



LES DIRECTIVES POUR L'IDENTIFICATION, LA GESTION ET L'ASSAINISSEMENT DES SITES CONTAMINÉS PAR LE MERCURE



Lee Bell
Conseiller de l'IPEN en
politiques sur le mercure

Mars 2016



a toxics-free future

L'IPEN est à la tête d'un réseau mondial de 700 organisations non gouvernementales travaillant dans plus de 100 pays en voie de développement et dans les pays à économie en transition. L'IPEN s'efforce à établir et à mettre en œuvre les politiques et les pratiques saines de gestion des produits chimiques qui protègent la santé humaine et l'environnement. Il mène à bien cette mission en renforçant les capacités de ses organisations participantes à mettre en œuvre des activités sur le terrain, à apprendre des travaux des uns et des autres et à travailler au niveau international pour établir les priorités et obtenir de nouvelles politiques. Sa mission est un avenir sans produits chimiques toxiques pour tous.

L'IPEN a lancé sa Campagne Sans Mercure pour aborder le problème du niveau alarmant des menaces causées par le mercure sur l'environnement et la santé humaine (tels que des dommages permanents sur le système nerveux et les reins) dans le monde entier. Suite à l'adoption de la Convention de Minamata sur le mercure en 2013, IPEN a lancé son Programme International sur les Activités Habilitantes du Traité sur le Mercure (IMEAP en Anglais). Le programme octroie des fonds à des organisations locales travaillant sur la ratification du Traité sur le Mercure et des activités habilitantes. Les activités, qui comprennent des campagnes de sensibilisation, le contrôle de la pollution par le mercure, les rapports sur la situation qui prévaut au niveau national et l'identification des points chauds, ont aidé à préparer les gouvernements pour la ratification en mettant plusieurs fois sur la table la question du mercure dans 29 pays en voie de développement et à économies en transition.

REMERCIEMENTS

L'IPEN tient à remercier les centaines d'ONG, d'OSC, des groupes de travail et les groupes de santé dans le monde entier pour leurs contributions à la Campagne Sans Mercure de l'IPEN et le Programme des Métaux Toxiques de l'IPEN. L'IPEN reconnaît avec gratitude l'aide financière fournie par les Gouvernements de la Suède via de l'Agence d'Aide au Développement de la Suède (en anglais Sweden aid development (Sida)) et d'autres donateurs, qui ont rendu possible la production de ce document.

Les points de vue émis dans ce document ne doivent pas nécessairement être considérés comme reflétant l'opinion officielle d'aucune de ces institutions apportant le soutien financier.

Photos de couverture: *(en haut) les eaux usées contaminées par le mercure provenant d'un ensemble de broyeurs à boulets rejetés dans un étang piscicole septique (Banten, Indonésie, octobre 2014. Pendant une journée chaude, les bulles d'eau sont passées à la surface, recouverte d'une couche mince de mercure [Photo : BaliFokus & Medicuss]); (à droite) l'intérieur de l'armoire de commande d'odeur lors de l'exca-
vation [Source : Gouvernement Fédéral Australien (2013)]; (à gauche) la formation à manipuler le XRF sur le terrain en Thaïlande [Source : Nicha Rakpanichmanee].*

LES DIRECTIVES POUR L'IDENTIFICATION, LA GESTION ET L'ASSAINISSEMENT DES SITES CONTAMINÉS PAR LE MERCURE

Lee Bell

Conseiller de l'IPEN en politiques sur le mercure

Mars 2016

TABLE DES MATIÈRES

Resume Exécutif	6
1. Introduction	8
1.1 Les informations élémentaires sur le mercure et les sites contaminés.....	9
1.2 La Convention de Minamata et les sites contaminés	12
2. L'identification et la caractérisation du site- Qu'est qu'un site contaminé par le mercure?	15
2.1 Définition d'un site	16
2.2 L'identification du site	17
2.3 L'Enquête Préliminaire du Site	20
2.3.1 L'étude théorique (au bureau).....	20
2.3.2 L'inspection du site	21
2.4 L'EPS et l'intervention d'urgence	21
2.5 L'Enquête Approfondie et la Caractérisation du site.....	22
3. L'identification et le dépistage préliminaire du site : un rôle pour le gouvernement, les Consultants et les ONG	24
3.1 La Sélection du Site (échantillonnage)	25
3.2 L'échantillonnage indirect.....	26
3.3 L'échantillonnage des cheveux pour déterminer l'exposition au mercure	27
3.4 La collecte des échantillons de cheveux.....	27
3.5 L'expédition des échantillons de cheveux prélevés.....	28
3.6 L'échantillonnage direct (sur site).....	28
3.7 L'échantillonnage du sol et de l'eau pour l'analyse en laboratoire.....	31
4. L'Evaluation des Risques	33
5. Les Sites Contaminés : Les Approches pour leur Gestion et leur Assainissement	36
5.1 La gestion	38
5.1.1 La surveillance	38
5.2 L'assainissement : Les Principes et les approches	39
5.2.1 L'approche «Adaptée au contexte »	40
5.3 La validation.....	43
6. Les techniques et les technologies d'assainissement	44
6.1 Les sources ponctuelles et diffuses de la contamination.....	45
6.2 Les technologies prouvées pour l'assainissement du sol contaminé au mercure.....	47
6.2.1 L'excavation et le traitement sur site (la récupération).....	47
6.2.2 Le traitement après l'excavation (le lavage et la séparation du sol)	48
6.2.3 Les processus de traitement thermique.....	50
6.2.4 L'excavation et les technologies d'immobilisation (L'excavation et l'élimination).....	52
6.2.5 L'amalgamation	53

