scandinavie au début des années 80.
Alcaline, sous une autre forme que les boutons de cellule	"0" - 10 *1	Union Europ.	De nos jours beaucoup de marques locales n'utilisent plus du Hg, mais il existe encore quelques marques nationales ou régionales qui vendent des piles Alcaline contenant du Hg. Aucun bouton de cellule alcaline contenant du Hg au dessus de 0.25 kg/T de piles n'a été interdit ds l' UE depuis 93, alors que la quantité au dessus de 0.005 kg/T n'est interdite que depuis 2000.

Note: *1: 10 kg / T= une ancienne valeur de la Scandinavie au début des années 80. Elle est

utilisée ici pour illustrer le potentiel maximum de valeurs des
marques de batteries produites selon les vieilles méthodes

5.5.4.4 Exemples de Hg en rejets et déchets

i) Production

873. US EPA rapporte l'exemple d'une usine de production d'oxyde de Hg où l'aération de la salle de production était faite par des filtres en tissu et un filtre à charbon, où seulement 0,1 % (1 g / kg) du Hg utilisé dans la production était relâché dans l'air. On suppose que d'autres quantités de Hg sont stockées dans les filtres déjà utilisés, mais ceci n'a pas été souligné. US EPA soutient que cet exemple devrait être utilisé avec précaution à cause de la qualité des données en question, et parce que types de batteries peuvent ne pas avoir les mêmes équipements de réduction d'émission.

874. nous avons un autre exemple provenant de la Russie où environ plus de 27 % du Hg utilisé dans la production de la batterie d'oxyde de Hg est perdu pendant la production avec les rebuts (déchets) et d'autres déchets solides (24 %), avec les rejets dans les eaux usées (2 %), et dans l'air (1%), (Lassen et al., 2004).

875. Concernant la production d'autres types de batteries ayant une teneur en Hg beaucoup plus faible, les pourcentages en rejet pourraient être les mêmes que pour la production de batteries d'oxyde de Hg.

ii) Elimination

876. Au Danemark, la consommation de 20 à 30 % de boutons à cellule à été faite séparément en 2001, bien que le nombre soit plus élevé (30 à 60 %) pour les batteries alcali (Hansen et Hansen, 2003). On espérait détruire le reste des piles avec les ordures ménagères, dont la majeure partie est incinérée. Le déversement diffus et informel des déchets, ou l'incinération est jugé (e) comme étant négligeable au Danemark. L'élimination du Hg par les piles renvoie au contenu de la pile en Hg des années précédentes, donc en 2001 l'oxyde de Hg représentait encore au Danemark l'essentiel des rejets/ déchets de Hg provenant des batteries (par la suite, en 2000, la vente d'oxyde de Hg fut interdite ; Skårup et al., 2003). Au Pays-Bas la collecte de tous les types de batteries est estimée à environ 50 à 70 % du potentiel, cela dépend de la manière dont l'efficacité de la collecte est calculée. Les taux à ce niveau sont légèrement en dessous du niveau également donné par la municipalité de Göteborg en Suède (en se basant sur Hansen et Hansen, 2003). Ces exemples font parties des taux de collecte les plus élevés parmi les plans de rassemblement actuels de piles.

5.5.4.5 Facteurs d'absorption et de distribution

877. En se fondant sur les données citées plus haut, les facteurs d'absorption et de distribution par défaut ne sont utiles que dans la mesure où la source de donnée n'est pas disponible. On insiste sur le fait que les facteurs par défaut qui sont suggérés ici dans ce manuel sont soutenus par une base de données limitée, et en tant que tels, ils devraient être considérés comme des préliminaires, et sont sujets à des révisions étant donné que la base de données est susceptible à des changements.

a) Facteurs d'absorption de Hg par défaut

Tableau 5 – 119 Préliminaires des facteurs d'absorption de Hg par défaut, par type de batterie

Battery type	Mercury content in battery (kg Hg/metric ton batteries)
Oxyde de Hg (toutes les tailles); également appelé cellules en zinc mercure	320
Cellules de bouton zinc air	12
Cellules de bouton Alcaline	5
Cellules de bouton en oxyde d'argent	4
Alcaline, sous une autre forme que les boutons de cellule	0.25 *1

Note : *1 : un facteur d'absorption de 0.005 kg/T devrait être utilisé dans les pays de l'UE

b) Facteurs de distribution de Hg par défaut

878. A noter que les facteurs d'absorption pour la production de batteries ne sont importantes que pour les pays ayant une production à usage domestique. Actuellement, les achats de Hg pour la production représentent l'essentiel des absorptions de Hg (dont une partie se perd pendant la production), mais on peut évaluer à partir des concentrations dans les batteries quand on les combine aux données sur les volumes de production.

879. Concernant l'élimination, les quantifications des vagues de déchets actuels dans le pays peuvent donner une image plus significative des absorptions de Hg issus de ce groupe de production. Si de telles données spécifiques ne sont pas disponibles, alors les facteurs de distribution fournis dans le tableau ci-dessous peuvent être utilisés. Ce ne sont que des moyens de simplification qui indiquent les principales tendances mises en place dans le but de signaler que d'importants rejets peuvent provenir de ces voies.

880. Notez que ce tableau ne donne que les rejets directs dans l'atmosphère, ainsi que les deux catégories de déchets mentionnés. La destination finale du Hg dans les déchets dépend du plan d'action national/régional du traitement des déchets, et les moyens de réduction d'émission mis en place. Voir à ce propos les descriptions de ces questions sur l'incinération des déchets (dans la section 5.8) et les décharges/dépôts (section 5.9).

881. Notez aussi dans les facteurs de distribution du Hg cités ici que le déversement informel ou l'incinération des déchets sont qualifiés comme étant des rejets directs dans l'air, le sol et l'eau. A prendre garde, si les évaluations sur les rejets de Hg ne soient faites séparément du déversement informel, ou de l'incinération des déchets.

c) Liens avec d'autres sources d'estimation de Hg

882. La distribution de Hg dans les déchets collectés séparément et les ordures ménagères de cette sous-catégorie favorise les absorptions de Hg dans les décharges/dépôts (section 5.9) et l'incinération des ordures ménagères (section 5.8).

Tableau 5 – 120 Préliminaires des facteurs de distribution par défaut dans la production de batteries et l'élimination

Cycle de vie	Facteurs de distribution par défaut, part d'absorption de Hg				
	Air	Eau	Sol	Déchet	Secteur de traitement/élimination
Production *2	0.005	0.005	?	?	0.01
Elimination (Actuel management des déchets ds le pays) *4:					
Collecte séparée de pile inexistante ou très peu répandue. Déchets collectés, traités et contrôlés de façon publique				1	
Collecte séparée de pile inexistante ou très peu répandue. Collecte inexistante ou informelle et traitée en simple déchet	0.25		0.25	0.5	
Collecte séparée de piles avec taux de collecte élevés. . Déchets collectés, traités et contrôlés de façon publique				0.6	0.4 *1

Notes : *1 Pour les batteries à bouton de cellule, cette catégorie concernera spécialement les dépôts avec des mesures de surveillance plus grandes contre les rejets de Hg ;

*2 Distribution dans les quantités de Hg dans les batteries produites. Notez que les facteurs de distribution dans la production de batteries n'ont de l'importance que dans les pays ayant une production à usage domestique ;

*3 La combinaison des taux élevés de la collecte séparée des batteries et le bon traitement des déchets informels simples n'est pas significative puisque la collecte séparée est souvent à un niveau supérieur ;

*4 Les absorptions de Hg à éliminer sont les concentrations de Hg dans les types de batterie, associées aux quantités déposées (stockées) des genres de batteries. Si les données annuelles des réserves des années précédentes (pour les mêmes types de batteries) sont disponibles, alors elles peuvent être utilisées de façon approximative pour les quantités déposées.

5.5.4.6 Principale source de données

883. Dans ce cas les sources de données les plus importantes seraient :

L'utilisation de batteries à l'oxyde de Hg, y compris les importations (ainsi que celles comprises dans d'autres produits tels que les jouets et les cartes de vœux etc.) ;

Les tendances nationales/régionales dans les concentrations de Hg dans d'autres batteries (marques locales, réglementations nationales/régionales) ; et

L'efficacité des systèmes de management des déchets.

884. Pour ce qui est des batteries à l'oxyde de Hg, il est souvent inattendu de voir que les stratégies du commerce national soient inexactes, parce que ces batteries sont normalement vendues en petites quantités et sont donc très vulnérables à une catégorisation manquée d'autres piles dans les rapports des commerçants au niveau des bureaux des statistiques. Ceci a des conséquences, car mêmes les

ventes modérées de batteries à l'oxyde de Hg peuvent représenter un excès de Hg loin du total utilisé avec d'autres types de batteries.

885. Les batteries sont principalement produites dans des usines pas très grandes, et il serait recommandé de faire si possible une approche de point source dans le rejet de Hg dans la production.

886. voir également les conseils à propos de l'assemblage des données dans la section 4.4.5.

5.5.5 Biocides et pesticides

5.5.5.1 Description de la sous-catégorie

887. La plupart des composés mercuriques sont toxiques pour les microorganismes, alors que des composés sont utilisés dans les biocides, au niveau de l'industrie du papier (fongicides intervenant dans la production - voir section 5.3.2), dans les peintures (abordées séparément à la section 5.5.6), et les grains de semence, ainsi que dans d'autres applications agricoles. Ces utilisations ont été discontinuées ou interdites dans beaucoup de pays (PNUE, 2002).

888. Un cas majeur d'utilisation des composés de mercure comme biocide a été le traitement des semences. L'utilisation de grains de semences traitées à base de mercure, pour une production destinée à la fabrication de pain a été la cause, il y a quelques décennies, de deux incidents liés à une intoxication grave au mercure, survenues en Irak (PNUE, 2002).

889. Dans l'ancienne Union Soviétique, la production de pesticides organo-mercuriel avait été initiée en 1955, avec une production de 5 tonnes métrique/an, laquelle est passée à un maximum de 200 tonnes métrique /an vers 1960 (Lassen *et al.* 2004). La production au niveau de la Fédération Russe a cessé mais il est estimé qu'au cours de ces dernières années, 20 à 40 tonnes métriques issues des stocks ont été utilisées par année (Lassen *et al.*, 2004). Le principal composé est le chlorure d'éthylmercure, avec une teneur en mercure de 1,9 à 2,3 % dans le pesticide mais 14 composés différents ont été appliqués comme pesticides au niveau du pays.

890. En Australie, un produit fongicide liquide contient 120 g/l de mercure, sous forme de chlorure de méthoxyéthylmercure pour lutter contre la maladie de l'ananas dans la nouaison des cannes à sucre. (PNUE, 2002)

891. En Inde, selon la Direction de la protection des végétaux, la quantité de pesticides organiques mercuriels utilisée entre 1999-2000 s'élevait à 85 tonnes métriques (Wankhade, 2003). Durant la période 1995-2000 aucune production, ni importation ou exportation n'a été enregistrée, cela indiquant que les pesticides consommés provenaient des stocks (Wankhade, 2003). Un certain nombre de pesticides à base de mercure jadis utilisés en Inde sont actuellement interdits.

5.5.5.2 Principaux facteurs déterminant les rejets de mercure

Tableau 5-121 Principaux rejets et milieux de réception au cours du cycle de vie des fongicides et pesticides contenant du mercure

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets généraux	Traitement spécifique au secteur / élimination
Production	?	?	?	X	?	?
Usage (pesticides)	X	X	X		x	x
Elimination		x	X		x	X

Notes: X – Voies de rejet, supposées prédominantes pour cette sous-catégorie;

x - Voies de rejets supplémentaires à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local;

- Des rejets peuvent survenir mais aucune donnée relative à cet aspect n'est disponible.

892. Aucune donnée relative aux éventuels rejets de mercure issu de la production de fongicides à base de mercure n'est disponible.

893. En ce qui concerne l'utilisation de fongicide/pesticide, le facteur le plus déterminant dans le rejet du mercure contenu dans les produits utilisés, au même titre que la manière dont les produits sont appliqués. Comme les pesticides ont dû constituer un usage prédominant (à côté des peintures – voir section 5.5.6), les indications relatives aux voies de rejet dans le tableau 5-121 font référence à cet usage. Tandis que la majorité des produits utilisés va finir dans le sol, d'autres vont vraisemblablement finir dans l'eau à travers l'élimination des quantités non utilisées, le lavage des équipements utilisés, la dissolution dans la nappe souterraine et l'écoulement avec les eaux de surface. Les produits non utilisés, dont les stocks de pesticides périmés, peuvent se perdre de façon diffuse ou être éliminés avec les déchets courants ou à travers des programmes spécifiques d'évacuation de déchets.

5.5.5.3 Discussion sur les absorptions de mercure

Table 5-122 Survol des données relatives au taux d'activité et type de facteurs d'absorption de mercures nécessaires pour estimer les rejets issus des biocides et pesticides

Phase de cycle de vie	Données requises par rapport au taux d'activité	Facteur d'absorption de mercure
Pesticide use	Quantité de pesticides utilisée	Teneur en mercure des pesticides utilisés

894. A part les données fournies ci-dessus, aucune donnée relative aux concentrations de mercure dans les pesticides, les peintures et les produits pharmaceutiques n'a été trouvée (voir sections 5.5.6 et 5.5.7, respectivement).

5.5.5.4 Exemples de présence de mercure dans les rejets et déchets/résidus

895. Dans certains pays des quantités considérables de pesticides périmés sont stockées au niveau des fermes et des magasins dans des conditions inappropriées.

896. Selon les suppositions, dans la Fédération Russe, la quantité des pesticides contenant du mercure stockée au niveau des magasins (hors décharge brutes), lesquelles sont destinées à la destruction ou au stockage dans des décharge spéciales dépasse 1 000 tonnes métriques, et contient environ 20 tonnes métriques de mercure (Lassen *et al.*, 2004).

5.5.5.5 Facteurs par défaut d'absorption et de distribution des rejet

897. En l'absence de données, aucun facteur par défaut n'a été défini pour cette source de catégorie. La collecte de données spécifiques est recommandée dans des pays où des pesticides/biocides sont utilisés.

5.5.6 Les peintures

5.5.6.1 Description de la sous-catégorie

898. L'acétate de phényle mercurique (PMA) et les composés mercuriels similaires étaient jadis largement ajouté dans les peintures à eau comme agent biocide et est certainement encore utilisé dans certains pays. Ces composés ont été utilisés pour prolonger la durée de conservation en empêchant la fermentation bactérienne à l'intérieur de pots (agent de conservation) et de retarder les attaques des surfaces peintes par des champignons, en milieu humide (fongicides).

899. Aux USA, l'utilisation de biocides mercuriels dans les peintures a pris fin en 1991. Avant 1991, aux USA, les composés de mercure étaient utilisés dans 25 à 30% de l'ensemble des peintures d'intérieur au latex (ils n'étaient pas utilisés dans les peintures à huile), et dans 20 à 35 % des peintures d'extérieur au latex (Heier, 1990).

900. Concernant l'Inventaire Global du Mercure (PNUE (2002) la Thaïlande déclare que moins de 25% des usines de peinture Thaïlandaises utilisent encore le mercure comme additif, dans leurs processus et en quantités ne dépassant pas 0,5 % du poids total. Il est probable que le mercure soit utilisé comme agent de conservation des peintures, dans d'autres pays mais nous n'avons pas de certitude quant au statut des usines de peinture à base de mercure, ainsi qu'à son utilisation dans d'autres pays.

901. Des composés non organiques de mercure de très faible solubilité étaient également jadis utilisés comme additifs dans les revêtements et peintures, marins pour éviter le colmatage des bactéries et autres organismes marins sur la coque des bateaux. Cet usage a été dans une large mesure discontinu vers la moitié des années 1970 (US DOC, selon NJ MTF, 2002).

5.5.6.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et rejets de mercure

Tableau 5-123 Principaux rejets et milieux de réception Durant le cycle de vie des peintures contenant du mercure

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets généraux	Traitement spécifique au secteur / élimination
Production *1	x	x	x	X	x	x
Utilisation	X	x			x	
Elimination					x	x

Notes: *1Des rejets de mercure issus de la production des peintures et de leurs composantes peuvent s'opérer mais il n'y pas de données décrivant ces rejets. Les rejets issus de la phase d'utilisation sont vraisemblablement beaucoup plus élevés parce que la plupart des composés mercuriels est sensée rester dans les peintures produites;
 X - Voies de rejet supposées prédominantes pour cette sous-catégorie;
 x - Voies de rejets supplémentaires à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local;

902. Il n'y a pas de données décrivant les rejets éventuels de mercure issus de la production de peinture.

903. Certaines études suggèrent que lorsque des peintures contenant du mercure sont appliquées, les surfaces peintes rejettent du mercure élémentaire dans l'air (US EPA, 1992 et Agos *et al.*, 1990). NJ MTF (2002) dit que l'air est le principal milieu de réception de ces rejets (NJ MTF, 2002). La durée de vie du mercure dans ces peintures a été estimée à environ 1 an, c'est-à-dire que la moitié de la teneur en mercure est rejetée chaque année (NJMTF, 2002). Aux USA, les rejets issus des peintures (et certainement dans les autres pays) ont été considérables jusqu'à un passé récent. Aux USA, environ 227 tonnes métriques de PMA et autres composés mercuriels ont été utilisées par année, entre le milieu des années 1960 et 1991. A supposé que la totalité du mercure utilisé dans ces peintures est éventuellement rejetée dans l'environnement et que la durée de vie est d'environ 1 an, on peut estimer qu'aux USA, entre la fin des années 1960 et le début des années 1990s, environ 227 tonnes métriques de mercure ont été rejetés dans l'atmosphère par le biais de ces peintures, par an. Cependant, compte tenu de la durée de vie relativement courte de ces peintures et étant donné que l'usage en a été arrêté en 1991, aujourd'hui les rejets issus de cette source doivent être relativement faibles aux USA. (Voir NJ MTF, 2002 pour des explications et une analyse plus détaillées sur cette question).

5.5.6.3 Discussion sur les absorptions de mercure

Tableau 5-124 *Survol des données relatives au taux d'activité et type de facteurs d'absorption de mercures nécessaires pour estimer les rejets issus des peintures contenant du mercure*

Phase de cycle de vie	Données de taux d'activités requises	Facteurs d'absorption de mercure
Usage et élimination	Consommation de peinture contenant du mercure en tonnes métriques par an	Concentration de mercure dans les peintures utilisées; g de mercure par tonne métrique de peinture

904. Les données les plus importantes dans l'estimation des rejets issus des peintures seraient les données relatives à la concentration de mercure dans les peintures utilisées, la quantité de peinture utilisée, la date (quelle année) d'utilisation de ces peintures, et une indication sur la rapidité du processus de rejet de mercure par la peinture déjà appliquée (par exemple la durée de vie du mercure dans les peintures). Il serait également très utile de connaître, le cas échéant, en quelle année l'utilisation de ces a été arrêtée, dans le pays concerné par l'étude.

905. Les informations relatives à la teneur effective des peintures en mercure sont rares. Avant la prohibition en 1991, US EPA autorisait pour les peintures d'intérieur au latex, une teneur en mercure élémentaire inférieure ou égale à 300 ppm (0,03%) et pour les peintures d'extérieur au latex une teneur inférieure ou égale à 2000 ppm (0,2%; MMMW, 1990). La teneur effective variait. Si l'on en croit les interviews menées auprès des usines américaines de peinture, dans les années 1990, Husar et Husar a fait cas d'une évaluation ayant déterminé une concentration de 45 ppm de mercure dans de la peinture d'intérieur au latex et une concentration de 1 050 ppm dans de la peinture d'extérieur au latex (Husar et Husar, 2001).

906. Dans un incident relatif à un empoisonnement au mercure survenu en 1989, aux USA, le mûr avait été peint avec une peinture au latex contenant 930 à 955 ppm de mercure. (MMWR, 1990).

907. De l'Australie Alphen (1998) nous relate un additif de peinture contenant 37 g Hg/L; ajouté à la peinture en quantité préconisée cela donnerait 460 mg Hg/L (Alphen, 1998). Alphen dit également que des peintures contenant en excès 300 ppm de mercure avaient été identifiées lors d'une enquête restreinte auprès des usines de peinture du Sud de l'Australie. Comme nous l'avons précédemment mentionné, la Thaïlande déclare que moins de 25% des usines de peinture Thaïlandaises utilisent encore du mercure comme additive dans le processus et ce en quantités n'excédant pas 5000 ppm (0.5%) par poids total. Au Costa Rica, la réglementation sur la teneur des peintures en plomb et en mercure fixe la teneur maximale des peintures en mercure à 50 ppm (0.005 %) (UNEP, 2002).

5.5.6.4 Exemples de rejets de mercure et déchets/résidus

908.A travers l'application des peintures, une partie infime de la peinture va être éliminée avec l'eau usée issue du nettoyage du matériel et la partie restant dans le pot va être déversée avec les déchets solides. Bass (2001) estime qu'environ 5 % sont éliminés avec les eaux résiduaires, 3% finissent dans les déchets solides municipaux alors que les autres 92% sont émis dans l'air suite à l'application de la peinture.

909.Avec une durée de vie déclarée d'un an, la Presque totalité du mercure sera émise à partir de la peinture.

5.5.6.5 Facteurs d'absorption et de distribution des rejets

910. En l'absence de données, aucun facteur par défaut n'a été défini pour la production des peintures et de leurs composantes.

911. Selon les informations compilées ci-dessus relativement aux facteurs d'absorption et de rejet, et aux principaux facteurs déterminant les rejets, les facteurs préliminaires d'absorption et distribution par défaut, ci-dessous ont été suggérés pour l'usage des peintures, dans les cas où les données de sources spécifiques ne sont pas disponibles. Il est à noter que les facteurs par défaut suggérés dans ce projet d'outil expérimental sont inspirés d'une base de données assez sommaire, et ainsi devraient être considérés préliminaires et sujets à des révisions au fur et à mesure que les données augmentent.

912. L'objet primaire de l'utilisation de ces facteurs par défaut est d'avoir une première impression par rapport au fait que la sous-catégorie est une source considérable de rejet de mercure, au niveau du pays. D'habitude, il aurait été nécessaire d'affiner davantage les estimations de rejet (après calcul sur la base de facteurs par défaut) avant d'entreprendre une quelconque action d'envergure en s'appuyant sur les rejets estimés.

a) Facteurs d'absorption de mercure par défaut

913. Les données actuelles sur les niveaux de mercure dans les peintures utilisées permettront d'avoir une meilleure estimation des rejets.

914. Si aucune autre indication relative à la concentration de mercure dans les peinture, n'est disponible, une première estimation peut être faite en utilisant les facteurs d'absorption par défaut préconisés dans le tableau 5-125 ci-dessous (sur la base des ensembles de données présentées dans cette section). Les niveaux de concentrations variant autant, il est recommandé de calculer et rapporter les intervalles d'absorption de mercure dans cette catégorie de source. Les facteurs bas par défaut ont été posés pour indiquer des estimations basses d'absorption de mercure

dans la catégorie de source (mais pas un minimum absolu), et les facteurs hauts doivent induire des estimations hautes (mais pas le maximum absolu).

Tableau 5-125 **Facteurs** préliminaires par défaut pour l'absorption de mercure dans les peintures

Matériel	Facteurs d'absorption par défaut; g Hg/tonne métrique de peinture; (bas - haut)
Peintures contenant des biocides au mercure	300 - 5000

b) Facteurs par défaut pour la distribution des rejets de mercure

915. Les facteurs par défaut pour la distribution des rejets de mercure utilisé dans la peinture, comme nous l'avons décrit ci-dessus, sont basés sur des estimations faites par Bass (2001).

Tableau 5-126 **Facteurs** préliminaires par défaut pour la distribution des rejets de mercure utilisé dans les peintures

Phase de cycle de vie	Facteurs de distribution des rejets, part d'absorption de Hg				
	Air	Eau	Sol	Déchets généraux	Traitement spécifique au secteur / élimination *1
Utilisation de peinture (application et date d'application)	0.92	0.05		0.03	

c) Liens avec d'autres sources d'estimation de mercure

916. Aucun lien suggéré.

5.5.6.6 Principales données spécifiques de source

917. Les données spécifiques de source les plus importantes seraient dans ce cas:

- Les concentrations de mercure dans les peintures contenant du mercure, utilisées ; et
- Les quantités de peinture contenant du mercure, utilisées par an.

5.5.7 Produits pharmaceutiques à usage humain et vétérinaire

5.5.7.1 Description de la sous-catégorie

918. Le mercure a été utilisé dans différents produits pharmaceutiques tels que les vaccins, les gouttes ophtalmiques, certaines herbes médicinales et autres produits, principalement comme agent de conservation (COWI, 2002). Le thimérosal/thiomersal (thiosalicylate d'éthyle) a par exemple été utilisé pendant des décennies dans les vaccins destinés à empêcher le développement

de différents agents pathogènes. L'utilisation de mercure dans les vaccins et gouttes ophtalmiques et certains autres produits pharmaceutiques a considérablement régressé ces dernières années (PNUE, 2002). Cependant, la production et l'utilisation continuent, même dans les pays occidentaux. Des rejets peuvent intervenir lors de la production, l'utilisation et l'élimination de ces produits (PNUE, 2002 et COWI, 2002).

919. D'après les informations communiquées par le Gouvernement australien en vue de la préparation de la 23^{ème} session du Conseil d'Administration du PNUE et les utilisations communiquées dans le Rapport Global d'Evaluation du Mercure (PNUE, 2002), il y a un certain nombre de produits chimiques à usage vétérinaire contenant du chlorure mercurique (un produit), nitrate de phényle mercurique (cinq produits) et du thiosalicylate de sodium d'éthylmercure (97 produits). Dans la plupart de ces produits, le composé mercurique n'est pas un ingrédient actif (ex : certains vaccins contiennent une quantité infime de thiomersal – thiosalicylate de sodium d'éthylmercure), et un "révulsif " pour cheval contient 3 g/L de chlorure mercurique et est généralement utilisé pour traiter les blessures à la patte, les douleurs et douleurs musculosquelettique.

920. D'après Skårup *et al.* (2003), le mercure est encore utilisé comme agent de conservation dans certains vaccins utilisés au Danemark; environ, dans la moitié des vaccins contre la grippe, et dans les vaccins contre "l'encéphalite japonaise ". La dose de vaccin contre la grippe contient 50 µg de thimérosal (contrairement à beaucoup de pays en développement, au Danemark, les vaccins sont administrés en dose unique). Avec une quantité aussi petite par dose, la consommation totale de thimérosal (composé de mercure), au Danemark, la consommation totale à travers les vaccins contre la grippe est inférieure à 20g de mercure/an (5 millions d'habitants).

921. L'utilisation de composés de mercure dans des vaccins est certainement beaucoup plus accentuée dans d'autres pays, sans doute, dans les pays en voie de développement en particulier et dans les autres pays où les vaccins sont administrés en doses multiples, ainsi la demande en agent de conservation peut être élevée. Vraisemblablement, en comparaison avec les autres utilisations du mercure, notamment, dans les produits d'obturation dentaire, les thermomètres, les indicateurs de tension artériel, les batteries, etc., les quantités de mercure utilisées sont cependant minimes.

Tableau 5-127 Autres exemple de produits pharmaceutiques contenant du mercure

Produits Pharmaceutiques/ composés mercurique	Utilisation déclarée	Référence
Thimérosal, $C_9H_9HgNaO_2S$	Agents de conservation utilisés largement utilisés dans les produits pharmaceutiques et les vaccins.	NIH, 2004
Acétate de phénylmercure, $C_6H_5HgO_2$	Agents de conservation dans les produits pharmaceutiques	NIH, 2004
Nitrate de phénylmercure, $C_6H_5HgNO_3$	Agents de conservation dans les produits pharmaceutiques	NIH, 2004
Mercurochrome	Traitement des entailles	SH, 2004

922. Un autre usage majeur de mercure dans les produits pharmaceutiques a anciennement été les médicaments contre la syphilis. Aucune donnée concernant un usage actuel de mercure dans ce but, n'a cependant été relevé.

923. Le mercure contenu dans les produits pharmaceutiques sera rejeté à travers le corps, dans les eaux résiduaires ou le sol, les produits non utilisés peuvent également être déversés dans les déchets publics ou dangereux, selon les pratiques de gestion des déchets.

924. Il n'y a eu aucune tentative pour établir des facteurs d'absorption par défaut ni des facteurs de distribution de rejet par défaut, pour cette sous-catégorie.

5.5.8 Cosmétiques et produits connexes

5.5.8.1 Description de la sous-catégorie

925. Le mercure a été utilisé dans les crèmes, les savons éclaircissant, et comme agent de conservation dans certains produits cosmétiques pour les yeux. Ces produits sont rares ou inexistant dans certains pays. Au cours des décennies passées, la production et l'utilisation de tels produits ont considérablement baissé, en occident. Cependant, dans d'autres pays, la production et l'utilisation continuent. Les rejets peuvent survenir lors de la production, de l'utilisation et de l'élimination de ces produits (PNUE, 2002 et COWI, 2002).

5.5.8.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et rejets de mercure

Tableau 5-128 Principaux rejets et milieux de réception au cours du cycle de vie des produits cosmétiques et produits connexes contenant du mercure

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets généraux	Traitement spécifique au secteur / élimination
Production	?	?		X	?	
Utilisation		X				
Élimination					x	

Notes: X - Voies de rejet supposées prédominantes pour cette sous-catégorie;

x - Voies de rejets supplémentaires à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local;

- Il se peut qu'il y ait des rejets mais aucune donnée n'est disponible par rapport à cet aspect.

5.5.8.3 Discussion sur les absorptions de mercure

Tableau 5-129 Survol des taux d'activité et types de facteurs d'absorption de mercure requis pour estimer les rejets issus des cosmétiques et produits connexes contenant du mercure

Phase de cycle de vie	Données de taux d'activité requises	Facteurs d'absorption de mercure
Usage	Tonnes métriques de cosmétiques contenant du mercure, utilisé	g de mercure par tonne métrique de cosmétique utilisé

926. Les savons et crèmes sont conçus pour une application cutanée, ensuite on les laisse sécher et on dort avec. Le savon contient jusqu'à 3% d'iodure de mercure (HgI₂) alors que les crèmes contiennent jusqu'à 10% de chloramidine de mercure (OECD, 1994).

927. L'utilisation de cosmétiques éclaircissant est assez répandue dans beaucoup de pays africains. Sur 210 femmes interrogées à Bamako, au Mali, environ 25% utilisent des produits de dépigmentation (Mahe *et al.*, 1993). Parmi ces dernières, 11% utilisent des produits contenant du mercure; tandis 16% utilisent des produits de composition inconnue. A Dakar, au Sénégal, 53% sur 425 femmes interrogées utilisent présentement des produits de dépigmentation. Dix % des produits contenaient de l'iodure de mercure et 13% étaient de composition inconnue (Guidice et Yve, 2002). A Lagos, au Nigeria, 77% de 440 commerçants (femmes et hommes) interrogés utilisent des cosmétiques éclaircissant (Adebajo, 2002). Les produits à base d'hydroquinone ont été les plus utilisés mais les produits à base de corticostéroïde et de mercure étaient également, largement utilisés.

928. Dans une étude menée à Lomé, au Togo, auprès de 536 femmes, les dérivés de mercure ont été les ingrédients actifs dans 31% des produits cosmétiques utilisés. (Pitche *et al.*, 1997). Au Kenya quatorze types de savons de toilette ont été collecté et analysé à Kisumu (Harada *et al.*, 2001). Les savons fabriqués en Europe ayant été analysés contenaient 0,47 à 1,7 % de mercure (sous forme d'iodure de mercure) alors que la teneur en mercure des savons fabriqués à l'échelle domestique ne représentait que des traces. Glahder *et al.* (1999) relatent l'analyse d'inventaire de mercure dans trois marques de savon achetées en Tanzanie. D'après, les déclarations, les savons contenaient 2% d'iodure de mercure. L'analyse de la teneur en mercure a révélé une teneur de 0,69% (sous forme de mercure); soit environ 78% de la teneur déclarée.

929. L'utilisation de cosmétiques contenant du mercure a été prohibée dans beaucoup de pays africains, au cours de ces dernières années, aussi l'utilisation de produits cosmétiques contenant du mercure a dû certainement être arrêtée dans certains des pays susmentionnés.

930. Les savons éclaircissant contenant du mercure sont sans doute utilisés dans certains pays européens, en dépit de l'interdiction de leur usage par l'UE. A travers une étude menée en 2000, le EPA a identifié 7 types de savons contenant du mercure, commercialisés au Danemark (Danish EPA, 2000). Les savons contenaient 1 à 3 % d'iodure de mercure.

931. Jadis, une quantité considérable de mercure était utilisée en Europe pour la production de produits cosmétiques contenant du mercure, destinés à l'exportation vers d'autres pays du monde. En Irlande par exemple, 17 tonnes métriques de mercure ont été importées en 1999, pour la fabrication de savon, qui a ensuite été exporté à partir de l'UE (Maxson, 2004). La production de produits cosmétiques contenant du mercure a été prohibée en 2003 par l'Annexe 5 de la Réglementation de l'UE appliquant la Convention de Rotterdam.

932. Des biocides de mercure peuvent être utilisés en concentration très faible dans certains produits cosmétiques pour les yeux.

933. Il n'a pas été possible d'estimer la consommation totale de mercure entrant dans les produits cosmétiques, pour aucun des pays. L'utilisation de produits cosmétiques contenant du mercure relève d'une question de santé pour les gens qui utilisent ces produits. Par conséquent, les données relatifs aux rejets liés à ces usages peuvent ne pas être facile à obtenir, et seraient probablement faible en étant estimées, les implication sanitaires de tels usages devraient susciter une attention particulière.

5.5.8.4 Exemples de mercure dans les rejets et déchets /résidus

934. Il n'a pas été possible d'identifier une quelconque évaluation du sort du mercure utilise dans les produits cosmétiques. Il est suppose que la principale voie correspond aux rejets dans l'eau, lorsque les produits cosmétiques sont enlevés lavage. Une partie infime, laissée dans les tubes et les contenants peut être déversée dans les déchets publics.

5.5.8.5 Facteurs d'absorption et de distribution de rejet

935. En raison de l'absence de données, aucun facteur par défaut n'a pu être établi pour la production des produits cosmétiques et de leurs composants. Pour des raisons similaires, en dehors des produits éclaircissant, aucun facteur par défaut n'a été établi pour les produits cosmétiques.

936. Sur la base des informations relatives aux facteurs d'absorptions et de rejets, et les principaux facteurs déterminant les rejets, compilées ci-dessus, les facteurs préliminaires d'absorption et de distribution, par défaut, ci-dessous sont préconisés pour les usages liés aux crèmes et savons éclaircissants, au cas où des données spécifiques de source ne sont pas disponibles. Il faut noter que les facteurs par défaut préconisés dans le projet de Toolkit expérimental sont inspirés d'une base de donnée sommaire, et ainsi devraient donc être considérés préliminaires et susceptibles d'être révisés, au fur et à mesure que les données augmenteront.

937. L'objet primaire de l'utilisation de ces facteurs par défaut est d'avoir une première impression par rapport au fait que la sous-catégorie est une source considérable de rejet de mercure, au niveau du pays. D'habitude, il aurait été nécessaire d'affiner davantage les estimations de rejet (après calcul sur la base de facteurs par défaut) avant d'entreprendre une quelconque action d'envergure en s'appuyant sur les rejets estimés.

a) Facteurs d'absorption de mercure par défaut

938. Les données actuelles concernant les niveaux de mercure dans les crèmes et savons utilisés, permettront de mieux estimer les rejets.

939. S'il n'y pas d'indications sur la concentration de mercure dans ces produits cosmétiques, une première estimation peut être faite en utilisant les facteurs d'absorption par défaut préconisés dans le tableau 5-130 ci-dessous (en s'appuyant sur les ensembles de données présentées dans cette section).. Les niveaux de concentrations variant autant, il est recommandé de calculer et rapporter les intervalles d'absorption de mercure dans cette catégorie de source. Les facteurs bas par défaut ont été posés pour indiquer des estimations basses d'absorption de mercure dans la catégorie de source (mais pas un minimum absolu), et les facteurs hauts doivent induire des estimations hautes (mais pas le maximum absolu).

Tableau 5-130 **Facteurs** préliminaires par défaut pour l'absorption de mercure dans les cosmétiques et produits connexes contenant du mercure

Matériel	Facteurs d'absorption par défaut; g Hg/tonne métrique de crème/savon; (bas - haut)
Crème et savons éclaircissant contenant du mercure	10.000 - 50.000

b) Facteurs par défaut pour la distribution des rejets de mercure

940. Les facteurs par défaut pour la distribution des rejets de mercure utilisé dans les crèmes et savons éclaircissant sont basés sur des hypothèses relatives aux usages et éliminations.

Table 5-131 **Facteurs** préliminaires par défaut pour la distribution des rejets et d'élimination des produits cosmétiques contenant du mercure

Phase de donnée de vie	Facteurs de distribution de rejet par défaut, part d'absorption de Hg				
	Air	Eau	Sol	Déchets publics	Traitement spécifique au secteur / élimination
Usage et élimination des cosmétiques contenant du mercure		0.95	0.05		

c) **Liens avec d'autre sources d'estimation de mercure**

941. Aucun lien n'a été suggéré.

5.5.8.6 Principales données de source spécifique

942. La donnée de source spécifique la plus importante serait dans ce cas:

- Les concentrations de mercure dans les produits cosmétiques contenant du mercure; et
- Les quantité de produits cosmétiques contenant du mercure, utilisées par année.

5.6 Autres usages de produits/procédés intentionnels

Tableau 5-132 *Autres usages de produits/procédés intentionnels: sous-catégories avec voies primaire de rejet de mercure et méthodes d'inventaire recommandées*

Chapitre	Sous-catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchets / résidu	Principale méthode d'inventaire
5.6.1	Amalgame d'obturation dentaire au mercure	x	X		X	X	OW
5.6.2	Manomètres et jauges	x	X	x	X	X	OW
5.6.3	Produit chimique et équipement de laboratoire	x	X		X	X	OW
5.6.4	Utilisation de métal de mercure dans les rituels religieux et dans la médecine folklorique	X	X	X	X	X	OW
5.6.5	Utilisation de produits divers, de métal de mercure et autres sources	X	X	X	X	X	OW

Notes: PS = Approche point source par point source; OW = Approche Nationale/globale;
X - Voies de rejet supposées prédominantes pour cette sous-catégorie;
x - Voies de rejets supplémentaires à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local;

5.6.1 Amalgame d'obturation dentaire au mercure

5.6.1.1 Description de la sous-catégorie

943. L'amalgame d'obturation dentaire est constituée d'un alliage de mercure, d'argent, de plomb et d'étain (généralement 44-51% de mercure par poids). L'alliage est généralement fourni par les dentistes, soit sous forme de: 1) mercure pure avec de la poudre constituée par un mélange des autres métaux, lesquels sont pesés et mélangés à l'aide d'un agitateur au niveau de la clinique; soit sous forme de 2) petites capsules contenant le mercure et la poudre de métal, dans la proportion appropriée, nécessitant tout juste d'être mélangés (à l'intérieur de la capsule avant ouverture) au niveau de la clinique, avant d'obturer la cavité dans la dent (COWI, 2002). D'autres variantes d'un même procédé peuvent survenir.

944. Le mercure est rejeté dans l'air, l'eau et les déchets lors de la production, l'utilisation et l'élimination de l'amalgame d'obturation (notamment par suite d'enlèvement de l'obturation ou d'une dent obturée, lors de la procédure de traitement médicale/dentaire, ou à travers les dents perdues). Les rejets peuvent également survenir à la fin de la vie d'une personne portant des obturations. Les amalgames dentaires sont par exemple, d'importants facteurs déterminant les rejets de mercure dans l'air, au niveau des crématoriums (voir section 5.10.1).