6.2.6 La stabilisation et la solidification (s/s) sans récupération de mercure	53
6.2.7 La stabilisation/solidification avec le polymère de soufre (SPSS)	54
6.2.8 S/S avec les micro-ciments contenant du soufre.....	55
6.2.9 Le confinement in situ	55
6.2.10 L'élimination hors du site	57
6.2.11 L'élimination sur le site.....	58
6.3. Les nouvelles technologies destinées à l'assainissement des sols contaminés au mercure	59
6.3.1 Les techniques électrocinétiques	59
6.3.2 La phytoassainissement.....	60
6.3.3 La désorption thermique in Situ (ISTD).....	61
6.4 Les technologies prouvées pour le traitement des eaux contaminées au mercure.....	62
6.4.1 Le pompage et le traitement	62
6.4.2 Les barrières réactives perméables.....	63
6.5 Les nouvelles technologies de traitement des eaux.....	64
7. Les études de cas dans les sites contaminés au mercure – les sources diffuses et ponctuelles.....	65
7.1 L'étude de cas 1 : La pollution par le mercure dans la rivière Nura et ses environs	65
7.1.1 Les mesures d'assainissement et les résultats.....	67
7.2 L'étude de cas 2 : La contamination au mercure à Kodaikanal, Tamil Nadu, Inde.....	69
7.2.1 Les actions d'assainissement possibles	73
8. La sécurité dans le milieu professionnel et dans la communauté et la gestion sanitaire autour des sites contaminés	76
8.1. Vue d'ensemble	77
8.2 La responsabilité morale et la responsabilité sociale.....	78
8.3 Les registres des risques	79
8.4 Les informations et la formation	79
8.5 La surveillance	80
8.6. Le contrôle général du stockage et du transport des contaminants	80
8.7 Le transport et le stockage à long terme du mercure élémentaire provenant des sites contaminés.....	81
8.8 Les équipements du milieu professionnel et les services de premiers soins.....	83
8.9 La surveillance de l'exposition	84
8.10 Les programmes de surveillance sanitaire	85
9. Les sites contaminés et les exigences de la Convention de Minamata sur le mercure: engager les parties prenantes.....	86
9.1 Les directives pour la participation des parties prenantes sur les sites spécifiques	87
9.2 La mise en œuvre de la participation des parties prenantes.....	89
9.3 L'évaluation et le compte rendu de la participation des parties prenantes.....	90
10. Références et bibliographie.....	91

RESUME EXÉCUTIF

La signature de la Convention de Minamata sur le mercure (le «Traité sur le Mercure») en 2013 représente la première tentative engagée au niveau mondial pour aborder de telles pollutions par le mercure. Cependant, le Traité sur le Mercure manque actuellement des directives concrètes pour l'identification, la gestion et l'assainissement des sites contaminés par le mercure en vertu de la disposition pertinente (Article 12). Reconnaissant la nécessité d'aider les pays à promouvoir les actions sur les sites contaminés, IPEN a mis au point les «Directives sur la Gestion, l'Identification et l'Assainissement des Sites Contaminés par le Mercure» qui fournissent des directives spécifiques sur ces questions.

Ce Guide de l'IPEN portant sur les Sites contaminés fournit une analyse détaillée des méthodes contemporaines et émergentes pour l'identification, la gestion et l'assainissement des sites contaminés par le mercure. Il va au-delà des méthodes d'assainissement qui sont moins coûteuses aux dispositions de décontamination durables qui incorporent le principe du «pollueur payeur» ainsi que des seuils de décontamination qui assurent l'équité intergénérationnelle et promeut la restauration écologique. Dans ce guide l'on présente les technologies, les pratiques et les techniques contemporaines (pour l'assainissement des sols, des eaux de surface et des eaux souterraines contaminés par le mercure), qui permettent de réduire davantage la pollution par le mercure et les impacts sur la santé humaine au cours de la phase de décontamination et de la phase qui précède cette décontamination. Ce Guide précise aussi les collaborations qui peuvent être adoptées entre les organisations de la société civile, les autorités locales ou nationales et l'industrie afin de faciliter les résultats positifs obtenus sur les sites contaminés par le mercure.

Selon certaines estimations, plus de 250 000 tonnes de mercure élémentaire ont été rejetées dans l'environnement au niveau mondial comme conséquence directe de l'exploitation minière de l'or et de l'argent au cours des 300 dernières années, laissant un grand héritage des sites contaminés par le mercure. Des milliers de tonnes de mercure qui sont utilisées dans l'industrie, la fabrication et l'extraction minière sont toujours commercialisées dans le monde entier, donnant lieu à une prolifération des

sites contaminés par le mercure et impactant l'environnement et la santé humaine.

L'Exploitation Artisanale et à Petite Echelle de l'Or (EAPO) qui est en cours et celle qui a eu lieu dans le passé représentent une source importante et actuelle des sites contaminés par le mercure au niveau international. Ce Guide traite de certaines des complexités qui sont associées à l'identification et aux définitions des sites contaminés par le mercure issus des activités qui ont lieu dans le cadre de l'EAPO. Ces sites qui peuvent aller des arcs à résidus miniers jusque dans les villages, les communautés, les voies navigables et les rizières. Contrairement à de nombreux sites industriels contaminés qui peuvent être isolés pour la décontamination, de nombreux sites contaminés issus des activités de l'EAPO se produisent dans des environnements sociaux complexes où la santé humaine peut être fortement impactée et où l'assainissement peut aggraver ces effets. Ce Guide donne les orientations relatives à l'intégration des préoccupations sociales, sanitaires et environnementales dans les sites contaminés issus des activités de l'EAPO par le biais des mécanismes de participation des parties prenantes multipartites.

IPEN a élaboré ce document d'orientation dans le but de fournir une base pour amener les pays à prendre des actions concrètes sur les sites contaminés dans leurs efforts pour mettre en œuvre la Convention de Minamata sur le Mercure, réduire la pollution par le mercure et protéger la santé humaine et l'environnement de la pollution par le mercure.

1. INTRODUCTION

Ce document vise à fournir un ensemble de directives préliminaires liées aux sites contaminés au mercure et aux composés de mercure. Cela inclut des directives sur l'identification et la gestion des sites contaminés au mercure et les aspects de l'engagement des parties prenantes qui sont essentiels à la bonne gestion et à l'assainissement de ces sites. L'attention a été également accordée aux technologies récentes et éprouvées destinées à l'assainissement des sites contaminés au mercure ainsi qu'aux techniques et aux pratiques qui peuvent permettre de s'assurer que cet assainissement s'effectue d'une manière écologiquement rationnelle

Les sites contaminés proviennent d'un ensemble de pratiques anthropiques y compris les activités industrielle, minière et l'évacuation des déchets. La principale préoccupation face aux sites contaminés est la menace potentielle qu'ils représentent pour la santé humaine et l'environnement. Les sites contaminés peuvent être affectés par une seule substance ou un mélange très complexe de produits chimiques et des métaux selon la source de la contamination. L'orientation principale du présent document porte sur la gestion et l'identification des sites contaminés par le mercure.

La Convention de Minamata sur le mercure qui a été adoptée en 2013, mais qui n'est pas encore entrée en vigueur, évoque la question des sites contaminés en vertu de l'Article 12. Le traité interpelle les parties à «s'efforcer» à prendre des mesures pour aborder le problème des sites contaminés. Le traité énumère un certain nombre d'actions que les parties devraient prendre y compris l'élaboration des directives pour:

- L'identification et la caractérisation des sites;
- La participation du public ;
- La santé humaine et l'évaluation des risques environnementaux;
- Les options pour gérer les risques posés par les sites contaminés;
- L'évaluation des avantages et des coûts;
- La validation des résultats.

Ce document représente un effort initial vers l'élaboration des directives autour des domaines susmentionnés et accorde d'autres considérations à d'autres aspects des travaux d'assainissement des sites contaminés qui complètent ces approches. Dans certains cas les questions transversales entre le Traité sur le mercure et les éléments des directives de la Convention de Bâle sont pris en compte – en particulier concernant les directives sur les déchets contenant du mercure et de leur gestion.

L'assainissement des sites contaminés par le mercure peut nécessiter un ensemble complexe de paramètres techniques et sociaux qui ne peuvent pas facilement être résolus à l'aide des pratiques normalisées de décontamination de site qui ont historiquement été adoptées pour d'autres polluants ou des scénarios spécifiques de site. La pratique de l'amalgamation du mercure en cours dans l'extraction artisanale et à petite échelle de l'or (EAPO) est particulièrement préoccupante en raison de la circulation diffuse du mercure élémentaire qui y est utilisée et sa manipulation généralisée, sa conversion thermique et son élimination dans les milieux sociaux tels que les magasins, les villages et les zones de production alimentaire. La gestion de ces sites diffère sensiblement de l'assainissement des sites industriels et exige de la part des parties prenantes un engagement plus approfondie et sérieuse.