945. Au niveau de la clinique dentaire, une partie de l'amalgame d'obturation mélangé est utilisée pour obturer la cavité mais il reste toujours une partie non utilisée, qui est souvent déversée dans les déchets ou recyclé (en particulier à cause de la valeur de l'argent). L'obturation est souvent ajustée sur la surface laissant ainsi tomber de petites particules d'amalgame dans le système des eaux résiduaires. Aussi, lors des renouvellements périodiques des amalgames d'obturation, l'amalgame usager est creusé et ainsi des particules d'amalgame sont envoyées dans le réseau d'eaux résiduaires. Des particules plus grandes d'amalgames issus de ces opérations vont souvent être retenues dans un des filtres à tamis du système de succion d'eau, d'où ils vont être retirés pour être recyclé avec les déchets. Dans les pays où la réglementation sur les déchets issus des cliniques dentaires est stricte, la clinique peut être dotée d'un filtre central supplémentaire qui est beaucoup plus efficace pour retenir les amalgames de mercure contenu dans l'eau résiduaire que les filtres secondaires à tamis. De plus, des dents contenant de l'amalgame d'obturation peuvent être enlevées au niveau de la clinique et déversées dans les déchets publics ou dans les déchets dangereux collectés séparément ou être envoyées pour recyclage. Au Danemark, et certainement dans d'autres pays, un nombre substantiel de dents extraites sont envoyées dans les écoles d'art dentaire pour être utilisées dans les cours pratiques d'art dentaire (Maag *et al.*, 1996; Skårup *et al.*, 2003).

5.6.1.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et rejets de mercure

Tableau 5-133 Principaux rejet et milieux de réception dans le cycle de vie des amalgames d'obturation dentaire au mercure

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets publics	Traitement spécifique au secteur / élimination *1
Production/fourniture de matériaux d'obturation				X		
Préparations et procédure dentaires au niveau des cabinets dentaires	x	X			X	X
Usage (dans la bouche des gens)		x				
Elimination		X			X	X

Notes: *1: Collecte séparée pour traitement comme déchets dangereux/déchet médical ou pour recyclage;

X - Voies de rejet supposées prédominantes pour cette sous-catégorie;

x - Voies de rejets supplémentaires à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local;

946. Des rejets de mercure pourraient survenir lors du traitement /conditionnement du mercure et des capsules chez les producteurs/fournisseurs mais les rejets peuvent être minimes grâce à une traitement simple. Aux USA, aucune utilisation d'une quelconque mesure de prévention des émissions issues de la production n'est connue. Des proportions infimes de mercure sont rejetées dans l'air au niveau des cliniques dentaires.

947. L'aspect le plus important, conditionnant les rejets de mercure à partir des amalgames dentaires, sont les suivant:

- La quantité d'amalgame dentaire utilisée par personne (par tête) dans le pays, en tenant compte aussi bien des normes générales de soins dentaires au sein de la population, que de l'ampleur de l'utilisation de matériaux alternatif d'obturation dentaire (composite plastic, couronnes en céramique ou fondue en or);
- La disponibilité de filtres d'amalgame modernes de haute efficacité dans le système des eaux résiduaires, au niveau des cliniques dentaires. En cas de disponibilité, ils peuvent collecter 90 à 99.9 % des absorptions d'amalgame dans les eaux résiduaires de la clinique. Selon l'étude danoise, si des filtres à grosses mailles (grilles) sont utilisé, la majeure partie de l'amalgame, peut être 80 à 90% , se perd dans le système public d'eau résiduaires (ou est rejeté dans l'environnement, en cas d'inexistence d'un tel système);
- Le sort des déchets d' amalgame (excès d'amalgame issu des nouvelles obturations, dans les matières filtrées ou dans les dents extraites ou perdues). Il peut être collecté séparément pour recyclage ou autre traitement comme déchets dangereux /médical ou peut être déversé avec les déchets publics dans les décharges, installations d'incinération ou autres dispositifs de traitement des ordures existant dans le pays.

948. Les pertes de mercure issues des obturations, en cours d'utilisation (alors qu'il est encore dans la bouche) surviennent encore, à une fréquence quasi nulle. Jusqu'à un passé récent, ces rejets de mercure étaient jugés négligeables par certains chercheurs mais en 2001 une étude menée dans la capitale de la Suède, Stockholm, a révélé qu'environ 44% de la totalité des absorptions de mercure dans le traitement des eaux usées provenait de l'amalgame d'obturation dans la bouche, tandis qu'environ 21% de la totalité des absorptions de mercure dans le traitement des eaux usées provenait des cliniques dentaires (Sörme et Lagerkvist, 2002; Sörme *et al.*, 2003). Les estimations relatives aux rejets de mercures issus de la bouche des habitants étaient basées sur des taux d'excrétion de 60 µg/ (jour*personne) dans les fèces et dans l'urine (selon Skare et Engquist, 1994), et n'intégrait pas les contributions par la consommation alimentaire (Sörme et Lagerkvist, 2002; Sörme *et al.*, 2003). Ces résultats devraient être vus dans la perspective que les autres sources d'absorption de mercure dans les eaux résiduaires sont vraisemblablement infimes en Suède, comparaison faite avec d'autres endroits du monde (la Suède fait certainement partie des pays où la réglementation sur le mercure a été la plus stricte depuis des décennies).

5.6.1.3 Discussion sur les absorptions de mercure

Tableau 5-134 *Survol des données de taux d'activité et types de facteurs d'absorption de mercure requis pour estimer les rejets de mercure issus des amalgames d'obturation dentaire*

Phase de cycle de vie	Données de taux d'activité requises	Facteurs d'absorption de mercure
Production de composants	Achat annuel de mercure destiné à la production	Perte de mercure par Kg de mercure destiné à la production, acheté
Préparations des obturations dentaires au niveau de la clinique dentaire	Nu Nombre d'amalgame d'obturation fabriqué par an ou Population Nationale	g de mercure utilisé dans la préparation d'un amalgame d'obturation ou Consommation de mercure estimée pour les amalgames d'obturation par tête
Usage (dans la bouche des gens)	Population nationale	Excrétion de mercure estimée par tête, par an
Elimination	Nombre d'amalgames d'obturation fabriqués par an, 10-20 ans auparavant ou Population nationale.	G de mercure utilisé pour la préparation d'un amalgame d'obturation ou Consommation estimée de mercure pour les amalgames d'obturation, par tête 10-20 auparavant

949. En s'appuyant sur les données communiquées par le Danemark, selon la taille et le type d'obturation, environ 0,4 à 1,2 g de mercure, en moyenne sont utilisés par obturation, y compris l'excès d'amalgame; environ 0,4 g de mercure pour obturer une surface et environ 1,2 g pour obturer trois surfaces dentaires. En s'appuyant sur les données détaillées communiquées par le Danemark, par rapport aux types d'obturation actuellement confectionnés, la consommation

moyenne de mercure par obturation est d'environ 0,8 g Hg/obturation (selon Maag *et al.*, 1996, et Skårup *et al.*, 2003). Des quantités similaires peuvent être utilisées pour chaque obturation dans d'autres pays.

Tableau 5-135 Consommation annuelle de mercure déclarée pour les obturations dentaires au niveau des pays ciblés, totale et par tête *1

	Danemark , 1983	Danemark , 1993	Danemark , 2001	Suède, 1991	Suède, 2003	Norvège , 1995	Norvège , 1999	USA, 1996
Consommation déclarée de mercure par les amalgames d'obturation, Kg/an	3100	1800	1200	1700	103	840	510	31000
Population, millions *2	5, 4	5, 4	5, 4	8, 9	8, 9	4, 5	4, 5	281
Consommation annuelle de mercure pour les amalgames dentaires, g par habitant	0, 57	0, 33	0, 22	0, 19	0, 01	0, 19	0, 11	0, 11

Notes: *1 Danemark: Les amalgames de mercure ont été graduellement substitués par d'autres matériaux d'obturation. Depuis 1994, les amalgames d'obturation ont été prohibés, sauf chez les adultes pour les molaires sur des surfaces sérieusement abîmées (Skårup *et al.*, 2003). En Suède: au début des années 1990 un passage rapide à d'autres alternatives a fait baissé la consommation d'amalgame, depuis, la consommation a baissé plus rapidement (Kemi, 1998). En Suède, les amalgames dentaires et la réduction des quantités utilisées a considérablement baissé, au cours de ces 5-6 dernières années. En 1997, les quantités commercialisées de mercures destinés aux amalgames dentaires, étaient de 980 kg et en 2003 c'était 103 kg (Kemi, 2004). En Norvège: les Autorités Norvégiennes chargées de la Lutte contre la Pollution, selon Maag *et al.* (2001). Aux USA: la consommation de mercure destinée aux amalgames d'obturation a été semble t-il constante entre 1980 et 1996 (Sznoppek et Goonan, 2000); *2 CIA's World Fact Book (évalué en 2003 sur <http://www.odci.gov/cia/publications/factbook/index.html>).

950. La durée de vie des amalgames est généralement de 10 -20 ans (pour les dents des adultes), ce qui veut dire que les rejets de mercure actuels, liés à l'élimination des obturations "usées" reflète en général la consommation d'il y a 10-20 ans. NJ MTF affirme que la durée de vie d'une obturation est d'environ 15 ans (NJ MTF, 2002).

5.6.1.4 Exemples de rejet de mercure et déchets /résidus

951. Dans une étude approfondie menée au Danemark (Skårup *et al.*, 2003; Maag *et al.*, 1996) il a été estimé qu'au Danemark, environ 60% de l'amalgame consommé (neuf) entrainait dans la confection d'obturations, tandis que 25% sont constitués par l'excès d'amalgame (petit excédent mélangée non utilisée), et environ 15% sont aspirés de la bouche pour se retrouver dans les eaux résiduaires (ou filtrés) au cours des processus d'obturation et de modelage. Dans la même étude, il a été estimé en s'appuyant sur l'approche bilan massique qu'environ 70% du mercure contenu dans les vieilles obturations étaient enlevés par perçage et déversés dans les eaux résiduaires (ou dans les ordures via les filtres), tandis qu'environ 20% étaient extraits (principalement chez les adultes) ou perdus (principalement chez les enfants) et déversés dans les ordures, et environ 10% restaient avec les personnes décédées et étaient rejetés dans le sol (cimetières) ou dans l'atmosphère (par l'incinération) (COWI, 2002). Concernant les déchets d'amalgame suivant les eaux résiduaires produites au niveau des cliniques dentaires, d'après les estimations, 80% des cliniques dentaires, au Danemark, sont dotés de filtres centraux à haute efficacité pouvant retenir environ 95% des déchets d'amalgame contenus dans les eaux résiduaires, tandis que les 20% ou plus des cliniques ne sont pas dotés de ces filtres, d'après les suppositions (Skårup *et al.*, 2003). Pour les cliniques dotées de filtres à grosses mailles sans pour autant être dotées de filtres à haute

efficacité, il est estimé qu'approximativement, 20 à 50% seulement du mercure présent dans les eaux résiduaires est retenu dans les filtres et déversé avec les déchets dangereux, les déchets municipaux ou recyclé (selon Skårup *et al.*, 2003, et leurs citations de Arenholt-Bindslev et Larsen, 1996).

952. NJ MTF déclare que des essais menés sur les eaux résiduaires issues des cabinets dentaires, dans 7 villes des américaines et une ville européenne suggère qu'une moyenne de 0,1 g de mercure environ, par dentiste est rejetés par jour, à partir des cabinet dentaires (Bill Johnson, 1999, selon NJ MTF, 2002). Cependant, les données indiquent que la quantité rejetée par chaque dentiste varie considérablement (NJ MTF, 2002). Une étude faite dans le Massachusetts, USA (MWRA, 1997) estimait que chaque structure rejetait 0,06 à 0,34 g de mercure dans les eaux résiduaires, par jour (MWRA, 1997, selon NJ MTF, 2002).

953. Certaines cliniques dentaires sont dotées de filtres collectant des fractions variées du mercure présent dans les eaux résiduaires de la clinique (à concurrence 95% environ). Des fois, L'excès d'amalgame et les particules filtrées des fois, peuvent être collectés et traités pour récupérer l'argent. La quantité de mercure déversée par un cabinet dentaire est fonction de divers facteurs, notamment de l'utilisation ou non de filtres (ou "filtres dentaires"). D'après une étude, en moyenne 2 g de mercure sont déversés par dentiste et par jour en l'absence de dispositif de filtrage (Drummond *et al.*, 1995, selon NJ MTF, 2002). Si des filtres dentaires sont utilisés, environ 60 à 70% du mercure est capturé et n'est pas rejeté dans les eaux résiduaires (NJ MTF, 2002). Certaines structures utilisent également des système de filtration supplémentaires tels que les filtres à vide or séparateurs air/eau qui permettent de collecter les plus petites particules supplémentaires de mercure (NJ MTF, 2002).

954. Dans le NJ, les matériaux contaminés du mercure, capturés dans les filtres ou autre dispositif de contrôle sont généralement déversés dans les déchets urbains ou recyclés (NJ MTF, 2002).

955. La quantité totale de mercure utilisée en 1995, dans l'industrie dentaire américaine était de 32 tonnes métrique (Plachy, 1996, selon US EPA, 1997a). Un rapport de Perwak, *et al.* (1981), a estimé que 2% du mercure utilise dans les applications dentaires, est émis dans l'atmosphère (à partir des clinique). En partant d'un pourcentage de 2%, en 1995 les émissions de mercure ont été estimées à 0,64 tonnes métriques aux USA (US EPA, 1997a).

956. Des rejets lents de vapeurs de mercure élémentaire surviennent à travers la durée de vie de l'obturation, qui peuvent se faire directement dans l'air ou être liquidé dans les rejets humains (urine et fèces) (Barr, 2001).

957. De plus, les amalgames de mercure induisent également des rejets considérables au niveau des crematorium (décrits dans la section 5.10.1) et des cimetières (voir section 5.10.2).

5.6.1.5 Facteurs d'absorption et de distribution de rejet

958. Sur la base des informations relatives aux facteurs d'absorptions et de rejets, et les principaux facteurs déterminant les rejets, compilées ci-dessus, les facteurs préliminaires d'absorption et de distribution, par défaut, ci-dessous sont préconisés, au cas où des données spécifiques de source ne sont pas disponibles. Il faut noter que les facteurs par défaut préconisés dans le projet de Toolkit expérimental sont inspirés d'une base de donnée sommaire, et ainsi devraient donc être considérés préliminaires et susceptibles d'être révisés, au fur et à mesure que les données augmenteront.

959. L'objet primaire de l'utilisation de ces facteurs par défaut est d'avoir une première impression par rapport au fait que la sous-catégorie est une source considérable de rejet de mercure, au niveau du pays. D'habitude, il aurait été nécessaire d'affiner davantage les estimations

de rejet (après calcul sur la base de facteurs par défaut) avant d'entreprendre une quelconque action d'envergure en s'appuyant sur les rejets estimés.

960. En l'absence de données, aucun facteur par défaut n'a été défini pour la production et la fourniture des composantes des amalgames.

a) Facteurs d'absorption de mercure par défaut

961. Les données actuelles concernant les obturations avec de l'amalgame, confectionnés annuellement permettent d'avoir une meilleure estimation des rejets. Ce nombre peut être multiplié par la quantité moyenne de mercure utilisée pour chaque obturation: 0,8 g Hg/obturation, comme nous l'avons décrit ci-dessus concernant la situation au Danemark.

962. S'il n'y pas d'indications sur le nombre d'obturation à l'amalgame confectionné annuellement, une première estimation peut être faite en utilisant les facteurs d'absorption par défaut préconisés dans le tableau 5-136 ci-dessous (en s'appuyant sur les ensembles de données présentées dans cette section). Les niveaux de concentrations variant autant, il est recommandé de calculer et rapporter les intervalles d'absorption de mercure dans cette catégorie de source. Les facteurs bas par défaut ont été posés pour indiquer des estimations basses d'absorption de mercure dans la catégorie de source (mais pas un minimum absolu), et les facteurs hauts doivent induire des estimations hautes (mais pas le maximum absolu).

Tableau 5-136 **Facteurs** préliminaires d'absorption par défaut pour le mercure utilisé dans la confection d'obturations dentaires à l'amalgame

	Facteurs d'absorption par défaut; g de mercure consommé par habitant, par an; (bas - haut)
Mercure utilisé annuellement dans la confection d'amalgame dentaire	0,05 - 0, 2

b) Facteurs de distribution de rejet de mercure par défaut

963. Les facteurs de rejet par défaut définis ci-dessous sont principalement basés sur les données danoises ci-dessus, d'autant qu'elles fournissent des ensembles de données d'absorption et de rejet corrélés et sont basées sur des investigations approfondies.

964. Notons que les rejets de mercure devraient être calculés, en partant des absorptions de mercure dans les obturations dentaires à différents moments (comme nous le montrons dans le tableau suivant) des différentes phases de cycle de vie des obturation à l'amalgame. S'il est établi que l'approvisionnement en mercure, destiné à la préparation des obturations dentaires à l'amalgame, a été relativement constante au cours des 20 dernières années, les données courantes sur l'approvisionnement peuvent être utilisées comme absorption par approximation.

965. Les méthodes d'élimination des déchets, variant autant d'un pays à l'autre, une distribution artificielle, constante entre les différents types de déchets a été choisit pour signaler que des rejets de mercure considérables peuvent découler de tous ces deux sources de rejet. Si des informations plus précises, concernant les pratiques de gestion des déchets sont disponibles, des ajustements individuels peuvent être opérés sur les calculs. Dans des pays où il y a une absence généralisée de pratiques

spécifiques de gestion des déchets dangereux ou les déchets médicaux, la totalité des rejets présent dans les déchets devraient vraisemblablement être affectés aux "déchets publiques".

Tableau 5-137: **Facteurs** préliminaires de distribution des rejets pour l'amalgame dentaire

Phase de cycle de vie	Facteurs de distribution de rejet par défaut, part d'absorption de Hg					
	Air	Eau	Sol	Produits 2*	Déchets publics *1	Traitement spécifique au secteur / Elimination *1
Préparations d'obturation dentaire au niveau des cliniques dentaires (part des approvisionnements actuels de mercure pour les obturations à l'amalgame)	0,02	0,14		0,6	0,12	0,12
Usage issu des obturations dans la bouche (part d'approvisionnement de mercure pour les obturations il y a 5 à 15 ans) *3		0,02				
Elimination - via les cliniques et la ménages et les décès ((part d'approvisionnement de mercure pour les obturations il y a 10-20 ans) *4:						
Dans des pays où la plupart des cliniques dentaires sont équipées de filtres d'amalgame à haute efficacité (95% des taux de rétention)		0,02		0,06	0,26	0,26
Dans des pays où la plupart des cabinets ne sont équipés que de filtres/filtres à tamis		0,3		0,06	0,12	0,12

Notes: *1 Etant donné que les routines d'élimination des déchets vont beaucoup varier d'un pays à l'autre, une distribution égale, artificielle entre les différents types de déchets a été choisie pour signaler que des rejets de mercure considérables peuvent survenir à travers ces deux rejets. Les traitements spécifiques au secteur pourraient être le recyclage, l'élimination des déchets dangereux ou l'élimination des déchets médicaux;

*2 Les obturations actuelles lorsqu'ils sont dans la dent. Pour la phase d'élimination, le mercure rejeté avec les "produits" est le mercure restant dans les obturations au moment du décès de la personne; ce mercure sera rejeté dans le cimetière via l'incinération.

*3 C'est une estimation très sommaire des rejets de mercure issus des obturations dentaires, dans la bouche, selon les données concernant la Suède, ci-dessus (selon Sörme et Lagerkvist, 2002; Sörme et al., 2003; et leur citation de Skare et Engquist, 1994); la conversion des quantités dans la bouche en approvisionnement de Hg est basée sur les données du Danemark (voir ci-dessus) indiquant que 60% de l'approvisionnement en Hg pour les obturations dentaires finissent dans l'obturation montée, tandis que 40% sont perdus en cours de préparation de l'obturation.

*4 Ici, les facteurs reflètent que seuls 60%, environ des approvisionnements primaires entrent dans la confection des obturations, lors de leur préparation.

c) Liens avec d'autres sources d'estimation de mercure

966. Aucun lien n'a été suggéré.

5.6.1.6 Principales données spécifiques à la source

967. Les plus importantes données spécifiques à la source pourraient dans ce cas être certaines ou la totalité de ce qui suit:

- Données relatives à la quantité totale de mercure utilisée dans le secteur dentaire du pays, ou
- Données relatives à la quantité moyenne de mercure utilisée annuellement par chaque dentiste;
- Données relatives au pourcentage de cliniques dentaires utilisant des filtres d'amalgame à rejet élevé ;
- Nombre moyen d'obturations par personne, dans le pays (comme indication sur les normes générales de soins dentaires); et
- Données relatives à la distribution des déchets d'amalgame dentaire, issus des cabinets dentaires, entre les déchets publics, le recyclage et les déchets dangereux ou déchets médicaux.

5.6.2 Manomètres et jauges

5.6.2.1 Description de la sous-catégorie

968. Certains indicateurs de pression sanguine, manomètres industriels et météorologiques, et soupapes de pressions contiennent du mercure, (UNEP, 2002). Les indicateurs de pression sanguine sont certainement fournis avec du mercure, intégré dans le produit. Les soupapes de pressions utilisées dans le chauffage à distance et dans les applications scolaires, le mercure métallique utilisé est souvent fourni séparément et n'est pas intégré dans le produit. Pour tous les types d'instruments indiqués, le mercure peut être rajouté pendant l'utilisation. Le mercure peut être éliminé avec l'appareil ou individuellement. Il existe des produits alternatifs exempts de mercure pour toute sorte d'applications et dans certains pays, ils sont progressivement substitués à leurs équivalents contenant du mercure (Maag *et al.*, 1996, selon COWI, 2002). Il faudrait noter que la quantification du mercure fourni séparément pour ces applications pourrait être difficile à distinguer par rapport aux autres consommations de mercure métallique (COWI, 2002).

5.6.2.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et rejets de mercure

Tableau 5-138 Principaux rejets et milieux de réception durant le cycle de vie des manomètres et jauges contenant du mercure

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets publics	Traitement spécifique au secteur / Elimination
Production	x	x		X	x	x
Usage	x	X	x			
Elimination					X	X

Notes: X - Voies de rejet, supposées prédominantes pour cette sous-catégorie;

x - Voies de rejets supplémentaires à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local.

969. Comme pour les produits contenant du mercure, les rejets peuvent s'opérer: 1) à travers la productions des jauges /manomètres fournis avec du mercure (dans l'air et le sol), en fonction de l'étanchéité des dispositifs de fabrication et des pratiques en milieu de travail, relativement au mercure, au niveau des unités de productions; 2) à travers la cassure ou la perte du mercure contenu dans les jauges/manomètres (dans l'air, l'eau/eau usée, le sol) pendant l'utilisation, et; 3) au cours de l'élimination du mercure avec ou sans les manomètres/jauges/soupapes, après leur usage (directement dans le sol ou dans une décharge et ensuite dans l'air et l'eau), selon le type et l'efficacité de la procédure de manutention des déchets (COWI, 2002).

5.6.2.3 Discussion sur les absorptions de mercure

Tableau 5-139 *Survol des données de taux d'activité et des types de facteurs d'absorption de mercure requis pour estimer les rejets par les manomètres et jauges*

Phase de cycle de vie	Donnée de taux d'activité requise	Facteur d'absorption de mercure
Production	Mercure utilisé annuellement dans la production	Estimation des pertes de mercure par tonne métrique de mercure fournie
Usage	Nombre d'appareils fournis annuellement	Quantité de mercure dans chaque type d'appareil
Elimination	Nombre d'appareils annuellement éliminés	Quantité de mercure dans chaque type d'appareil

970. Le groupe de produit est très diversifié et il existe une large gamme de d'équipements différents. Cependant, rares sont les informations disponibles sur la quantité réelle de mercure continue dans les équipements. Des exemples de quantités de mercure contenues dans les manomètres et jauges, dans différents pays/régions sont indiqués dans le tableau ci-dessous. La quantité de mercure varie entre 70 g, dans les indicateurs de pression sanguine à usage médicale à plusieurs centaines de kilos dans les soupapes de pression pour les installations de chauffage centralisé.

Tableau 5-140 *Exemples de quantité de mercure contenue dans les manomètres et jauges en g de mercure par élément, par type et par source de donnée*

Type d'équipement	Quantité de mercure dans l'équipement (g Hg/élément)	Pays/région d'origine des données	Remarques
Indicateurs de pression sanguine à usage médical	85	Union Européenne	Floyd <i>et al.</i> , 2002
	70	Danemark	Skårup <i>et al.</i> , 2003
Manomètres	Jusqu'à 150	Union Européenne	Floyd <i>et al.</i> , 2002
Manomètres en forme de U	70-140	Danemark	Maag <i>et al.</i> , 1996
Manomètres pour dispositif de traite	354	Minnesota	MTAP, 2003

Type d'équipement	Quantité de mercure dans l'équipement (g Hg/élément)	Pays/région d'origine des données	Remarques
Manomètres et baromètres utiliser pour mesurer la pression de l'air	100 - 500	USA	US EPA, 2003c
Baromètres	40-1 000	Union Européenne	Floyd <i>et al.</i> , 2002
	590-2 200	Russie	Yanin, 2004
Manomètre environnemental	3 000	Union Européenne	Floyd <i>et al.</i> , 2002
Valve de pression dans les installations de chauffage centralisé	100 000-600 000	Danemark	Maag <i>et al.</i> , 1996
Manomètres à air comprimé	211; 1683	Russie	Yanin, 2004

5.6.2.4 Exemples de rejets et déchets/résidus de mercure

971. Le mercure peut être rejeté par les manomètres et soupapes pendant l'utilisation et il est souvent nécessaire de remettre à niveau le mercure. Il est démontré que le mercure rejeté à partir des soupapes à mercure, contenant chacune plusieurs centaines de kg de mercure, au niveau des installations de chauffage centralisé, est une source considérable de rejet de mercure dans beaucoup d'usine de traitement des déchets, au Danemark (Markmann *et al.*, 2001).

5.6.2.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution de rejets

972. Aucun facteur par défaut n'a été défini pour cette sous-catégorie de source.

c) Liens avec d'autres sources d'estimation de mercure

973. Le mercure utilisé dans la sous-catégorie peut contribuer aux absorptions de mercure dans le réseau des eaux résiduaires, dans le traitement des déchets publiques, ainsi que dans le traitement des déchets dangereux/médicaux.

5.6.3 Produits chimiques et équipements de laboratoire

5.6.3.1 Description de la sous-catégorie

974. Le mercure est présent dans les instruments de laboratoire, dans les réactifs, les agents de conservation et les catalyseurs. Une partie de ce mercure est rejeté dans l'air, principalement à travers les événements de laboratoires. Cependant, la plupart du mercure peut être rejetée dans les eaux résiduaires ou éliminée comme déchet dangereux ou déchet urbain.

975. Des exemples d'équipement et de produits chimiques de laboratoire contenant du mercure sont récapitulés dans le tableau ci-dessous. Pour la plupart des produits chimiques, la quantité totale de mercure, utilisée est certainement infime. Dans certains des équipements et certaines des méthodes d'analyse citée, le mercure a dû être substitué. Cependant, dans la pratique, il semble difficile de substituer certaines analyses standard— même si dans la plupart des cas les produits de substitution sont disponibles — parce que les standards sont définis pour améliorer la

reproductibilité des analyses d'usage et par conséquent favorise celle qui sont plus connues, lesquelles sont souvent exigées par la réglementation publique.

Tableau 5-141 Équipement de laboratoire contenant du mercure

Équipement	Usage déclaré	Référence
Analyseur de gaz sanguin	Mercure présent dans les électrodes de référence du radiomètre (brand) de l'analyseur de gaz sanguin	Floyd <i>et al.</i> , 2001
chlorure mercurieux (calomel)	Electrode de référence dans le domaine de l'électrochimie, ex: pour mesurer le pH	Bjørnstad, 1992
Analyseur de plomb sanguin	Electrode d'analyseur de plombs ESA, modèle 2020B	Floyd <i>et al.</i> , 2001
Electrode à goutte de mercure	Potentiomètre	Bjørnstad, 1992
compteur de Coulter	Comptage et mesure de la taille des particules microscopiques. Le mercure peut se trouver dans un manomètre, un interrupteur, vérificateur de synchronisation, vacuomètre, et éventuellement d'autres indicateurs, selon le modèle.	Bjørnstad, 1992; SH, 2004
Collecteur d'échantillon pour pétrole offshore		Bjørnstad, 1992
Centrifuges	Les anciens modèles de calotte d'équilibrage de pression peuvent contenir du mercure	NIH, 2004
Microscope électronique	Mercure utilisé comme amortisseur de vibrations	NIH, 2004
Thermostats	Applications multiples	Voir section XX
Thermomètres, manomètres, et autres équipements de mesure	Applications multiples	Voir section XX, XX
lampe à vapeur de mercure pour absorption atomique spectrophotomètres et autres équipements	Applications multiples	Voir section XX

Tableau 5-142 Produits chimiques de laboratoire contenant du mercure

Réactifs/composé de mercure	Usage déclaré	Référence
sulfate mercurique, HgSO_4	Analyses de la demande chimique en oxygène (COD) Electrochimie de laboratoire pour la création de chaînes électrochimiques. photomètre à flamme	Skårup <i>et al.</i> , 2003 Lassen <i>et al.</i> , 2004 NIH, 2004
Chlorure mercurique, HgCl_2	Composant de la solution de Zenker solution (72 g Hg/L) et B5 (37 g Hg/L); fixateur de tissu pour la pathologie, l'histologie Composant de la solution de Hayem pour le décompte du nombre de globules rouges Pour l'identification du tyrol, pour la détermination, de la néphélométrie du diméthylsulfure, pour la détermination quantitative du cystéine par titrage de potentiomètre, et comme catalyseur pour l'hydro halogénéation	Floyd <i>et al.</i> , 2002 Lassen <i>et al.</i> , 2004
Chlorure mercurique, Hg_2Cl_2 , calomel	Pour la préparation d'électrodes de référence	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Oxyde mercurique, HgO	Catalyseur pour la détection de composés de nitrogène organique avec la méthode Kjeldahl (d'autres catalyseurs peuvent également être utilisés) Hématoxyline de Harris	Skårup <i>et al.</i> , 2003 NIH, 2004
Sulfate mercurique, HgSO_4 ou son mélange avec du CuSO_4 ou du SeO_2	Catalyseur pour la détection de nitrogène dans les composés organiques avec la méthode Kjeldahl	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Oxyde mercuriques	Oxydant en chimie préparatoire; pour déterminer les titres d'acides; synthèse organique en laboratoire; pour obtenir certains composés de l'acide nitrosylsulfurique, des hypochlorites, des siloxanes organiques; pour la préparation d'électrodes de référence.	Lassen <i>et al.</i> , 2004

Réactifs/composé de mercure	Usage déclaré	Référence
Mercure métallique	Dans la polarographie basée sur l'utilisation de mercure ou de goutte d'amalgame ou d'électrodes indicateurs de jet; agent masquant pour la détermination quantitative du nitrate organique; détermination de la pureté du fluorure et sa concentration dans les gaz; création de nouveau matériaux supraconducteurs; développement de nouveau appareils d'élimination de gaz; porométrie au mercure (détermination de la porosité de divers matériaux et substances); électrochimie de laboratoire (coulométrie au mercure et convertisseur de données électrochimiques); pour la préparation d'électrode de référence.	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Composés organiques de Hg	Pour la détermination du bisulfure organique; synthèse organique en laboratoire; en chimie préparatoire	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Réactif de Nessler (solution basique $K_2[HgI_4]$)	Enzyme du Test de Bun, azote non protéique Pour la détection et la détermination photométrique de l'ammoniac (NH_3), pour la détection d'alcools et d'aldéhydes, pour l'identification (dans le papier et la chromatographie sur couche mince) de l'hydro aminoacide.	NIH, 2004; Lassen <i>et al.</i> , 2004
Iodure mercurique, HgI_2	Pigment histologique Agent masquant pour la détermination quantitative des nitrates organiques; composant de liqueurs denses utilisées dans les analyses minéralogiques pour la distinction des minéraux par leur densité, - fluide de Tule (solution aqueuse of $HgI_2 + 2KI$) et fluide de Shoushin-Rorbach ($BaI_2HgI_2 \times nH_2O$). Pour la préparation d'électrodes de référence	SH, 2004; Lassen <i>et al.</i> , 2004
Fluorure mercurique, Hg_2F_2	Pour la préparation d'électrodes de référence	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Bromure mercurique, Hg_2Br_2	Pour la préparation d'électrolytes	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Dibromure mercurique. $HgBr^+$	Electrochimie de laboratoire pour la préparation de cathodes pour la conversion de concentré de courant	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Solutions aqueuses Hg (NO) ₂ ou $Hg(ClO_4)_2$	Comme titrants pour la mercurimétrie (méthode titrimétrique d'analyse des anions Cl^- , Br^- , SCN^- , CN^-).	Lassen <i>et al.</i> , 2004

Réactifs/composé de mercure	Usage déclaré	Référence
Solutions aqueuses, $\text{Hg}(\text{NO})_2$	Comme titrants pour la mercurimétrie (méthode titrimétrique de détection d'halogénures).	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Nitrate mercurique, $\text{Hg}(\text{NO})_2$	Détermination des chlorures dans le sang Catalyseur pour la synthèse du tétranitrométhane Pigment Trichrome de Parasitologie	Lassen <i>et al.</i> , 2004 NIH, 2004
Thiocyanate mercurique, $\text{Hg}(\text{SCN})_2$	Réactif analytique dans la rodanométrie et la mercurimétrie (aussi pour la détermination des halogénures, sulfures, tiosulfures et cyanures)	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Fulminate de mercure, $\text{Hg}(\text{ONC})_2$	Synthèse des cétones aromatiques avec la réaction de Hoesch	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Réactif de Millon (solution HgNO et $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ dans le HNO dilué, contenant un adjuvant HNO_2)	analyse pour déterminer la teneur en protéines (contenant un groupe d'hydrox de phénol) réaction de coloration en présence de protéines et de phénols	NIH, 2004; Lassen <i>et al.</i> , 2004
Acétate mercurique, $(\text{CH}_3\text{COO}_2)\text{Hg}$	Utilisé dans la chimie chinolisidine	Lassen <i>et al.</i> , 2004
$\text{Hg}(\text{COOCH}_3)_2$, $\text{Hg}(\text{CN})_2$, HgO , HgBr_2	Catalyseurs dans la réaction de Koenigs-Knorr (synthèse de glycosides et oligosarides)	Lassen <i>et al.</i> , 2004
Acétate mercurique phénolique	électrode pour ions spécifiques	SH, 2004
Hydroxyde de méthylmercure, CH_3HgO	Dénaturant dans le polymorphisme de conformation des ADN simples brins (SSCP) analyse de produits PCR, électrophorèse sur gel, précipitation de protéines	NIH, 2004
Réactif de Takata	Takata-Ara	NIH, 2004

976. L'enquête monographique de l'OECD sur le mercure (OCDE, 1994) fournit des informations sur l'utilisation de mercure vers 1990, dans 13 pays, et selon les catégories. Les utilisations en laboratoire, représentaient en tout 2,7% de la quantité totale de mercure utilisée, pour l'ensemble de ces pays. Pour chaque pays la part représentée par l'utilisation en laboratoire était comprise entre 0,2% en Belgique en 1990) et 14% en Allemagne (en 1985).

977. Aux USA, le mercure utilisé dans les produits chimiques (réactifs et catalyseurs) et équipements de laboratoire est passé de 32 tonnes métriques environ en 1990 à 20 tonnes métriques en 1996 (Sznoppek et Goonan, 2000). Dans le rapport il a été sommairement estimé qu'un tiers du total était utilisé dans les instruments de laboratoire.

978. Au Danemark l'utilisation de mercure dans les produits chimiques de laboratoire est passé d'environ 510 kg/an en 1982/83 (Hansen, 1985) à 20-40 kg/an en 2001 (Skårup *et al.*, 2003). Cette baisse est principalement liée à la substitution du mercure utilisé dans la méthode 9.

Kjeldahl pour analyser l'azote présent dans les matières organiques. Cette méthode représentait l'essentiel des utilisations totales. En 2001 le sulfate mercurique intervenant dans les analyses de demande chimique en oxygène (DCO) représentait la majorité du mercure utilisé dans les produits chimiques de laboratoire.

979. En France également, les analyses DCO représentaient la majorité des utilisations dans les produits chimiques de laboratoire et il est déclaré qu'environ 900 kg mercure et utilisés annuellement, uniquement pour cette méthode d'analyse (AGHTM, 2000)

980. D'après une estimation sommaire de Floyd *et al.* (2002) 100 à 200 kg de mercure étaient utilisés dans les agents chimiques et dans les réactifs des laboratoires d'hôpital, dans l'Union Européenne (15), vers 2000. Etant donné que 20 à 40 kg sont utilisés rien qu'au Danemark les estimations semblent cependant très faibles.

5.6.3.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et rejets de mercure

Tableau 5-143 Principaux rejets et milieux de réception liés à l'utilisation de mercure dans les laboratoires

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Déchets publics	Traitement spécifique au secteur / Elimination
Utilisation de mercure dans les laboratoires	x	X		X	X

Notes: X - Voies de rejet, supposées prédominantes pour cette sous-catégorie;

x - Voies de rejets supplémentaires à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local.

981. Une partie infime du mercure peut être émise dans l'air au cours de l'utilisation dans les laboratoires et rejeté dans l'environnement immédiat à travers les aspirateurs d'air, par les hottes. La majeure partie du mercure sera éliminée avec les agents utilisés. Le sort du mercure dépend des dispositifs de gestion des déchets de laboratoires, présents dans le pays. Les déchets peuvent être éliminés par traitement spécifique au secteur, par décharge ou évacués dans le système d'égout.

5.6.3.3 Discussion sur les absorptions de mercure

Tableau 5-144 Aperçu sur les données de taux d'activité et types de facteurs d'absorption de mercure nécessaires pour estimer les rejets issus des produits chimiques et équipements de laboratoire

Données de taux d'activité nécessaires	Facteur d'absorption de mercure
Nombre/quantité d'appareils ou réactifs chimiques contenant du mercure, fournis par an	Quantité de mercure dans chaque type d'appareil ou réactif chimique

5.6.3.4 Exemples de mercure présent dans les rejets et déchets/résidus

982. En 1994, aux USA, une quantité estimée de 1,0 tonnes métrique de mercure étaient émise dans l'atmosphère, par la globalité des utilisation en laboratoire (US EPA, 1997b). Un facteur d'émission de 40 kg de mercure émis dans l'atmosphère pour chaque tonne métrique de mercure utilisé dans les laboratoires a été défini pour les besoins de l'estimation. Le facteur d'émission a été basé sur une évaluation relativement ancienne faisant appel à l'appréciation d'un

ingénieur plutôt que des données effectives issues d'un test. Le facteur est alors considéré comme peu fiable.

983. Dans la fédération Russe, les laboratoires ont l'obligation de neutraliser les déchets contenant du mercure. En général les déchets sont ensuite acheminés vers la décharge mais les petits laboratoires eux, peuvent après neutralisation déverser les déchets de réactifs sous forme des solutions très diluées dans l'égout (Lassen *et al.*, 2004).

5.6.3.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution de rejet

984. Aucun facteur par défaut n'a été défini pour cette sous-catégorie de source.

985. **Liens avec d'autres sources d'estimation de mercure** – Il faudrait noter que le mercure utilisé dans cette sous-catégorie peut induire des absorptions de mercure dans le réseau des eaux résiduaires, dans les déchets publics, et dans le traitement des déchets dangereux/médicaux.