De même, il y a des différences significatives dans les approches pour la gestion des sources ponctuelles et diffuses de la contamination par le mercure notamment dans les situations où le premier peut être responsable de l'existence du deuxième. Un certain nombre de brèves études de cas est présenté dans ce document pour illustrer les défis des risques complexes liés à la gestion de ces formes de contamination.

En outre, ce document peut également servir comme une base pour d'autres discussions entre les organisations de la société civile et les parties au Traité de la Convention sur le Mercure sur les directives supplémentaires nécessaires à la gestion des sites contaminés par le mercure permettant d'assurer une réduction du nombre et de la gravité de tels sites et de limiter leurs impacts sur la santé humaine et l'environnement.

1.1 LES INFORMATIONS ÉLÉMENTAIRES SUR LE MERCURE ET LES SITES CONTAMINÉS

Les propriétés toxiques du mercure élémentaire ont longtemps été connues et au cours des dernières décennies, l'ampleur de la pollution par le mercure à l'échelle mondiale est devenue visible. La contamination de l'atmosphère, des océans, des lacs et des rivières par le mercure a conduit aux impacts sur la chaîne alimentaire et à la contamination généralisée de la pêche – une source importante de protéines pour une grande partie de la population mondiale. Dans les milieux aquatiques, le mercure métallique inorganique est transformé par les germes bactériens en méthylmercure organique fortement toxique. Le méthylmercure s'accumule et se bioamplifie dans les organismes aquatiques, atteignant des concentrations élevées chez les grands prédateurs tels que les requins, le thon et l'espadon. À son tour, la consommation des poissons contaminés par les êtres humains peut conduire à des taux de toxicité du mercure qui s'accumulent dans les tissus de l'organisme.

L'exposition à des taux élevés de mercure peut endommager le cerveau, le cœur, les reins, les poumons et le système immunitaire des personnes de tous les âges. Des taux élevés de méthylmercure dans la circulation sanguine du fœtus et de jeunes enfants peuvent nuire au développement du système nerveux (US EPA ,2014), rendant l'enfant moins capable de réfléchir et d'apprendre et réduisant potentiellement leur Qi.

Les sites contaminés par le mercure sont une source importante de contamination par le mercure anthropique à cause des propriétés physiques du mercure qui lui permettent d'entrer dans une phase de vapeur à la température ambiante (avec une pression de vapeur à la température ambiante de 0,002 mm Hg) et de s'échapper dans l'atmosphère où il pourrait se déposer dans les milieux aquatiques qui se trouvent loin de la source (Rom, 1992). Le mercure provenant des sites contaminés pourrait également avoir des effets sur l'environnement local au fur et à mesure que la pluie le lave et l'envoie dans les cours d'eau et le fait pénétrer par infiltration dans les systèmes d'eaux souterraines et finissent par le transporter dans les milieux aquatiques où se produit la méthylation. Les sites contaminés peuvent représenter un danger grave pour la santé dans les communautés locales à partir de l'inhalation directe des vapeurs et des poussières contaminées, de l'exposition dermique et de la contamination des sources des aliments.

La reconnaissance par la communauté internationale de la gravité de la pollution par le mercure a conduit à l'adoption récente de la Convention de Minamata sur le Mercure,¹ qui a été ouverte à la signature en octobre 2013. Cette Convention est un instrument juridique international ou un Traité conçu pour protéger la santé humaine et l'environnement des émissions anthropiques et des rejets de mercure et de composés de mercure. Actuellement, La Convention a été signée par 128 pays et ratifiée par 18 autres. La Convention de Minamata entrera en vigueur 90 jours après avoir été ratifiée par 50 pays. Les signataires de la Convention de Minamata sur le Mercure peuvent accéder à des ressources internationales pour mieux cerner et gérer la contamination par le mercure.

La Convention de Minamata exige l'élimination progressive de nombreux produits contenant du mercure, la mise en application des restrictions sur le commerce et l'approvisionnement du mercure et l'établissement d'un cadre pour réduire ou éliminer les émissions et les rejets de mercure provenant des procédés industriels et miniers. Le Traité porte sur divers éléments des sites contaminés au mercure en vertu de l'Article 11 (les déchets) et l'Article 12 (les sites contaminés).