5.6.4 Métal de mercure utilisé dans les rituels religieux et la médecine traditionnelle

5.6.4.1 Description de la sous-catégorie

986. Le mercure intervient dans certaines pratiques culturelles et religieuses, comme dans certaines communautés Latino-américaines et Antillaises, aux USA, à Mexico, et probablement ailleurs. Entre autres usages nous avons son port dans des gibernes scellées ou en poche sous forme d'amulette, l'aspersion de mercure sur le sols des demeures ou dans les automobiles, le faire brûler dans les bougies, et son mélange avec du parfum. Aux USA, le mercure destiné à cet usage est acheté au niveau des jardins botaniques (ou boutiques similaires). Beaucoup de gens recommandent l'utilisation de mercure pour avoir de la chance en amour, de l'argent, une bonne santé et pour repousser le mal (Riley, *et. al.*, 2001 et NJ MTF, 2002).

5.6.4.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et rejets de mercure

Tableau 5-145 Principaux rejets et milieux de réception au cours du cycle de vie du métal de mercure utilisée dans les rituels religieux et dans la médecine traditionnelle

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	produit	Déchets publics	Traitement spécifique au secteur / Elimination
Préparation et distribution au niveau des jardins botaniques et autres boutiques	X	X	X	X	X	
Usage	X	X	X		X	
Elimination	X	X	X		X	

Notes: X- Voies de rejet, supposées prédominantes pour cette sous-catégorie;

x - Voies de rejets supplémentaires à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local.

987. Le mercure intervenant dans ces pratiques pourrait finalement être rejeté dans l'air, les eaux résiduaires ou dans les déchets urbains. Des vapeurs de mercure sont émises si le mercure n'est pas enfermé dans un récipient scellé. Certaines pratiques telles que l'aspersion de mercure

dans les domiciles et automobiles, et spécialement le fait de le faire brûler avec les bougies accroissent le taux de vaporisation.

5.6.4.3 Discussion sur les absorptions de mercure

988. Le mercure est généralement vendu en capsules contenant environ 8 à 9 grammes de mercure.

5.6.4.4 Exemples de mercure dans les rejets et déchets/résidus

989. En tenant compte des méthodes d'élimination, une étude (Johnson, 1999, selon NJ MTF, 2002) a permis d'établir que 64% des utilisateurs de mercure le rejetaient dans les ordures, 27% le faisaient partir dans les toilettes et 9% le jetaient dehors.

5.6.4.5 Facteurs d'absorption et de distribution de rejet

990. Aucun facteur par défaut n'a été défini pour cette sous-catégorie de source.

991. **Liens avec d'autres sources d'estimation de mercure** - Il faudrait noter que le mercure utilisé dans cette sous-catégorie peut induire des absorptions de mercure dans le réseau des eaux résiduaires, dans le traitement des déchets publics, et directement dans l'environnement.

5.6.5 Usages de produits divers, de métal de mercure et autres sources

992. Les sources ci-dessous sont présentées parce qu'elles sont réputées pour être d'éventuelles sources d'utilisation et de rejet de mercure. Cependant, dans ce Toolkit, nous n'avons pas essayé de donner des descriptions de source, des spécimens de données ou des informations relatives à ces sources, à cause de l'insuffisance des données disponibles et à cause de l'insuffisance des ressources nécessaires pour rechercher ces données. Si ces sources sont identifiées, au niveau du pays, des investigations doivent spécifiquement être menées pour collecter des données sur la consommation, l'usage, les voies de rejet et d'élimination, ce qui permettrait de quantifier les rejets dans l'environnement:

Semi-conducteurs de détection infrarouge, dans lesquels le mercure est présent dans la structure de cristal des semi-conducteurs de détection infrarouge. Ces appareils sont utilisés pour diverses applications infrarouges (IR), par exemple la vision nocturne et l'analyse spectroscopique infrarouge;

Sondes de Bougie et sonde de Cantor;

Application pédagogique;

Gyroscopes contenant du mercure;

Pompe à vide contenant du mercure;

Utilisation de mercure comme réfrigérant dans certains systèmes de refroidissement;

Phares (Lumière de navigation marine; dans certains types la lentille/ampoule flotte dans du mercure);

Mercure présent dans les grands roulements de pièces mécaniques rotatives, par exemple dans les anciennes usines de traitement des eaux usées;

Tannage;

Pigments;

Brunification et gravure d'acier;

Certains types de papiers pour photographies en couleur;

Réducteur de recul dans les fusils;

Explosifs (fulminate de mercure a.o.);

Feu d'artifice;

Gadget.

993. Des quantités considérables de mercure peuvent être trouvées dans les sondes de Bougie et de Cantor, utilisées dans les hôpitaux. (Floyd et al., 2002) La sonde de Bougie est un instrument lesté au mercure utilisé pour 'pilonner' une ouverture dans l'œsophage, lorsque des cancers ou d'autres obstructions s'y développent. Les Bougies peuvent contenir jusqu'à 1361 g mercure (SH, 2004). La sonde Cantor est un tube long de 2 mètres presque, rempli de mercure qui est introduit dans le tractus gastro-intestinal du patient. Sa contenant est de 54 - 136 g (SH, 2004), semble t-il.

5.7 Production de métaux recyclés (Production "secondaire" de métal)

Tableau 5-146 Production de métaux recyclés: sous-catégories comportant les principales voies de rejet de mercure et approche d'inventaire recommandée

Chapitr e	Sous-catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet/ résidu	Principale approche d'inventair e
5.7.1	Production de mercure recyclé ("production secondaire)	X	X	X	X	X	PS
5.7.2	Production de métaux ferreux recyclés (fer et acier)	X	x	x		x	PS
5.7.3	Production d'autres métaux recyclés	X	x	x		x	PS

Notes: PS = Approche point source par point source; OW = Approche National/globale;

X - Voies de rejet, supposées prédominantes pour cette sous-catégorie;

x - Voies de rejets supplémentaires à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local.

5.7.1 Production de mercure recyclé ("production secondaire")

5.7.1.1 Description de la sous-catégorie

994. Il y a deux modes essentiels de production secondaire de mercure: la récupération du mercure liquide issus d'équipement démolis et la récupération de mercure dans des matériaux de récupération à l'aide d'un procédé extractif. Aux USA (et certainement dans beaucoup d'autres

pays), la quantité totale de mercure récupérée sous forme de mercure liquide est de loin supérieur au mercure récupéré par procédés extractifs. Les trois endroits où l'on retrouve la plus grande proportion de mercure liquide récupéré sont généralement : 1) la destruction des installations de production de chlore et de soude caustique; 2) la récupération à partir des mètres mercuriques utilisés dans les pipelines de gaz naturel; et 3) la récupération dans les manomètres, thermomètres, et autres équipements. Dans chacun de ces procédés, le mercure liquide est vidangé des équipements démontés et est recueilli dans des récipients. Le second mode de production, concerne le traitement de matériaux de récupération, déchets industriels et boues contenant du mercure à l'aide d'un procédé thermique ou chimique d'extraction (US EPA, 1997a et COWI, 2002). (pour la descriptions des procédés, voir US EPA, 1997a).

995. Les mêmes usines de recyclage décrites dans le paragraphe précédent peuvent également entreprendre la récupération du mercure dans les minéraux résiduels, issus de l'extraction et du prétraitement du zinc ou des autres métaux, et de la boue issue du raffinage du gaz naturel avant distribution. Ces activités sont souvent appelées récupération de mercure comme sous-produit par opposition au recyclage après consommation. Cette distinction est utile lorsque l'on évalue la quantité nationale de mercure recyclé, et si les données existent selon cette répartition ces informations pourront être répercutées dans la documentation accompagnant l'inventaire.

996. Notons que le recyclage du mercure peut être une source d'importation de mercure pour l'économie des pays où de telles installations existent. Le mercure reçu et recyclé via cette source est ramené dans le circuit global de commercialisation de mercure. Les activités de recyclage de mercure sont souvent économiquement favorisées par les gouvernements en vue d'encourager la collecte et le traitement de ce type de déchets dangereux (COWI, 2002)

997. Dans certains pays, les activités de recyclage de mercure contribuent de façon substantielle à l'approvisionnement du marché en mercure, tandis que d'autres pays ne sont pas dotés d'usines de recyclage, à l'échelle domestique. Certains de ces pays qui n'ont pas de programme de recyclage peuvent exporter une partie de leurs déchets contenant une grande quantité de mercure vers les usines de recyclage, à l'extérieur (COWI, 2002).

5.7.1.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et rejets de mercure

Tableau 5-147 Principaux rejets et milieux de réception liés à production de mercure recyclé (production secondaire)

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Déchets publics	Traitement spécifique au secteur / Elimination
Récupération du mercure liquide	X	X	X	x	X
Extraction de mercure des matériaux de récupération	X	X	X	x	X
Récupération du mercure comme sous-produit	X	X	X	x	X

Notes: X- Voies de rejet, supposées prédominantes pour cette sous-catégorie;

x - Voies de rejets supplémentaires à prendre en compte, selon la source spécifique et le contexte local..

998. L'activité de recyclage/récupération de mercure pourrait induire des rejets substantiels de mercure dans l'atmosphère, dans le milieu aquatique et terrestre. La quantité perdue dépend beaucoup des précautions prises pour gérer les rejets issus du procédé. Les installations de

traitement peuvent être équipées d'appareils de réduction de rejets, avec possibilité de réduire les rejets directs d'agents polluants dans l'atmosphère, ainsi qu'en milieu aquatique et terrestre. Comme dans les autres secteurs, la technologie de réduction des rejets entraîne un rejet de résidus solides ou liquides additionnels, lesquels doivent aussi être gérés pour empêcher ou réduire les rejets supplémentaires (COWI, 2002).

999. Au USA (et certainement dans beaucoup d'autres pays) les informations relatives aux performances des mesures spécifiques de prévention des émissions sont très limitées et propre aux installations concernées. Si un épurateur est utilisé, la vapeur de mercure ou les gouttelettes présente dans les gaz d'échappement peuvent être capturées dans la vaporisation. Les concentrations présentes dans l'air de la salle de travail à cause de l'émission de vapeur de mercure (comme pour la stérilisation en autoclave) peut être réduite par les méthodes suivantes: le confinement, la ventilation par aspiration à la source, la ventilation avec apport d'air neuf, l'isolation et/ou équipement de protection individuelle. Les émissions de vapeur dues au transfert du mercure pendant l'étape de la distillation ou du remplissage peut être réduite par confinement, ventilation (système localisé d'évacuation ou ventilation) ou contrôle de température (US EPA, 1997a).

5.7.1.3 Discussion sur les absorptions de mercure

Tableau 5-148 *Aperçu des données de taux d'activité et types de facteurs d'absorption de mercure nécessaires pour estimer les rejets issus de la production de mercure recyclée ("production secondaire")*

Type de Processus	Données de taux d'activité nécessaire	Facteur d'absorption de mercure
Récupération de mercure après consommation	Quantités de mercure produites	g de mercure rejeté par tonne métrique de mercure produit

5.7.1.4 Exemples de rejets et déchets/résidus de mercure

1000. Pendant l'extraction du mercure, des matériaux de récupération, les émissions peuvent varier considérablement d'un type de processus à l'autre. Les Emissions peuvent éventuellement survenir des sources suivantes: fonctionnement des cuve-foyers ou fours, distillation, et rejet dans l'air par les filtres au charbon. Les principales sources d'émission de mercure sont liées aux gaz de condensation et émissions de vapeur intervenant au cours du défournement de l'autoclave. Les émissions de mercure peuvent également survenir au niveau de l'aire de remplissage lors que les bonbonnes débordent et pendant le processus de mise en bouteilles. Une société américaine (Mercury Refining Company) a fait état des résultats de deux études menées sur des essais d'émissions en 1994 et en 1995, indiquant un taux moyen d'émission de mercure de 0,85 kg par tonne métrique de mercure récupéré (MRC, 1997, selon US EPA, 1997a). En 1973, les facteurs d'émission étaient estimés à 20 kg par tonne métrique de mercure traité en raison d'émissions sauvages sur la totalité du processus (Anderson, 1973, selon US EPA, 1997a).

1001. Aux USA, les données sur les rejets de mercure ont été communiquées dans le TRI (Toxics Release Inventory) de 1994, au niveau de 2 installations (utilisant des procédés extractifs). Une des installations déclarait les émissions de mercure dans l'atmosphère à 116 kg pour l'année 1994, alors que l'autre installation déclarait 9 kg de mercure émis dans l'atmosphère pour 1994. Les usines qui se contentent tout simplement de recueillir le mercure liquide contenu dans les équipements obsolètes (n'utilisant pas le procédé extractif) ont normalement des niveaux d'émission plus faibles.

1002. AU USA, en 1996, environ 446 tonnes métriques de mercure ont été recyclées à partir des rebuts industriels. Il est estimé que le recyclage représentait environ 0,4 tonnes métriques en 1995 (US EPA, 1997b). Les principales sources de mercure recyclé sont: les amalgames dentaires, le mercure récupéré auprès des fabricants d'instruments et d'appareils électriques (lampes et interrupteurs), déchets et boues issus des laboratoires de recherche et des usines de raffinage d'électrolytique, et batteries au mercure.

1003. Le poids des déchets traités, contenant du mercure et le poids du mercure commercial récupéré sur les déchets au niveau d'une installation de recyclage de mercure en Russie sont présentés dans le tableau ci-dessous. L'installation utilise des fours tubulaires rotatifs pour la récupération. Le four est une structure cylindrique en métal d'un diamètre de 1,6 m et d'une longueur de 14 m, installée sur un gradient de 3-4°, doublée de briques réfractaires. La quantité totale de mercure déclarée pour ce processus a été de 120 kg décomposé comme suit : 52 kg avec les gaz d'échappement, 65 kg avec les eaux résiduaires, 3 kg avec les cendres, et 0,5 kg sont les pertes non comptabilisées. L'émission moyenne dans l'air, à partir du processus était de 2 kg/tonne métrique de mercure traité, cependant, les rejets dans les eaux usées correspondaient à 2,5 kg par tonne métrique de mercure traité. Les années d'avant les rejets étaient considérablement plus importants et les émissions de mercure dans l'air sont passés entre 1999 et 2001, à 2 g/tonne métrique pour 20 g/tonne métrique de mercure traité. Pendant la même période les rejets dans l'eau sont passés de 0,5 à 2,5 g/tonne métrique de mercure traité.

Tableau 5-149 Traitement des déchets contenant du mercure au niveau d'une installation de recyclage en, en 2001 (Lassen et al., 2004)

Type de déchets	Poids des déchets, kg	Hg commercial, kg
Catalyseur, sorbant, boue (issu de la production de VCM)	244,312	9,793
Mercure non conditionné	16,113	16,097
Lampes au mercure	20,610	7
Appareils contenant du mercure	1,784	131
Concentré de Luminophore	23,700	78
Autre (éléments galvaniques, gravats et sol contaminé par du mercure, déchets propres de production, etc.)	54,800	343
Total	361,319	26,449

5.7.1.5 Facteurs d'absorption et de distribution de rejet

1004. En s'appuyant sur les information compile ci-dessus par Lassen *et al.* (2004), décrivant une installation en Russie, l'utilisation des facteurs préliminaires par défaut de rejet de mercure, ci-dessous a été suggérée dans les cas où les données spécifiques de source ne sont pas disponibles. Il faut noter que l'utilisation de ces données sur d'autre installation est bien entendu associé à une grande incertitude, et doit être considéré comme étant seulement indicatif. Etant donné que ces facteurs par défaut sont tiré d'une base de données très insuffisante, elles devraient être considérées préliminaire et susceptibles de révisions.

1005. L'objet primaire de l'utilisation de ces facteurs par défaut est d'avoir une première impression par rapport au fait que la sous-catégorie est une source considérable de rejet de

mercure, au niveau du pays. D'habitude, il aurait été nécessaire d'affiner davantage les estimations de rejet (après calcul sur la base de facteurs par défaut) avant d'entreprendre une quelconque action d'envergure en s'appuyant sur les rejets estimés.

Tableau 5-150 *Rejets spécifiques déclarés et facteurs de distribution de rejet pour une installation de recyclage en Russie (Lassen et al., 2004)*

	Rejets spécifiques déclarés *1	Facteurs de distribution de rejet – pourcentage de rejet	Facteurs spécifiques de rejet
	Kg/an	Sans unité	Kg Hg rejeté/tonne métrique Hg produit
Hg produit	26449	0.995	-
Rejets dans l'air	52	0.002	2,0
Rejets dans les eaux résiduaires	65	0.002	2,5
Mode d'élimination des déchets spécifique au secteur (Cendres – résidus solides)	3	0.0001	0.1
Traitement spécifique au secteur /élimination (pertes non comptabilisée)	0,5	0.00002	0.02
Somme des rejets déclarés	26569,5	1	-

Notes: *1 Les données issue de Lassen et al. (2004), décrivant une installation en Russie. L'utilisation de ces données pour d'autre installation induirait une grande incertitude, et ne devrait être considéré qu'à titre indicatif.

1006. Liens avec d'autres sources d'estimation de mercure –les absorptions de mercure dans les sous-catégories de traitement des déchets peuvent être qualifiées à travers la quantification des absorptions de mercure au sein de la société, avec les produits et équipements, tel que décrit dans les 5.1 à 5.6. Attention au double décompte des rejets de mercure en effectuant l'inventaire de mercure. Notons que les absorptions de mercure au niveau des installations de recyclage peuvent inclure les déchets de mercure importés depuis l'extérieur.

5.7.1.6 Principales sources spécifiques de données

1007. La source spécifique de donnée la plus important serait dans ce cas:

- Les quantités de mercure mesurées spécifiquement au niveau de l'ensemble des flux de rejet.

5.7.2 Production de métaux ferreux recyclés (fer et acier)

5.7.2.1 Description des Sous-categories

1008. Le fer et l'acier sont produits à partir de la ferraille selon des procédés divers à haute température. Il peut y avoir du mercure dans les métaux recyclés du fait de la présence d'impuretés naturelles du mercure dans les matières originales, ainsi que de l'existence d'une contamination en mercure provenant de l'usage anthropogénique du mercure (exemple : interrupteurs au mercure de véhicule destinés au recyclage).

5.7.2.2 Principaux facteurs déterminant les échappements de mercure et la production du mercure

Tableau5 -151 Les échappements principaux et les milieux récepteurs de la production de métaux ferreux recyclés (fer et acier)

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets généraux	Traitement / enlèvement par secteur
Broyage, stockage et fonte	X	x	x		x	x

Notes: X – Voie d'échappement prédominant pour le sous secteur;

x – D'autres voies d'échappement à étudier sur la base des circonstances/situations nationales et sources spécifiées.

1009. La ferraille ferreuse est traitée dans divers pays et types d'installation, et selon diverses méthodes. Par exemple, certaines voitures sont destinées à la destruction d'abord et des éléments très importants sont enlevés. D'habitude ce qui reste du véhicule est broyé et envoyé à un broyeur. Des véhicules plus anciens sont envoyés directement aux destructeurs. D'autres articles rejetés intégrant le processus à diverses étapes du system. Il peut s'en dégager du mercure dans l'air, l'eau ou la terre à divers moments, y compris lors du broyage (NJ MTF, 2002) et la fonte.

5.7.2.3 Intrants en mercure

Tableau5 -152 Aperçu du taux d'activité et de facteurs d'intrants en mercure nécessaire pour estimer les échappements venant de la production de métal ferreux recyclés (fer et acier)

Phase de cycle de vie	Données du taux d'activité nécessaire	Facteur d'intrant de mercure
Broyage, stockage et fonte	Volume de fer recycle/acier produit	Tenure en mercure par tonne métrique de fer/d'acier produit

1010. La ferraille comprend des métaux recyclés à partir de véhicules à moteur, d'appareils ménagers abandonnés, et des déchets métalliques venant de bâtiments démolis. On retrouve du mercure au niveau de plusieurs articles inclus dans la ferraille dont il est question ici. Par exemple, dans les années 1990 aux Etats-Unis, environ 9 tonnes de mercure étaient utilisées chaque année dans les commutateurs basculants/réglables en inclinaison et autres systèmes de freinage anti-blocage (SFA) des voitures. D'après une étude (ECGLU, 2001) entre 155 et 222 tonnes de mercures se trouvaient au niveau des automobiles dans la circulation, en 2001 aux Etats-Unis. Puisque la moyenne d'âge des voitures est d'environ 9 ans, et puisque la grande majorité des voitures abandonné sont destinées à la ferraille, on peut estimer qu'environ 10% (soit 15 à 22 tonnes) du mercure des automobiles qui intègrent le système de mise en ferraille chaque année (NJMTF, 2002).

1011. L'usage du mercure dans les commutateurs a baissé d'environ 60-80% de 1996 à 2000 aux Etats-Unis. Cependant, l'utilisation du mercure dans les SFA a augmenté d'environ 130 à 180% au cours de la même période (NJMTF, 2002).

1012. Les commutateurs à mercure des voitures ont été remplacés en Europe avant l'étude réalisée aux Etats Unis.

1013. On trouve une très grande quantité de mercure également au niveau des régulateurs de pressions du gaz, des interrupteurs et détecteurs de flammes des appareils qui font maintenant

partie de la ferraille destinée à la production du fer et de l'acier (Cain, 2000, tel que cité par NJ MTF, 2002).

5.7.2.4 Traces de mercures dans les échappements et déchets ferreux

1014. A New Jersey aux Etats Unis, il y'a 3 centres qui produisent de l'acier à travers la fusion de la ferraille au niveau des fourneaux électriques à arc ; et 3 autres centres qui produisent du fer fondu à partir de la ferraille fondue dans les fourneaux appelés "cupolas." Le volume total d'émissions de mercure dans l'air à partir de ces 6 centres est estimé à environ 0,46 tonnes métriques (NJ MTF, 2002), soit une moyenne d'environ 0,076 tonnes métriques à partir de chaque centre. Aux Etats-Unis, le volume total d'émissions de mercure concernant cette sous catégorie était estimé à environ 15,6 tonnes métriques d'après une étude réalisée par le Centre d'Ecologie (Ecology Center, 2001, tel que cité par NJ MTF, 2002).

1015. On s'attend à ce que l'air soit la destination principale des échappements, à travers les émissions dans les cheminées des fourneaux, des aciéries et autres fonderies (NJ MTF, 2002). Les dégagements de mercure à destination des aires, de la terre et des eaux pluviales peuvent également avoir lieu à d'autres endroits du processus tels que le stockage, le broyage et le démantèlement (NJ MTF, 2002).

1016. Cependant une étude de l'équilibre des masses faites à un centre a estimé que seulement 31% était dégagé à partir des émissions par les cheminées, 49% se présentait sous forme de poussière de silos des fourneaux, 18% se trouvait au niveau des résidus de **déchiquetage** du destructeur et, 2% ont été dégagé durant le broyage (Cain, 2000, tel que cité dans le NJ MTF, 2002).

5.7.2.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution des rejets

1017. Rien n'a été fait pour déterminer les facteurs de défaillance concernant la production de fer et d'acier recyclés. Les intrants sont largement dépendants des antécédents sur le plan national ou régional, des éléments contenant du mercure surtout au niveau des véhicules et appareils ménagers.

5.7.2.6 Données principales spécifiques aux sources

1018. Les données spécifiques aux origines (sources) et considérées comme les plus importantes seraient dans ce cas précis:

- Des données précises ou la littérature publiée sur les concentrations de mercure au niveau de divers types de ferrailles traitée à la source ;
- Le volume de chaque type de ferraille traité; et,
- Des données précises sur le matériel de réduction des émissions, utilisées à la source (ou des sources similaires avec un matériel et des conditions d'exploitation très similaires).

5.7.3 Productions d'autres métaux recyclés

5.7.3.1 Description des Sous-catégories

1019. En principe, l'aluminium, le cuivre, le zinc et d'autres métaux recyclés dans la plupart des pays, peuvent contenir du mercure. Les intrants en mercure au niveau de la production des métaux recyclés non ferreux sont dans une très grande mesure absents de la littérature publiée sur ce domaine. Concernant la plupart des métaux, les procédés utilisés dans la fabrication initiale montrent que les impuretés de mercure naturel au niveau des matières d'alimentation ,

n'accompagnent pas les métaux produits dans une très grande mesure. La plupart des intrants en mercure pour ce qui est du recyclage des métaux non ferreux (si c'est le cas) viendraient donc de l'utilisation de mercure dans d'autres matières contenant du mercure ou des produits ou éléments similaires. Concernant la production d'acier recyclé, les apports les plus évidents viennent probablement d'interrupteurs, de relais, de thermostats, etc., à mercure. Sur la base de données primaires sur l'usage du mercure dans les produits et éléments, les métaux non ferreux employés dans le recyclage peuvent, en général, être moins contaminés par le mercure que l'acier recyclé.

1020. L'aluminium est un métal recyclé parmi d'autres avec des possibilité d'émission de mercure. La contamination de l'aluminium recyclé et d'autres métaux sont suspectés. Le mercure tend à s'associer volontiers à l'aluminium plutôt qu'aux autres métaux non ferreux; par conséquent, au sein du flot de métaux recyclés, la contamination du mercure peut être associée plus à l'aluminium qu'aux métaux ferreux ; il est possible que les centres qui traitent l'aluminium recyclé en utilisent la chaleur, dégagent du mercure dans l'air et ailleurs.

5.7.3.2 Principaux facteurs derrière l'émission et la production de mercure

Table 5-153 Principaux dégagements et destinations durant le processus de production et d'autres métaux recyclés

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets Généraux	Traitement / enlèvement par secteur
Production	X	x	x		x	x

Légende : X – Voie d'échappement prédominant pour le sous secteur;
x – d'autres voies d'échappement à étudier sur la base des circonstances/situations nationales et sources spécifiées

5.7.3.3 Intrants en mercure

Tableau 5-154 Aperçu des données relatives au rythme des activités et aux types de facteurs concernant les intrants en mercure nécessaires à l'étude des échappements liés à la production d'autres métaux recyclés

Phase de cycle de vie	Données nécessaires sur le rythme des activités	Facteurs d'absorption du mercure
Broyage, stockage et fonte	Volume de métal recyclé produit	Teneur de mercure en terme de métal produit

5.7.3.4 Cas de présence du mercure dans les dégagements et déchets /résidus

1021. le NJ MTF supposait que les échappements liés à la production d'aluminium recyclé serait pareil, en termes de volume, aux échappements à partir des centres qui produisent des métaux ferreux recyclés (fer et acier) décrit plus haut ; et que l'air constitue la destination principale. Ainsi, le NJ MTF estimait que, environ 455 kg sont dégagés dans l'air à partir de chaque centre produisant de l'aluminium recyclé, à New Jersey (NJ MTF, 2002).

5.7.3.5 Facteurs d'absorption et facteurs de distribution des rejets

1022. Rien n'a été fait pour déterminer les facteurs de défaillance concernant la production d'autres métaux recyclés. Les intrants sont très largement dépendants vis-à-vis des antécédents,

sur le plan national et régional, des éléments contenant du mercure au niveau des produits de ferraille.

5.7.3.6 Données principales spécifiques aux sources

1023. Les plus importantes de ces données seraient dans ce cas :

- Des données précises ou la littérature publiée sur les concentrations de mercure au niveau de divers types de ferraille traitée à la source ;
- Le volume de chaque type de ferraille traité; et
- Des données précises sur le matériel de réduction des émissions, utilisées à la source (ou des sources similaires avec un matériel et des conditions d'exploitation très similaires).

5.8 Incinération de déchets

Tableau 5-155 L'incinération des déchets: sous-catégories avec des voies primaires d'émission de mercure et l'approche recommandée en matière d'inventaire.

Chapitr e	Sous-catégorie	Air	Eau	Terre	Produit s	Déchet/ résidu	Approche principale d'inventaire
5.8.1	Incinération des déchets municipaux/ généraux	X	x	x	x	X	PS
5.8.2	Incinération de déchets dangereux	X	x			X	PS
5.8.3	Incinération de déchets médicaux	X	x			X	PS
5.8.4	Incinération de boues d'épuration	X	X			X	PS
5.8.5	Incinération informelle des déchets	X	X	X			OW

Légende: PS = Point source par approche point source; OW = Approche/aperçu national;
 X – voie d'émission qui sont supposées être prédominantes dans la sous catégorie ;
 x - émission additionnelles à prendre en compte selon la source spécifique et la situation nationale.

5.8.1 Incinération des déchets municipaux/généraux

5.8.1.1 Sous-catégories et procédés

1024. Au sein du flot des déchets généraux, le mercure provient de 3 (trois) groupes principaux d'intrants: 1) du mercure utilisé sciemment dans des produits écartés et dans des déchets ; 2) des impuretés naturelles qui s'attachent au mercure au sein de matières à haute densité (plastique, papier, etc) et des minéraux ; et 3) le mercure en tant que polluant tracable créée par l'homme au sein de matière à haute densité. Les concentrations de mercure sont directement dépendants des intrants en mercure par rapport aux déchets, et très probablement, varieront beaucoup entre les différents pays et circonstances.

1025. Les ordures ou déchets solides municipaux (DSM) constituent essentiellement en des déchets ménagers et d'autres déchets solides industriels, ne relevant pas de la fabrication ; et des déchets inoffensifs, commerciaux, institutionnels, et des déchets solides, industriels non manufacturés. Dans certains pays, les vidanges et les déchets médicaux pathogènes incinérés avec des déchets municipaux.

1026. Les DSM sont parfois incinérés (sous contrôle, comme cela existe ici), tandis que les morceaux de déchets dominés par les minéraux, sont souvent déposés dans des décharges. L'écart quantitatif entre l'incinération et les autres modes de traitement des déchets combustibles varient d'un pays à un autre.

1027. Les DSM peuvent être incinérés sans traitement initial où peuvent être traités concernant la production de « combustibles dérivés des ordures ». Aux Etats-Unis, les incinérations combustibles dérivés des odeurs brûlent les DSM qui ont été traités à des degrés divers, allant seulement de l'enlèvement de très grands articles, volumineux et non combustibles, à un traitement en profondeur afin de produire un combustible bien séparé approprié pour un chauffage conjoint au sein des chaudières alimentées au charbon réduit en poudre. Le traitement des DSM en combustible dérivé de déchets en général accroît la valeur de chauffage des déchets, car beaucoup des articles non-combustibles sont enlevés (US EPA, 1997a).

1028. Dans certains types d'incinérations une partie du mercure peut rester dans une partie des déchets qui n'ont pas été complètement incinérés et quitter l'incinérateur avec de la cendre au niveau de la cheminée. Cependant, en général, pratiquement tout le mercure présent dans les déchets est transformé en vapeur à cause des hautes températures liées à la combustion. La majeure partie du mercure part avec les gaz d'échappement et la part de mercure dégage sous forme d'émissions dans l'air à travers les cheminées dépendra, dans une très grande mesure des mécanismes de contrôle disponible. Les centres où le contrôle laisse à désirer verront la plupart des échappements passer par la cheminée sous forme d'émission de mercure dans l'air, tandis que, dans les autres centres, la plupart du mercure finira dans les résidus de gas au niveau des tuyaux. Les degrés d'efficacité des diverses formes de contrôle sont étudiés ci-après.

5.8.1.2 Facteurs principaux déterminant les échappements et production de mercure outputs

Table -156 Principaux échappements et les moyens de réception provenant des incinérateurs de déchets municipaux / généraux

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets généraux	Traitement / enlèvement par secteur
Incinération contrôlée de déchets	X	x	x	x	X	X

Notes: X – Voie d'échappement attendu devant être prédominante pour la sous-catégorie;

x - Voie d'échappement additionnelle à prendre en compte, selon la source spécifique et la situation nationale

1029. Des facteurs importants à l'origine des dégagements de mercure appartenant à la présente sous-catégorie, sont la concentration d'un mercure au niveau des déchets, et l'efficacité des dispositifs de contrôle (s'ils existent) afin de réduire les émissions de mercure.

1030. Les techniques d'incinération, plus particulièrement, les systèmes appliqués dans le cas du nettoyage du gaz appliqué dans le cas du nettoyage de gaz d'échappement déterminant la distribution du mercure produit entre les émissions dans l'air, l'accumulation au niveau des résidus solides de l'incinération (cendre de cheminée) et les résidus du nettoyage du gaz, et les déchets dans l'eau (seulement indirectement, par le biais de certaines techniques de nettoyage du gaz au niveau des tuyaux). Le matériel utilisé après la combustion et dans le cadre de ce

nettoisement, qui est employé aujourd'hui dans beaucoup de pays, retient une partie du mercure qui, autrement, réussit à s'échapper. Les systèmes utilisés sont semblables à ceux décrites concernant les grandes usines de combustion du charbon (voir la section 5.1.1), , sauf concernant une étape supplémentaire éventuelle(intégrée) avec l'injection et la capture du charbon actif (qui rejette /absorbe du mercure). Les techniques liées au charbon actif sont utilisées dans certains pays, par exemple aux Etats Unis, en Allemagne, en Suède, au Danemark, et en Autriche.

5.8.1.3 Intrants en mercure

Table -157 *Aperçu du taux d'activité et de facteurs d'intrant en mercure nécessaires pour estimer les échappements venant de l'incinération de déchets municipaux/généraux*

Données du taux d'activité nécessaire	Facteur d'intrant du mercure
Volume de déchets brûlés	Concentration de mercure dans les déchets

1031. La teneur en mercure des DSM dépendra de l'usage des produits contenant du mercure sur le plan national et de la présence de systèmes de collecte spécifiques concernant les déchets contenant du mercure. Les origines identifiées du mercure au niveau des DSM sont, entre autres, les batteries, le matériel et les installations électriques rejetées, les lampes à éclairage fluorescent, les dents et autres déchets provenant des dents d'une manière ou d'une autre, les résidus de peinture, et les matières plastiques. Selon la durée de vie des produits, les origines du mercure dans les déchets refléteront l'usage du mercure concernant les divers produits, des années avant l'étude du mercure au niveau des déchets.

1032. Aux Etats-Unis, les sources de mercure se retrouvant au niveau du flot des déchets ont évolué dans le temps du fait de modifications liées à l'utilisation du mercure. Les batteries à mercure ont de 1980 à 2000 constitué la majeure partie du mercure au sein des produits des DSM aux Etats Unis. (Tableau 8). En 1989, il a été estimé qu'environ 88% du mercure rejeté provenaient des batteries. De ces 88%, environ 28% venaient des batteries à l'oxyde mercurique et le reste de l'alkaline et d'autres batteries ((US EPA, 1997a). Cependant, le nombre de batteries contenant du mercure utilisé depuis les années 80 a augmenté considérablement aux Etats Unis et probablement dans beaucoup d'autres pays, mais puisque la teneur totale en mercure au niveau des déchets a diminué de façon notable, les batteries contenaient encore, en 2000, plus de 50% du mercure des produits du flot des déchets (Tableau 8).

1033. En 1989, 644 tonnes métriques de mercure auraient été déversés dans les flots de déchets solides municipaux aux USA, et la concentration de mercure au niveau des déchets solides serait dans la fourchette de moins de 1 - 6 ppm du point de vue du poids avec une valeur typique de 4 ppm (ppm = g de mercure par tonne métrique de déchets). Cependant, à cause de changements intervenus dans la consommation de mercure, la quantité de mercure rejetée au niveau du flot de déchets solides a considérablement diminué depuis 1989 à un niveau d'environ 157 tonnes métriques en 2000. (Table -8).

1034. La concentration de mercure au niveau des DSM à New Jersey en 2001 serait de l'ordre de 1,5 - 2,5 ppm (NJ MTF, 2002).

Table 5-158 *Mercure en produits dans les le flot des DSM aux Etats Unis en 1980, 1989 et 2000 estimé (selon Franklin Associates,Ltd. (1989), tel que cité par Yep et al., 2002)*

Types de déchets	Pourcentage total
------------------	-------------------

	1980	1989	2000 (estimé)
Batteries à usage ménager	78.4	87.6	57
Eclairage électrique	4.4	3.8	23.7
Résidus de peinture	4.9	2.6	0.3
Thermomètre de température	4.7	2.3	9.7
Thermostats	1.3	1.6	6.0
Colorants	4.2	1.4	0.9
Usage dentaire	1.3	0.6	1.3
Papier spécial de support couche	0.2	0.2	0.0
Interrupteur pour lampe au mercure	0.1	0.1	1.1
Batteries film pack	0.5	0.0	0.0
Total des rejets	100	100	100
Total des rejets aux USA (en Tonnes métrique)	497	644	157

1035. Les sources du mercure dans le DSM au Danemark en 1992/93 et 2001, respectivement, sont montrées auTable 5-9. En 1992/93 les batteries représentaient plus de la moitié du total de la teneur, comme pour les résultats obtenus aux Etats Unis montrés plus haut. En 2001, les batteries représentaient seulement 27%, surtout à cause d’une augmentation du contenu du mercure au niveau des batteries alcaline et “autres”. En 2001 le mercure présent en tant qu’impureté naturelle des déchets (éléments naturels traçables) représentait 28% du contenu total du mercure au niveau des déchets. Il faudra noter que cette contribution ne fait pas partie des origines du mercure présent dans les DSM, aux Etats-Unis (Voir tableau 8). Comme cela a été montré, le taux d’incertitude des estimations pour chaque groupe de déchets est tout à fait élevé, même si ces estimations sont fondées sur des études approfondies du flot des matières. Le contenu total en mercure au niveau des déchets a décru durant cette période, allant de 0.4 - 1.2 ppm à 0.1 - 0.6 ppm (le contenu réel est établi d’après les études haut de gamme par rapport aux estimations).

Table 5-159 Sources de mercure dans les DSM jeté pour être incinéré au Danemark en 1992/93 et 2001 (Maag et al., 1996; Skårup et al., 2003)

Type de déchets	1992/93		2001	
	Kg Hg/année	% du total	kg Hg/année	% du total
Dents et autres déchets dentaires	200 - 310	18	64 - 180	12
Sources d’éclairage	4 - 20	1	19 - 110	6
Interrupteurs et relais	0 - 120	4	75 - 380	22
Thermomètres	80 - 200	10	19 - 38	3

Matériel de contrôle	0 - 40	1	19 - 47	3
Batteries	420 - 1,100	53	52 - 510	27
Mercure comme impuretés (éléments traçables)	20 - 370	14	28 - 560	28
Total (arrondi)	700 - 2,200	100	280 - 1,800	100

5.8.1.4 Présence de mercure dans les échappements et déchets / résidus

1036. Les émissions de mercure dans l'atmosphère en provenance des appareils à combustion de déchets municipaux (ACDM) peuvent dans une certaine mesure être réduites en enlevant le mercure absorbé aux particules de gas d'échappement par des précipitateurs Electrostatiques (PES) et des filtres en étoffe (FE). La capacité des filtres à enlever le mercure dépend de la capacité des filtres à enlever les particules de taille réduite. La réduction de gaz corrosif au niveau du gas d'échappement peut aussi contribuer à la rétention du mercure.

1037. L'efficacité dans l'enlèvement du mercure peut être accrue en absorbant les vapeurs de mercure provenant de la chambre de combustion sur des absorbants tels que celui du gas corrosif, ensuite en enlevant le mercure à l'état de particule. Les dispositifs de contrôle de la présence des particules de mercure (PM) les plus usités aux Etats Unis sont les précipitateurs électrostatiques (P.E) Pour un contrôle significatif du mercure, il y a lieu de réduire la température de gas d'échappement à l'orifice d'entrée du dispositif de contrôle à 175 °C (ou moins). Comme c'est souvent le cas, les nouveaux symptômes de contrôle de déchets de mercure utilisent un mélange de refroidissement de gas et de l'injection de sorbents par un conduit, ou des systèmes de séchage par atomisation (SA) en amont de l'appareil utilisé pour réduire les particules, afin de réduire les températures et fournir un mécanisme de contrôle de l'acide (US EPA, 1997a).

1038. Lors de la combustion à des températures à plus de 850°C et avec un contenu en O₂ de 8 à 10% du volume, l'espèce dominant du mercure sera le chlorures (I et II) et le mercure élémentaire (Velzen *et al.* 2002). L'équilibre chimique déterminé par des moyens thermodynamiques contenant du HCL et SO₂ montre que la production principale entre 300 et 700°C est le HgCl₂, tandis que au delà de 700°C le mercure élémentaire est l'espèce dominant. Un résumé des performances en matière d'enlèvement de mercure pour divers matériels utilisés à cet effet au niveau des incinérations se trouve au Tableau 60 (Velzen *et al.*, 2002). On estime que le rapport HgCl₂/Hg(0) est entre 70/30 et 80/20. Les 'absorbants spéciaux' (ou adsorbants) ajoutés peuvent être des absorbants imprégnés de soufre ou d'éléments de soufre ou des absorbants à base de charbon activé, qui augmentent la sorption de mercure sur les particules.

Tableau 5 -160 L'efficacité dans l'enlèvement de mercure par des systèmes de curage des gas de cheminée pour les incinérateurs de déchets

Matériel	Temperature (°C)	HgCl ₂	Hg(0)	Total	Reference
Précipitateurs électrostatiques (PES)	180	0 - 10%	0 - 4%	0-8%	Velzen <i>et al.</i> , 2002
Précipitateurs Electrostatiques (PES))				10%	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
Filtre en Etoffe (FE)				29%	Pirrone <i>et al.</i> , 2001

Dépoussiéreur par voie humide	65-70	70 - 80%	0 - 10%	55 - 65%	Velzen <i>et al.</i> , 2002
Dépoussiéreur par voie humide avec un modificateur		90 - 95%	20 - 30%	76 - 82%	Velzen <i>et al.</i> , 2002
Absorbants de brouillard + FF (calcaire)	130	50 - 60%	30 - 35%	44 - 52%	Velzen <i>et al.</i> , 2002
Absorbants de brouillard + FF (absorbants spéciaux ajoutés) *1		90 - 95%	80 - 90%	87 - 94%	Velzen <i>et al.</i> , 2002
Ecoulement entraîné d'absorbants + filtre en étoffe (absorbants spécial ajouté) *1	130	90 - 95%	80 - 90%	87 - 94%	Velzen <i>et al.</i> , 2002
Circulation de lit fluidisé + filtre en étoffe (absorbant spécial ajouté) *1	130	90 - 99%	80 - 95%	87 - 98%	Velzen <i>et al.</i> , 2002
PES ou FE + Filtre de perles en carbone				99%	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
PES ou FE + injection de carbone				50 - >90%	Pirrone <i>et al.</i> , 2001
PES ou FE + Dépoussiéreur par voie humide polissant				85%	Pirrone <i>et al.</i> , 2001

Légende - *1 Les absorbants spéciaux peuvent être des absorbants imprégnés avec du soufre ou des composantes de soufre ou d'absorbants à base de carbone actif qui augmente la sorption du mercure sur les particules.

1039. Comme le montre le tableau ci-dessus, les précipitateurs électrostatiques simples parfois affichent des taux d'efficacité très bas. En effet, les absorbants de brouillard et l'écoulement entraîné d'absorbants utilisent du calcaire pour l'enlèvement du gaz corrosif ont une efficacité de 55-65% et 44-52%, respectivement. Dans le but d'obtenir plus d'efficacité dans l'enlèvement, soit >90%, il est nécessaire d'ajouter des absorbants ou adsorbants spéciaux, du charbon actif le plus souvent.

1040. Selon des tests de conformité récemment entrepris au niveau de 115 des 167 incinérateurs municipaux les plus importants aux USA, le taux moyen pour les grands centres d'incinération était de 91.5%. Au niveau de chaque site, la moyenne était basée sur une moyenne comprenant 3 essais et différenciée en mesurant la concentration totale de gaz d'échappement concernant le mercure avant et après le système de contrôle à chaque centre, injection de charbon actif en poudre en amont soit d'un séchoir et d'un filtre en étoffe, soit d'un séchoir et d'un précipitateur électrostatique. (UNEP, 2002).

1041. Le mercure éliminé en gaz d'échappement et retenu dans les résidus de l'incinération et concernant certains types de techniques de filtrage, dans les résidus solides, suite au traitement des eaux sales (suite au curage). En général, ces résidus sont utilisés pour des enfouissements ou selon leur contenu en matière nocives et autres caractéristiques utilisées à des fins de construction bien déterminés (plaque de parement, plateforme, etc.). Dans certains cas, ces résidus solides sont stockés en des endroits spéciaux pour déchets dangereux avec l'usage supplémentaire d'une membrane ou d'autres couvertures pour éliminer ou réduire les échappements par évaporation et par filtrage.

1042. Le Tableau 1 montre quelques exemples de la distribution du mercure au niveau des diverses décharges des incinérateurs de déchets municipaux. Comparés aux réalisations usuelles au Tableau 60, les PES de ces incinérateurs ont un taux d'efficacité assez élevé grâce à la rétention d'une plus grande partie des particules de petites tailles.

Tableau 5-161 Exemple de l'efficacité dans l'enlèvement de mercure par des systèmes de curage des gas de cheminée pour les incinérateurs de déchets

	Pourcentage total des centres:						Système de curage de gas de cheminée
	Emission à l'air	Cendre de cheminée	Poussière de PES /FE	Gas corrosif pour gâteau de filtration	Résidu d'absorbant de carbone	Eau usée	
Schachermayer <i>et al.</i> , 1995 (Autriche)	<1	5	30	65		<1	ESP, dépoussiéreur par voie humide, denox
Amagerforbrænding, 2000 (Danemark)	7	1	92			<0.01	ESP, procédé de curage de gas de cheminée à demi sec
Acthenbosch and Richers, 2002, (Allemagne)	0.4	-	44.3	54.6	0.7		ESP, tour de séchage PES, dépoussiéreur par voie humide, absorbeur de carbone
Shin Chan-Ki <i>et al.</i> , 2000 (Corée)	7.3	1.8	13.9			77 *1	ESP, dépoussiéreur par voie humide

Légende - *1 Indiqué dans la référence comme " gas pour rendre l'eau potable"; il n'est pas dit si l'eau usée est filtrée, et si le gâteau de filtrage l'a fait séparément.

1043. Au cours des 10 dernières années, les émissions de mercure dans l'atmosphère à partir de MWC aux Etats ont diminué de façon significative. Ceci est du en partie à la réduction du mercure dans les déchets, mais aussi, à l'amélioration des techniques de contrôle. Au début de 1990, environ 40 tonnes se sont échappées des MWCs et avant 2001, les émissions atmosphériques avaient décliné pour atteindre environ 4 tonnes de mercure (US EPA, 2001).

1044. Les contrôles actuels des émissions effectuées sur les incinérations à New Jersey (USA), qui constituent surtout, à ajouter du charbon dans l'appareil permettant d'enlever quelque chose comme 95% ou plus du mercure venant des gas d'échappement. En fin de compte, on mélange le charbon et les cendres. D'après l'équipe de NJ le mercure reste absorbé sur le charbon injecté et les échappements de mercure provenant de ces résidus sont susceptibles d'être d'un niveau plutôt bas (NJ MTF, 2002).

1045. Le EPA américain a mis au point des facteurs d'émission atmosphériques (FE) concernant les MWC pour 1994 (voir Tableau 5.162.). Le FE des premières années seraient certainement plus relevés, et les FE des dernières années seraient plus faibles à cause des concentrations réduites de mercure au niveau des déchets.

Tableau 5 -162: La moyenne des facteurs d'émissions pour les incinérateurs des déchets solides des municipalités aux USA de 1994-1995 (selon US EPA, 1997a)

Type de combustion	Concentration de mercure $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sec au normes standards de 7% O ₂	Moyenne des facteurs d'émission en g/tonnes métrique de déchets
MSW sans contrôle de gas corrosif	340	1.4
MSW avec contrôle de gas corrosif	205	0.83
MSW avec contrôle de gas corrosif + carbone	19	0.077
Déchets à base de carburant sans contrôle de gas corrosif	260	2.6
Déchets à base de carburant avec contrôle de gas corrosif	35	0.34

Notes: Le contrôle de gas corrosif comprend SD, DSI/FF, SD/ESP, DSI/ESP, SD/FF, et configuration SD/ESP);

SD = Tour de séchage; DSI = injection de conduite sorbents; ESP = Précipitateurs Electrostatique.

5.8.1.5 Facteur d'absorption et facteur de distribution de la production

1046. Sur la Base des informations plus haut concernant les intrants et les résultats, ainsi que les facteurs majeurs qui déterminent les dégagements, les facteurs préliminaires ci-après d'absorption et de distribution par défaut sont recommandés dans les cas où des données aux sources spécifiques ne sont pas disponibles. On souligne que les facteurs par défaut suggérés dans le cadre du présent projet pilote "Toolkit" se fondent sur une base de données limitées, et ainsi, il devrait être considérés comme des éléments préliminaires et sujets à des révisions au fur et à mesure que la base s'élargit. Egalement, les facteurs par défaut présentés représentent des avis autorisés basés sur des données résumées uniquement, et pour le moment aucune approche quantitative systématique n'a été dans le cadre de la réalisation de ces facteurs. Dans beaucoup de cas, le calcul des intervalles entre les échappements donnera une estimation plus exacte des dégagements réels.

1047. L'objectif principal de l'utilisateur dans ces facteurs par défaut est d'obtenir une première impression quant à savoir si la sous-catégorie est une source importante de dégagement de mercure sur le plan national. D'habitude, les estimations devraient être approfondies, (après le calcul avec des facteurs par défaut) avant toute action d'envergure basée sur les estimations.

a) Facteurs d'absorption du Mercure

1048. Les données disponibles concernant les niveaux de la présence du mercure au niveau des déchets par exemple, établis grâce aux procédés du présent Toolkit, conduiront aux meilleures estimations des échappements.

1049. Si aucune indication n'est disponible, concernant la concentration du mercure au niveau des déchets municipaux, une première estimation peut être faite en utilisant les facteurs d'absorption par défaut choisis dans le tableau 5-163 ci-après (basé sur les données présentées dans la présente section.) Puisque les concentrations varient à ce point, il est préférable de calculer et de relier les intervalles concernant les intrants en mercure à la présente catégorie de source. Les facteurs bas de gamme par défaut ont été utilisés pour indiquer une estimation bas de

gamme concernant les intrants en mercure par rapport à la catégorie de source, (mais pas le minimum absolu) et les facteurs d'absorption bas de gamme conviennent à une situation où des parties importantes des déchets avec une haute concentration de mercure (thermomètres, batteries, déchets d'amalgames dentaires, interrupteurs, etc.) ont été triés hors des déchets pour un traitement à part et , ainsi , se présenteront en nombre réduit au niveau des déchets municipaux. On s'attend à ce que ces facteurs d'absorption haut de gamme conviennent à des situations où n'intervient aucune sélection pareille et la plupart des déchets avec de hautes concentrations de mercure sont ainsi présentées dans les déchets municipaux, comme cela a déjà été dit, les niveaux de mercure au niveau des déchets, sont bien sur, aussi directement tributaires de la consommation de produits et matières contenant du mercure dans les pays concernés.

Tableau 5-163 Défaut préliminaire de facteurs d'intrant pour le mercure dans les déchets solides des municipalités

Equipement	Défaut de facteurs d'intrants; g Hg/tonnes métrique de déchets; (bas – haut de gamme) *1
Déchets solides des Municipalités (déchets "ménagers ") *1	1 - 10

Notes: *1 Les facteurs bas de gamme par défaut ont été utilisés pour indiquer une estimation bas de gamme concernant les intrants en mercure par rapport à la catégorie de source, (mais pas le minimum absolu) et les facteurs d'absorption bas de gamme conviennent à une situation où des parties importantes des déchets avec une haute concentration de mercure (thermomètres, batteries, déchets d'amalgames dentaires, interrupteurs, etc) ont été triés hors des déchets pour un traitement à part et , ainsi , se présenteront en nombre réduit au niveau des déchets municipaux. On s'attend à ce que ces facteurs d'absorption haut de gamme conviennent à des situations où n'intervient aucune sélection pareille et la plupart des déchets avec de hautes concentrations de mercure sont ainsi présentés dans les déchets municipaux, comme cela a déjà été dit, les niveaux de mercure au niveau des déchets, sont bien sur, aussi directement tributaires de la consommation de produits et matières contenant du mercure dans les pays concernés.

b) Défaut de production de facteurs de distribution de mercure

Tableau 5-164: Défaut préliminaire de facteurs de distribution de production pour les déchets solides des municipalités

Appareil de réduction d'émission *1	Default de production de facteurs de distribution: la part d'intrant Hg					
	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets Généraux x	Traitement / enlèvement par secteur *4
Aucun	1			?	?	
PM réduction avec de simples PES ou appareil similaire	0.9		*3	?	?	0.1
Gas corrosif avec calcaire (ou acide corrosif similaire absorbant) et an aval une haute efficacité de rétention par FE ou PES PM	0.5		*3	?	?	0.5

Mercuré spécifique absorbant et en FF en aval	0.1		*3	?	?	0.9
---	-----	--	----	---	---	-----

Légende: *1 PM = particule matérielle; FF =Filtre en Etoffe ; ESP =Précipitateurs électrostatique; *2 Selon les systèmes de curage des cheminées appliqués, une partie du mercure autrement déposé comme résidu pourrait suivre les dérives des produits commercialisés (par exemple les scories des plateformes / cendres et cendres volants pour production de ciment);

*3 Au cas ou les résidus ne sont déposés attentivement, le mercure se trouvant dans les résidus pourrait être considérés comme étant laissés dans la terre ;

*4 Peut être enfoui au centre d'enfouissement général des déchets ou spécialement dans un endroit sécurisé réservé aux produits dangereux.

c) Liens avec d'autres estimations de source de mercure

1050. Concernant les sous catégories de traitement des déchets, il est très important de ne pas oublier que le mercure au niveau des déchets provient 1) du mercure sciemment utilisé au niveau des produits rejetés et des déchets ; 2) des impuretés naturelles au niveau des matières telles que le papier, les matières plastiques, et des minéraux ; et 3) du mercure en tant que polluant crée par l'homme, au sein des matières à haute densité. Il faut noter que ces parties des intrants peuvent être directement liées aux déchets municipaux, dangereux et médicaux.

1051. Les émissions de mercure dans l'environnement et les dépôts de déchets à partir de ces sous catégories devraient, par conséquent être considérés comme une conséquence de la présence du mercure au sein des produits utilisés par la société.

1052. De la même façon, les intrants en mercure estimés par rapport aux sous-catégories de traitement de déchets, peuvent être révisés à travers la quantification des intrants par rapport à la société avec des produits et matières décrits dans les sections 5.4 - 5.6. Attention de ne pas compter une seconde fois les intrants lors de la préparation de l'inventaire du mercure.

1053. Il faut noter que les intrants en mercure destinés à être incinérés et provenant de concentration de mercure dans les matières à haute densité (plastique, papiers, etc.) ne sont pas quantifiés individuellement dans ce Toolkit.

5.8.1.6 Données principales spécifiques aux sources

1054. Les sources les plus importantes dans ce cas seraient :

- Au cas où les intrants en mercure peuvent être évalués de manière précise, les données peuvent être utilisées dans le cadre de la quantification des déchets de mercure venant de l'incinération. Cependant, les intrants en mercure destinés à l'incinération et provenant de concentration de mercure au niveau des matières telles que le papier, les plastiques, ne sont pas quantifiés individuellement ici, et par conséquent la quantification de l'ensemble des intrants tendrait à être sous-estimée dans le cadre de la présente approche.

1055. Puisqu'il est très souvent difficile de mesurer les intrants en mercure contenus dans les déchets, ou autrement de le quantifier de façon exacte, les données ci-après peuvent fournir les meilleures estimations d'échappement ou de production de mercure provenant de l'incinération:

- Dégagement atmosphérique: Mesures de concentration moyenne de mercure dans les gaz d'échappement, combinés avec des mesures de gaz d'échappement produits (annuellement) à des conditions moyennes;
- Production par rapport aux résidus solides: mesures de concentration moyenne de mercure et volumes des résidus produits chaque année pour chaque flot concerné (cendres/scories, gaz d'échappement, résidus de nettoyage, planches en gypse etc.);

- Rejets aquatiques (s'ils existent) ; mesures de concentration moyenne de mercure au niveau des décharges aquatiques combiné avec des mesures des quantités déchargées (annuellement) à des conditions moyennes.

1056. Voir aussi les recommandations relatives à la collecte de données à la section 4.4.5.

5.8.2 Incinération de déchets dangereux

5.8.2.1 Description des sous-catégories

1057. Le mercure contenu dans le flot de déchets dangereux vient surtout de mercure utilisé sciemment dans les produits abandonnés et les déchets industriels. Certains déchets dangereux sont incinérés dans le cadre de la gestion du traitement ou de l'enlèvement de déchets. Les concentrations de mercure sont directement tributaires des intrants de mercure par rapport aux déchets, et par conséquent pourront varier beaucoup entre les différents pays et les différentes situations.

1058. Les déchets dangereux concernent les résidus et déchets qui contiennent des matières dangereuses en quantités importantes. En général, toutes les matières dont les biens de consommation qui exigent des précautions spéciales et des restrictions au niveau de la manutention et de l'utilisation, appartiennent à ce groupe. Les biens de consommation, considérés comme tels et faisant maintenant partie du circuit des déchets, doivent être considérés comme des déchets dangereux. Ceux-ci comprennent des dissolvants et d'autres hydrocarbures volatiles ; les peintures et teintures, les produits chimiques, (pesticides et herbicides); de produits pharmaceutiques, les batteries, carburants, huiles et autres lubrifiants, ainsi que des produits contenant des métaux lourds. Egalement, toutes les matières contaminées par ces matières telles que des haillons ou papiers trempés, du bois traité, des résidus industriels etc. , qui sont considérés dangereuses comme déchets (UNEP, 2003).

1059. Les déchets à haute concentration de mercure en général ne conviendraient pas pour l'incinération et de préférence et seraient écartés des déchets dangereux avant l'incinération et traités séparément. Cependant dans la pratique, cela pourrait ne pas être le cas.

1060. D'habitude, les déchets dangereux sont brûlés soit dans des incinérateurs spéciaux, soit dans des fourneaux rotatifs. Ces incinérations comprennent des fourneaux rudimentaires cylindriques ou sous forme de cheminée ou de gueule de loup. Egalement, d'autres techniques (telles que l'oxydation de fluide supercritique, et la vitrification électrique à arcs.) qui traite les déchets dangereux, peuvent être mises dans ce groupe. (bien que pas nécessairement classés selon la rubrique "incinération"). Les déchets dangereux sont dans certains pays, incinérés au niveau des cimenteries et des fours d'agréats légers décrits aux sections 5.3.1 et 5.3.3.

1061. Les incinérateurs sont équipés d'une grande variété de mécanismes de lutte contre la pollution de l'air qui, en terme de complexité, va du plus simple au plus sophistiqué, face à plusieurs polluants. En général, les techniques utilisées ressemblent à celles décrites concernant l'incinération des déchets municipaux. (Voir section 5.8).

5.8.2.2 Principaux facteurs d'échappement et de production de mercure.

Tableau 5-165 Les échappements principaux et les milieux récepteurs venant d'incinération de déchets dangereux.

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets généraux	Traitement / enlèvement par secteur
Incinération	X	x			x	X

Légende: X Voie d'échappement attendu devant être prédominante pour la sous-catégorie;

x - Voie d'échappement additionnelle à prendre en compte, selon la source spécifique et la situation nationale

1062. La teneur en mercure au sein des déchets détermine les intrants du même produit. Les technologies d'incinération et particulièrement les systèmes de nettoyage des gaz, déterminant la distribution de la production de mercure entre les émissions dans l'air, l'accumulation au niveau des résidus solides liés à l'incinération et au nettoyage, et les déchets destinés à l'eau (indirectement, par certaines techniques de nettoyage).

5.8.2.3 Discussion des Intrants en Mercure

1063. Les intrants en mercure des déchets dangereux peuvent varier considérablement entre pays, dû à des différences quant au tri des déchets et aux techniques de manutention et de traitement des déchets. Les données générales concernant les intrants en mercure vis-à-vis du secteur très souvent manquent de précision et par conséquent, il serait nécessaire de recourir à une recherche documentaire assez poussée et/ou à des mesures concernant de chaque centre de production de déchets dangereux.

1064. Dans les cas où il y'avait des estimations fiables provenant de situations très semblables (qui pourraient s'appliquer dans le même pays, ou la même localité), une extrapolation basée sur des déchets peut être possible pour établir des estimations de départ.

5.8.2.4 Exemples d'échappement et de déchets/résidus de mercure

1065. L'EPA / AAPE américain (Agence Américaine pour la Protection de l'Environnement) estimait que pour l'année 1996, les émissions de mercure dans l'atmosphère provenaient des incinérations avec des calculs similaires, un taux d'émission de base moyen concernant le mercure au niveau des fours des cimenteries et des fours à agrégats léger, fut également calculé (US EPA, 1997a). Pour 1996, les émissions totales provenant de la combustion de déchets dangereux aux Etats Unis furent estimés à 6.3 tonnes (US EPA, 1997a). Aucun détail n'a été fourni concernant la production de mercure par rapport aux résidus ou aux déchets aquatiques.

1066. Les incinérateurs sont équipés de dispositifs variés pour la lutte contre la pollution de l'air allant en terme de complexité, du plus simple au plus sophistiqués, face à plusieurs polluants. En général, les techniques utilisées ressemblent à celle décrites contre l'incinération des déchets municipaux (Voir section 5.8).

5.8.2.5 Facteurs d'absorption et de distribution des produits

1067. Du fait de l'absence de données, il n'est pas nécessaire de définir les facteurs par défaut concernant l'incinération des déchets dangereux. Cependant, l'incinération peut constituer une source importante d'échappement de mercure et donc ne devrait pas être négligés dans l'inventaire. Si possible, des données concernant ces sites spécifiques sont nécessaires.

1068. Là où il n'y a pas de telles données, une première estimation des données concernant des déchets dangereux incinérés avec les facteurs d'absorption par défaut établi pour les déchets médicaux (section 5.8.3) ; la plupart des sources probables sont les mêmes. Pour les intrants en

mercure, les facteurs par défaut de distribution de la production retenue pour l'incinération des déchets municipaux peuvent être utilisés comme défaut (section 5.8.1).

1069. Dans les cas où des estimations fiables, concernant des échappements de mercure en des sites spécifiques, existent à partir de situations très similaires (même pays ou conditions), une extrapolation basée sur des volumes de déchets, peut constituer une meilleure approche pour former des estimations de départ.

1070. Liens avec l'estimation d'autres sources de mercure – Concernant les sous-catégories de traitement des déchets, il est très important de ne pas oublier que la teneur en mercure au niveau des déchets provient : 1) du mercure sciemment utilisé dans des produits abandonnés et des déchets industriels ; 2) des impuretés naturelles de mercure dans certaines matières à grande intensité (papiers, plastique, etc.) et des minéraux ; et 3) du mercure en tant que polluant créé par l'homme dans les matières à haute densité. Des parties de ce mercure peuvent être destinées aux déchets dangereux municipaux ou médicaux.

1071. Le mercure émis dans l'environnement et les dépôts déchets de ces sous-catégories devraient, par conséquent être considérés comme un résultat de la présence de mercure dans les produits utilisés par la société.

1072. De la même manière, les intrants estimés par rapport aux sous-catégories peuvent être modifiés grâce à la quantification des intrants en mercure par rapport à la société détenant ces produits et matières (sections 5.4 - 5.6.). Attention de ne pas compter en double ces intrants, lors de l'inventaire.

1073. Notons que les intrants en mercure par rapport à l'incinération à partir de concentration de traces de mercure dans les matières à haute densité (papier, plastique, etc.) ne sont pas quantifiés individuellement dans le Tool kit.

5.8.2.6 Principales données spécifiques aux sources

1074. Les sources les plus importantes seraient :

- Au cas où les intrants pourraient être estimés de façon assez exacte, les données pourraient être utilisées dans le cadre de la quantification des échappements de mercure provenant de l'incinération des déchets. Cependant les intrants en mercure par rapport à l'incinération et à partir de concentrations de traces de mercure dans les matières à haute densité (plastique, papiers, etc.) ne sont pas quantifiés individuellement ici, et la quantification des intrants totaux tendraient donc à être sous-estimée dans le cadre de cette approche.

1075. Puisqu'il est très souvent difficile de mesurer les intrants en mercure contenus dans les déchets, ou autrement de le quantifier de façon exacte, les données ci-après peuvent fournir les meilleures estimations d'échappement ou de production de mercure provenant de l'incinération:

- Dégagement atmosphérique: Mesures de concentration moyenne de mercure dans les gaz d'échappement, combinés avec des mesures de gaz d'échappement produits (annuellement) à des conditions moyennes;
- Production par rapport aux résidus solides: mesures de concentration moyenne de mercure et volumes des résidus produits chaque année pour chaque flot concerné (cendres/scories, gaz d'échappement, résidus de nettoyage, planches en gypse etc.);
- Rejets aquatiques (s'ils existent) ; mesures de concentration moyenne de mercure au niveau des décharges aquatiques combiné avec des mesures des quantités déchargées (annuellement) à des conditions moyennes.

5.8.3 Incinération des déchets médicaux

5.8.3.1 Description des Sous-catégories

1076. Les déchets médicaux comprennent les déchets contagieux et non contagieux créés par une variété de structures médicales, vétérinaires ou de recherche tels que les hôpitaux, cliniques, laboratoires médicaux, etc. Dans ce cas le mercure provient surtout du mercure utilisé sciemment dans des produits ensuite abandonnés ou dans des déchets industriels. Les concentrations de mercure par rapport aux déchets et ainsi variant beaucoup d'un pays à un autre ou d'une situation à une autre.

1077. Les déchets médicaux sont considérés comme les déchets créés à partir d'activités médicales, qu'importe si ces activités ont lieu dans un hôpital ou se sont exercées par un docteur, un dentiste, et tout autre spécialiste de la santé. Les déchets générés Durant ces activités sont : le sang, les sécrétions, les produits pharmaceutiques et les emballages et/ ou des outils utilisés dans le cadre du traitement médical de personnes ou d'animaux. Pour bien détruire ces virus, bactéries, et autres pathogènes, ces déchets sont souvent traités de façon thermique par incinération (UNEP, 2003). Un incinérateur de déchets médicaux (MWI) est employé pour brûler ces déchets.

1078. Dans certains pays, les déchets médicaux sont incinérés dans des incinérateurs pour déchets dangereux ou dans des incinérateurs de déchets municipaux faits pour cela.

1079. Des informations disponibles indiquent que des systèmes MWI peuvent être des sources importantes d'émission de mercure. Celles-ci proviennent de matières porteuses de mercure et contenues dans les déchets. Les sources connues sont : les thermomètres, le matériel dentaire, avec un mélange de mercure, les batteries, les produits chimiques, les lampes à éclairage fluorescent, les lampes de décharge, à haute densité ; les couches de papier, ou de pellicules, et les pigments ; la plupart de ceux-ci devraient de préférence, être isolés des flots de déchets avant incinération si possible, cette composition recoupe les intrants, en mercure, si les deux types d'incinération ont lieu dans un pays.

1080. Les incinérateurs sont équipés d'une grande variété de dispositifs de lutte contre la pollution atmosphérique. En général, les techniques utilisées ressemblent à celles décrites à la section (voir section 5.8.1).

1081. Un certain nombre de configuration des systèmes de lutte contre la pollution a été utilisé contre l'émission de particules et de gaz provenant de cheminée des incinérateurs. La plupart de ces configurations appartiennent à ces catégories générales de systèmes humides et secs. Les systèmes humides comprennent très souvent un appareil à récurage sec, conçu pour le contrôle des PM dans des séries avec un tel appareil fait pour l'enlèvement des gaz corrosif et un système d'élimination de brouillard très sophistiqué. La plupart des systèmes secs utilisent un filtre à étoffe pour l'enlèvement des PM mais les ESP ont été installés sur de plus gros incinérateurs. Ces systèmes peuvent utiliser des injections de sorbants à travers soit des injections sèches ou des séchoirs par atomisation en amont du dispositif PM pour un meilleur contrôle des gaz corrosifs. En plus, certains systèmes incluent la combinaison d'un système sec /humide qui comprend une injection de sorbant sec/ un système de filtre à étoffe suivi d'un appareil à récurage du venturi. Puisque les systèmes décrits plus haut sont conçus d'abord pour la maîtrise du PM et des gaz corrosifs, ils ont leurs limites, relatives au contrôle du mercure. Cependant, des récentes études de l'EPA indiquent les systèmes d'injection de sorbants/filtrage à étoffe permettent de plus grandes performances en ajoutant du charbon activé aux sorbants. (US EPA, 1997a).

5.8.3.2 Principaux facteurs déterminant les échappements et production de mercure

Table5 -166 Principaux dégagements et les milieux récepteurs venant d'incinération de déchets dangereux.

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Terre	Produits	Déchets généraux	Traitement / enlèvement par secteur
Incinération	X	x			x	X

Légende: X Voie d'échappement attendu devant être prédominante pour la sous-catégorie;
x - Voie d'échappement additionnelle à prendre en compte, selon la source spécifique et la situation nationale.

1082. La teneur en mercure au sein des déchets détermine les intrants du même produit. Les technologies d'incinération et particulièrement les systèmes de nettoyage des gaz, déterminant la distribution de la production de mercure entre les émissions dans l'air, l'accumulation Du niveau des résidu solides liés à l'incinération et au nettoyage , et les déchets destinés à l'eau (indirectement , par certaines techniques de nettoyage)

5.8.3.3 Intrants en mercure

Tableau5 -167 Aperçu du taux d'activité des données et facteurs d'intrant en mercure nécessaires pour estimer les dégagements venant de l'incinération des déchets médicaux.

Taux d'activité nécessaire	Facteur d'intrants en mercure
Volume de déchets incinérés	Concentration de mercure dans les déchets

1083. D'après l'EPA (2004), il y'a jusqu'à 50 fois plus de mercure dans les déchets médicaux que dans les déchets municipaux en général, aux Etats Unis, et le volume de mercure émis par les incinérateurs médicaux en général fait une moyenne de plus de 60 fois le volume émis par les incinérateurs de déchets pathogènes.

5.8.3.4 Exemples de mercure dans les échappements et déchets /résidus

1084. En 1995, au Canada, un total de 580 kg de mercure fut émis dans l'atmosphère provenant de 218 incinérateurs biomédicaux, représentant 28 % des émissions totales du pays (Environnement Canada, 2000). Les sources de mercure au niveau des déchets ont été les batteries, l'éclairage fluorescent et à haute intensité, les thermomètres, les appareils fixes, les papiers et pellicules spéciaux et les produits pharmaceutiques et pigmentés. Sur la base d'un échantillon établi en 1990, et concernant 6 hôpitaux de l'Ontario, il a été estimé que en moyenne, 14 grammes de mercure étaient émis pour chaque tonne de déchets incinérés (Environnement Canada, 2000).

1085. En 1996 aux Etats Unis, 14.6 tonne de mercure ont été émis dans l'atmosphère provenant de l'incinération de 204,000 tonnes de déchets médicaux en général (US EPA, 1997b). Ceci correspond à une moyenne d'émission de 8.9 g/ tonne de déchets.

1086. Les déchets médicaux généraux contiennent beaucoup de mercure que les déchets pathologiques et la moyenne de ces déchets sera ainsi un peu plus élevée que 8.2 g de mercure par tonne métrique (US EPA, 2004)

1087. La sortie principale des émissions atmosphériques en provenance des incinérateurs de déchets médicaux se fait par la cheminée lors de la combustion des gaz d'échappement.

Cependant, de petites quantités de mercure peuvent se trouver dans les émissions de PM qui s'en échappent lors des opérations de manipulation des cendres, surtout si les cendres sont collectées grâce à un système sec de contrôle de la pollution atmosphérique avec des taux élevés d'efficacité en matière d'enlèvement de mercure. Durant les années 80 et 90, les émissions de mercure ont été mesurées au niveau d'au moins 47 incinérateurs pour déchets médicaux (IDM) aux Etats-Unis. Environ, 40 de ces tests, furent considérés par l'AAPE appropriés pour la mise au point de facteurs d'émission (US EPA, 1997a).

1088. Les facteurs d'émission des IDM avec des contrôles de combustion, des dépoussiéreurs par voie humide, des systèmes de filtrage à étoffe et des dépoussiéreurs par voie sec (avec ou sans injection de charbon actif) furent mis au point par l'EPA américain.

1089. Le Tableau 5.168 fait état des facteurs d'émission atmosphérique concerne les IDM avec chaque technique de contrôle mise au point aux Etats Unis (US EPA (1997a)). Ces facteurs sont des moyennes qui représentent des émissions d'IDM continues et intermittentes qui brûlent un mélange de déchets non contagieux et contagieux. Tandis que le procédé utilisé pour déterminer les facteurs d'émission des IDM fournis des facteurs d'émission moyens qui représentent un groupe représentatif des indicateurs, il ne devrait pas être utilisé pour déterminer les facteurs d'émission pour les centres pris individuellement. Les chiffres semblent indiquer que les intrants en mercure au niveau des déchets médicaux incinérées seraient dans ce cas de proche de (ou plus élevé que) 37g de mercure par tonne de déchets. Cette situation peut avoir évolué vers des valeurs plus faibles depuis 1997.

Tableau 5-168 *Facteur d'émission de mercure atmosphérique pour les incinérateurs de déchets médicaux (IDM/ MWIs), mis au point par US EPA (1997a)*

Contrôle de la pollution de l'air	g/ tonne de déchets
Contrôle de la combustion	37
Dépoussiéreur par voie humide	1.3
Dépoussiéreur par voie sec sans Carbone	37
Dépoussiéreur avec carbone	1.7
Filtre en étoffe /tour de filtration	1.3

5.8.3.5 Facteurs d'absorption et de distribution des produits

1090. Sur la base d'informations rassemblées plus haut sur les intrants et produits, et les facteurs majeurs qui déterminent les échappements, les facteurs préliminaires par défaut d'absorption et de distribution sont recommandées dans les cas où les données aux sources spécifiques ne sont pas disponibles. L'accent est mis sur le fait que des facteurs par défaut recommandés ici sont fondés sur une base de données limitée et à ce titre ils devraient être considérés préliminaires et sujets à révision au fur et à mesure que la base de données augmente.

1091. L'objectif principal de l'utilisation de ces facteurs est d'obtenir une première impression quant à l'importance de la sous-catégorie en tant que source d'échappement de mercure sur le plan national. D'habitude, les estimations auraient dû être affinées d'avantage (après calcul des facteurs par défaut) avant d'entreprendre une quelconque action d'envergure, basée sur les estimations des échappements.

a) Facteurs d'absorption par défaut

1092. Les données qui existent concernent les niveaux de la présence du mercure au niveau des déchets- par exemple, établis par les procédés de Toolkit- produisent les meilleures estimations des échappements.

1093. Si aucune information n'est disponible concernant la concentration du mercure au niveau des déchets, on peut faire une première estimation grâce aux facteurs par défaut d'absorption choisis au Tableau 5-169 ci-après (basé sur les ensembles de données présentées dans la présente section). Puisque les concentrations varient à ce point, il est recommandé de calculer et d'annoncer les intervalles concernant les intrants en mercure par rapport à cette catégorie de source. Les facteurs bas de gamme par défaut ont été mis en place pour indiquer une estimation bas de gamme concernant les intrants au mercure, par rapport à la catégorie de source (mais pour le minimum absolu) et le résultat haut de gamme débouchera sur une estimation haut de gamme.

Tableau 5 -169 Défaut préliminaire de facteurs d'intrants du mercure dans les déchets médicaux

Matériel	Défaut de facteurs d'intrants; g Hg/tonne de déchets ; (bas de gamme – haut de gamme) *1
Déchets médicaux *1	8 - 40

Légende : *1 On s'attend à ce que les facteurs d'intrant bas de gamme soient pertinents dans une situation où une partie substantielle des produits de déchets avec une forte concentration en mercure (thermomètres, batteries, déchets dentaires mélangés, lampes fluorescents etc.) ont été triés hors des déchets pour un traitement séparé et seront par conséquent présents en petits volumes dans les déchets. Pour le haut de gamme, on s'attend à qu'il reflète une situation où les produits contenant le mercure sont toujours utilisés dans le secteur médical et la séparation de ces produits avec le flux de déchets est plus modérée.

b) Facteurs de distribution de la production de mercure par défaut

1094. Si aucune information spécifique à un site et concernant la distribution des produits de mercure n'est disponible, les facteurs de distribution retenus par l'incinération des déchets municipaux peuvent être appliqués pour se faire une première estimation en gros (voir section 5.8.1).

c) Liens avec d'autres estimations des sources de mercure

1095. Concernant les sous-catégories de traitement de déchets, il est très important de ne pas oublier que la teneur en mercure au niveau des déchets provient :1) du mercure employé sciemment au niveau des produits abandonnés et de déchets industriels; 2) d'impureté naturelles de mercure dans les matières (telles que les plastiques, le papier,) et les minéraux ; et 3) du mercure en tant que polluant créé par l'homme au niveau des matières à haute densité. Des parties des intrants peuvent être destinées aux déchets municipaux, dangereux et médicaux.

1096. Les émissions de mercure dans l'atmosphère et les dépôts de déchets provenant de ces sous-catégories devraient être donc considérées comme une conséquence de la présence du mercure dans les produits utilisés par la société.

1097. De la même façon, les intrants, estimés, par rapport aux sous-catégories de traitement de déchets, peuvent être modifiés par la quantification des intrants, par rapport aux produits et matières de la société, comme décrit aux sections 5.4 - 5.6. Attention de ne pas capter en double ces intrants lors de la préparation de l'inventaire.

1098. Les intrants de mercure par rapport à l'incinération provenant de concentration de trace de mercure dans les matières (tels que les plastiques, le papier, etc.) ne sont pas quantifiés individuellement dans le Toolkit.

5.8.3.6 Données principales spécifiques aux sources

1099. Dans ce cas les sources les plus importantes seraient:

- Au cas où les intrants en mercure par rapport aux déchets peuvent être estimés de façon exacte, ces données concernant les intrants peuvent être utilisées dans le cadre de la quantification des échappements du mercure provenant de l'incinération de déchets. Cependant, les intrants de mercure provenant de concentration de traces de mercure dans les matières à haute densité ne sont pas quantifiés individuellement dans ce Toolkit, et la quantification des intrants totaux tendrait donc à être sous-estimée dans le cadre de la présente approche.

1100. Puisque les intrants en mercure au niveau des déchets sont souvent difficiles à mesurer, on ou autrement à quantifier de manière exacte, les données ci-après fournissent les meilleures estimations possibles, d'échappement ou de production de mercure provenant de l'incinération de déchets:

- Dégagement atmosphérique: Mesures de concentration moyenne de mercure dans les gaz d'échappement, combinés avec des mesures de gaz d'échappement produits (annuellement) à des conditions moyennes;
- Production par rapport aux résidus solides: mesures de concentration moyenne de mercure et volumes des résidus produits chaque année pour chaque flot concerné (cendres/scories, gaz d'échappement, résidus de nettoyage, planches en gypse etc.);
- Rejets aquatiques (s'ils existent) ; mesures de concentration moyenne de mercure au niveau des décharges aquatiques combiné avec des mesures des quantités déchargées (annuellement) à des conditions moyennes.

5.8.4 Incinération des boues d'épuration (vidanges)

5.8.4.1 Description des Sous-categories

1101. Les boues d'épuration sont le produit des procédés de traitement d'eaux usées quelle qu'en soit l'origine (eaux usées venant des activités agricoles ou industrielles de la municipalité). Les concentrations de mercure sont directement tributaires des intrants en mercure par rapport aux eaux usées, et ainsi pourront beaucoup varier d'un pays à l'autre.

1102. Si les concentrations de substances dangereuses sont assez faibles, la boue peut être répandue sur la terre des fermes comme engrais, dans certains pays. Autrement, la boue peut soit être incinérée (séparément ou par combustion au niveau des centrales électriques des incinérateurs des municipalités, cimenteries, etc.), enfouis dans une décharge, ou subir un traitement telle que l'oxydation, la gasification, etc.