1 Pour plus de détails sur l'adoption de la convention veuillez consulter le site web du PNUE <http://www.mercuryconvention.org/>

Un traité international connexe, la Convention de Bâle sur le Contrôle des Mouvements Transfrontaliers des Déchets Dangereux et de leur Élimination (la Convention de Bâle)² fournit également des directives sur la gestion des déchets et des sites contaminés par le mercure. La Convention de Bâle est entrée en vigueur en 1992, avec l'objectif principal de protéger la santé humaine et l'environnement contre les effets néfastes des déchets dangereux.

La Convention de Bâle fournit des directives techniques supplémentaires sur la gestion des déchets contenant du mercure et sur la contamination par le mercure dans un document consolidé (la Convention de Bâle, 2012) qui a été récemment soumis à la révision à la Conférence des Parties conjointe des conventions chimiques à Genève (la 12e réunion de la Conférence des Parties (CdP) à la Convention de Bâle, la 7e réunion de la Conférence des Parties à la Convention de Rotterdam et la 7e réunion de la Conférence des Parties à la Convention de Stockholm). La Révision 6 des directives techniques de Bâle sur les déchets contenant du mercure a été adoptée par la Conférence des Parties à la Convention de Bâle en mai 2015. La dernière révision contient des directives plus détaillées sur les déchets contenant du mercure et des sites contaminés qui se rapportent aux Articles de la Convention de Minamata sur le mercure. Les mises à jour et les révisions de la directive sont accessibles sur le site Web de la Convention de Bâle.³

Bien que ces traités servent à sensibiliser sur des sites contaminés au mercure et leurs impacts, ils ne contiennent pas des exigences juridiquement contraignantes pour assainir (décontaminer) les sites contaminés par le mercure ni ne suggèrent comment déterminer les parties qui sont responsables de cette activité de contamination des sites. Les principales parties prenantes chargées de l'identification des sites, de leur évaluation et de leur assainissement sont généralement les gouvernements nationaux dans le cadre de la législation locale et de la réglementation. Cependant, il y a des rôles importants que peuvent jouer d'autres parties prenantes dans ce processus, y compris les ONG et les communautés locales affectées par des sites contaminés. Ces groupes peuvent jouer un rôle actif dans l'identification et la cartographie des sites, l'échantillonnage et l'analyse (sous la supervision des autorités compétentes et avec une protection adéquate) et l'élaboration des options d'assainissement et des considérations d'utilisation de terrain (terre) après assainissement. A un niveau plus large les

2 <http://www.basel.int/TheConvention/Overview/tabid/1271/Default.aspx>

3 <http://www.basel.int/Implementation/TechnicalMatters/DevelopmentofTechnicalGuidelines/MercuryWaste/tabid/2380/Default.aspx>

ONG peuvent sensibiliser la communauté sur les sources et les effets de la pollution par le mercure et les moyens de la réduire.

Ce document apporte également les directives sur les principes qui peuvent être adoptées pour aborder les sites contaminés indépendamment du contexte national. Il comprend une gamme de suggestions visant à montrer comment la politique, la législation et la gestion des sites contaminés peuvent être élaborées en tenant compte des contextes locaux incluant les ressources limitées et la diversité culturelle. En prenant en considération les questions légales, réglementaires et financières liées aux sites affectés par le mercure. Cette directive donne la priorité à la protection de la santé humaine et à l'intégrité écologique des effets de la pollution anthropogénique mercurielle résultants des sites contaminés.

1.2 LA CONVENTION DE MINAMATA ET LES SITES CONTAMINÉS

La Convention de Minamata sur le Mercure présente des activités que les parties peuvent entreprendre pour aborder les sites contaminés et générer des informations destinées aux publics pour mieux leur faire connaître leurs conséquences sur la santé humaine et l'environnement. Les directives telles que celles contenues dans ce document peuvent aider à renforcer les capacités au sein de la Communauté, entre les ONG et les décideurs à aborder les sites contaminés par le mercure au sein de leur pays en attendant la ratification du traité. Aucune disposition du traité n'empêche aucun signataire à prendre rapidement des mesures pour remédier à des problèmes de pollution par le mercure dans leur pays.

L'article 12 de la Convention de Minamata sur le Mercure stipule que «chaque partie s'efforcera de cerner et d'évaluer des sites contaminés par le mercure et les composés du mercure et que les mesures visant à réduire les risques posés par ces sites seront effectuées de manière écologiquement rationnelle» (MER). Tandis que de nombreux pays n'ont pas encore ratifié la Convention, les autorités nationales en charge de l'environnement gagneraient à adopter des approches proposées par la Convention pour l'identification et l'évaluation des sites contaminés par le mercure.