1103. Dans certains pays, les boues d'épuration sont très souvent incinérées en fin de compte. Aux Etats-Unis, par exemple, environ 785,000 tonnes métriques de boues d'épuration (poids sec) sont incinérés chaque année (B. Southworth, 1996, cité dans US EPA, 1997a).

Description du procédé

1104. L'incinération des boues d'épuration comprend deux étapes principales: la première consiste à enlever l'eau des boues (par évaporation). En général, cela se fait jusqu'à ce que la boue contienne 20 à 35% de matières solides. Les systèmes utilisant les procédés de conditionnement thermal obtiennent régulièrement de la boue "sèche" qui contient plus de 40% de matières solides. Après cette première opération, la boue est envoyée à l'incinérateur pour l'oxydation thermique. La description ci-après s'applique à l'incinération des boues dans les incinérations séparées, souvent placées comme une partie intégrée d'usine de traitement industriel d'eaux usées: les cendres résiduelles non brûlées sont enlevées de l'incinérateur, d'habitude de façon continue, pour être placée dans une décharge ou re-utilisées (i.e., briques, béton, asphaltes, ..) une partie des déchets non combustibles, ainsi que des éléments organiques volatiles non brûlés quittent le combusteur à travers le flot de gaz d'échappement. Les dispositifs de lutte contre la pollution atmosphérique, surtout pour le récurage, sont utilisés pour enlever les polluants du flot. Ce dernier est ainsi épuisé et les polluants collectés grâce au dispositif de contrôle et ré envoyés au responsable de l'usine de traitement des eaux usées avec les effluents de l'appareil à récurage (et ainsi réintroduit dans le système de traitement). Puisque le mercure et ses composantes sont relativement volatiles, la

majeure partie du mercure quitte la chambre à combustion au niveau du gaz d'échappement, les concentrations au niveau des résidus de cendres sont considérés négligeables (US EPA, 1997a).

1105. Si un tel système n'est pas bien purgé à travers d'autres modes de production de matières (par exemple avec des cendres de décharges ou de résidus de gaz après nettoyage), les seules voies de production du mercure seront en principe, des émissions atmosphériques provenant de l'incinération, et des dégagements avec les eaux usées traitées à la sortie de l'usine de traitement des eaux usées.

5.8.4.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et les facteurs d'intensité de mercure

Table 5-170 Principaux rejets et médiums récepteurs issus des l'incinération de boues d'épuration

Procédé	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets Générau x	Traitement/El imination secteur spécifique
Incinération de boue	X	X			x	X

Notes: X – Voie de rejet sensé être prédominant pour la sous-catégorie;

x - Voies de rejet additionnelles à examiner, selon une source spécifique et une situation nationale

1106. Les facteurs les plus importants déterminant les rejets de mercure de la sous-catégorie sont la concentration de mercure dans les boues incinérées, le type de mesure de contrôle présente à la source, le sort réservé aux résidus incinérés. Si toutes les incinérations de résidus sont retransmises dans les stations de traitements des eaux usées, s'il n'y a aucune rétention de mercure, une situation stable se créera et tous les facteurs de productions de mercure seront libérés rejetés dans l'atmosphère ou les milieux marins via les rejets de la station des eaux usées.

5.8.4.3 Discussion de facteurs de productions de mercure

Table 5-171 Aperçu des données du taux d'activité et du type de facteurs de productions de mercure nécessaires à l'estimation des rejets provenant de l'incinération des boues d'épuration.

Données du taux d'activité nécessaires	Facteur de production de mercure
Quantité de boues incinérées (de préférence à l'état sec)	Concentration de mercure dans les boues incinérées (de préférence à l'état sec) *1

Notes: *1 Pour la même boue (et avec la même quantité réelle de mercure), la concentration de matières sèches sera toujours plus élevée que les concentrations de matières humides. Utiliser toujours les mêmes matières (humides ou sèches) pour les mêmes quantités de boue et la concentration de mercure dans les boues, la concentration de mercure dans les boues quand vous calculez les facteurs de production de mercure.

1107. Les données les plus récentes sur la teneur de mercure dans les boues d'épuration aux USA issues de l'Enquête nationale sur les boues d'épuration, menée en 1988, montrent une concentration moyenne de mercure de 5,2 ppmwt. Les premières données obtenues vers le milieu des années 1970 indiquent que les concentrations de mercure dans les boues urbaines varient entre 0,1-89ppmwt avec une valeur moyenne de 7ppmwt et une valeur médiane de 4 ppmwt. D'autres données collectées avant par US EPA au niveau de 42 stations de traitement des eaux usées urbaines au début des années 1970 varient entre 0,6-43ppmwt avec une valeur moyenne de 4,9 ppmwt sur les matières solides sèches (US EPA, 1997a).

1108. En 1999 au Danemark, la moyenne des concentrations de mercure dans les échantillons de boue représentant près de 95% de la totalité de la production de boue au Danemark est de 1,2g Hg/tonnes de déchets secs (matières sèches). 41% de cela étaient utilisées dans l'agriculture ou les terrains forestiers, près de 28% incinérés et le reste enfoui, stocké ou traité. (Skårup *et al.*, 2003, based on Danish EPA, 2001).

1109. En Finlande, la concentration de mercure fait en moyenne 0.5 g/ tonne (matières grasses; Institut finlandais de l'Environnement, 2004).

1110. Lassen *et al.* (2004) présente des exemples de concentrations de mercure signalés dans les boues d'épuration urbaines. Dans les grandes villes comme (Moscou St. Petersburg), les concentrations de mercure signalées varient entre 1-2 g Hg/ tonne (matières sèches). Dans les plus petites villes, les concentrations de mercure signalées varient plus; la plupart des résultats variant entre 1-1 g Hg/ tonne (matières sèches), tandis que 4 sur 14 plus petites villes varient entre 2,4-10 g Hg/ tonne (matières sèches).

5.8.4.4 Exemples de mercure dans les rejets de déchets/résidus

1111. Différents dépoussiéreurs par voie humide sont utilisés pour lutter contre les émissions polluantes provenant des incinérateurs de boue, notamment les tours de pulvérisations à faible perte de charge, les cyclones par voie humide, laveur à Venturi à haute pression, (US EPA, 1997a).

1112. Les facteurs d'émissions de US EPA qui ont été développés pour différents scénarios de lutte contre la pollution sont présentés dans le tableau 5-172. Toutefois, la concentration de mercure dans les eaux usées est radicalement différente, donc ces facteurs d'émission sont limités et incertains.

1113. Si un tel système n'est pas éliminé délibérément à travers n'importe quel autre production de biens matériels par exemple en enfouissant les cendres ou certains résidus issus des épurations de fumée), les seules voies de rejet de mercure seront en principe des rejets dans l'atmosphère issus de l'incinération, et des rejets provenant des eaux usées traitées au niveau du tuyau de sortie de la station de traitement des eaux usées.

Table 5-172 *Facteurs d'émission atmosphérique de mercure pour les incinérateurs de boue aux Etats-Unis*

Type d'incinérateur	Statut de contrôle	Facteurs d'émission atmosphérique de mercure en g par tonne de boue séchée (g/tonnes)
Foyer Multiple	Cyclone	2,3
Foyer Multiple	Cyclone et laveur à Venturi	1,6
Foyer Multiple	Laveur à impact	0,97
Foyer Multiple	Laveur à Venturi et Laveur à impact	0,005
Lit Fluidisé	Laveur à Venturi et Laveur à impact	0,03

1114. En Allemagne des études ont démontré que seul 1,6% de mercure est retrouvé dans les cendres volantes séparées avec des dépoussiéreurs électriques (Saenger *et al.*, 1999a).

1115. La répartition de mercure par l'incinération de boue dans un incinérateur à boue à lit fluidisé à Hamburg, Allemagne montre des chiffres compris entre 5 et 2. la concentration de mercure de gaz de fumée non traité varie entre 500 et 950 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ tandis que le gaz traité est inférieur à 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Saenger *et al.*, 1999b). L'incinérateur est équipé d'un absorbeur avec injection d'un mélange de charbon actif et d'hydrate de chaux. L'absorbent est déplacé dans un filtre fibreux qui est relié à l'incinérateur

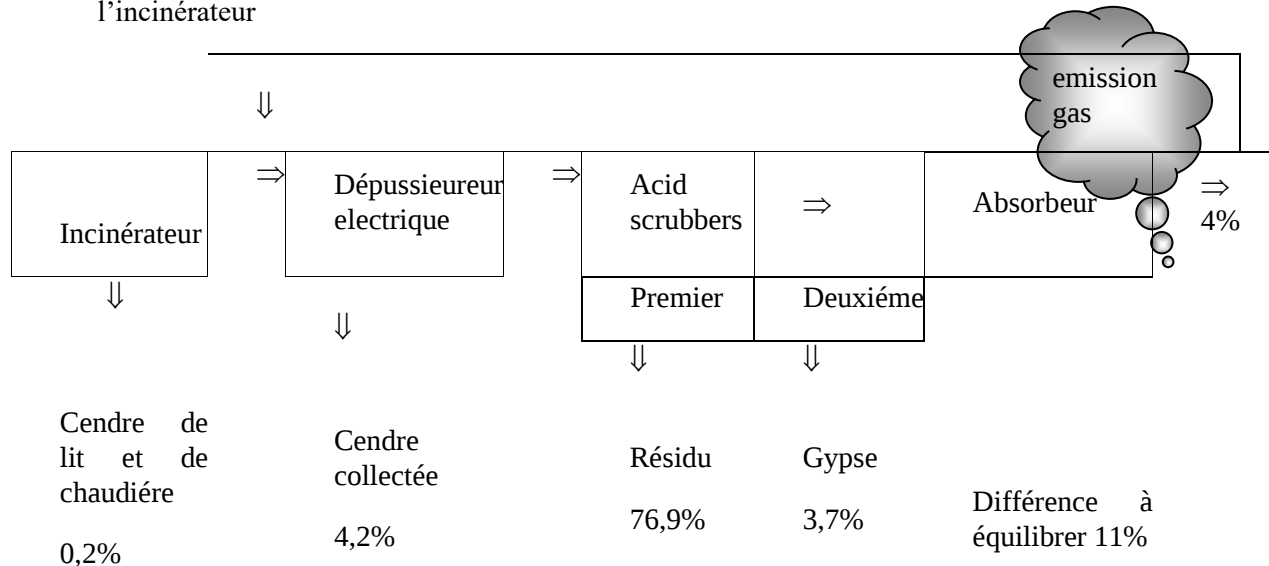


Figure -2 Equilibre de mercure dans une station d'incinération de boue d'épuration à Hamburg, Allemagne (Saenger *et al.*, 1999b)

5.8.4.5 Facteurs de production et facteurs d'intensité de répartition

1116. Rien n'a été tenté pour établir les facteurs par défaut pour cette sous-catégorie. Les facteurs de production de mercure rejetés dans l'incinération de boue dépendent largement de la quantité de mercure déchargée au système de traitement des eaux usées.

1117. Liens avec d'autres sources d'estimation de mercure

– Le mercure contenu dans la boue à l'incinération peut aussi être calculé dans la section sur le traitement des eaux usées. Attention au double comptage.

5.8.4.6 Principales données de source spécifique

1118. Les plus importantes données de source spécifique seront dans ce cas:

- Les données mesurées et données littéraires sur les concentrations de mercure dans les boues brûlées à la source;
- La quantité de boue brûlée; et
- Les données mesurées sur l'équipement de réduction de l'émission utilisée à la source (ou sources similaire à l'équipement similaire et conditions de fonctionnement).

1119. Voir aussi les conseils sur la collecte de données dans la section 4.4.5.

5.8.5 Incinération informelle de déchets

5.8.5.1 Description de Sous-catégorie

1120. L'incinération informelle de déchets est définie ici comme l'incinération de déchets qui se déroule dans des conditions informelles, dans des barils, containers, ou sur de la sol en friche, sans aucune réduction de gaz de fumée et épandage diffus de résidus incinérés sur la sol. Si le mercure est présent dans les déchets, une partie sera rejetée dans l'air et une autre restera dans les résidus incinérés(notamment dans les déchets non brûlés et semi dégradés) avec un potentiel pour des rejets ultérieurs de mercure additionnel dans l'air, la nappe phréatique et eaux superficielles. Etant donné la volatilité du mercure, la plus grande partie du mercure devrait être rejetée dans l'air à cause de l'incinération informelle de déchets. Cette méthode de déversement peut avoir un danger immédiat pour la communauté locale qui l'accueille, car les émissions d'air (de plusieurs polluants puissants) ne sont pas contrôlées et les résidus peuvent contaminer la nappe phréatique.

1121. Si c'est une méthode très répandue de déversement de déchets dans le pays ou la région étudiée, les rejets potentiels de mercure peuvent être indiqués à travers 1) la rétention des facteurs de production de mercure avec des produits et matières individuels comme décrits dans cet outil 2) en appliquant les facteurs de productions de mercure par défaut (les concentrations de mercure dans les déchets urbains) décrits dans la section 5.8.1 (l'incinération de déchets urbains), en association avec les estimations approximatives des quantités de déchets incinérés par an de matière informelle. Les estimations obtenues sont incertaines, mais peuvent donner des indications approximatives de l'ordre de grandeur des rejets de mercure provenant de l'incinération informelle de déchet.

c) Liens avec d'autres sources d'estimation de mercure

1122. Les rejets de mercure issus de l'incinération informelle de déchets et l'enfouissement de déchets dans le cadre des produits personnels et sous-catégorie de matières sont qualifiés là comme des rejets directs sur la sol, l'air et l'eau. Attention au double comptage.

1123. Notez toutefois que les productions de mercure provenant des concentrations de trace de mercure dans les matières à volume élevé (plastique, papier etc.) ne sont pas quantifiés individuellement ailleurs dans cette boîte à outils.

5.9 Dépôt/décharge de déchets et traitement des eaux usées

Table5 -173 *Dépôt/décharge de déchets et traitement des eaux usées: sous-catégories avec voies primaires de rejets de mercure et approches descriptives recommandées.*

Chapitre	Sous-catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet/résidu	Principale approche descriptive
5.9.1	Décharges/dépôts contrôlés	x	x	X		X	OW
5.9.2	Dépôt diffus sous contrôle	x	X	X		X	OW
5.9.3	Disposition locale informelle d'industrie de production de déchets	X	X	X			PS
5.9.4	Site de dépôt informel de déchets généraux	X	X	X			OW
5.9.5	Système/traitement des eaux usées		X	X		x	OW/PS

Notes: PS = source ponctuelle par approche à source ponctuelle; OW = approche/aperçu national;

X – voie de rejet sensé être prédominant pour la sous catégorie;

x - voies de rejets additionnelles à examiner selon la source spécifique et situation nationale

5.9.1 Dépôts/décharges contrôlés

5.9.1.1 Description de sous-catégorie

1123. La teneur en mercure dans les flots de déchets généraux provient des trois principaux groupes: du mercure utilisé délibérément dans les produits jetés au rebut et processus de traitement 2) les impuretés naturelles de mercure dans les matières à volume élevé (plastiques, papier, etc.) et les minéraux; et 3) le mercure comme trace de polluant généré par l'homme dans les produits en vrac. L'écart quantitatif entre le dépôt, l'incinération et autres traitements de déchets variant selon les pays. Les décharges informelles, incontrôlées peuvent être importantes dans certains pays. Les types de déchets autorisés dans les décharges/dépôts peuvent varier selon les pays, les dépôts qui reçoivent des fractions de déchets plus dangereux- par exemple les produits chimiques ou résidus solides provenant de l'incinération- visent parfois à donner une meilleure protection de la nappe phréatique et autres médiums environnementaux.

1124. Tout au long de l'histoire de toute décharge/dépôt, les quantités de mercure relativement petites sont rejetées annuellement dans les dépôts avec des productions d'eau (eau de lessivage et eau ruisselante), et avec de l'air, l'atmosphère, parce qu'une partie du mercure évapore lentement des déchets. Le sort réservé au mercure rejeté avec de l'eau dépend largement de la présence et de l'efficacité du revêtement de protection sous la décharge et la gestion associée des eaux usées. Si l'eau n'est pas collectée au traitement, le mercure (et autre substance) peut contaminer le sol et la nappe phréatique autour de la décharge. Si le sol est envoyé au traitement, le mercure suivra principalement la fraction de boue et sera déversé sur la sol et utiliser à d'autres fins, tandis que le reste suivra les eaux usées issues du traitement (COWI, 2002).

1125. Le plus grand rejet de mercure, en terme de quantité de mercure associée au dépôt d'ordure, est naturellement l'accumulation de déchets – et par conséquent le mercure sur le site, est peut être à l'origine des impacts environnementaux croissants à long terme à travers l'évacuation, l'urbanisation et autres impacts.

1126. Pour la “composition moyenne “ de déchets urbains, il se peut qu'ils soient utilisés dans le cadre de la rétention des rejets et prendre en compte les quantités d'écart de déchets entre les différents niveaux de traitement des déchets pratiqués dans le pays, les rétentions provenant de l'incinération des déchets donnent une impression de teneur en mercure dans les déchets urbains.

1127. Selon Lindberg *et al.* (2001), les décharges sont les seules sources anthropiques mesurées de mercure diméthylisé, accompagnées de mercure monométhylé des principales espèces de mercure responsable des effets de mercure chez le grand public à travers la digestion des fruits de mer. Le mercure diméthylisé est aussi formé à partir du mercure élémentaire (de sources anthropiques et naturelles) par les processus biologiques dans la nature (voir UNEP, 2002).

1128. Shunlin Tang *et al.* (2004) a montré une tendance selon laquelle les rejets de mercure (mercure totalement gazeux) issus de déchets relativement nouveaux dans l'atmosphère sont plus élevés le jour que la nuit. Cette conclusion peut signifier que les rejets de mercure dans l'atmosphère provenant des décharges sont influencés par les températures ambiantes. D'autres facteurs qui peuvent changer dans la journée par certaines conditions - comme la pression atmosphérique – peut être influencée par les concentrations de mercure dans la ventilation de gaz des décharges. En général, on devrait s'attendre à plus de rejets de mercure avec du gaz de rebuts (d'enfouissement) dans les régions aux températures ambiantes plus élevées, à cause de la dépendance de la température de la volatilité du mercure et du méthyl de mercure, et peut être aussi la dépendance de la température de l'activité microbienne. En plus de la concentration et disponibilité physique du mercure dans les déchets, les températures régionales ambiantes peuvent être un facteur déterminant dans l'ampleur des rejets de mercure provenant des décharges.

5.9.1.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et la production d'intensité de mercure

Table 5-174 Principaux rejets et médiums récepteurs provenant des décharges/dépôts contrôlés

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchets généraux	Traitement/Élimination sectoriel spécifique
Dépôt	x	x	X		X	

Notes: X – Voie de rejet sensée être prédominante pour la sous-catégorie;

x - Voies de rejets additionnelles à examiner selon la source spécifique et situation nationale.

5.9.1.3 Discussion des facteurs de productions de mercure

Table 5-175 Aperçu de données du taux d'activité et des types de facteurs de production de mercure nécessaire à l'estimation des des rejets provenant des décharges/dépôts contrôlés.

Données du taux d'activité	Facteur de production de mercure
Quantités de déchets déchargés	Concentration de mercure dans les déchets

1129. Pour la discussion de la teneur en mercure dans les déchets urbains, voir section 5.8.1 sur l'incinération des déchets urbains.

5.9.1.4 Exemples de mercure dans les rejets

1130. Exemples de concentration de rejets de gaz d'enfouissement (de rebuts) et de lixiviat de décharge comme indiqué dans le tableau 5-176 ci-dessous.

1131. Lindberg *et al.* (2004) note que les flux de mercure provenant des décharges sont dominés non pas par le gaz d'enfouissement, mais par les rejets durant les opérations de manutention de routine des déchets au front de décharge ; les émissions directes sont selon Lindberg *et al.* (2004) généralement inférieures à 10% du total de rejet de mercure provenant des décharges.

1132. Si on se base sur les mesures de rejets de mercure via les torchage des gaz de décharge, le dépôt de couverture et le front de décharge où les nouveaux déchets ne sont pas couverts, Lindberg (2004) a estimé que le total des rejets atmosphériques issus des opérations de décharges urbaines dans l'Etat de Floride, aux Etats-Unis sont dans l'ordre de 10-50 kg de mercure par an. Les rejets de mercure issus du front de décharge des dépôts ne sont pas dix fois plus élevés que les rejets de mercure réchauffés dans les décharges.

Table 5-176 Exemples de concentrations de gaz d'enfouissement et de lixiviate.

Pays (Position)	Gaz d'enfouissement (ng/m3) *1	Lixivate (µg Hg/l)	Référence et remarques
Mexique (ville de Mexico)	Distance entre 4 décharges: TGM 20-50; écart de la 5 ^e décharge: TGM 1100-1500	Distance entre quatre même décharges: 0.3-5; même 5 ^e décharge: 9	De la Rosa <i>et al.</i> , 2004; 5 décharges, déchet municipal provenant de la ville de Mexico
Corée	Moyenne: TGM 420		Kim et Kim, 2002, comme cité par De la Rosa <i>et al.</i> , 2004
USA (Floride)	8 décharges actives: Distance moyenne entre les sites: TGM 340 - 12000 (6 sites avec plus de 1390 TGM 1390, 4 sites avec plus de 6900 TGM) 4 décharges fermées: Distances moyenne: 10 – 140 TGM		Lindberg <i>et al.</i> , 2004; aussi inclut les concentrations mesurées de DMHg et MMHg
USA (Minnesota)	Moyenne d'une décharge: 8600 TGM		Lindberg <i>et al.</i> , 2004
USA (Delaware)	Average from one active landfill: TGM 410		Lindberg <i>et al.</i> , 2004
USA (Californie)	Moyenne d'une décharge fermée: 4700 TGM		Lindberg <i>et al.</i> , 2004
Chine (Guiyang, capital de la province de Guizhou)	Gaz évacué dans six déchets urbains datant de six mois: TGM: 666 Gaz issus de vieux déchets datant de 12 mois: TGM: 25.6 Gaz issus de vieux déchets datant de 24 mois: TGM: 14.5		Shunlin Tang <i>et al.</i> , 2004. In déchets urbains.
Danemark		0.5	Maag <i>et al.</i> , 1996; utiliser des référence avec une moyenne DK approximativement estimée

Notes: *1 TGM = total du mercure gazeux (cela concerne tous les types de mercure présents); MMHg: Mono-méthyl-mercure (espèces organiques), DMHg. Mercure diméthylisé (espèce organique).

5.9.1.5 Facteurs de production et facteurs d'intensité de répartition

a) Facteurs de répartition par défaut

1133. Les données réelles sur les niveaux de mercure dans les déchets établis par exemple à travers des procédures de cet outil mèneront aux meilleures estimations de facteur de productions de mercure des décharges.

1134. S'il n'y a pas d'indication sur les concentrations de mercure dans les déchets urbains, une première estimation peut être faite en utilisant les facteurs de productions par défauts sélectionnées dans le tableau 5-177 ci-dessous (basé sur l'ensemble des données présentées dans la section 5.8.1 sur l'incinération des déchets urbains). Puisque les concentrations varient beaucoup, il est recommandé de calculer et de reporter les intervalles pour les facteurs de productions de mercure dans cette catégorie de source. Les facteurs de productions lents ont été établis pour

indiquer une estimation lente pour les facteurs de production de mercure de la catégorie de source (mais, pas le minimum absolu) et le facteur rapide sera à l'origine d'une estimation rapide. Le facteur de production lent devrait être applicable à une situation où les parties essentielles des produits de déchets avec une forte concentration de mercure (thermomètre, batteries, déchets d'amalgame pour usage dentaire) ont été tirés des déchets pour un traitement séparé, et seront par conséquent présents en petits nombres dans des déchets urbains. Le facteur de production rapide devrait être applicable aux situations. Il n'aura aucun tri et la plupart des produits de déchets avec une forte concentration de mercure sont donc présentes dans les déchets urbains. Comme mentionné, les niveaux de mercure dans les déchets sont naturellement aussi directement tributaires à la consommation de mercure des produits et matières contenant du mercure dans les pays étudiés.

1135. Aucun facteur de productions par défaut ne peut être établi pour les déchets de décharges dangereux à cause du manque de données.

Table 5-177 Facteurs de productions préliminaires par défaut dans les déchets urbains

Matériel	Facteurs de production par défaut; g Hg/tonne de déchets; (bas de gamme – haut de gamme) *1
Déchets toxiques solides municipaux (déchets ménagère généraux) *1	1 - 10

Notes: *1 Le facteur de production lent devrait être applicable à une situation où les parties essentielles des produits de déchets avec une forte concentration de mercure (thermomètre, batteries, déchets d'amalgame pour usage dentaire) ont été tirés des déchets pour un traitement séparé, et seront par conséquent présents en petits nombres dans les déchets urbains. Le facteur de production rapide devrait être applicable aux situations à laquelle il n'aura aucun tri et la plupart des produits de déchets avec une forte concentration de mercure sont donc présents dans les déchets urbains. Comme mentionné, les niveaux de mercure dans les déchets sont aussi directement tributaires de la consommation de mercure des produits et matières contenant du mercure dans les pays examinés.

b) Facteurs d'intensité de répartition

1136. La production en corrélation avec les facteurs d'intensité de répartition suivant les principes généraux de cet outil ne peuvent pas être établis pour les décharges.

1137. Pour les décharges urbaines, les contributions par défaut aux rejets atmosphériques via les émissions de gaz des décharges ont été définies en se basant sur les données présentées dans cette section. Notez que ces facteurs d'émission peuvent probablement sous-estimer les rejets atmosphériques, et les rejets de mercure des fronts de décharge ne sont pris en compte.

1138. Les données sur les produits de lixiviation disponibles sont jugés trop peu pour définir les facteurs de rejets par défaut dans l'eau.

Table 5-178 Les facteurs d'émission préliminaires par défaut proposés pour l'enfouissement des déchets urbains ($\mu\text{g Hg}/\text{m}^3$ gaz d'enfouissement rejetés)

Phase de cycle de vie	Air $\mu\text{g Hg}/\text{m}^3$ gaz d'enfouissement rejetés	Eau $\mu\text{g Hg}/\text{m}^3$ gaz d'enfouissement rejeté
Rejet provenant de décharge	500 - 5000 +++	?

Notes: Comme décrit dans le texte ci-dessus, le gaz d'enfouissement ne constitue qu'une petite fraction du total des rejets atmosphériques de mercure provenant des décharges urbaines- les émissions des fronts de décharge peuvent être beaucoup plus élevés dans certains cas.

c) Liens avec d'autres sources d'estimation de mercure

1139. Pour les sous-catégories de traitement de déchets, il est important de tenir compte de la teneur en mercure dans les déchets provenant 1) du mercure utilisé délibérément dans les produits jetés au rebut et processus de traitement 2) les impuretés naturelles de mercure dans les matières à volume élevé (plastiques, papier, etc.) et les minéraux; et 3) le mercure comme trace de polluant généré par l'homme dans les matières à volume élevé. Notez que certaines parties des productions de mercure peuvent être liées aux déchets médicaux, urbains dangereux.

1140. Les rejets de mercure dans l'environnement et les dépôts de déchets provenant de ces sous-catégories peuvent être considérés donc comme une conséquence du mercure présent dans les produits utilisés dans la société.

1141. De la même façon, les productions de mercure calculé dans les sous-catégories de traitement de déchets peuvent être qualifiés à travers la restriction des productions de mercure dans la société avec des produits et matières, comme écrits dans les sections 5.4 - 5.6. Attention au double comptage de telles productions de mercure quand vous faites l'inventaire du mercure.

1142. Notez que les productions de mercure à l'incinération, issus des traces de concentration de mercure dans les matières à haut volume (plastiques, papier, etc.) ne sont pas individuellement quantifiés dans cet outil.

5.9.1.6 Données principales de source spécifique

1143. Les principales sources de données seront dans ce cas:

- La quantité de déchets déversés dans les décharges ; et
- La concentration de mercure dans les déchets déversés dans les décharges.

5.9.2 Dépôt diffus sous contrôle

5.9.2.1 Description de sous-catégorie

1144. Cette sous-catégorie concerne le dépôt de types de déchets spéciaux dans le cadre des constructions de routes, etc. des procédures contrôlées (basée sur l'évaluation du risque) et avec quelques rétentions de polluants issus de l'élimination etc.; Par exemple l'incinération de résidus, cendre volante provenant des combustions de charbon et autres résidus solides. De tels dépôts peuvent à long terme provoquer des rejets de mercure sur le sol, la nappe phréatique, et dans l'atmosphère et peut dès lors être considéré comme une source potentielle de mercure dans des circonstances individuelles. La sous-catégorie concerne les déchets qui sont souvent produits en très grande quantités.

1145. On a pas essayé de qualifier séparément ici la sous-catégorie, il est couvert par les sous-catégories où des déchets sont générés, où ils sont généralement désignés comme issus du « traitement/élimination de secteur spécifique » accompagnés par une note du tableau descriptif.

5.9.3 Élimination informelle locale de production de déchets industriels

5.9.3.1 Description de sous-catégorie

1146. Dans de nombreux pays, les activités historiques de production impliquant l'utilisation et le rejet de mercure se sont révélés être à l'origine des dépôts locaux – sur les lieux- de production de déchets avec une teneur élevée de mercure, rien 'a été tenté pour collecter les preuves des activités similaires en cours, mais ils ne peuvent pas être écartés, notamment dans le cas des pays ayant une réglementation ou une mise en application moins sévère concernant de telles activités industrielles.

1147. Les cas de pollution des élimination informelles et illégales des déchets industriels avec une teneur de mercure élevée sont à caractère local ou national, et il est difficile de donner une description générale du phénomène à moins que les candidats potentiels puissent figurer très probablement parmi les activités individuelles listées dans la section sur les "potentiels points chauds" (section 5.11).

1148. L'élimination informelle de déchets de mercure entraîne une contamination grave et est par conséquent une source de rejet de mercure potentiellement important qui doit être identifiée et examinée individuellement.

5.9.4 Déversement informel de déchets généraux

5.9.4.1 Description de sous-catégorie

1149. Le diversement informel de déchets est défini ici comme le dépôt d'ordure survenu dans des conditions informelles sans surveillance publique et aucune sécurité pour minimiser les rejets de polluants aux alentours. s'il y'a présence de mercure dans les déchets, il représente un potentiel de rejets de mercure au sol, dans l'air, à la nappe phréatique. Cette méthode d'élimination de déchets peut poser un risque immédiat pour les populations locales, parce que le mercure et les autres contaminants peuvent contaminer la nappe phréatique.

1150. Si c'est une méthode répandue de déversement, les potentiels rejets de mercure peuvent être indiqués à travers 1) la restriction des facteurs de production de mercure avec des produits et matières individuels comme décrit dans cet outil, ou 2) en appliquant les facteurs de production à défaut (les concentrations de mercure dans les déchets urbains) décrits dans la section 5.8.1 (incinération des déchets urbains), en association avec les estimations approximatives des déchets déversés de manière informelle annuellement. Les estimations qui en découlent sont naturellement très incertains, mais peuvent donner une indications approximative égales aux rejets de mercure provenant des déversements informels de déchets.

1151. Liens avec les autres sources d'estimation de mercure – Il est à noter que les rejets de mercure des incinérations informelles de déchets et des dépôts d'ordure dans la sous-catégorie des produits et matières individuels sont quantifiés dans ces sous sections comme étant des rejets directs de la sol, de l'air, de l'eau. Attention au double comptage. Notez toutefois que les facteurs de productions de mercure des dépôts issus des concentrations de trace de mercure dans les matières à haut volume (plastiques, papier etc) ne sont pas quantifiés individuellement ailleurs dans la boîte à outil.

5.9.5 Système/traitement des eaux usées

5.9.5.1 Description de sous catégorie

1152. Les plus importants facteurs déterminant les rejets de mercure issus des eaux usées sont la quantité de mercure contenant des déchets qui sont déchargés au système et la concentration de mercure dans ces déchets. La teneur en mercure dans les eaux usées proviennent généralement de deux sources: 1) mercure délibérément utilisé dans les produits et traitement (comme les amalgames dentaires, les déversements issus des thermomètres et autres appareils et les décharges industrielles; 2) le mercure atmosphérique écarté par la précipitation qui va vers les systèmes des eaux usées (de sources anthropique et naturelles). Ainsi, le traitement des eaux usées est une source intermédiaire de rejet où les facteurs de productions de mercure issus des contaminations originelles de mercure sont répartis sur les voies de sortie d'eau (avec de l'eau traitée), la sol (à travers l'utilisation des boues comme engrais) et l'air (à travers l'incinération des boues et l'utilisation des boues. En plus certaines boues sont débarrassées des décharges.

1153. L'écart quantitatif des eaux usées qui vont dans le système des eaux usées déversées directement dans le milieu aquatique varie selon le pays, et parfois entre les régions au sein d'un même pays. Il peut se passer la même chose pour le degré d'évacuation de mercure obtenu dans les systèmes de traitement avant que l'eau ne soit déversée dans l'environnement (l'efficacité de la rétention de mercure peut varier considérablement selon les configurations des usines). Cette sous-catégorie concerne aussi les réseaux hydrauliques qui conduisent les eaux usées collectées à la mer, dans l'océan où les voies d'eau sans aucun traitement.

1154. Les systèmes de traitement des eaux usées sont des installations qui reçoivent des eaux usées d'origine industrielle et domestique pour les nettoyer ensuite, les filtrer et les traiter de différentes manières pour enlever les matières nocives et produire de l'eau assez propre qui sera déverser dans les voies d'eau locales, comme les rivières et océans. Une usine de traitement des eaux usées typique est un système de collection, une série de traitement qui élimine les solides et autres polluants des eaux usées, une série de processus pour manager et traiter les boues. En plus des processus de traitement, ces systèmes peuvent impliquer les intercepteurs, les émissaires d'évacuation, les systèmes de collecte d'eau usée, le pompage, l'électricité et autres équipements (US EPA, 1998).

5.9.5.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et intensité de mercure

Table 5-179 Principaux rejets et médiums récepteurs issus des systèmes/ traitement d'eau usées

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets généraux	Traitement/Élimination spécifique sectoriel
Waste water system/treatment		X	X		x	x

Notes: X – voie de rejet sensé être prédominant pour la sous-catégorie;

x - voies de rejet additionnelles à examiner selon la source spécifique et une situation nationale.

1155. Certaines plus grandes industries ont leur propre équipement de traitement des eaux usées. Les décharges directes d'eaux non traitées peuvent survenir dans certains cas aussi bien au niveau des systèmes urbains qu'industriels des eaux usées dans certains pays. Les systèmes de canalisation qui reçoivent aussi les eaux usées, l'eau de pluie provenant des routes et autres eaux d'écoulement sont plus sujets aux incidents directs périodiques des rejets à cause des fortes pluies (des eaux usées contournant les systèmes de traitement à cause leur grande quantité COWI, 2002).

1156. Dans les systèmes d'activités de traitement de boue, autre système avec une forte rétention de particules, des parties importantes du mercure dans les eaux usées suivront les boues (par exemple près de 50% au Danemark), ce qui signifie que les concentrations dans les sorties d'eau seront réduites. Dans certains pays, l'épandage des eaux usées sur les champs comme engrais est préféré, et les limites sur les concentrations de mercure autorisée peuvent être appliquée. D'autres fractions de boue (notamment celles avec des concentrations de polluants dépassant les seuils) sont déposés dans les décharges ou incinéré (voir section 5.8.4), certaines installations de traitement d'eau usées de leur propre station de traitement des boues d'épuration, d'autres incinérations de boue dans les stations d'incinération urbaines.

1157. Les rejets de mercure avec des eaux usées semblent être sous-estimées dans de nombreux cas. Une évaluation régionale pour la mer baltiques indique par exemple que seule une partie minime des facteurs de productions de mercure de ce milieu marin provient des dépôt atmosphérique (COWI, 2002).

5.9.5.3 Discussion des facteurs de production de mercure

Table 5-180 Aperçu des données du taux d'activité et des types de facteurs de production de mercure nécessaire à l'estimation des déchets provenant u traitement/système des eaux usées

Données nécessaires du taux d 'activité	Facteur de production de mercure
Quantités d'eaux usées traitée ou transmise	Concentrations moyenne de mercure dans le facteur de production d'eau sée.

1158. Si des inventaires complets des rejets de mercure sont faits (par exemple en se basant sur l'Outil), il se peut qu'il forme une approche pour comparer la rétention des facteurs de productions de mercure dans les systèmes des eaux usées voir par exemple Skårup *et al.* (2003).

Table 5-181 Moyennes et pourcentages pour les concentrations de mercure dans les afflux et flux des eaux des stations de traitement au Danemark en 2001 (Danish EPA, 2002, comme cité par Skårup *et al.*, 2003)

Afflux dans la station des eaux usées (µg Hg/l)			Evacuation des eaux usées des stations (µg Hg/l)		
Moyenne	Tranche de 5%	Tranche de 95%	Moyenne	Tranche de 5%	Tranche 95%
0,5	0,1	1,6	0,17	0,02	0,39

1159. Tableau 5-181 montre les concentrations de mercure dans les afflux et flux provenant des stations urbaines de traitement des eaux usées. Au Danemark, la plupart des sources de rejets de mercure ont été réduites de manière très significatives jusqu'en 2001, vers 1993, les concentrations moyennes dans les afflux de certaines grandes stations de traitement des eaux usées étaient dans l'ordre de 1,1-3,4 µg mercure/l (Maag *et al.*, 1996). Basé sur les nombres compris dans le tableau 5-181 en association avec les données globales de concentrations de mercure dans les boues d'épurations urbaines, il peut déduire que près de 50-70% de l'afflux de mercure dans les stations de traitement des eaux usées urbaines au Danemark en 2001 sont retenus dans les boues (basé sur Skårup *et al.*, 2003). Les models de stations de traitement des eaux usées au Danemark favorisent un long temps de rétention et une production et rétention de boue efficiente activée (à cause d la réduction des autres polluants), et la rétention de mercure avec de a boue au Danemark devra donc probablement être considéré comme dans le cadre des perspectives globales lentes.

5.9.5.4 Exemples de mercure dans les rejets et déchets/résidus

Mercure dans la production d'eau issue des stations de traitement des eaux usées

1160. Voir données concernant le Danemark ci-dessus

Mercure dans les boues d'épuration

1161. Les données les plus récentes sur la teneur en mercure dans les boues d'épuration aux USA tirées de l'Enquête nationale sur les boues d'épurations réalisée en 1988 montrent une concentration moyenne de mercure de 5,2 ppm. Les premières données des années 1970 montrent que les concentrations de mercure dans les boues d'épuration varient entre 0,1-89ppm avec une valeur moyenne de 7ppm et une valeur médiane de 4ppm. D'autres dates précédentes collectées par US EPA au niveau de 42 stations de traitement des boues d'épuration au début des années 1970 montre une variation de 0,6-43ppm, avec une valeur moyenne de 4,9ppm sur les bases en matières sèches (US EPA 1997a).

1162. En 1999 au Danemark, les concentrations dans les échantillons de boue représentant 95% de la production totale de boue d'épuration au Danemark étaient de 1,2g de mercure/tonnes de boue sèche (en pourcentage de la matière sèche). 41% de cela est utilisé dans les sols agricoles et forestières, près de 28% sont incinérés et le reste (près de 31%) sont déchargés ou stocké et traité (Skårup *et al.*, 2003, basé sur Danish EPA, 2001).

1163. En Finlande, la concentration moyenne de mercure dans les boues d'épuration est de 0,5 g/tonne (pourcentage de la matière sèche). 94% de la boue sont répandues sur les sols, les jardins et les sols agricoles, tandis que 6% sont déchargées (Finnish Environment Institute, 2004).

1164. Lassen *et al.* (2004) présente des exemples de concentrations de mercure signalées dans les boues d'épuration urbaines, dans les grandes villes comme (Moscou, St. Petersburg), les concentrations varient beaucoup, la plupart des résultats varient entre 0,1-1g de mercure/tonne (pourcentage de la matière sèche), tandis que dans 14 petites villes ont des résultats variant entre 2,4-10g (en pourcentage de la matière sèche). Seule une fraction de boue d'épuration produite en Russie est utilisée comme engrais (probablement moins de 15%). Après une longue période de sédimentation et de déshydratation des lits de séchage, la majorité est déchargée ou déposée dans les carrières (Lassen *et al.*, 2004).

5.9.5.5 Facteurs de production de mercure et de répartition d'intensité de mercure

a) Facteurs de production de mercure par défaut

1165. Des données suffisantes pour définir les facteurs par défaut qui reflètent les conditions réelles pour les stations de traitement des eaux usées n'ont pas été collectées. Dans plusieurs pays des données spécifiques nécessaires, peuvent toutefois, exister sur le plan local ou national. Pour permettre le développement des estimations approximatives de rejets provenant des sources, les estimations de production par défaut sont, toutefois, développées en se basant sur les données disponibles portant sur les concentrations de mercure dans les boues d'épuration et les efficacités de rétention de mercure. Ces défauts pourraient être utilisés là où il n'y a pas de données nationales ou données de source spécifique.

1166. Il est à souligner que les facteurs de production par défaut suggérés dans cet outil pilote sont basés sur une base de données limitée, c'est ainsi qu'ils doivent être examinés en premier lieu et soumis à une révision puisque les bases de données accroissent. L'objectif primaire d'utiliser ces facteurs par défaut est d'avoir une première impression si oui ou non la sous-catégorie est une source importante de rejet de mercure dans le pays. Généralement les estimations de rejets devraient être affinées davantage (après le calcul avec les facteurs par défaut) avant qu'une action soit envisagée sur la base des estimations de rejet.

1167. A cause des nombreuses variations de concentrations, il est recommandé de calculer et reporter les intervalles pour les facteurs de production de mercure dans cette catégorie de source. Les facteurs lents par défaut ont été établis pour indiquer une estimation lente pour les facteurs de production de la catégorie de source, mais, (pas le minimum absolu) et le facteur lent entraînera probablement une estimation rapide.

1168. Les niveaux de mercure dépendent directement de la consommation de produits et matières contenant du mercure dans les pays examinés. Les facteurs de production lents devrait être applicables à un cas où la situation économique est si lente que la consommation de mercure est négligeable, ou pour les pays où l'utilisation du mercure avait été remplacée par les produits et processus sans mercure.

Table 5-182-Facteurs préliminaires de production de mercure par défaut dans le traitement/système.

Matière	Facteurs de production par défaut; µg Hg/l eaux usées; (lent - rapide)
Eaux usées urbaines	0,5 – 10

b) Facteurs d'intensité de répartition de mercure par défaut

Table 5-183 Facteurs d'intensité préliminaire par défaut pour le traitement/système des eaux usées

Type de station de traitement d'eau usée	facteurs d'intensité de répartition par défauts, partie de production de Hg					
	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets Généraux	Traitement/Élimination de secteur spécifique / *1
Aucun traitement; rejet direct provenant des canalisations des eaux usées		1				
Traitement mécanique uniquement		0,9			0,1	
Traitement mécanique et biologique (boue activée); pas d'épandage des boues sur le sol		0.5			0.3	0.2
Traitement mécanique et biologique (boue activée) ; 40% utilisée pour l'épandage de boue sur le sol		0.5	0.2		0.15	0.15

Notes: *1*incinération de boue. La répartition illustrée entre les déchets généraux et l'incinération est arbitraire. Utiliser des estimations de répartition réelle, si disponible.

c) Liens avec les autres sources d'estimation de mercure

1169. Pour les sous-catégories de traitement de déchets, il est important de tenir compte de la teneur en mercure dans les déchets provenant 1) du mercure utilisé délibérément dans les

produits jetés au rebut et processus de traitement 2) les impuretés naturelles de mercure dans les matières à volume élevé (plastiques, papier, etc.) et les minéraux; et 3) le mercure comme trace de polluant généré par l'homme dans les matières à volume élevé. Les rejets de mercure dans l'environnement et les dépôts de déchets provenant de ces sous-catégories peuvent être considérés donc comme une conséquence du mercure présent dans les produits utilisés dans la société.

1170. De la même façon, les productions de mercure calculé dans les sous-catégories de traitement de déchets peuvent être qualifiés à travers la restriction des productions de mercure dans la société avec des produits et matières, comme écrits dans les sections 5,4 – 5,6. Attention au double comptage de telles productions de mercure quand vous faites l'inventaire du mercure.

1171. Le mercure contenu dans la boue conduite à l'incinération peut aussi être calculé dans la section sur le traitement des eaux usées. Attention au double comptage.

5.9.5.6 Données principales de source spécifique

1172. La plus importante source spécifique sera dans ce cas:

- les mesures des concentrations de mercures dans les absorptions et sortie d'eau des stations représentées d'eaux usées, et les boues d'épurations produites ;
- la quantité d'eaux usées et quantité de boues produites; et
- Estimations de la répartition réelle des boues d'épuration produites sur le sol, les décharges et l'incinération.

5.10 Crematorium et cimetières

Table 5-184 Crématoriums et cimetières: sous-catégories avec des voies primaires de rejets e mercure et approche inventaire recommandée

Chapitr e	Sous-catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Résidu/ déchet	Principale approche d'inventair e
5.10.1	Crématoriums	X				x	OW
5.10.2	Cimetières			X			OW

Notes: PS = source ponctuelles par approche à source ponctuelle; OW = Aperçu/approche nationale;

X - Voie de rejet sensée être prédominante pour la sous-catégorie;

x - Voies de rejets additionnelles à examiner selon la source spécifique et situation nationale.

5.10.1 Crematorium

5.10.1.1 Description de sous-catégorie

1173. La Crémation est une pratique courante dans de nombreuses sociétés est consiste à incinérer les morts. Une telle crémation libère du mercure. La plupart du mercure rejeté est dû à la

présence de plombages d'amalgame dentaire qui contient du mercure. Toutefois, les plus petites teneurs de mercure présent dans les tissus organiques, comme le sang et les cheveux libèrent du mercure aussi durant la crémation.

1174. La crémation est essentiellement composée du chargement du cercueil (et le corps), la principale chambre de combustion et là où est applicable la chambre postcombustion. Dans certains cas, un séparateur de poussière, un traitement de gaz plus sophistiqué est présent. En fin, les gaz passe par la cheminée. La plupart des fours sont chauffés avec de l'essence ou du gaz, certains fonctionnent avec de l'électricité. Les crématoriums sont généralement situés dans les villes ou près des quartiers résidentiels où normalement les cheminées sont relativement courtes (UNEP, 2003).

1175. On procède chaque année à de nombreuses crémations à travers le monde. par exemple en 1995 aux USA, près de 488.224 crémations ont été faites dans 1.155 crématoriums.

5.10.1.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et facteurs de répartition d'intensité de mercure

Table 5-185 Principaux rejets et médiums récepteurs provenant des crématoriums

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets généraux	Traitement/élimination de secteur spécifique
Crématoriums	X					x

Notes: X – voie de rejet sensé être prédominant par a sous-catégorie;

x - voies de rejets additionnelles à être examinées selon la source spécifique et situation nationale

1176. L'air est présenté comme un "médium récepteur" primaire du mercure rejeté par la crémation (NJ MTF, 2002). Puisque les crémations nécessitent de fortes températures et étant donné que les crématoriums ont des émissions de contrôle limitées qui réduiront les niveaux de mercure, la plus grande partie du mercure contenu dans un cadavre brûlé devrait être rejeté dans l'air à travers la cheminée. Toutefois dans certains crématoriums, qui utilisent des émissions de contrôle, une importante partie du mercure peut se retrouver dans les cendres volantes et autres résidus. En outre, un petit pourcentage de mercure peut être retrouvé sur les briques du crématorium, et un petit pourcentage peut être retrouvé dans les cendres (basé sur l'étude réalisée par Dr. T. Thomassen, comme cité par Reindl, 2003).

5.10.1.3 Discussion de facteurs de production de mercure

Table 5-186 Aperçu de données de taux d'activités et de types de facteur de production de mercure nécessaires pour estimer les rejets provenant des crématoriums

Données du taux d'activité nécessaires	Facteurs de production de mercure
Nombre de morts incinérés	Quantité moyenne de mercure contenu dans chaque corps

1177. La quantité de mercure dans chaque corps varie considérablement et dépend essentiellement des plombages d'amalgame dentaire, dans une moindre mesure de la taille des plombages. Au Danemark, le plombage type (comme retrouvé dans la bouche) contient entre 0,2-0,6g de mercure ; une moyenne de près de 0,4gmercure :plombage. La teneur moyenne de mercure dans les plombages des morts au Danemark en 2001 était de 170kg et selon les estimation, près de 100% de cette moyenne est rejetée dans l'atmosphère, parce que les crématoriums ne sont équipés de contrôle d'émission.

1178. D'après les informations sur NJ MTF (2002), chaque corps à New Jersey, USA, contient entre 0,8 et 5,6 grammes de mercure, avec une moyenne de 2,9g par corps en raison du plombage. La quantité de mercure additionnel dans chaque corps est dû à la présence de mercure dans les autres tissus organiques (sang, cheveux etc.), qui est généralement provoquée par la consommation de poisson et autres expositions, ont été estimées avec une variation de 1×10^{-5} – 0,1 g de mercure (Reindl, 2003).

1179. Au Pays-Bas, les recherches ont démontré qu'en raison des différences des plombages des personnes de différents groupes d'âge, la quantité moyenne de plombage augmentera dans l'ordre de 3,2 à 5,1 durant la période 1995-2020 (OSPAR, 2002). Cela signifie que les émissions provenant des crémations aux Pays-Bas doubleront entre 2002 et 2020, à moins les mesures d'assainissement soient prises.

1180. Dans un rapport d'enquête sur le mercure émis dans les crémations au Royaume-Uni, on est noté que les plombages d'amalgame sur la moyenne contient 0,6g de mercure, mais les estimations alternatives mentionnées dans la rapport d'enquête varient entre 0,36-1 par plombage (Passant 2004). L'auteur estime que l'émission de mercure par crémation a régulièrement augmenté passant de 0,49g/crémation en 1968 à 1, 92g/crémation en 2003, en raison du nombre de plombages d'amalgame et du nombre réduit de personnes édentées (Passant, 2004). En 1969, 73% des personnes décédées sont édentées comparé seulement à 44% en 2003. la tendance des quantités de mercure en hausse par crémation devrait continuer et il est prévu que les émissions totales provenant des crémations au Royaume-Uni (à moins de meilleurs contrôles d'émission soient mi en œuvre) augmentera passant de 0,78 tonnes en 1999 à 1,3 tonnes en 2020 (DEFRA, 2004).

5.10.1.4 Exemples de mercure dans les rejets et déchets/résidus

1181. En 1995, la totalité des émissions de mercure provenant de l'ensemble des crémations aux USA (total de près de 488.224 crémations) sont estimées à 0,73 tonnes (US EPA, 1997a). ces estimations sont toutefois basées sur un ensemble de données (rapportée aux US EPA, 1997a) issus des tests menés pour un incinérateur fonctionnant du gaz propane dans un crématorium en Californie (par le California Air Resources Board). Les résultats de ce teste d'émissions de mercure provenant des crématoriums sans contrôle d'émission varient entre 0,626-2,26g de mercure par corps incinéré; le facteur moyen d'émission de mercure est de 1,5g/corps incinéré (US EPA, 1997a).

1182. Selon une enquête d'OSPAR sur les émissions de mercure provenant des crématoriums dans les pays européens , les émission de signalées par crémation varient entre 0,1g (en Belgique) à 2,3g pa crémation (en France), voir table 5-187. notez les quelques chiffres pour le Danemark et le Royaume-Uni cité dans la section précédente.

Table 5-187 Emission de mercure provenant de certains pays européens (basé sur OSPAR, 2002)

Pays	Emission de Hg estimées par an (kilos)	Nombre de crématoriums	Nombre de crémations	Emission moyenne par crémation (g)
Norvège	70	42		
Suède	122	71	65.002	1,9
Allemagne	42-168	130	333.800	0,1 - 0.5
Pays-Bas	80			
Belgique	3.7		35.793	0,1
Islande		1		
Irlande		2		
Suisse	45	26	40.000	1,1
France	200	80	87.000	2,3
Portugal		4	2.311	

1183. Dans un rapport d'enquête présenté par Hylander et Meili (2005), les émissions de mercure dans l'air provenant des crémations sont estimées à 0,28 tonne par an en Suède (Munthe *et al.*, 2001) ou 0,03 g per capita par année d'une population 8,5 million avec 40–100 tonnes de mercure accumulé dans les plombages dentaux et un taux de crémation autour 65% (Munthe *et al.*, 2001; Rein et Hylander, 2000; SCB, 2002; tout comme cité par Hylander et Meili, 2005).

5.10.1.5 Facteurs de production de mercure et facteur de répartition d'intensité

1184. Selon les informations compilées ci-dessus sur les facteurs de productions et facteurs de répartition, et les grands facteurs déterminant les rejets, les facteurs préliminaires par défaut et les facteurs de répartition sont suggérés pour être utilisés aux cas où les données de sources spécifiques ne seront pas disponibles. Il est à noter que les facteurs suggérés par défaut dans cette ébauche pilote sont basées sur une base de données limitées, et à ce titre, ils doivent être un préalable et sujet à des révisions au fur et à mesure que les données de base accroissent.

1185. L'objectif premier d'utiliser ces facteurs par défaut est de se faire une première impression pour savoir si ou non la sous-catégorie est une source importante de rejet de mercure dans le pays. Les estimations de rejet seront généralement améliorées davantage (après le calcul des facteurs par défaut) avec toute action basée sur les estimations de rejets.

a) Facteurs de production de mercure par défaut

1186. Les données nationales de grammes de plombages d'amalgame par cadavres incinérés annuellement favoriseront les meilleures estimations de rejets.

1187. Si aucune information n'est disponible sur le nombre de plombages d'amalgame préparés annuellement, une première estimation peut être faite en utilisant les facteurs de production par défaut choisis dans le tableau 5-188 ci-dessus (basé sur l'ensemble de données présentées dans cette section). Étant donné que les concentrations varient beaucoup, il est préconisé de calculer et de rendre compte

des intervalles pour les productions de mercure de cette sous-catégorie. Les facteurs lents et par défaut ont été établis pour indiquer une estimation lente pour la production de mercure de la catégorie source (mais, pas le minimum absolu) et le facteur rapide ans les estimations lentes (et pas le maximum absolu).

Table 5-188 Facteurs de production préliminaires de mercure par défaut des crémations

	Facteurs de production de g de mercure par cadavre ; (lent - rapide)
Crémation	1 - 4

b) Facteurs de répartition d'intensité de mercure par défaut

Table 5-189: Facteurs primaires de répartition d'intensité de mercure par défaut pour la crémation

Phase de cycle de vie	Facteurs de répartition d'intensité par défaut, part d'intensité par Hg					
	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets généraux	Traitement/élimination de secteur spécifique
Crémation	1					

c) Liens avec les autres sources d'estimation de mercure

1188. Les rejets de mercure issus de la crémation sont étroitement liés à l'utilisation d'amalgam dental, et la crémation est l'une des voies de rejet de l'utilisation d'amalgame, voir section 5.6.1.

5.10.1.6 Principales données de sources spécifiques

1189. Les plus importantes données de sources spécifiques dans ce cas sera certains ou (l'ensemble) de ce qui suit:

- Données sur la quantité moyenne de mercure par cadavre;
- Données sur le nombre moyen de plombages d'amalgame de mercure dans la sous population humaine qui devrait être incinéré à la source;
- Quantité moyenne de mercure par plombage;
- Nombre de corps humains incinérés; et
- Données mesurées sur les équipements de réduction du mercure utilisée à la source (ou sources similaires avec des équipements et conditions de fonctionnement très similaires.

1190. Voir aussi les conseils sur la collecte de données de la section 4.4.5.

5.10.2 Cimetières

5.10.2.1 Description de sous-catégorie

1191. Un cimetière c'est là on enterre les morts

1192. Mercure dans le corps humain, issus d'abord des plombages d'amalgame dentaire, seront rejetés sur le sol des cimetières.

5.10.2.2 Principaux facteurs déterminant les rejets et les facteurs d'intensité de mercure

Table 5-190 Principaux rejets et médiums récepteurs provenant des cimetières

Phase de cycle de vie	Air	Eau	Sol	Déchets généraux	Traitement/élimination de secteur spécifique
Inhumation			X		

Notes: X - Voie de rejet sensé être prédominant pour la sous-catégorie;

x - Voies de rejet additionnelles à examiner selon une source spécifique et une situation nationale

5.10.2.3 Discussion de facteurs de production de mercure

Table 5-191 Aperçu des données du taux d'activité et du type de facteurs de productions de mercure nécessaire à l'estimation des rejets provenant des cimetières

Données du taux d'activité nécessaires	Facteurs de production de mercure
Nombre de cadavres inhumés	Quantité moyenne de mercure contenu dans chaque corps

1193. Pour les données sur les quantités de mercure par corps voir section 5.10.1.3 ci-dessus sur la crémation

5.10.2.4 Facteurs de production de mercure et d'intensité de répartition de mercure

1194. Selon les informations compilées ci-dessus sur les facteurs de productions et facteurs de répartition, et les grands facteurs déterminant les rejets, les facteurs préliminaires par défaut et les facteurs de répartition sont suggérés aux cas où les données de sources spécifiques ne sont pas disponibles. Il est à noter que les facteurs suggérés par défaut dans cette ébauche pilote sont basés sur une base de données limitées, et à ce titre, ils doivent être considérés comme préalable et sujet à des révisions au fur et à mesure que les données de base accroissent.

1195. L'objectif premier d'utiliser ces facteurs par défaut est de se faire une première impression pour savoir si ou non la sous-catégorie est une source importante de rejet de mercure dans le pays. Les estimations de rejet seront généralement améliorées davantage (après le calcul des facteurs par défaut) avec toute action basée sur les estimations de rejets.

a) Facteurs de production de mercure par défaut

1196. Les données nationales de grammes de plombages d'amalgame par cadavres incinérés annuellement favorisera les meilleures estimations de rejets.

1197. Si aucune information n'est disponible sur le nombre de plombages d'amalgame préparés annuellement, une première estimation peut être faite en utilisant les facteurs de production par défaut choisis dans le tableau 5-188 ci-dessus (basé sur l'ensemble de données présentées dans cette section). Étant donné que les concentrations varient beaucoup, il est préconisé de calculer et de rendre compte des intervalles pour les productions de mercure de cette sous-catégorie. Les facteurs lents et par défaut ont été établis pour indiquer une estimation lente pour la production de mercure de la catégorie source (mais, pas le minimum absolu) et le facteur rapide dans les estimations lentes (et pas le maximum absolu).

Table 5-192 Facteurs de production préliminaire de mercure par défaut pour les cimetières

Phase de cycle de vie	Facteurs de production par défaut; g de mercure par cadavre; (lent - rapide)
Inhumation	1 – 4

b) Facteurs de répartition d'intensité de mercure par défaut

Table 5-193: Facteurs de répartition d'intensité de mercure préliminaires par défaut pour les cimetières

Phase de cycle de vie	Facteurs de répartition d'intensité, part de production Hg					
	Air	Eau	Sol	Produits	Déchets Généraux	Traitement/élimination de secteur spécifique
Inhumation			1			

c) Liens avec les autres sources d'estimation

1198. Les rejets de mercure provenant de la crémation sont étroitement liés à l'utilisation d'amalgame dentaire, et la crémation est l'une des voies de production de l'utilisation d'amalgame. Voir section 5.6.1.

5.10.2.5 Principales données de source spécifique

1199. Les plus importantes données de sources spécifiques dans ce cas seront certains ou (l'ensemble) de ce qui suit:

- Données sur la quantité moyenne de mercure par cadavre;
- Données sur le nombre moyen de plombages d'amalgame de mercure dans la sous population humaine qui devrait être incinéré à la source;
- Quantité moyenne de mercure par plombage;
- Nombre de corps humains incinérés; et
- Données mesurées sur les équipements de réduction du mercure utilisée à la source (ou sources similaires avec des équipements et conditions de fonctionnement très similaires).

1200. Voir aussi les conseils sur la collecte de données de la section 4.4.5.

5.11 Points chauds potentiels

Tableau 5-194 Points chauds potentiels s: sous catégories avec des voies primaires de rejet du mercure qui recommandent une approche inventaire

Chapitre	Sous catégorie	Air	Eau	Sol	Produit	Déchet / résidu	Principale approche inventaire
	Sites de production de chlor-alkali abandonnés ou fermés	x	X	X		X	PS
	Autres sites de production chimique où des composés mercuriels étaient produits (pesticides, biocides, pigments etc.), ou le mercure et ces composés étaient utilisés comme catalyseurs (VCM/PVC etc.)	x	X	X	x	X	PS
	Usines fermées de production de thermomètres, piles, batteries et autres produits	x	X	X	X	x	PS
	Usines fermées de blanchiment de papier (avec production interne de chlor-alkali production ou utilisation de sélénocides à base de mercure)	x	X	X		X	PS
	Tailings/residue deposits from mercury mining	x	X	X	X	X	PS
	Tailings/residue deposits from artisanal and large scale gold mining	x	X	X		X	PS
	Tailings/residue deposits from other non-ferrous metal extraction	x	X	X	X	X	PS
	Sites d'accidents graves	x	X	X		X	PS
	Dredging of sediments	x	X	X		X	PS
	Sites of discarded district heating controls (and other fluid controls) using mercury pressure valves		X	X			PS
	Sites of previous recycling of mercury ("secondary" mercury production)	x	X	X	X	X	PS

Notes: PS = Approche point source par source ; OW = National/overview approach;
 X – Voie de rejet suppose dominante pour cette sous catégorie;
 x - Voie de rejet additionnelle à considérer, dépendant de la source spécifique et de la situation nationale.

6 REFERENCES

ACAP (2005): Arctic Council Action Plan to Eliminate Pollution of the Arctic (ACAP) - Reduction of Atmospheric Mercury Releases from Arctic States, prepared for the Arctic Council by the Danish Environmental Protection Agency, 2005.

Achtenbosch, M. and Richers, U. (2002): Material flows and investment costs of flue gas cleaning systems of municipal solid waste incinerators. Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse, Forschungszentrum Karlsruhe, Germany. Available at: <http://www.itas.fzk.de/deu/Itaslit/acri00a.pdf> .

Adebajo S.B. (2002): An epidemiological survey of the use of cosmetic skin lightening cosmetics among traders in Lagos, Nigeria. *West African Journal of Medicine* 21: 51-55.

Adriano, D.C. (2001): Trace Elements in the Terrestrial Environment, Springer-Verlag, New York, NY, USA, 2001.

AGHTM (2000): Mercury waste in France. AGHTM - General Association of Municipal Hygienists and technicians - Working Group Report. AGHTM, Paris. Available at: http://www.apesa.asso.fr/mercure_AGHTM_english.pdf.

Agos, M., Etzel, R., Parrish, R., Paschal, D., Campagna, P., Cohen, D., Kilbourne, E. and Heese, J. (1990): Mercury exposure from interior latex paint, *New England Journal of Medicine*, 323, 1096-1101.

Airey, D. (1982): Contributions from Coal and Industrial Materials to Mercury in Air, Rainwater and Snow, *Sci. total. Envir.* 25, 1982, pages 19 to 40.

Alcock, F. J. (1930): Zinc and lead deposits of Canada. *Can. Geol. Surv. Economic Geology Series*, no. 8, 406 p.

Alphen, M. van (1998): Paint film components. National Environmental Health Forum Monographs. General Series No. 2. National Environmental Health Forum, South Australia. Available at: <http://enhealth.nphp.gov.au/council/pubs/pdf/paint.pdf>

Amagerforbrænding (2000): Miljøreddegørelse 2000. [Environmental statement 2000]. I/S Amagerforbrændingen, Copenhagen. (In Danish)

Anderson, D. (1973): Emission Factors for Trace Substances. EPA-450/2-72-001. U. S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. EPA-450/3-84-004. Emission Standards and Engineering Division, Research Triangle Park, NC.

Anscomb F. (2004): Personal communication. US EPA, August 2003 and March 2004.

Arenholt-Bindslev D. and Larsen A.H. (1996): Mercury levels and discharge in waste water from dental clinics. *Water, air and Soil Pollution*. 86:93-99, 1996. As cited by Skårup *et al.*, 2003).

1. Arias, D., Boixereu, E., Zapardiel, J. M., Bernabé, M. and Sánchez, A. (1992): Estudio geoquímico de la esfalerita del yacimiento de Pd-Zn de Rubiales (Lugo, España). Implicaciones genéticas: *Rev. Soc. Geol. España*, v.5, p. 135-144.

Armbrust, G. A. and Gannicott, R. A. (1980): Rb/Ar ratios as a source indicator for hydrothermal fluids at the Seneca volcanogenic massive sulfide deposit, British Columbia. *Economic Geology*, v. 75, p. 466-470.

- Barr (2001): Substance Flow Analysis of Mercury in Products. Prepared for Minnesota Pollution Control Agency. August 15, 2001. Barr Engineering, Minneapolis, MN.
- Barr, L. (2004): International Mercury Market Study and the Role and Impact of US Environmental Policy. EPA Office of Solid Waste, November, 2004.
- Beaudoin, G. and Sangster, D. F. (1992): A descriptive model for silver-lead-zinc veins in clastic metasedimentary terranes. *Economic Geology*, v.87, p. 1005-1021.
- Beckert, J., Einbrodt, H-J. and Fisher, M. (1990): Comparison of natural gypsum and FGD gypsum. Forschungsprojekt 88, VGB PowerTech e.V., Germany.
- Benner, B. R. (2001): Mercury removal from induration off gas by wet scrubbers. Coleraine Minerals Research Laboratory Draft Report. (quoted in Berndt, 2003)
- Berndt, M.E. (2003): Mercury and Mining in Minnesota. Minerals Coordinating Committee. Final Report. Minnesota Department of Natural Resources, St. Paul, Minnesota. Available at: http://files.dnr.state.mn.us/lands_minerals/mercuryandmining.pdf .
- Bischoff, J. L., Rosenbauer, R. J., Aruscavage, P. J., Baedeker, P. A. and Crock, J. C. (1983): Sea-floor massive sulfide deposits from 21° N, East Pacific Rise; Juan de Fuca Ridge; and Galapagos Rift: Bulk chemical composition and economic implications. *Economic Geology*, v.78, p. 1711-1720.
- Bjørnstad, S.L. (1992): Assessment of possibilities for reducing the use of mercury - summary of experiences from the Nordic countries. Nordiske Seminar- og Arbejdsrapporter 1992:598. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Bloom, N. S. (2000): Analysis and Stability of Mercury Speciation in Petroleum Hydrocarbons, Fresenius' J. Anal. Chem., 366(5):438. 65.
- Bouley, B. A. and Hodder, R. W. (1984): Strata-bound massive sulfide deposits in Silurian-Devonian volcanic rocks at Harborside, Maine. *Economic Geology*, v.79, p. 1693-1702.
- Bowen, H.J.M. (1979): Environmental Chemistry of the Elements, Academic Press, London, UK, 1979.
- Bragg, L.J., Oman, J.K., Tewalt, S.J., Oman, C.L., Rega, N.H., Washington, P.M. and Finkelmann, R.B. (1998): The US Geological Survey Coal Quality (COALQUAL) Database - version 2.0. US Geological Survey Open-file report 97-134 (can be downloaded from <http://energy.er.usgs.gov/products/openfile/OFR97-134/>). As cited by USGS in fact sheet "Mercury in U.S. coal - abundance distribution and modes of occurrence", found October 2002 on <http://pubs.usgs.gov/fs/fs095-01/fs095-01.pdf>
- Breskovska, V. and Tarkian, M. (1993): Mineralogy and fluid inclusion study of polymetallic veins in the Madjarovo ore field, eastern Rhodope, Bulgaria. *Mineral. Petrol.*, v.49, p. 103-118.
- Brooks, G. (1989): Estimating Air Toxic Emissions from Coal and Oil Combustion Sources. EPA-450/2-89-001. Prepared by Radian Corporation for U. S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. April 1989.
- Bugge, J. A. W. (1978): Norway, in Bowie, S. H. U., Kvalheim, A., and Haslam, H. W., eds., Mineral deposits of Europe, vol. 1: Northwest Europe. London, *Inst. Min. Metallurg.*, p. 199-249.
- BUWAL (1997): Waste Disposal in Cement Plants, Environment-Materials Nr. 70, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 3003 Bern, Switzerland, 1997.

Cao, J. R. (1992): Microwave Digestion of Crude Oils and Oil Products for the Determination of Trace Metals and Sulphur by Inductively-Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy, Environment Canada Manuscript Report Number EE-140, Ottawa, Ontario, Canada.

Carpi, A. and Chen, Y.F. (2001): Gaseous Elemental Mercury as an Indoor Pollutant. *Environ. Sci. Technol.* Vol 35:4170-4173.

Cavanagh, J. and Glover, M. (1991): Mines and miners in Peru. Lima, Peru Reporting Servicios Editoriales S.R.L., 371 p.

Cembureau (1999): Best available techniques for the cement industry. European Cement Association, Brussels. Available at: http://www.cembureau.be/Documents/Publications/CEMBUREAU_BAT_Reference_Document_2000-03.pdf

Cerny, I. (1989): Die karbonatgebundenen Blei-Zink-Lagerstätten des alpinen und ausseralpinen Mesozoikums - Die Bedeutung ihrer Geologie, Stratigraphie und Faziesgebundenheit für Prospektion und Bewertung. Vienna, Archiv für Lagerstätten-forschung der *Geologischen Bundesanstalt*, v.11, p. 5-125.

CSE (2002): "Environmental Rating of Indian Caustic-Chlorine Sector". Centre for Science and Environment (CES), 2002, p.199 .

Chu, P. and Porcella, D. B. (1994): "Mercury Stack Emissions From U. S. Electric Utility Power Plants", Proceedings of the Third International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Whistler, British Columbia, Canada, July 10-14, 1994.

CIM (1957): Structural geology of Canadian ore deposits. Montreal, Canadian Institute of Mining and Metallurgy (CIM), *CIM*, 524 p.

COWI (2002): ACAP and Danish EPA Reduction of Atmospheric mercury emissions from Arctic countries – questionnaire on emissions and elated topics. November 2002.

Danish EPA (2000): Warning: Sale of mercury soaps is banned. Danish Environmental Protection Agency. Available at. <http://www.mst.dk/news/02010000.htm>

Danish EPA (2001): Spildevandsslam fra kommunale og private renseanlæg i 1999 (Waste water sludge from municipal and private sewage treatment plants in 1999). Orientering fra Miljøstyrelsen nr, 3, 2001. Danish EPA, Copenhagen (in Danish).

Danish EPA (2002): Punktkilder 2001. Orientering nr. 7, 2002 (Point Sources 2001, Review no. 7, 2002). Danish EPA, Copenhagen (in Danish).

De la Rosa, D.A., Volke-Sepúlveda, T. and Solórzano, G. (2004): Release of total gaseous mercury from municipal solid waste disposal sites nearby Mexico City. In Mercury as a Global Pollutant, part 1, RMZ - Materials and Geoenvironment - periodical for mining, metallurgy and geology, Ljubliana, Slovenia, 2004.

DEFRA (2004): Mercury emissions from crematoria. Second consultation. Department for Environment, Food and Rural Affairs; Welsh Assembly Government; Scottish Executive Environment and Rural Affairs Dept. Available at: <http://www.defra.gov.uk/corporate/consult/crematoria-two/consultation.pdf>

Del Guidice, P and Yves, P. (2002): The widespread use of skin lightening creams in Senegal: a persistent public health problem in West Africa. *The International Journal of Dermatology* 41: 69-72.

deLoraine, W. F. and Dill, D. B. (1982): Structure, stratigraphic controls, and genesis of the Balmat zinc deposits, northwest Adirondacks, New York. *Geol. Assoc. Can. Spec. Pap.* 25, p. 571-596.

DiFrancesco, D.T. and Shinn, R.C. (2002): Sources of mercury in New Jersey. New Jersey Mercury Task Force Report Volume III. New Jersey Department of Environmental Protection, Trenton.

Available at: <http://www.state.nj.us/dep/dsr/Vol3-chapter1.pdf>

Douglas, R. J. W. ed. (1970): Geology and economic minerals of Canada. *Can. Geol. Surv. Economic Geology Report 1*, 838 p.

DPHE (2003): Mercury-free Colorado Campaign. Thermostat Recycling Program. Department of Public Health and Environment, Denver. Available at: <http://www.cdphe.state.co.us/hm/mercury/therm.asp>

Dunmire C., Calwell C., Andria J., A., Ton M., Reeder, T., and Fulbright V. (2003): Mercury in Fluorescent Lamps: Environmental Consequences and Policy Implications for NRDC. Natural Resources Defense Council (NRDC), New York.
Available at: <http://www.nwalliance.org/resources/reports/NRDCMercury.pdf>

Duo, W., Guthrie, T. and W. Edwards (2000): Mercury Emissions from The Petroleum Refining Sector In Canada, for Environment Canada, Trans-boundary Air Issues Branch, Hazardous Air Pollutants Program, Ottawa, Canada, EC Contract: K2216-9- 0078.

Dvornikov, A. G. (1962): Mercury dispersion aureoles in limestone at the Gruzskaya Ravine polymetallic deposit (Nagol'nyi Range). *Geochemistry*, 1962, p. 539-546.

EMEP/ CORINAIR (2001): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition, 2001, Technical report No 30. Available at http://reports.eea.eu.int/technical_report_2001_3/en#TOC. Also note EMEP/ CORINAIR (2002): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition October 2002 UPDATE, Technical report No 30, EEA - European Environment Agency, Copenhagen, and
EMEP (1999): Emission Inventory Guidebook. September 1999.

Environment Canada (1999): Meeting the Challenges of Continental Pollutant Pathways. Mercury Case Study. February 1999, available at: <http://www.eman-rese.ca/eman/reports>

Environment Canada (2000): The status of mercury in Canada. Report #2. A Background Report to the Commission for Environmental Cooperation North American Task Force on Mercury. Environment Canada, Transboundary Air Issues Branch. Available at: <http://www.cec.org/files/PDF/POLLUTANTS/Hgcan-e3.pdf>.

Environment Canada (2002): Environment Canada, Minerals and Metals Division, National Office of Pollution Prevention: Multi-pollutant emission reduction analysis foundation (MERAF) for the base metal smelter sector. Prepared for Environment Canada and The Canadian Council of Ministers of Environment (CCME), Canada. Available at http://www.ccme.ca/assets/pdf/bms_final_merap_e.pdf (accessed October 2003).

Environment Canada (2003a): Fact Sheet #21 (Revised) Mercury-Containing Products. Available at: <http://www.on.ec.gc.ca/epb/fpd/fsheets/4021-e.html>

Environment Canada (2003b): What Is Mercury? Environment Canada, Ontario Region. Available at: <http://www.on.ec.gc.ca/pollution/fpd/merc/merc-1000-e.html> (13 Nov 2003).

Environment Canada (2004): Personal communication. Air Pollution Prevention Directorate, Environment Canada, June 2004.

EuroChlor (1998): Mercury process for making chlorine. August 1998.

European Commission (2001): Integrated pollution prevention and control (IPPC) - Reference document on best available techniques in the non ferrous metals industry. Available at: <http://eippcb.jrc.es/pages/Fmembers.htm> (accessed October 2003).

European Commission (2001b): Integrated pollution prevention and control (IPPC) - Reference document on best available techniques in the chlor-Alkali Manufacturing industry. Available at: <http://eippcb.jrc.es/pages/Fmembers.htm> (accessed October 2005).

European Commission (2003): Draft reference document on best available techniques for management of tailings and waste rock in mining operations. Joint Research Centre, Seville, Spain. Available at: <http://eippcb.jrc.es/pages/Fmembers.htm> (accessed October 2003).

European Commission (2005): Communication from the commission to the Council and the European Parliament -Community Strategy Concerning Mercury- {SEC(2005) 101}. Available at: <http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/mercury/>

Evans, D. W., DiGiulio, R.T and Ryan, E.A. (1984): "Mercury in Peat and its Drainage Waters in eastern North Carolina". The Water Resources Research Institute. Report No. 218. September 1984.

Feng, X., Li, G. and Qiu, G. (2004): Mercury contamination from artisanal zinc smelting using indigenous methods in Hezhang, Guizhou, PR China. In Mercury as a Global Pollutant, part 1, RMZ - Materials and Geoenvironment - periodical for mining, metallurgy and geology, Ljubljana, Slovenia, 2004.

Filby, R. H. and Shah, K. R. (1975): Neutron Activation Methods for Trace Metals in Crude Oil, in The Role of Trace Metals in Petroleum, by T. F.Yen, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI.

Finkelman, B. (2003): Personal communication. United States Geological Survey (USGS), USA.

Finkelman, B. (2004): Personal communication. United States Geological Survey (USGS), USA. March 2004.

Finnish Environment Institute (1999): Atmospheric emissions of heavy metals in Finland in the 1990's. *The Finnish Environment* No. 329, Finnish Environment Institute, Helsinki (in Finnish).

Finnish Environment Institute (2003): Response to ACAP questionnaire on mercury releases, uses and wastes. Appendix to Maag (2004).

Fontboté, L. and Gorzawski, H. (1990): Genesis of Mississippi Valley-type Zn-Pb deposit of San Vicente, central Peru: Geologic and isotopic (Sr, O, C, S, Pb) evidence. *Economic Geology*, v.85, p. 1402-1437.

Franklin Associates, Ltd. (1989): Characterization of Products Containing Mercury in Municipal Solid Waste in the United States, 1970 to 2000. EPA-530/SW-89-015A. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. January 1989.

Franklin, J. M. and Mitchell, R. H. (1977): Lead-zinc-barite veins of the Dorion area, Thunder Bay district, Ontario. *Can. Jour. Earth Sci.*, v.14, p. 1963-1979.

Franklin, J. M., Lydon, J. W., and Sangster, D. F. (1981): Volcanic-associated massive sulfide deposits. *Economic Geology* 75th Anniv. Vol., p. 485-627.