À ce stade, les parties à la Convention n'ont pas encore élaboré des directives précises pour les sites contaminés, mais cela n'interdit pas aux gouvernements nationaux de développer leurs propres cadres de gestion, leurs politiques et leurs lois pour évaluer, identifier, caractériser et assainir les sites contaminés. Il est également important de connaître les déclarations spécifiques faites dans le traité au sujet des sites contaminés par le

mercure et la nécessité de la participation du public étant donné que la réussite dans la décontamination des sites peut dépendre de ce facteur.

Tandis que la Convention doit encore élaborer des directives spécifiques et détaillées sur la gestion des sites contaminés par le mercure, il est suggéré que les activités qui devraient être entreprises incluent:

- L'identification et la caractérisation des sites ;
- La participation du public ;
- La santé humaine et l'évaluation des risques environnementaux ;
- Les options pour gérer les risques causés par les sites contaminés;
- L'évaluation des avantages et des coûts et
- La validation des résultats.

En plus, les Parties sont encouragées à élaborer des stratégies et des activités de mise en œuvre pour «identifier, évaluer, hiérarchiser, gérer et, le cas échéant, assainir les sites contaminés.»

La Convention de Minamata se concentre spécifiquement sur les sites contaminés par le mercure et les composés du mercure, mais les processus identifiés ci-dessus peuvent s'appliquer aux sites ayant n'importe quelle forme de contamination chimique.

Les autres articles de la Convention qui pourraient s'avérer pertinents aux sites contaminés comprennent :

- Article 11 – les déchets contenant du mercure ;
- Article 13 – les ressources et le mécanisme de financement ;
- Article 14 –le renforcement des capacités, l'assistance technique et le transfert de technologie ;
- Article 16 – les domaines sanitaires ;
- Article 17 – les échanges d'informations ;
- Article 18 – l'information, la sensibilisation et l'éducation du public ;
- Article 19 –la recherche, le développement et la surveillance.

En vertu de l'Article 12 sur «les sites contaminés», la Conférence des Parties est tenue d'élaborer des directives sur la gestion des sites contaminés incluant des méthodes et des approches pour « Faire Participer le Public » (PNUE 2013).

En plus, en vertu de l'Article 18 sur «l'information, la sensibilisation et l'éducation du public», chaque partie est tenue de fournir au public des informations sur la pollution par le mercure ainsi que les «résultats de ses activités de recherche, de développement et de surveillance en vertu de l'Article 19.» Les Parties sont également tenues d'éduquer, de former et

de sensibiliser le public sur des effets néfastes du mercure sur la santé en collaboration avec les organismes intergouvernementaux compétents, les ONG et les populations vulnérables.

La participation du public grâce à la collaboration intersectorielle et à la coopération exige une approche intégrée bidirectionnelle entre un engagement au niveau national et régional de la société civile par le gouvernement et un processus spécifique de site local d'implication des parties prenantes. Chaque processus devrait avoir la capacité d'informer et de s'adapter à l'autre. Toutefois, pour être plus efficace la participation du public doit également prendre en considération le contexte culturel, social et politique.

Les pays qui ne l'ont pas encore fait devraient examiner les étapes nécessaires pour ratifier la Convention afin d'améliorer l'accès potentiel à l'assistance technique, au transfert de technologie (Article 14) et aux ressources financières (Article 13) qui soutiendront la conduite des inventaires de mercure (et les déchets contenant du mercure), le développement des bases de données des sites contaminés et d'autres renseignements essentiels nécessaires pour aborder le problème de la pollution par le mercure au niveau national.

2. L'IDENTIFICATION ET LA CARACTÉRISATION DU SITE- QU'EST QU'UN SITE CONTAMINÉ PAR LE MERCURE?

En développant une définition robuste d'un site contaminé par le mercure, il est nécessaire d'aborder les questions majeures incluant la définition d'un «site» ainsi que la concentration ou la forme de mercure présent qui permet de déterminer ce qui constitue la «contamination» par opposition à des taux qui surviennent naturellement (fonds chimiques).

En terme général, un site qui renferme du sol, de l'air, de l'eau ou des sédiments (ou une combinaison) impacté par le mercure élémentaire, des composés du mercure ou des déchets contenant du mercure doit au moins être considéré comme étant un site suspecté contaminé par le mercure. Les concentrations de seulement 0,13 ppm de mercure dans le sol (Tipping et al, 2010) ont été identifiées comme le seuil acceptable pour la santé du sol, des plantes et des micro-organismes qu'il supporte.