- Friedli, H.R., Radke, L.F. and Lu, J.Y. (2001): Mercury in Smoke from Biomass Fires. *Geophysical Research Letter*, 28: 3223-3226. Available at: <http://www.mindfully.org/Air/Mercury-Smoke-Biomass.htm>
- Fruth, I. and Maucher, A. (1966): Spurenelemente and Schwefel-Isotope in Zinkblenden der Blei-Zink-Lagerstätte von Gorno. *Mineral. Deposita*, v.1, p. 238-250.
- Fryklund, V. C., Jr. and Fletcher, J. D. (1956): Geochemistry of sphalerite from the Star mine, Coeur d'Alene district, Idaho. *Economic Geology*, v.51, p. 223-247.
- Fugleberg, S. (1999): Finnish expert report on best available techniques in zinc production. The Finnish Environment series 315, Finnish Environment Institute, Helsinki. Available at <http://www.vyh.fi/eng/orginfo/publica/electro/fe315/fe315.htm>
- Fujinuki, T. (1979): Trace Components of Carbonate Rocks, Kozan Chishitsu, Japan, 23, pages 295 to 306, 1979.
- Fukuzaki, N., Tamura, R., Hirano, Y. and Mizushima, Y. (1986): Mercury Emission from a Cement Plant and its Influence on the Environment, *Atmospheric Environment*, Vol., 20, No. 12, 1986, pages 2291 to 2299.
- Fursov, V. Z. (1958): Halos of dispersed mercury as prospecting guides at the Achisai lead-zinc deposits. *Geochemistry (1958)*, p. 338-344.
- Fursov, V.Z. (1983): Gas-and-Mercury Method for Mineral Products. Moscow, "Nauka" Publishers, 1983. – 205 p. As cited by Lassen *et al.* (2004).
- Galligan, C., Morose, G. and Giordani, J. (2003): An Investigation of Alternatives to Mercury Containing Products. Prepared for The Maine Department of Environmental Protection, January 22, 2003. Available at: <http://www.state.me.us/dep/mercury/lcspfinal.pdf>
- Glahder, C.M., Appel, P.W.U. and Asmund, G. (1999): Mercury in soap in Tanzania. NERI Technical Report No. 306, 23pp. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Griffith, C., Gearhart, J., Posset, H., McPherson, A., Gingras, S., Davis, G., Dhinga, R. and Kincaid, L. (2001): Toxics in vehicles: Mercury. Ecology Center, Great Lakes United and University of Tennessee Center for Clean Products and Clean technologies, Knoxville. Available at: <http://www.cleancarcampaign.org/pdfs/execsumm.pdf>
- Hansen, C. L. and Hansen, E. (2003): Collection systems for batteries - existing experiences from Denmark and abroad. Environmental project no. 777, 2003, Danish Environmental Protection Agency (in Danish with summary in English). Available at www.mst.dk; publications.
- Hansen, E. (1985): Forbrug og forurening med kviksølv i Danmark [Consumption of and pollution with mercury in Denmark]. Danish Environmental protection Agency, Copenhagen. (In Danish)
- Harada, M., Nakachi, S., Tasaka, K., Sakashita, S., Muta, K., Yanagida, K., Doi, R. and Kizaki, T. (2001): Wide use of skin-lightening soap may cause mercury poisoning in Kenya. . *Sci Total Environ*: 26:183-187.
- Heier, A. (1990): Use of mercury compounds in indoor latex paint to be eliminated. US EPA Environmental News, JUNE 29, 1990. At: <http://www.paint.org/protocol/app-d.cfm>
- Hilmer, E. (1972): Geochemische Untersuchungen im Bereich der Lagerstätte Meggen, Rheinisches Schiefergebirge. *Unpubl. doctoral thesis*, University of Aachen, Germany, 162 p.

Hitchon, B. and Filby, R. (1983): Geochemical Studies – Trace Elements in Alberta Crude Oils, Open File Report 1983-02, Alberta Research Council for Alberta Energy and Utilities Board and Alberta Geological Survey.

Hoagland, A. D. (1971): Appalachian strata-bound deposits: Their essential features, genesis and the exploration problem. *Economic Geology*, v.66, p. 805-810.

HTC (2000): Hibbing Taconite Company. Voluntary mercury reduction agreement.

Huber, K. (1997): Wisconsin Mercury SourceBook. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, May 1997. Available at: <http://www.epa.gov/glnpo/bnsdocs/hgsbook/>

Husar, J.D. and Husar, R. (2001): Trends of mercury flows in Florida. Progress Report. Lantern Corporation. At: <http://capita.wustl.edu/Capita/CapitaReports/Mercury/MercFlorida011112.doc>

Hylander, L. D. and Meili, M. (2005): The rise and fall of mercury: converting a resource to refuse after 500 years of mining and pollution. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 34:1-36.

Hylander, L.D. and Meili, M. (2002): 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. In print, *Science of the Total Environment*.

Ingham, A. I. (1940): The zinc and lead deposits of Shawangunk Mountain, New York. *Economic Geology*, v.35, p. 751-760.

Isokangas, P. (1978): Finland, in Bowie, S. H. U., Kvalheim, A., and Haslam, H. W., eds., Mineral deposits of Europe, vol. 1: Northwest Europe. London, *Inst. Min. Metallurg.*, p. 39-92.

Jankovic, S. (1982): Yugoslavia, in Dunning, F. W., Mykura, W., and Slater, D., eds., Mineral deposits of Europe, vol. 2: Southeast Europe. London, *Inst. Min. Metallurg.*, p. 143-202.

Jewell, W. B. (1947): Barite, fluorite, galena, and sphalerite veins of middle Tennessee. *Tenn. Div. Geol. Bull.* 51, 114 p.

Johansen, V.C. and Hawkins, G.J. (2003): Mercury speciation in cement kilns: A literature review. R&D Serial No. 2567, Portland Cement Association, Skokie, IL, USA. Available at: http://www.cement.org/pdf_files/SN2567.pdf

Jolly, J. L., and Heyl, A. V. (1964): Mineral paragenesis and zoning in the central Kentucky mineral district. *Economic Geology*, v.59, p. 596-624.

Jolly, J. L., and Heyl, A. V. (1968): Mercury and other trace elements in sphalerite and wallrocks from central Kentucky, Tennessee and Appalachian zinc districts: U.S. Geol. Surv. Bulletin 1252-F, 29 p.

Jonasson, I. R. and Sangster, D. F. (1975): Variations in the mercury content of sphalerite from some Canadian sulphide deposits. *Assoc. Expl. Geochem.*, Spec. Publ. No. 2, p. 313-332.

Jones, D. K. (1988): A geochemical study of a breccia body in the central Tennessee zinc district. *Jour. Geochem. Explorat.*, v.30, p. 197-207.

Kakareka, S., Khomich, V., Kukharchyk, T. and Loginov, V. (1998): Heavy metals emission factors assessment for the CIS countries. Institute for Problems of Natural Resources Use and Ecology, Minsk.

Kanare, H. (1999): Comparison of Trace Metal Concentrations in Cement Kiln Dust, Agricultural Limestone, Sewage Sludge, and Soil, SN2080, Portland Cement Association, Skokie, IL, USA, 1999.

- Kemi (1998): Kvicksilveravvecklingen i Sverige (mercury phase-out in Sweden). Kemikalieinspektionen 5/98. Solna, Sweden.
- Kemi (2004): Mercury-investigation of a general ban. Report No. 4/04 by the Swedish Chemicals Inspectorate in response to a commission from the Swedish Government, Sweden. Available at: http://www.kemi.se/upload/Trycksaker/Pdf/Rapporter/Rapport4_04.pdf
- Kesler, S.E., Russell, N. and McCurdy, K. (2003): In press: Trace metal content of the Pueblo Viejo precious metal deposits and their relation to other high-sulfidation epithermal systems. *Mineral.Deposita* **38**, as cited by Seal and Hammarström (2003).
- Kim K.H. and Kim M.Y. (2002): Mercury emissions as landfill gas from a large-scale abandoned landfill site in Seoul. *Atmos. Environ.* **36**, 4919-4928.
- Kindbom, K and Munthe, J. (1998): Hur påverkas kvicksilver i miljön av olika energialternativ? [How is mercury in the environment influenced by different energy alternatives]. IVL Svenska Miljöinstitutet. (In Swedish)
- Kinsey *et al.* (2004): Characterization of Fugitive Mercury Emissions from the Cell Building at a US Chlor-alkali Plant. *Atmospheric Environment* **38**: 623-631.
- Kinsey *et al.* (2004): Characterization of the Fugitive Mercury Emissions at a Chlor-alkali Plant: Overall Study Design. *Atmospheric Environment* **38**: 633-641.
- Kirchartz, B. (1994): Reaction and Removal of Trace Element in Burning of Cement Clinker, (Reaktion und Abscheidung von Spurenelementen beim Brennen des Zementklinkers), Schriftenreihe der Zementindustrie; Heft 56, Duesseldorf Beton-Verlag, Germany, 1994.
- Kissin, S. A. and Sherlock, R. L. (1989): Grant 300-the genesis of silver vein deposits in the Thunder Bay area, northwestern Ontario. *Ontario Geol. Surv. Misc. Pap.* **143**, p. 33-41.
- Kitamura, M., Kondo, M., Tagizawa, Y., Fujii, M. and Fujiki, M. (1976): Mercury, Kondansha, Tokyo, Japan, 1976.
- Kleinevoss, A. (1971): Zur geochemischen Charakteristik des Quecksilbers unter besonderer Berücksichtigung der Hg-Verteilung in den Erzlagern des Rammelsberges und ihrer Umgebung. *Unpubl. doctoral thesis*, University of Clausthal Germany, 190 p.
- Klemm, W.A. (1993): "Cement Kiln Dust – A Look at Its Uses and Characteristics," Proceedings 29th International Cement Seminar, Rock Products, 1993.
- Kotnik J., Dizdarevic T. and Horvat M. (2004): Current and past mercury distribution in air over Idrija region. In Mercury as a Global Pollutant, part 1, RMZ - Materials and Geoenvironment - periodical for mining, metallurgy and geology, Ljubljana, Slovenia, 2004.
- Kovrigo, O. A., Mosolkov, V. T. and Shilov, L. I. (1976): Peculiarities of the mercury distribution in the Rid-der-Sokol'noe deposit (Rudnyi Altai). *Soviet Geol. Geophys.*, v.17, no. 9, p. 55-60.
- Krahn, L., Friedrich, G., Gussone, R. and Scheps, V. (1986): Zur Blei-Zink-Vererzung in Carbonatgesteinen des Aachen-Stolberger Raums. *Fortschr. Geol. Rheinland und Westfalen*, v.34, p. 133-157.
- Kraume, E. (1955): Die Erzlager des Rammelsberges bei Goslar. *Beihefte zum Geologischen Jahrbuch*, v.18, 394 p.
- Krivtsov, A.I. and Klimenko, N. G. (1997): Mineral Raw Materials. Copper. Reference Book. Moscow: Geoinformmark Publishers, 1997. – 51 p. As cited in Lassen *et al.* (2004).

Kulms, M. (1970): Die Verteilung der Elemente Pb, Zn, Cd, Hg, Cu, Co, Ni, Mn und Fe in den Böden der Lagerstättengebiete Maubach und Bleialf sowie in den den Flusswässern und Flusssedimenten des Triasdreiecks von Maubach-Mechernich-Kall, Eifel-Ein Beitrag zur geochemischen Erzlagerstättenprospektion. *Unpubl. doctoral thesis*, University of Aachen, Germany, 195 p.

Kutliakhmetov, A.N. (2002): Mercury contamination of landscapes by mining enterprises of Bashkirian East-of-Ural Region (in Russian). Autoref. thesis of Cand. Geogr. Sc. - Yekaterinburg. As cited in Lassen *et al.* (2004).

Kyle, J. R. (1976): Brecciation, alteration, and mineralization in the central Tennessee zinc district. *Economic Geology*, v.71, p. 892-903.

Lassen, C. (Ed.), Treger, Y.A., Yanin, E.P., Revich, B.A., Shenfeld, B.E., Dutchak, S.V., Ozorova, N.A., Laperdina, T.G. and Kubasov, V.L. (2004): Assessment of mercury releases from the Russian Federation. Ministry of Natural Resources of the Russian Federation, Danish Environment Protection agency, Arctic Council. Draft, 2004.

Laznicka, P. (1981): Data on the worldwide distribution of stratiform and stratabound ore deposits, in Wolf, K. H., ed., Handbook of strata-bound and stratiform ore deposits, v.10. Amsterdam, Elsevier, p. 79-389.

Levin, L. (1997): Review comments from Dr. L. Levin, Electric Power Research Institute (EPRI), Palo Alto, CA, to D. Beauregard, U. S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, June 20, 1997.

Liang, L., Horvat, M. and P. Danilchik (1996): A Novel Analytical Method for Determination of Picogram Levels of Total Mercury in Gasoline and Other Petroleum Based Products, *Sci. Tot. Environ.*, 187:57.

Liang, L., Lazoff, S., Horvat, M., Swain, E. and Gilkeson, J. (2000): Determination of mercury in crude oil by in-situ thermal decomposition using a simple lab built system. *Fresenius' J. Anal. Chem.*, 367:8.

Lindberg S.E., Walschläger D., Prestbo E.M., Bloom N.S., Price J. and Reinhart D. (2001): Methylated mercury species in municipal waste landfill gas sampled in Florida, USA. *Atmos. Environ.* 35, 4011-4015.

Lindberg, S.E., (2004): Personal communication. Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, USA.

Lindberg, S.E., Southworth, G., Prestbo, E.M., Wallschläger, D., Bogle, M.A., Price, J. (2004): Gaseous methyl- and inorganic mercury in landfill gas from landfills in Florida, Minnesota, Delaware, and California. *Atmospheric Environment* 39 (2005) 249–258.

Lowell Center for Sustainable Production (2003). A Review of Thersmostat Energy Efficiency and Pricing, Lowell Center for Sustainable Production, May 2003. Available at: <http://www.sustainableproduction.org/>.

Luttrell, C. W. (1966): Base- and precious-metal and related ore deposits of Virginia. Virginia Div. Min. Resources, *Min. Resources Report* 7, 167 p.

Maag, J., Lassen, C. and Hansen, E. (1996): Massestrømsanalyse for kviksølv (substance flow assessment for mercury). *Miljøproject* no. 344, 1996, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen (in Danish with summary in English). Available at www.mst.dk; publikationer.

- Maag, J., Hanse, E. and Dall, O. (2001): Mercury - a global pollutant requiring global initiatives. TemaNord 2002:516, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Available at www.norden.org.
- Maag, J. (2004): Arctic mercury releases inventory. Appendix on Mercury releases from Finland. COWI for the Arctic Council and the Danish Environment Protection Agency, Copenhagen. Draft report of 2004.
- Magaw, R., McMillen, S., Gala, W., Trefry, J., and Trocine, R. (1999): Risk evaluation of metals in crude oils, Proceedings SPE/EPA Exploration and Production Environmental Conference, SPE Paper No. 52725.
- Mahe, A., Blanc, L., Halna, J.M., Keita, S., Sanogo, T. and Bobin, P. (1993): An epidemiologic survey on the cosmetic use of bleaching agents by the women of Bamako (Mali). *Ann. Dermatol. Venerol* 120: 870-873. (In French)
- Maher, S. W. and Fagan, J. M. (1970): Trace element content of some ore deposits in the southeastern states. *Tenn. Div. Geol. Inform.* Circular 16, 1 p.
- Maine Board of Environmental Protection (2004). Upheld on appeal by the Maine Board of Environmental Protection, Decision dated May 6, 2004. Available at: <http://www.maine.gov/dep/index.shtml>
- Maine Department of Environmental Protection (2003). Denial of NEMA Exemption Request, Maine DEP Order dated August 13, 2003. Available at: <http://www.maine.gov/dep/index.shtml>
- Marcoux, E., Moëlo Y. and Leistel, J. M. (1996): Bismuth and cobalt minerals as indicators of stringer zones to massive sulfide deposits, Iberian pyrite belt. *Mineral. Deposita*, v.31, p. 1-26.
- Markmann P. N., Jensen, P. and Abildgård, J. (2001): Old heating plants still cause mercury pollution. NyViden from the Danish EPA. Available at: <http://www.mst.dk/project/NyViden/2001/11230000.htm>
- Maxson, P. (2004): Mercury flows in Europe and the world: The impact of decommissioned chlor-alkali plants. European Commission, Brussels. Available at: europa.eu.int/comm/environment/chemicals/mercury/pdf/report.pdf.
- Maxson, P.A. and Vonkeman, G.H. (1996): Mercury stock management in the Netherlands. Background document prepared for workshop "Mercury: Ban it or bridle it?" Held 21. November 1996, The Hague, Netherlands, Institute for European Environmental Policy, Brussels, Belgium, 48 p.
- MMMW (1990): Mercury exposure from interior latex paint -- Michigan. Morbidity and Mortality Weekly report March 1990. Available at: <http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/00001566.htm>
- Morris, R. (2000): New TRI Reporting Rules on Mercury, Proceedings National Petroleum Refiners Association Meeting, San Antonio, TX, (September).
- MRC (1997): Mercury Refining Company. Excerpts from emission source test reports conducted by General Testing Corporation in September 1994 and Galson Corporation in June 1995, Submitted to Midwest Research Institute, Cary, NC, September 3, 1997.
- MTAP (2003): When the cows come home. Minnesota Technical Assistance Program. Available at: <http://www.mntap.umn.edu/source/16-3/Cows.htm>
- Munthe, J., Kindbom, K., Kruger, O., Petersen, G., Pacyna, J., and Iverfeldt, A. (2001): Examining source-receptor relationships for mercury in Scandinavia. Modelled and empirical evidence, *Water Air Soil Pollut. Focus* 1, 279, 2001.

Musa, M., Markus, W., Elghondi, A., Etwir, R., Hannan, A. and Arafa, E. (1995): Neutron Activation Analysis of Major and Trace Elements in Crude Petroleum, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 198(1):17.

Mustafin, S.K., Minigazimov, N.S. and Zainulin, H.N. (1998): Problems of mercury-related safety of Southern Ural. Environmental problems of industrial areas of Ural V.1, Magnitogorsk: MGMA, 1998, pp. 148-154. As cited in Lassen *et al.* (2004).

NCASI (1995): National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc. (NCASI), 1995. Compilation of Air Toxic and Total Hydrocarbon Emissions Data For Sources at Chemical Wood Pulp Mills. *NCASI Technical Bulletin* No. 701. October 1995.

NEMA (1996): National Electrical Manufacturers Association (NEMA), 1996. Fluorescent Lamps and the Environment. Rosslyn, VA, July 1996. Available at <http://www.nema.org/lamprecycle/nemafluorfinal.pdf>.

NEMA (2000): Environmental Impact Analysis: Spent Mercury-Containing Lamps, report by the (US) National Electrical Manufacturers Association dated January 2000 and available from www.nema.org/papers/enviimpact.doc.

NESCAUM (1998): The Northeast States and Eastern Canadian Provinces Mercury Study, February 1998. Available on internet at: <http://www.cciw.ca/ca/eman-temp/reports/publications/mercury/>

NEWMOA (2001): Interstate Mercury Education & Reduction Clearinghouse (IMERC) Mercury-Added Products Database. Available at: <http://www.newmoa.org/Newmoa/htdocs/prevention/mercury/imerc/notification/>

NIH (2004): Mercury free NIH Campaign. Reagents with mercury. National Institutes of Health. Available at: <http://www.nih.gov/od/ors/ds/nomercure/index.htm>

Nriagu, J.O. and Pacyna, J.M. (1988): quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soil by trace metals. *Nature* 333, pp- 134-139. As cited by Feng *et al.* (2004).

Nishiyama, T. (1974): Minor elements in some sulfide minerals from the Kuroko deposits of the Shakanai mine. *Min. Geol. Spec. Iss.*, no. 6, p. 371-376.

NJ MTF (2002): New Jersey Mercury Task Force Report. Volume III. Sources of Mercury in New Jersey. January 2002. Available at website: <http://www.state.nj.us/dep/dsr/Vol3-chapter1.pdf>.

NPI (1999a): Emission Estimation Technique Manual for Alumina Refining, Environment Australia, 1999. Accessed at www.npi.gov.au, October 2004.

NPI (1999b): National Pollution Inventory (NPI), Emission Estimation Technique Manual for Aluminium Smelting, Environment Australia, 1999b. Accessed at www.npi.gov.au, October 2004.

NPI (2004): National Pollution Inventory (NPI), Data extracted from the NPI database. Accessed October 2004 at www.npi.gov.au.

Oftedal, I. (1941): Untersuchungen über die Nebenbestandteile von Erzmineralien Norwegischer zinkblendeführender Vorkommen. *Skrifter utgit av Det Norske Videnskaps-Akademi i Oslo, I. Mat. Naturv. Klasse*, 1940 no. 8, 103 p.

OilTracers (1999-2004): Using gas geochemistry to assess mercury risk. Available at: <http://www.gaschem.com/mercur.html>

Olsen, S., Westerlund, S. and Visser, R. (1997): Analysis of Metals in Condensates and Naphthas by ICP-MS, *Analyst*, 122:1229.

- OSPAR (2002): Mercury emissions from crematoria and their control in the OSPAR Convention Area. OSPAR Commission, Paris. Available at: http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00179_Mercury%20emissions%20from%20crematoria.pdf
- Ozerova, N. A. (1959): The use of primary dispersion halos of mercury in the search for lead-zinc deposits. *Geochemistry*, p. 793-802.
- Ozerova, N. A. (1983): Mercury content of hydrothermal ore deposits. *Doklady Earth Sci. Sect.*, v.261, p. 203-205.
- Ozerova, N. A. (1986): Mercury and endogenetic ore formation. Moscow, Akad. Nauk SSSR, Ordena Trudovogo Krasnogo Znameni, Inst. Geol. Rudnykh Mestorozhdeniy, Petrog., Mineral., *Geochim.*, 231 p. (in Russian).
- Ozerova, N. A., Rusinov, V. L. and Ozerov, Y. K. (1975): The mercury in sulfide deposits emplaced in volcanic suites. *Mineral. Deposita*, v. 10, p. 228-233.
- Pacyna, J.M. and Pacyna, E.G. (2000): Assessment of emissions/discharges of mercury reaching the Arctic environment. The Norwegian Institute for Air Research, NILU Report OR 7/2000, Kjeller, Norway.
- Passant, N.R. (2004): Review of emission factors for mercury emitted from cremation. AEA Technology for DEFRA/WEG/SE, UK. Available at: <http://www.defra.gov.uk/corporate/consult/crematoria-two/consultation.pdf>
- PRF (1996): Mercury in buildings. Purdue Research Foundation, West Lafayette. Available at: <http://pasture.ecn.purdue.edu/~mercury/src-01-02/toc.htm>.
- 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. and Wichmann-Fiebig, M. (2001): EU Ambient Air Pollution by Mercury (Hg) - Position Paper. Office for Official Publications of the European Communities, 2001. Submitted by Italy (available on <http://europa.eu.int/comm/environment/air/background.htm#mercury>).
- Pitche, P., Afanou, A., Amanga, Y. and Tchangai-Walla, K. (1997): Prevalence of skin disorders associated with the use of bleaching cosmetics by Lome women. *Sante* 7:161-164. (In French)
- Plachy, J. (1996): Mercury. (In) *Minerals Yearbook, Volume 1 – Metals and Minerals*, US Geological Survey, United States Department of the Interior, Washington, D.C.
- Product Stewardship Institute (PSI) (2004). Thermostat Stewardship Initiative: Background Research Summary, Product Stewardship Institute (PSI), October 18, 2004, pp. 5-6. Available at: http://www.productstewardship.us/prod_mercury_project.html
- Pye, E. G. (1964): Mineral deposits of the Big Duck Lake area, district of Thunder Bay. Ontario Dept. Mines *Geol. Report*, no. 27, 47 p.
- Reese (1999): USA Geological Survey Minerals Yearbook – 1999: Mercury. USGS at www.usgs.gov
- Rein, K. and Hylander, L.D. (2000): Experiences from phasing out the use of mercury in Sweden, *Regional Environ. Change* 1, 126, 2000.
- Reindl, J. (2003): Summary of References on Mercury Emissions from Crematoria - DRAFT. Dane County Department of Public Works. Madison Wisconsin. August 12, 2003.

Reisdorf, R.P. and D'Orlando, D.C. (1984): Survey of Health Hazard Control Systems for Mercury Use and Processing. NTIS PB85-107241. National Technical Information Service, Springfield, VA.

Renner, H. (2000): Gold, gold alloys, and gold compounds - production. In Ullmans encyclopedia of industrial chemistry, Wiley-VCH Verlag, as displayed December 2004 at http://www.mrw.interscience.wiley.com/ueic/articles/a12_499/frame.html

Rentz, O., Sasse, H., Karl, U., Schleff, H.J. and Dorn, R. (1996): Emission control at stationary sources in the Federal Republic of Germany - Volume II, Heavy metal emission control. French-German Institute for Environmental Research (DFIU), University of Karlsruhe, 1996 (submitted by Germany for the global Mercury Assessment).

Rui, I. J. (1973): Geology and structures of the Rostvangen sulfide deposit in the Kvikne district, central Norwegian Caledonides. *Norsk Geologisk Tidsskrift*, v.53, p. 433-442.

Ryall, W. R. (1979a): Mercury in the Broken Hill (N.S.W., Australia) lead-zinc-silver lodes. *Jour. Geochem. Explorat.*, v.11, p. 175-194.

Ryall, W. R. (1979b): Mercury distribution in the Woodlawn massive sulfide deposit, New South Wales. *Economic Geology*, v.74, p. 1471-1484.

Saenger, M., Werther, J. and Lungwitz, H. (1999a): Mercury emissions from German fluidized bed sludge incinerators - A status report. Proceedings of the 15th International Conference on Fluidized Bed Combustion, May 16 - 19, 1999, Savannah, Georgia. Available at: <http://www.portalenergy.com/balpyo/15icfbc/99-0042.pdf>

Saenger, M., Werther, J. and Hanssen, H. (1999b): Concentrations and mass balance of mercury in a fluidized bed sewage sludge incineration plants. Proceedings of the 15th International Conference on Fluidized Bed Combustion, May 16 - 19, 1999, Savannah, Georgia.

Sangster, D. F. (1986): Classification, distribution and grade-tonnage summaries of Canadian lead-zinc deposits. Can. Geol. Surv. *Economic Geology* Report 37, 68 p.

Sangster, D. F. (1990): Mississippi Valley-type and sedex lead-zinc deposits: A comparative examination. *Trans. Inst. Min. Metallurg.*, v.99, p. B21-B42.

Saupe, F.R. (1972): The Encyclopedia of Geochemistry and Environmental Science, Editor Fairbridge R. W., Van Nostrand Reinhold, New York, NY, USA, 1972.

SCB (2002): Bidrag till Sveriges officiella statistik (Contribution to the Official Statistics of Sweden): Fabriker och manufakturer. Annul volumes for 1858–1895, Fabriker och hantverk Annual volumes for 1896–1910, Utrikes handel och sjöfart. Annual volumes for 1858–1890, Utrikes handeln. Annual volumes for 1891– 1894, Handel. Annual volumes for 1895–1910, Kommerskollegium. Norstedt och Söner and Isaac Marcus Boktr. AB, Stockholm, Sweden, 1859–1912. Sveriges officiella statistik (Official Statistics of Sweden): Industri. Annual volumes for 1911–1961, Handel. Annual volumes for 1911–1961, Stockholm, Sweden, 1912–1962. Statistics from 1962 onwards at Statistics Sweden, www.SCB.se (accessed Feb 20, 2002).

Schachermayer, E., Bauer, G. and Ritter, E. (1995): Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage. [Measurement of the material and substance balance of a municipal solid waste incineration plant]. Monographie; Band 56.Wien. (In German)

Schäfer, S. and Hoenig, V. (2001): "Operational Factors Affecting the Mercury Emissions from Rotary Kilns in the Cement Industry," Zement-Kalk-Gips International, Bauverlag GmbH, Walluf, Germany, Volume 54, No. 11, 2001.

- Schneider, M. and Oerter, M. (2000): "Limiting and Determining Mercury Emissions in the Cement Industry," Zement-Kalk-Gips International, Germany, Vol., 53, No. 3, 2000.
- Schroll, E. (1953): Über Unterschiede im Spurengehalt bei Wurtziten, Schalenblenden und Zinkblenden. Sitzungsberichte der mathem.- naturw. KL., *Abt. I*, v.162, no. 5, p. 21-332 p.
- Schroll, E. (1983): Geochemical characterization of the Bleiberg type and other carbonate hosted lead-zinc mineralizations, in 4th ISMIDA, Berchtesgaden, Germany, 4-10 October 1981, *Proc.*, p. 189-197.
- Schwartz, M. O. (1972): Geochemische und Lagerstättenkundliche Untersuchungen in Minas de Osor und Umgebung (Provinz Gerona, Spanien). *Unpubl. doctoral thesis*, University of Aachen, Germany, 109 p.
- Schwartz, M.O. (1997): Mercury in zinc deposits: Economic geology of a polluting element. *Internat.Geol. Rev.* **39**, 905-923.
- Scoullou, M., Vonkeman, G., Thornton, I., Makuch, Z., Arsenikos, S., Constantianos, V., Docx, P., Karavoltos, S., MacDonald, K., Mantzara, B., Maxson, P., Rautiu, R., Roniotes, S., Sakellari, A. and Zeri, C. (2000): EUPHEMET - Towards an integrated EU policy for heavy metals. For the European Commission DG12 - Research Directorate-General, Brussels.
- Seal, R.R., II and Hammarstrom, J.M. (2003): Geoenvironmental models of mineral deposits: examples from massive sulphide and gold deposits: Environmental Aspects of Mine Wastes, J.L. Jambor, D.W. Blowes, and A.I.M. Ritchie (eds.), Mineralogical Association of Canada Short Series, v. 31, p. 11-50.
- Seraphim, R. H. (1980): Western Mines-Myra, Lynx and Price deposits. *CIM Bull.*, December 1980, p.71-86.
- SH (2004): Mercury sources and alternatives in health care. Sustainable Hospitals. Available at: http://www.sustainablehospitals.org/HTMLSrc/IP_Merc_Tools_List.html
- Shah, K. R., Filby, R. H. and Haller, W. A. (1970): Determination of Trace Elements in Petroleum by Neutron Activation Analysis, *Journal of Radioanalytical Chemistry*, 6:413.
- Shin Chan-Ki *et al.* (2000): A study on the proper treatment of incineration residues from MSW Incinerator (I) - on the basis of bottom ash. Waste Treatment Engineering Division of the National Institute of Environmental Research, Korea. As cited in the submission from the Republic of Korea for the UNEP Global Mercury Assessment. Available at: <http://www.chem.unep.ch/mercury/2001-gov-sub/sub76govatt2.pdf>
- Shunlin Tang, Xinbin Feng, Zhonggen Li, Shaofeng Wang and Lian Liang (2004): A preliminary study on mercury speciation in municipal waste landfill gas from Guizhou, China. In Mercury as a Global Pollutant, part 1, RMZ - Materials and Geoenvironment - periodical for mining, metallurgy and geology, Ljubljana, Slovenia, 2004.
- Skare, I. and Engqvist, L. (1994): Human exposure to mercury and silver released from dental amalgam restorations. *Arch. Environ. Health* 1994; 49:384-394.
- Skårup, S., Christensen, C.L., Maag, J. and Jensen, S.H. (2003): Substance Flow Analysis for Mercury. Environmental project no. 808, The Danish EPA, 2003(in Danish with summary in English). Available at www.mst.dk. Since 2004 also available in English at same website.
- Smirnov, V. I., ed. (1977): Ore deposits of the USSR, v.3. London, *Pitman*, 424 p.
- Smith, R. C., II, (1977): Zinc and lead occurrences in Pennsylvania. *Penn. Geol. Surv., Min. Resources Report* 72, 318 p.

Soler, P. (1982): Comentario sobre la distribución de elementos menores y trazas (Ag, Bi, Hg, Se, Cd, In, Ge, Ga, Sn) en los yacimientos de Pb-Zn del Peru central, *in* V Cong. *Latinoamer. Geol.*, Argentina, 1982, Proc., v.IV, p. 159-175.

Southworth *et al.* (2004): Fugitive Mercury Emissions from a Chlor-alkali Factory: Sources and Fluxes to the Atmosphere. *Atmospheric Environment* 38: 597-611

Sörme, L. and Lagerkvist, R. (2002): Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *The Science of the Total Environment* 298 (2002) 131.145

Sörme, L., Lindqvist, A. and Söderberg, H. (2003): Capacity to Influence Sources of Heavy Metals to Wastewater Treatment Sludge. *Environmental Management* Vol. 31, No. 3, pp. 421–428

Sprung, S. (1982): “Technologische Probleme beim Brennen des Zementklinkers, Ursache und Lösung,” Schrittenreihe der Zementindustrie, Verein Deutscher Zementwerke e.V., Düsseldorf, Germany, Heft 43, 1982 Translation by Brodek, T.V., “Technological Problems in Pyro-Processing Cement”.

Srivastava, R.C. (2003): “Guidance and Awareness Raising Materials under new UNEP Mercury Programs (Indian Scenario)”. Center for Environmental Pollution Monitoring and Mitigation. Lucknow, India. Submission to UNEP in August 2003.

Sznopek, J.L. and Goonan, T.G. (2000): The materials flow of mercury in the economies of the United States and the world. USA Geological Survey Circular 1197, vers. 1.0, USA Geological Survey, Nov. 2000, downloaded from <http://greenwood.cr.usgs.gov/pub/circulars/c1197/> in January 2001. Available from <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/>.

Tao, H., Murakami, T., Tominaga, M. and Miyazaki, A. (1998): Mercury speciation in natural gas condensate by gas chromatography-inductively coupled plasma mass spectrometry, *J. Anal. At. Spectrom.*, 13:1085.

Tempelman-Kluit, D. J. (1972): Geology and origin of the Faro, Vangorda, and Swim concordant zinc-lead deposits, central Yukon Territory. *Can. Geol. Surv. Bull.* 208, 73 p.

Terzic, S. B. (1972): Thallium and mercury in minerals from the Mezica ore deposit. *Geol. Razprave in Porocila*, v.15, p. 361-368.

Thorpe, R. I., (1972): Mineral exploration and mining activities, mainland Northwest Territories, 1966 to 1968. *Can. Geol. Surv. Pap.* 70-70, 204 p.

Thurlow, J. G., Swanson, E. A. and Strong, D. F. (1975): Geology and lithogeochemistry of the Buchans polymetallic sulfide deposits, Newfoundland. *Economic Geology*, v.70, p. 130-144.

Tikkanen, G.D. (1986): World resources and supply of lead and zinc. In: Bush VR (Ed.): Economics of internationally traded minerals. Littleton, CO, Soc. Min. Eng., pp. 242-250. as cited by Schwartz (1997).

Toxics Link (2003): Mercury in India –Toxic Pathway-. September 2003, p. 24. Available at: http://www.toxicslink.org/docs/06035_publications-1-33-2.pdf

TRI (2004): Toxics Release Inventory (TRI) Program. US Environmental Protection Agency. Available at: <http://www.epa.gov/triexplorer/>

Ullmann (2000): Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry: Zinc, starting materials for zinc production. Accessed at www.mrw.interscience.wiley.com/ueic/articles/a28_509/sect3.html in October 2003 .

Ullmann (2001): Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry: Copper, Copper minerals. Accessed at www.mrw.interscience.wiley.com/ueic/articles/a28_509/sect3.html in October 2003.

UNEP (2002): Global Mercury Assessment, UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland, December 2002.

UNEP (2003): Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases, 1st edition, May 2003, UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland.

UNIDO (2003): Marcello M. Veiga and Randy Baker. Protocols for Environmental and Health Assessment of Mercury Released by Artisanal and Small-scale Miners. April 2003.

Unilever (2003): Thermometer factory: Kodaikanal, India (update 7 April 2003). Unilever PLC London. Available at: http://www.unilever.com/enviromentsociety/newsandspeeches/Thermometer_factory_Kodaikanal_India.asp?ComponentID=5664&SourcePageID=165 .

US EPA (1984): Review of National Emission Standards for Mercury. EPA-450/3-84-004. Emission Standards and Engineering Division, Research Triangle Park, NC.

US EPA (1992): Characterization of Products Containing Mercury in Municipal Solid Waste in the United States, 1970 to 2000. Office of Solid Waste, Washington, DC. March 1992.

US EPA (1994): Report by W. Battye, U. McGeough, and C. Overcash (EC/R)- 1994. Evaluation of Mercury Emissions from Fluorescent Lamp Crushing. EPA-453/R-94-018. US EPA, RTP, NC.

US EPA (1996): Emission Factor Documentation for AP-42, Section 1.6, Wood Waste Combustion in Boilers, Research Triangle Park, NC.

US EPA (1997a): Locating and estimating air emissions from sources of mercury and mercury compounds. Report EPA-454/R-97-012, (NTIS PB98- 117054), Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC. Available at: <http://www.epa.gov/ttn/chief/le/index.html> .

US EPA (1997b): Mercury Study Report to Congress. US EPA, Dec. 1997. Available at: <http://www.epa.gov/mercury/report.htm>

US EPA (1997c): Mercury emissions from disposal of fluorescent lamps. Office of Solid Waste, US Environmental Protection Agency. Available at: <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/id/merc-emi/merc-pgs/merc-rpt.pdf> .

US EPA (1998): National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Publicly Owned Treatment Works MACT standard. US Federal Register Volume 63, No. 230. December 1, 1998. pages 66084-66101.

US EPA (2000): Unified Air Toxics Website: Electric Utility Steam Generating Units, Section 112 Rule Making, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC. www.epa.gov/ttn/uatw/combust/utltox/utoxpg.html.

US EPA (2001): Great Lakes Binational Toxics Strategy Progress Report 2001, available at: <http://www.epa.gov/glnpo/bns/reports/2001Progress/index.html>.

US EPA (2002a): Control of Mercury Emissions from Coal-fired Electric Utility Boilers, Interim Report Including errata Data 3-21-02. EPA-600/R-01-109, National Risk Management Research Laboratory, Research Triangle Park, NC, April 2002. Available at <http://www.epa.gov/appcdwww/aptb/EPA-600-R-01-109corrected.pdf>.

US EPA (2002b): National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Mercury Emissions From Mercury Cell Chlor-alkali Plants; Proposed Rules. Federal Register. July 3, 2002.

US EPA (2003a): Mercury: Toxics Release Inventory Fact Sheet. United States Environmental Protection Agency, Region 9. June 2003.

US EPA (2003b): Clean Energy Information. Available at website: <http://www.epa.gov/cleanenergy/oil.htm>.

US EPA (2003c): What Devices Contain Mercury? Welcome to the US EPA Region 5/ Purdue University website. Available at: <http://pasture.ecn.purdue.edu/~mercury/src/devicepage.htm#man>

US EPA (2003d): TRI. Reporting for year 2001 for the Chloralkali Industry. Available at <http://dl.rtk.net/tri/fac> "2003.

US EPA (2004): Mercury in medical waste. Available at: <http://www.epa.gov/reg5oair/glakes/fact1.htm>

Vasquez R., H. (1974): Tablas prácticas para la determinación de minerales y directorio minero-metalúrgico Peruano. Lima, Peru, *Offset S.A.*, 118 p.

VDZ (2000): Umweltdaten der deutschen Zementindustrie. [Environmental data for the German cement industry]. Verein deutscher Zementwerke e. V., Düsseldorf. (In German)

VDZ (2001): Activity Report 1999-2001. Verein Deutscher Zementwerke e. V., Forschungsinstitut der Zementindustrie, Dusseldorf, Germany. Available at: http://www.vdz-online.de/daten/tb_99_01/en/script/start.htm.

Velzen, D. van, Langenkamp, H. and Herb, G. (2002): Review: Mercury in waste incineration. *Waste Management and Research* 20: 556-568.

Vokes, F. M. (1976): Caledonian massive sulfide deposits in Scandinavia. A comparative review, in Wolf, K. H., ed., Handbook of strata-bound and stratiform ore deposits, v.6. *Amsterdam, Elsevier*, p. 79-127.

Wankhade, K.K. (2003): Mercury in India. Toxic pathways. Toxics Link, New Delhi. Available at: <http://www.toxicslink.org/pub-view.php?pubnum=35>

Watling, R. J. (1974): Identification and analysis of lattice-held mercury in sphalerite from Keel prospect, County Longford, Ireland. *Trans. Inst. Min. Metallurg.*, v.83, p. B88-B94.

WHO (1995): Environmental Health Criteria 167. International Programme on Chemical Safety. Acetaldehyde. World Health organization. Geneva, Switzerland.

Widenfalk, L. (1979): Mercury as an indicator of stratigraphy and metamorphism in the Skellefte ore district. *Economic Geology*, v.74, p. 1307-1314.

Wilhelm, S.M. (2001): Mercury in petroleum and natural gas: Estimation of emissions from production, processing, and combustion. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington. Available at: <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/600r01066/600r01066.pdf>

Wilhelm, S.M. and Bigham, G.N. (2002): Concentration of mercury in crude oil refined in the United States. 5th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Minamata, Japan. Available at: <http://www.hgtech.com/Publications/minamata.htm>.

Wright, G. M. (1967): Geology of the southeastern Barren Grounds, parts of the districts of Mackenzie and Keewatin. *Can. Geol. Surv. Memoir* 350, 91 p.

Yanin (2004): Description of non-ferrous metal industry in Lassen *et al.* (2004).

Yep, C., Algazi, A. and Low, J. (2002): Mercury report. Department of Toxic Substances Control, Hazardous Waste Management Program and State Regulatory Programs Division, Sacramento, California. Available at:
http://www.dtsc.ca.gov/hazardouswaste/mercury/HWM_REP_Mercury_Final.pdf.

Zeeh, S. and Bechstädt, T. (1994): Carbonate-hosted Pb-Zn mineralization at Bleiberg-Kreuth (Austria): Compilation of data and new aspects. *Soc. Geol. Appl. Min. Dep.*, Spec. Publ., no. 10, p. 271-296.

7 GLOSSAIRE, ACRONYME ET ABRÉVIATIONS

< - inférieur à;

> - supérieur à;

°C – degré Celsius (centigrade);

/ - divisé par;

* - multiplié par;

% - pourcentage ;

µg – microgramme (10⁻⁶ gramme);

APC devices - air pollution control (APC) devices;

ATSDR – US Agency for Toxic Substances and Disease Registry;

CIS countries – Pays du Commonwealth des Etats Indépendants (Arménie, Azerbaïdjan, Belarus, Kazakhstan, Kirghizstan, République de Moldavie, Fédération Russe, Tadjikistan, Turkménistan, Ukraine et Ouzbékistan).

DSI – duct sorbent injection;

EU – Union Européenne (Débutant le 1er Mai 2004 25 Etats membres (Autriche, Belgique, Chypre, République tchèque, Danemark, Estonie, Finlande, France, Allemagne, Grèce, Hongrie, Irlande, Italie, Latvie, Lituanie, Luxembourg, Malte, Pologne, Portugal, Slovénie, Espagne, Suède, Pays Bas, Royaume uni))

EU (15) – Union Européenne avant l'expansion du 1er Mai 2004, quand elle avait 15 Etats membres
European Community before expansion 1 May, 2004, when it had 15 Member States (Austria, Belgium, Denmark, Finland, France, Germany, Greece, Ireland, Italy, Luxembourg, Netherlands, Portugal, Spain, Sweden and the United Kingdom).

EMEP – Programme concerté de surveillance continue et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe (sous la Convention under the LRTAP Convention);

ESP – Electrostatic precipitator; equipment used to reduce emissions of certain pollutants from combustion flue gases;

EU – Union Européenne. Débutant le 1er Mai 2004, l'Union Européenne a 25 Etats membres (Autriche, Belgique, Chypre, République tchèque, Danemark, Estonie, Finlande, France, Allemagne, Grèce, Hongrie, Irlande, Italie, Latvie, Lituanie, Luxembourg, Malte, Pologne, Portugal, Slovénie, Espagne, Suède, Pays Bas, Royaume uni), couvrant une superficie de plus de 4 millions de km² avec une population d'approximativement 460 millions d'habitants;

FAO – Organisation pour l'Agriculture et l'Alimentation ;

g – gramme ;

g/l or g/L – gramme par litre ;

Hg⁰ or Hg(0) – mercure élémentaire ;

Hg²⁺ or Hg(II) – mercure bivalent – la forme dominante du mercure dans les composés organiques et inorganiques de mercure. Dans l’atmosphère, les spéciations de mercure bivalent sont plus facilement éliminées de l’air par élimination et déposition que le mercure élémentaire ;

IARC – Agence Internationale de Recherche sur le Cancer ;

OIT – Organisation Internationale du Travail ;

IPCS – Programme Internationale sur la Sécurité Chimique ;

kg – kilogramme;

l or L – litre;

Life-time – Dans la description du cycle de vie des produits. Ce temps s’étend de la mise en utilisation du produit (habituellement la date d’achat) jusqu’à ce qu’il ne soit pas plus utilisé ou gâté ;

LRTAP Convention – Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance

m – mètre;

MethylHg or MeHg – méthylmercure ;

tonne – 1000 kg;

mg – milligramme (10⁻³ gram);

MSW – Déchets Solides Municipaux ;

MW – Megawatt;

MWC – Incinérateur de Déchets Municipaux ;

MWI – Incinérateur de Déchets biomédicaux ;

NEMA – National Electrical Manufacturers Association (in the USA);

ng – nanogram (10⁻⁹ gram);

OCDE – Organisation pour la Coopération et le Développement Economique;

ppb – partie par milliard ;

ppm – partie par million ;

SNCR – Réduction non Catalytique Sélective, équipement désigné pour réduire les émissions de certains polluants lors de la combustion des gaz de conduite ;

t or ton - tonne = 1000 kg;

UN – Nations Unies;

PNUE – Programme des Nations unies pour l’Environnement ;

US EPA – Agence de Protection de l’Environnement des Etats Unis d’Amérique ;

USA – Etats Unis d’Amérique ;

OMS – Organisation Mondiale de la Santé;

8 ANNEXES TECHNIQUES

8.1 Concentrations de mercure dans la sphalérite utilisées dans les concentrés pour l'extraction du zinc

1201. Trouver ci dessous, en faisant référence à la section 5.2.3 sur l'extraction du Zinc et la procédure initiale au tableau 8.1, les données sur les concentrations de mercure dans la sphalérite (Hg_{sp}) dans les concentrés de zinc extraits (Schwartz, 1997).

Tableau 8-1 Concentrations de mercure dans la sphalérite (Hg_{sp}) dans les concentrés pour l'extraction de zinc (Schwartz, 1997)

Pays	Nombre de dépôts	Nom du site de depot (district)	Cocentration moyenne de Hg_{sp} concentration, ppm *1	Matériau analysé *2	Nombre d'échantillons	Références pour l'analyse et la classification des dépôts	Références additionnelles pour la classification des dépôts
Dépôts Archean VOLCEX (jusqu'au faciès de greenschist)							
Canada	19	Cdn.-Jamieson, Coniagas, Delbridge, Hacket R., High L., Indian Mountain L., Kam-Kotia, Kidd Creek, Lac Dufault, Manitou-Barvue, Mattabi, Mattagami L., N. Slave, Orchan, Poirier, South Bay, Spi L., Sturgeon L., Zenmac	37	M	66	Jonasson & Sangster (1975)	Pye (1964), Wright (1967), Franklin <i>et al.</i> (1981), Laznika (1981), Sangster (1986)
Canada	1		123	C	1	(confidentiel)	
Dépôts Archean VOLCEX (faciès amphibolite)							
Canada	3	Geco, Normetal, Willecho	10	M	13	Jonasson & Sangster (1975)	Franklin <i>et al.</i> (1981)
Dépôts Proterozoic VOLCEX (jusqu'au faciès de greenschist)							
Canada	4	Errington, Flin Flon, Ruttan L., Schist L.	95	M	10	Jonasson & Sangster (1975)	CIM (1957), Franklin <i>et al.</i> (1981), Laznicka (1981)
Suède	11	Boliden, Kristineberg, Langdal, Langsele, Näsliden, Rävlieden ABC, Rävlieden Cu, Ravlidmyran, Renström, Sturemalmen, Udden	998	C	11	Widenfalk (1979)	
Dépôts Proterozoic VOLCEX (faciès amphibolites)							
Canada	9	Chisel L., Fox L., New Calumet, N. Contact L., Osborne L., Sherridon, Sulphide L., Tetrault, Western Nuclear	97	M	22	Jonasson & Sangster (1975)	Franklin <i>et al.</i> (1981), Laznicka (1981)
Finlande	1	Vihanti	550	C	1	Kleinevoss (1971)	Isokangas (1978)
Suède	1	Rudtjebäcken	582	C	1	Widenfalk (1979)	
Dépôts Phanerozoic VOLCEX (jusqu'au faciès de greenschist)							
Australie	1		50	C	1	(confidentiel)	
Australie	1		4	M	2	(confidentiel)	
Australie	1	Woodlawn	6	M	8	Ryall (1979b)	Laznicka (1981)
Canada	1		11	C	1	(confidentiel)	
Canada	11	Big Bull, Brunswick No. 6, 12, Buchans, Heath Steele, Key Anacon, Seneca, Sturgeon R. Wedge, Weedon, Western	35	M	14	Jonasson & Sangster (1975)	CIM (1957), Douglas (1970), Thurlow <i>et al.</i> (1975), Armbrust and Gannicott (1980), Seraphim (1980), Franklin <i>et al.</i> (1981)
Japon	1	Shakanai	14	M	12	Nishiyama (1974)	
Japon	3	Furutobe, Hanaoka, Uchinotai	29	M	6	Ozerova (1986)	Ozerova <i>et al.</i> (1975)
Kazakstan	1	Ridder-Sokol'noye	1	M	4	Kovrigo <i>et al.</i> (1976)	
Norvège	4	Bjorkasen, Lokken, Rostvangen Vigsnes	55	M	5	Oftedal (1941)	Rui (1973), Vokes (1976), Bugge (1978)
Russie	6	Mauk, (South Urals), Valentina	64	M	15	Ozerova (1986)	Ozerova <i>et al.</i> (1975), Smirnov (1977)
Espagne	1		548	C	1	(confidentiel)	
Espagne	1	Santa Ana	43	C	1	Marcoux <i>et al.</i> (1996)	

Pays	Nombre de dépôts	Nom du site de depot (district)	Cocentration moyenne de Hg _{sp} concentration, ppm *1	Matériau analysé *2	Nombre d'échantillons	Références pour l'analyse et la classification des dépôts	Références additionnelles pour la classification des dépôts
Espagne	1	San Telmo	116	C	1	Marcoux <i>et al.</i> (1996)	
USA	4	(East Maine)	17	M	6	Jolly & Heyl (1968)	Bouley and Hodder (1984)
	3	East Pacific Rise, Galapagos Rift, Juan de Fuca Ridge (seafloor)	2	C	5	Bischoff <i>et al.</i> (1983)	

Pays	Nombre de dépôts	Nom du site de depot (district)	Cocentration moyenne de Hg _{sp} concentration, ppm *1	Matériau analysé *2	Nombre d'échantillons	Références pour l'analyse et la classification des dépôts	Références additionnelles pour la classification des dépôts
Dépôts Phanerozoic VOLCEX (faciès amphibolite)							
Norvège	1	Hestekletten	30	M	1	Oftedal (1941)	Vokes (1976), Bugge (1978)
Norvège	1	Storvarts	100	M	1	Oftedal (1941)	Vokes (1976), Bugge (1978)
Norvège	1	Jakobsbakken	42	M	1	Kleinevoss (1971)	Vokes (1976), Bugge (1978)
Proterozoic SEDEX deposits (amphibolite/granulite facies)							
Australie	1	Broken Hill	27	M	24	Ryall (1979a)	
USA	1	Balmat	1198	M	2	Jonasson & Sangster (1975)	deLoraine and Dill (1982), Sangster (1990)
Dépôts Phanerozoic SEDEX (jusqu'au faciè de greenschist)							
Australie	1		48	C	1	(confidentiel)	
Australie	1		89	C	1	(confidentiel)	
Canada	1		109	C	1	(confidentiel)	
Canada	1	Faro	114	M	2	Jonasson & Sangster (1975)	Tempelman-Kluit (1972), Sangster (1990)
Allemagne	1	Rammelsberg	164	C	8	Kraume (1955)	
Allemagne	1	Meggen	6	C	1	Hilmer (1972)	
Dépôts Phanerozoic SEDEX (facies amphibolite)							
Norvège	1	Mofjell	60	C	1	Borsch (1970; quoted by Kleinevoss (1971)	Vokes (1976), Sangster (1990)
Véines pré-tertiares dans des roches à faible niveau de carbone							
Canada	20	Arctic Silver, Berens R., Box, (Cobalt) Dorchester, Frontenac Lead, Homer L., (Keno Hill), Keymet, Kingdon Lead, Ramah, Severn R., Smithers, Thubin L., (Thunder Bay) Turnback L.	32	M	46	Jonasson & Sangster (1975)	Alcock (1930), CIM (1957), Douglas (1970), Thorpe (1972), Sangster (1986), Kissin and Sherlock (1989), Beaudoin & Sangster (1992)
Rep Tchèque.	1	Pribram	65	M	2	Schroll (1953)	Beaudoin & Sangster (1992)
Allemagne	1	Clausthal	283	M	3	Kleinevoss (1971)	Beaudoin & Sangster (1992)

Pays	Nombre de dépôts	Nom du site de depot (district)	Cocentration moyenne de Hg _{sp} concentration, ppm *1	Matériau analysé *2	Nombre d'échantillons	Références pour l'analyse et la classification des dépôts	Références additionnelles pour la classification des dépôts
Allemagne	1	Bad Grund	293	M	1	Kleinevoss (1971)	Beaudoin & Sangster (1992)
Allemagne	1	Freiberg	30	M	2	Schroll (1953)	Beaudoin & Sangster (1992)
Espagne	1	Osor	0.4	M	5	Schwartz (1972)	
Kazakstan	4	Bezmyannoye Kizyl-bel', Kok-tyube, Peraval'noye	86	M	8	Ozerova (1959)	
Ukraine	1	Nagol'no-Tarasovskoye	6	M	1	Saukov (1946; cite par Dvornikov, 1962)	
Ukraine	1	Gruzskaya	73	M	1	Dvornikov, 1962)	
USA	1	Coeur d'Alene	95	M	14	Fryklund & Fletcher (1956)	
USA	5	Armenius, Madison. (Shawangunk), Valzinco, Wheatley	23	M	5	Jolly and Heyl (1968)	Ingham (1940), Luttrell (1966), Smith (1977)
Veines pré-tertiaires en pierre de chaux ou dolomite							
Canada	2	Blue Bell, Silver L.	18	M	3	Jonasson & Sangster (1975)	CIM (1957), Franklin & Mitchell (1977)
USA	11	(Central Kentucky), (Central Tennessee vein district)	48	M	27	Jolly & Heyl (1968)	Jewell (1947), Jolly & Heyl (1964), Kyle (1976)
USA	1	Dove Creek	13	C	1	Maher & Fagan (1970)	Jolly and Heyl (1964)

Pays	Nombre de dépôts	Nom du site de depot (district)	Cocentration moyenne de Hg _{sp} concentration, ppm *1	Matériau analysé *2	Nombre d'échantillons	Références pour l'analyse et la classification des dépôts	Références additionnelles pour la classification des dépôts
Dépôts de veine (et remplacement de carbone) liés au magmatisme tertiaire							
Bulgarie	1	Madzharovo	0.5	M	2	Ozerova (1983)	Breskovska & Tarkian (1993)
Perou	20	Alianza, Atacocha, Austria Duvaz, Casapalca-Centromin, Casapalca-Gubbins, Cerro de Pasco, Colquirrumi, El Brocal, Huaron, Morococha, Pachapaqui, Perubar, Raura, San Cristobal, Santa Rita, Santander, Uchucchacua, Volcan, Yauli, Yauricocha	31	C	20	Cavanagh & Glover (1991)	Vasquez (1974), Soler (1982, 1986)
Perou	1		31	C	1	(confidentiel)	
Perou	1		76	C	1	(confidentiel)	
Perou	1		147	C	1	(confidentiel)	
Serbie	1	Trepca	33	M	1	Kleinevoss (1971)	Jankovic (1982)
MVT Proterozoic							
Canada	3	Long L., Strathcona, Thirty Islands L.	14	M	9	Jonasson & Sangster (1975)	
MVT Phanerozoic							
Autriche	1	Lafatsch	1	C	15	Cerny (1989)	
Autriche	1	Bleiberg	2	C	100	Schroll (1983)	Zeeh & Bechstdt (1994)

Pays	Nombre de dépôts	Nom du site de depot (district)	Cocentration moyenne de Hg _{sp} concentration, ppm *1	Matériau analysé *2	Nombre d'échantillons	Références pour l'analyse et la classification des dépôts	Références additionnelles pour la classification des dépôts
Canada	14	Bankeno, Ferndale, Gays R., H.B., Kaladar Road, Kicking Horse, Little Pike Day, Monarch, Newfoundland Zinc, Pine Point, Schoolhouse, Tobermory, Walton, Wiarton	5	M	83	Jonasson & Sangster (1975)	
Allemagne	1	Stolberg	0.2	M	8	Krahn <i>et al.</i> (1986)	
Perou	1	San Vicente	4	C	1	Cavanagh & Glover (1991)	Fontboté & Gorzawski (1990)
Slovénie	1	Mezica	0.4	M	4	Terzic (1972)	Cerny (1989)
USA	20	Almedia, Bamford, (East Tennessee), Friedensville, (Southwest Virginia), (Timberville), (Tri-State), (Upper Mississippi Valley)	3	M	29	Jolly & Heyl (1968)	Hoagland (1971), Smith (1977), Sangster (1990)
USA	1	Nashville Prospect	0.05	M	1	Jones (1988)	
USA	18	(East Tennessee), (Southwest Virginia)	21	C	19	Maher & Fagan (1970)	
				Zinc de grès			
Allemagne	1	Maubach	10	M	1	Kulms (1970)	
				Dépôts non classifiés en Pierre de chaux ou dolomite			
Canada	1	Prairie Creek	933	M	2	Jonasson & Sangster (1975)	
Irlande	1	Keel	227	M	113	Watling (1974)	
Italie	1	Gorno	55	M	20	Fruth & Maucher (1966)	
Kazakhstan	1	Achisai	6	M	3	Fursov (1958)	
Espagne	1	Rubiales	2054	M	76	Arias <i>et al.</i> (1992)	
USA	3	Linville Falls, Serpent Mount, Smith	102	M	3	Jolly & Heyl (1968)	
USA	1	East Fork Cabin Creek	10	C	1	Maher & Fagan (1970)	

Notes: *1 Les concentrations de Hg_{sp} font érérence à la teneur de mercure dans la sphalérite (analyse minérale) ou au contenu theorique de mercure dans la sphalérite pour la production minière (cf texte).

*2 M = Analyse minérale; C = Analyse du concentré.

9 ANNEXES

9.1 Présentation standard

Nombre de section	Titre; Description																																																																		
1	Résumé																																																																		
	Le résumé comprend un survol descriptif des résultats																																																																		
1.1	Rejets à travers les principales sources catégories																																																																		
	Le résumé comprend une brève description des rejets importants au niveau de tous les milieux significatifs pour les principales catégories sources identifiées dans la procédure de base. Il comprend également un tableau qui montre le total des rejets quantifiés provenant de chaque catégorie source selon la catégorisation proposée par ce manuel. Se faisant, ayez à l'esprit le double calcul, à savoir la double soustraction des chiffres comptés et notez de façon succincte en bas du tableau la partie soustraite. <table><tr><th>Principale catégorie source</th><th>Air</th><th>Eau</th><th>Sol</th><th>Porduït</th><th>Déchet/ résidu</th></tr><tr><td>Extraction et utilisation de carburants/sources d'énergie</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Production primaire (vierge) de metal</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Production d'autres minerais et matériaux contenant des impuretés de mercure</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Utilisation intentionnelle du mercure dans les procédés industriels</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Produits de consommation avec utilisation intentionnelle de mercure</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Autres utilisations intentionnelles dans des produits ou procédés</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Production de métaux recyclés (production « secondaire » de métal)</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Incinération de déchets</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Elimination de déchets / Remblayage</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr><tr><td>Crémation and cimetières</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr></table>	Principale catégorie source	Air	Eau	Sol	Porduït	Déchet/ résidu	Extraction et utilisation de carburants/sources d'énergie						Production primaire (vierge) de metal						Production d'autres minerais et matériaux contenant des impuretés de mercure						Utilisation intentionnelle du mercure dans les procédés industriels						Produits de consommation avec utilisation intentionnelle de mercure						Autres utilisations intentionnelles dans des produits ou procédés						Production de métaux recyclés (production « secondaire » de métal)						Incinération de déchets						Elimination de déchets / Remblayage						Crémation and cimetières					
Principale catégorie source	Air	Eau	Sol	Porduït	Déchet/ résidu																																																														
Extraction et utilisation de carburants/sources d'énergie																																																																			
Production primaire (vierge) de metal																																																																			
Production d'autres minerais et matériaux contenant des impuretés de mercure																																																																			
Utilisation intentionnelle du mercure dans les procédés industriels																																																																			
Produits de consommation avec utilisation intentionnelle de mercure																																																																			
Autres utilisations intentionnelles dans des produits ou procédés																																																																			
Production de métaux recyclés (production « secondaire » de métal)																																																																			
Incinération de déchets																																																																			
Elimination de déchets / Remblayage																																																																			
Crémation and cimetières																																																																			

	<table><tr><td>Total des rejets quantifiés</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr></table> Comme autre alternative, on peut présenter les rejets dans un tableau différent divisé en: 1) mobilisation des impuretés du Hg, 2) Utilisations intentionnelles de Hg, 3) Traitement des déchets. Ceci demande de faire des calculs au niveau des nombreuses catégories principales, ainsi qu'une répartition des rejets de Hg provenant de l'extraction intentionnelle du Hg, de l'or et de l'argent avec la méthode d'amalgamation (si elle est pratiquée dans le pays).	Total des rejets quantifiés																							
Total des rejets quantifiés																									
1.2	Les importantes sous catégories sources																								
	Cette partie comprend les rejets estimés pour les sous catégories (dans un tableau récapitulatif, ou un autre format approprié), ou bien une brève discussion sur les principales conclusions.																								
1.3	Les écarts (erreurs) de données																								
	En plus, on devrait définir les écarts majeurs, les principales voies de rejets et les zones prioritaires dans la collecte des données, et les améliorations à faire.																								
2	Les sources de rejets de Hg identifiées																								
	Répertorier toutes les sous catégories source de rejet de Hg identifiées dans le pays dans un tableau. Là où il n'existe pas de facteurs d'émission et de source de données spécifiques mesurées pour quantifier les rejets, alors on devrait l'identifier comme ["Ne disposant pas de données accessibles"]. Concernant les sous catégories source mentionnées dans ce manuel et qui n'ont pas été identifiées dans un pays, on devrait ajouter la phrase "non identifiées dans le pays pour montrer que l'activité a été examinée, mais qu'elle était inexistante.																								
3	Quantification des rejets de Hg																								
3.1	Principale sous catégorie source 1 selon les normes du manuel dans l'identification des catégories dans un pays bien déterminé [par exemple : "Extraction et utilisation des fuels/ sources d'énergie]																								
3.1.1	Sous catégorie source 1 d'après les normes définies par le manuel,pour identifier les sous catégories dans un pays uniquement[par exemple "Combustion de charbon dans les grandes centrales"]																								
	Sous catégorie par la description des données clés de la sous catégorie ainsi que les rejets calculés estimés. Chaque sous section donnera des informations sur le procédé de base, les approches et moyens utilisés pour chercher d'éventuels rejets issus du procédé et étayer les résultats. On s'attend à ce que chaque partie soit relativement courte pour diminuer l'extrapolation. On doit trouver dans chaque partie l'information clé. La fin de chaque partie sera suivie d'un tableau (ou similaire), ajusté de façon individuelle, et selon le cycle de vie et les types de données utilisées dans l'inventaire. Voir dans les exemples dans quel but le tableau est utilisé dans le paragraphe 4.4.7. Voir aussi les grandes lignes de ce rapport dans la partie 4.5 pour des informations supplémentaires. <table><tr><td>[Nom de la sous catégorie]</td><td>Unité</td><td>Production</td><td>Usage</td><td>Elimination</td><td>Total des rejets par voie menant au cycle de vie</td></tr><tr><td>Taux d'activité</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>-</td></tr><tr><td>Facteur d'absorption pour la phase*1</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>-</td></tr><tr><td>Calcul de l'absorption en phase *2</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>-</td></tr></table>	[Nom de la sous catégorie]	Unité	Production	Usage	Elimination	Total des rejets par voie menant au cycle de vie	Taux d'activité					-	Facteur d'absorption pour la phase*1					-	Calcul de l'absorption en phase *2					-
[Nom de la sous catégorie]	Unité	Production	Usage	Elimination	Total des rejets par voie menant au cycle de vie																				
Taux d'activité					-																				
Facteur d'absorption pour la phase*1					-																				
Calcul de l'absorption en phase *2					-																				

	Facteur de distribution des rejets pour la phase: *3 - Air - Eau - Terre - Produits - Traitement de déchets banals - Traitement de déchets spécifiques au secteur					-	
	Evaluation des rejets vers : *4 - Air - Eau - Terre - Produits - Traitement de déchets banals - Traitement de déchets spécifiques au secteur						
3.1.2 [etc.]	Sous catégorie suivante, etc.						
4	Conclusions						
	Principales sous catégories avec rejets de Hg dans chaque milieu ; Résultats et évaluations des recoupements absorption/rejets, s'ils sont performants ou pas; Prendre des mesures au lieu de contrôler ces rejets, ou changer de procédés /d'activités qui modifieront les rejets; Principaux écarts dans les données et leur importance; Priorités pour renforcer évaluations, données, mesures et politiques.						
REFERENCES	Références (la présentation doit comprendre: Nom de (s) l'auteur(s), l'année de publication, titre du sujet , nom de publication , nombre de séries, de pages, Nom, ville et pays de l'éditeur, le site Internet exact, si on peut trouver les données sur le net, adresse du site web. La présentation de ce manuel peut servir d'exemple.						
ANNEXES	Les annexes sont importantes (voir parties 4.5 pour conseils).						

9.2 Tableau pour faciliter le calcul des rejets de Hg

1202. Pour compléter ce manuel, il existe un tableau Excel accessible de façon électronique pour faciliter les absorptions et les rejets des différentes catégories de sources. Vous pouvez avoir le tableau au niveau du site web des Produits Chimiques du Programme des Nations Unies pour l'Environnement à l'adresse suivante : <http://www.chem.unep.ch/mercury/> ou vous pouvez l'obtenir en contactant Les Produits Chimiques du Programme des Nations Unies à l'adresse indiquée sur la couverture du document.

1203. Ce tableau comprend un nombre de fiches individuelles, à savoir un résumé qui vous donne d'abord un survol des principaux rejets pour chaque catégorie, et ensuite 9 fiches couvrant chaque catégorie source.

1204. Vous trouverez dans ce tableau des instructions bien déterminées sur la manière d'utiliser ce même tableau. Il est primordial que les utilisateurs lisent attentivement ce manuel avant d'utiliser le tableau puisqu'il n'est pas explicatif en soi et qu'il y a un grand risque de faire des erreurs si l'utilisateur n'a pas lui-même une bonne connaissance de la méthodologie utilisée et des principes proposés, et que les données ne sont pas lues soigneusement et bien comprises. Ainsi, avant de travailler avec une sous catégorie source individuelle du tableau, il faudrait d'abord étudier la partie du manuel qui décrit cette catégorie source.

1205. Le chapitre 5 qui donne des descriptions détaillées des différentes catégories source des rejets de Hg suggère des facteurs d'absorption et de distribution par défaut pour un nombre de sous catégories à utiliser au cas où la source de données spécifique ne serait pas accessible. On a introduit des formules de calcul par défaut dans le tableau pour les sous catégories dans les quelles de tels facteurs par défaut sont suggérés. Là où on suggère des variations par défaut, c'est le facteur maximum par défaut qui est utilisé. Tel qu'on l'a déjà souligné dans le manuel, on préfère (si possible) les facteurs d'absorption et de distribution nationaux ou locaux bien étayés. Si c'était le cas, les facteurs d'absorption et de distribution des fiches devraient être modifiés à la main. Ainsi là où on ne propose pas de facteurs par défaut, les utilisateurs devraient mettre les données appropriées et les formules de calcul applicables pour des conditions données.

1206. Le premier objectif en utilisant ces facteurs par défaut est d'avoir une première impression que la sous catégorie est une importante source de rejet dans le pays. D'habitude les estimations sur les rejets sont toujours peaufinées (après le calcul avec les facteurs par défaut) avant d'entamer aucune autre action fondée sur les estimations de rejet.

1207. L'actuel tableau avec les fiches de la catégorie source ne se trouve dans le manuel, cependant à titre d'illustration, les tableaux 9.1 et 9.2 montrent deux exemples de fiches individuelles pour les catégories source de la partie 5.1 sur l'Extraction et l'utilisation des fuels/sources d'énergie et de la partie 5.5 sur Les produits à usage intentionnel de Hg.

1208. Quand toutes les neuf fiches des différentes catégories source sont remplies, un tableau récapitulatif est aussitôt proposé pour montrer le total des rejets issus de toutes les catégories. Ainsi nous avons l'exemple du tableau 9.3 ci-dessous du nouveau ACAP 2005 (Arctic Mercury Release Inventory).

Note : Le tableau utilisé dans l'exemple a été adapté pour faire concorder les conditions danoises et il est présenté différemment du tableau de la fiche, et les catégories source ne sont pas tout à fait identiques.

Tableau 9-1 Exemple d'un tableau Excel qui montre les données relatives aux absorptions et rejets de mercure concernant les émissions de mercure dans différents milieux de la catégorie 5.1 Extraction et utilisation de carburants / sources d'énergie.

5.2	Source category: Primary (virgin) metal production							
5.2.1	Mercury (primary) extraction and initial processing	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
5.2.2	Gold and silver extraction with mercury amalgamation processes	0	0	0	0	0	0	0
5.3.3	Zinc extraction and initial processing	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
5.3.4	Copper extraction and initial processing	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
5.3.5	Lead extraction and initial processing	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
5.3.6	Gold extraction and initial processing by methods other than mercury amalgamation (a)	0	0	?	?	?	?	0
5.3.7	Aluminium extraction and initial processing	0	0	0	0	0	0	0
5.3.8	Other non-ferrous metals - extraction and processing	0	0	0	0	0	0	0
5.3.9	Primary ferrous metal production	0	0	0	0	0	0	0
5.3	Source category: Production of other minerals and materials with mercury impurities							
5.3.1	Cement production (a)	0	0	?	?	0	?	?
5.3.2	Pulp and paper production	0	0	0	0	0	0	0
5.3.3	Production of lime and light weight aggregates	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
5.4	Source category: Intentional use of mercury in industrial processes							
5.4.1	Chlor-alkali production with mercury-technology	0	0	0	0	0	0	0
5.4.2	VCM production with mercury catalyst	0	0	0	0	0	0	0
5.4.2	Acetaldehyde production with mercury catalyst	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
5.4.2	Other production of chemicals and polymers with mercury	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
5.5	Source category: Consumer products with intentional use of mercury							
5.5.1	Thermometers with mercury	0	20	61	0	-	61	61
5.5.2	Electrical switches and relays with mercury	0	125	0	125	-	500	500
5.5.3	Light sources with mercury	0	3	0	0	-	46	9
5.5.4	Batteries with mercury	0	0	0	0	-	0	0
#REF!	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!	-	#REF!	#REF!
#REF!	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!	-	#REF!	#REF!
#REF!	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!	-	#REF!	#REF!
5.6	Source category: Other intentional product/process use							
5.6.1	Dental mercury-amalgam fillings (b)	0	0	0	0	0	0	0
5.6.2	Manometers and gauges with mercury	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	-	#VALUE!	#VALUE!
5.6.3	Laboratory chemicals and equipment with mercury	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	-	#VALUE!	#VALUE!
5.6.4	Mercury metal use in religious rituals and folklore medicine	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
5.6.5	Miscellaneous product uses, mercury metal uses, and other sources	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	-	#VALUE!	#VALUE!
5.7	Source category: Production of recycled metals ("secondary" metal production)							
5.7.1	Production of recycled mercury ("secondary production")	0	0	0	0	-	0	0
5.7.2	Production of recycled ferrous metals (iron and steel)	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
5.7.2	Production of other recycled metals	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
5.8	Source category: Waste incineration							
5.8.1	Incineration of municipal/general waste	0	0	0	0	0	0	0
5.8.2	Incineration of hazardous waste	0	0	0	0	0	0	0
5.8.3	Incineration of medical waste	0	0	0	0	0	0	0
5.8.4	Sewage sludge incineration	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
5.8.5	Informal waste incineration	0	0	0	0	0	0	0
5.9	Source category: Waste deposition/landfilling and waste water treatment							
5.9.1	Controlled landfills/deposits (a)	0	0	?	?	-	-	-
5.9.2	Diffuse disposal under some control	-	-	-	-	-	-	-
5.9.3	Informal local disposal of industrial production waste	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	-	-	-
5.9.4	Informal dumping of general waste (b)	0	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	-	-	-
5.9.5	Waste water system/treatment	0	0	0	0	0	0	0
5.10	Source category: Crematoria and cemeteries							
5.10.1	Crematoria	0	0	0	0	-	0	0

Tableau 9-2 Exemple d'une feuille de calcul Excel montrant les données relatives aux rejets vers les différents milieux de la catégorie 5.5 Produits de consommation avec utilisation intentionnelle de mercure.

Spreadsheet of UNEP Chemicals' Toolkit for identification and quantification of mercury releases

Read "introduction" before starting

C	Su-C Source category /phase	Exists? (y/n/?)	Default input factor	Unit	Enter input factor	Unit	Enter activity rate	Unit	Calculat. Hg input	Unit	"Output scenario"
5.5	Source category: Consumer products with intentional use of mercury										
5.5.1	Thermometers with mercury /Production (a) Medical thermometers Ambient air thermom. Industrial and special th.	n n n	0.5-1.5 2-5 5-200	g Hg/item g Hg/item g Hg/item	1.5 5 200	g Hg/item g Hg/item g Hg/item		items/y items/y items/y	0 0 0	Kg Hg/y Kg Hg/y Kg Hg/y	/Production (a) /Use+disposal: (a1) No separate collection. Waste handl. controlled (a2) No separate collection. Informal waste handl. widespread (a3) Separate collection. Waste handl. controlled
	Other glass Hg thermometers	n	1-40	g Hg/item	40	g Hg/item		items/y	0	Kg Hg/y	
	/Use+disposal:									Kg Hg/y	
	Medical thermometers	y	0.5-1.5	g Hg/item	1.5	g Hg/item	56,700	items/y	85	Kg Hg/y	
	Ambient air thermom.	n	2-5	g Hg/item	5	g Hg/item		items/y	0	Kg Hg/y	
	Industrial and special th.	y	5-200	g Hg/item	200	g Hg/item	567	items/y	113	Kg Hg/y	
	Other glass Hg thermometers	y	1-40	g Hg/item	40	g Hg/item	150	items/y	6	Kg Hg/y	
5.5.2	Electrical switches and relays with mercury /Production /Use+disposal:	n y	? 0.02-0.25	g Hg/(y*inhabitant)	? 0.25	g Hg/(y*inhabitant)	5,000,000	Inhabitants	1,250	Kg Hg/y	
5.5.3	Light sources with mercury /Production /Use+disposal: Fluorescent tubes (double end)	n y	? 10 - 40	mg Hg/item	? 40	mg Hg/item	1,200,000	items/y	48	Kg Hg/y	
	Compact fluorescent lamp (CFL single end)		5 - 15	mg Hg/item	15	mg Hg/item	500,000	items/y	7.5	Kg Hg/y	
	High pressure mercury vapour		30	mg Hg/item	30	mg Hg/item	10,000	items/y	0.3	Kg Hg/y	
	High-pressure sodium lamps		10 - 30	mg Hg/item	30	mg Hg/item	30,000	items/y	0.9	Kg Hg/y	
	UV light for tanning		5 - 25	mg Hg/item	25	mg Hg/item	10,000	items/y	0.3	Kg Hg/y	
	Metal halide lamps		25	mg Hg/item	25	mg Hg/item	10,000	items/y	0.3	Kg Hg/y	
5.5.4	Batteries with mercury /Production (a) Mercury oxide (all sizes); also called mercury-zinc cells Zinc-air button cells Alkaline button cells Silver oxide button cells Alkaline, other than button cell shapes	n	320 12 5 4 0.25	kg Hg/t batteries kg Hg/t batteries kg Hg/t batteries kg Hg/t batteries kg Hg/t batteries	320 12 5 4 0.25	kg Hg/t batteries kg Hg/t batteries kg Hg/t batteries kg Hg/t batteries kg Hg/t batteries		t bat/y t bat/y t bat/y t bat/y t bat/y	0 0 0 0 0	Kg Hg/y Kg Hg/y Kg Hg/y Kg Hg/y Kg Hg/y	/Production (a)

Tableau 9-1 Données rapportées concernant les absorptions et rejets de mercure vers tous les milieux au Danemark (200) en tonnes métriques de mercure par an. Veuillez consulter les réponses au questionnaire en annexe du document cité en référence (ACAP, 2005) pour plus de détails sur les estimations et les incertitudes

Les moyennes et les sommes sont arrondies	Nouvelles absorptions vers la biosphère:		Emissions / Rejets rapportés (moyennes des gammes de valeurs):								Somme des rejets rapportés (moyennes)
	Gamme de valeurs	Moyenne	Air	Eau	Sol	Déchets municipaux	Déchets médicaux / dangereux	Dépôt de déchets sectoriels *1	Système d'eaux usées	Sous-produits	
Mobilisation des impuretés du mercure											
Grandes usines à combustion de charbon	0.6-1	0.8	0.3	0	0	0	0	0.1	0	0.3	0.7
Autres combustions et utilisations du charbon		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Extraction & utilisation de pétrole, gaz et biocarburants	0.06-0.33	0.2	0.06	0.06	0.003	0.006	0	0.01	0.002	0	0.1
Production de ciment	0.1-0.3	0.2	0.1	0	0	0	0	0.03	0	0.09	0.2
Autres extraction et transformation primaire de matières	0.011-0.04	0.03	0	0	0.03	0	0	0	0	0	0.03
Sous-total mobilisation des impuretés de mercure		1.2	0.4	0.06	0.03	0.006	0	0.2	0.002	0.4	1.1
Utilisation intentionnelle du mercure											
Amalgames (plombages) dentaires	1.1-1.3	1.2	0.2	0	0.07	0.1	1.2	0	0.2	NR	1.8
Batteries	0.07-0.15	0.1	0	0	0	0.4	0.4	0	0	NR	0.8
Thermomètres	0.016-0.024	0.02	0	0	0	0.03	0.1	0	0.03	NR	0.2
Manomètres, tensiomètres & éducation	0.013-0.049	0.03	0.04	0	0	0.04	0.3	0	0.04	NR	0.4

Interrupteurs, relais & contacts	0-0.024	0.01	0	0	0	0.2	1.1	0	0	NR	1.3
Sources lumineuses	0.06-0.17	0.1	0.005	0	0	0.07	0.07	0	0	NR	0.1
Autres produits et procédés	0.135-2.021	1.1	0	0	0	0.4	0.05	0.03	0.01	NR	0.5
Sous-total Utilisations intentionnelles du mercure		2.6	0.2	0	0.07	1.3	3.2	0.03	0.2	0	5.1
Traitement des déchets et systèmes des eaux usées											
Incinération de déchets banals	NR	NR	0.6	0	0	0	0	2.5	0	NR	3.1
Incinération de déchets dangereux / médicaux	NR	NR	0.008	0.001	0	0	NR	0	0	NR	0.009
Enfouissements /dépôts *3	NR	NR	NA	0	0	0.08	0	2.8	0.003	NR	2.9
Systèmes des eaux usées	NR	NR	0.04	0.2	0.08	0	0	0.06	NR	NR	0.4
Recyclage d'autres matières	NR	NR	0.04	0	0.04	0.005	0	0.2	0	0.9	1.2
Traitement d'autres déchets	NR	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sous total traitement des déchets et systèmes des eaux usées *2			0.71	0.20	0.12	0.085	0.0	5.5	0.003	0.9	

Notes:

*1: Le depot de déchets spécifiques à des secteurs constitue une de “autre catégorie de dépôt contrôlé”, y compris par exemple les depots spéciaux de résidus provenant de la combustion du charbon dans certains pays et les dépôts industriels (soumis au contrôle des autorités

*2: Veuillez noter que le double comptage ne peut pas être éliminé du total général pour le traitement des déchets, et dépend des pratiques nationales et de la façon dont les données ont été reportées sur le questionnaire. Ces sommes n'ont donc pas été incluses sur le tableau.

3: Les chiffres de rejet concernant les enfouissements / dépôts relatifs aux déchets municipaux et aux déchets dangereux / médicaux constituent une description de ces deux types de dépôts et non le déplacement physique du mercure des dépôts vers les déchets municipaux ou les déchets dangereux.