Les taux de mercure contenus dans le sol qui servent de repère au «déclenchement» d'autres enquêtes sont également appelés les taux de dépistage. Ceux-ci varient selon les pays mais sont généralement dans le même ordre de grandeur. À titre d'exemple les directives nationales australiennes pour les sites contaminés (NEPC, 1999) ont listé 10 ppm de méthylmercure et 15 ppm de mercure élémentaire comme des taux de dépistage des sites pour les biens à usage d'habitation. Le Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, 2010 en français: ministère néerlandais du logement, de l'aménagement du territoire et de l'environnement considère le taux de 10 ppm de mercure élémentaire comme taux d'intervention pour une évaluation supplémentaire des sites suspectés contaminés.⁴ Au Royaume-Uni, les valeurs indicatives des sols résidentiels sont encore plus basses avec une limite de 1 ppm pour le mercure élémentaire dans le sol et de 11 ppm pour le méthylmercure (Environment Agen-

⁴ Cette concentration a été révisée en 2009 à un taux d'intervention de 36 mg/kg (ppm) mais elle fait ressortir l'utilisation du taux cible qui est de 0.3 mg/kg pour assurer la santé durable du sol. Pour plus de discussions voir l'étude de cas 2 qui se trouve dans ce document.

cy UK, 2009). Ces taux de dépistage sont utilisés pour l'identification des sites contaminés par le mercure ce qui pourrait mieux renseigner sur la nécessité de gérer le site et de le soumettre à une enquête supplémentaire et éventuellement à la décontamination.

Ceux-ci peuvent être des problèmes complexes. Certains sites peuvent contenir des taux naturels de mercure ou des composés du mercure qui dépassent les taux à partir desquels peuvent survenir des effets négatifs sur la santé humaine et l'environnement. C'est souvent le cas dans les sites où l'extraction primaire de mercure a eu lieu ou est encore en cours en raison de l'origine naturelle des concentrations élevées de mercure dans le sol.

Dans de nombreux pays les approches basées sur les risques sont utilisées pour définir et gérer les sites contaminés qui tiennent compte de la nature du site (p. ex. terrestre, aquatique), son contexte (p. ex. urbain, agricole ou sauvage) et la menace qu'il pose aux différents « récepteurs » tels que des personnes, des animaux sauvages et des processus écologiques. Cette approche peut agir comme un outil utile pour donner la priorité à l'ordre dans lequel les sites devraient être décontaminés en utilisant peu de ressources. Généralement, ces sites qui présentent plus de risques pour la santé humaine et l'environnement sont décontaminés plus tôt et ceux qui présentent moins de risques seront décontaminés plus tard. Cependant, l'assainissement de grands sites, complexes, qui représentent des risques élevés pourrait encore être retardé pour plusieurs années ou décennies à cause des complications financières, juridiques, politiques et sociales, y compris le conflit, malgré le fait que leur assainissement est d'une très grande priorité.

2.1 DÉFINITION D'UN SITE

Un « site » peut ne pas être forcément réduit à une forme terrestre comme un champ, une forêt ou une colline. Il peut inclure des milieux aquatiques tels que les ruisseaux, les rivières, les lacs, les marais, les terres humides, les estuaires et les baies. Dans d'autres cas les sites peuvent inclure les reliefs modifiés qui présentent des caractéristiques tant terrestres qu'aquatiques tels que les rizières, les champs irrigués et des étangs d'élevage des poissons. Dans la lutte contre la contamination par le mercure dans de différents sites, l'identification, la caractérisation, la gestion et l'assainissement (nettoyage) peuvent varier considérablement si l'on tient en compte la forme du site, son utilisation actuelle et l'utilisation prévue après l'assainissement.

Il est également important de tenir compte de la structure géophysique et hydrogéologique d'un site donné dans le but de caractériser l'ampleur de la contamination dans le profil du sol et la nappe phréatique. Cela peut

aussi aider à estimer ou prédire le mouvement hors site et les impacts de la contamination par le biais de réseaux d'eaux souterraines maintenant et dans l'avenir mais aussi estimer l'étendue et le type de mesures d'assainissement qui peuvent être nécessaires.

Les sites terrestres contaminés au mercure peuvent également être soumis à des événements naturels périodiques qui peuvent entraîner la propagation de la contamination au-delà des limites de la propriété comme des inondations, des tremblements de terre et des glissements de terrain réguliers et occasionnels et des phénomènes météorologiques extrêmes comme les tempêtes, les cyclones ou les ouragans qui peuvent faire souffler la poussière contaminée provenant d'un site. Ces événements sont à considérer et leurs impacts doivent être gérés dans un effort pour réduire la propagation des polluants provenant des sites contaminés connus et/ou suspectés. Ces activités naturelles peuvent créer des sites diffus contaminés par le mercure tels que celui que l'on trouve dans la rivière Nura et sa plaine d'inondation dans le centre du Kazakhstan (voir étude de cas à l'article 7 du présent document). Sur ce site des eaux usées contenant de taux élevés de mercure provenant d'une usine d'acétaldéhyde ont été longtemps déversées (en grande quantité sans traitement) et dans le fleuve, elles se sont mélangées alors aux cendres volantes provenant des centrales électriques. Cette action avait créé le silt chargé de mercure (silt technologique) qui a été transporté par les inondations et a contaminé de vastes zones situées en aval du premier site de déversement (Heaven et al., 2000).

2.2 L'IDENTIFICATION DU SITE

L'identification des sites contaminés offre une occasion importante pour la participation de la communauté et l'interaction entre les OSC et d'autres parties prenantes, y compris les autorités chargées de l'environnement et de la santé. Le processus pour mener les enquêtes sur un site suspecté contaminé nécessite souvent la participation des résidents et des autorités locaux, des travailleurs et anciens travailleurs et les ONG locales œuvrant pour l'environnement qui peuvent avoir une plus ample connaissance de l'histoire d'un site, des déchets qui avaient été déversés sur le site ou qui avaient été transportés vers d'autres emplacements qui eux aussi peuvent avoir été contaminés.

Les sites suspectés contaminés pourraient être identifiés sans matériel technique spécialisé par les moyens suivants (Convention de Bâle, 2012):

- L'observation visuelle des conditions du site ou des sources de polluants connexes ;

- L'observation visuelle des procédés de fabrication ou d'autres procédés connus pour avoir utilisé ou émis un polluant particulièrement dangereux ;
- Les effets indésirables observés chez l'homme, dans la flore ou la faune qui semblent être causés par la proximité avec le site;
- Les résultats physiques (par exemple pH) ou analytiques montrant des concentrations de polluants; et
- Les rapports faits par la Communauté aux autorités au sujet des rejets suspects.

La Convention de Minamata sur le mercure liste une série de sources de pollution par le mercure incluant les produits dans lesquels le mercure a été ajouté au cours de la fabrication (Annexe A), les procédés industriels (Annexe B), les sources ponctuelles (Annexe D), l'élimination des déchets et les activités minières (Annexe C - particulièrement le raffinage des minerais et l'élimination des résidus). L'observation des sites qui par le passé ont été utilisés ou sont actuellement utilisés pour ces pratiques, devrait être considérée comme le point de départ pour l'identification et l'évaluation des sites contaminés par le mercure. Ce ne sont pas tous les sites associés à ces activités qui seront contaminés, mais il y a une forte probabilité que ces activités auraient eu à contaminer la nappe phréatique, le sol, l'air ou les infrastructures et l'on devrait chercher à le savoir, en particulier si un changement d'utilisation des terres à une catégorie plus sensible est envisagé (par exemple changer d'une zone industrielle à une zone d'habitation).

L'Exploitation Artisanale et à Petite échelle de l'Or (EAPO) est l'une des principales sources de contamination par le mercure dans le monde. L'EAPO renvoie aux activités d'exploitation minière informelle réalisées à l'aide de faibles technologies ou avec des machines minimales. Le mercure est l'un des rares métaux qui s'amalgame à l'or et est utilisé pour séparer l'or du minerai non raffiné ou concentré. Le mercure est ensuite brûlé laissant derrière lui une petite quantité d'or. Cette pratique entraîne la pollution généralisée de l'air, de l'eau et du sol par le mercure et ainsi que l'exposition directe au mercure des personnes exerçant dans l'EAPO, leurs familles et certains vendeurs d'or qui fournissent du mercure ou transforment partiellement l'amalgame de mercure dans leurs boutiques (IPEN, 2014).

Les sites contaminés par le mercure sont généralement causés par les activités industrielles, principalement l'exploitation minière, les cendres de

charbon provenant des centrales électriques, la production de chlore⁵, et la fabrication des produits contenant du mercure ajouté. L'élimination des produits contenant du mercure ajouté dans les décharges contrôlées ou par incinération peut également donner lieu à des sites contaminés par le mercure. Les déchets provenant de l'incinération des produits contenant du mercure ajouté telles que les cendres volantes peuvent également donner lieu à des sites contaminés si les cendres dangereuses sont déversées dans les sites non autorisés pour l'élimination.

L'identification de la contamination par le mercure peut être étroitement liée à ces types d'activités industrielles et à l'élimination des déchets. Les autorités chargées de la réglementation dans de nombreux pays examinent précisément souvent l'histoire d'un site spécifique dans le cadre d'une enquête préliminaire du site. A cette phase de l'enquête, les informations recueillies auprès des membres de la communauté vivant à proximité du site peuvent permettre d'avoir de bons aperçus basés sur des observations faites à travers de longues périodes et des connaissances spécifiques de l'environnement local, du bétail et des biotes à travers les variations saisonnières

Par exemple, un fermier local qui est installé à côté de la frontière ou des voies de drainage du site peut détecter un type étrange de maladie chez les animaux, les décès ou des déformations à la naissance qui peuvent être dus à une contamination ou un habitant local peut remarquer que les camions citernes sortant d'un site industriel y viennent régulièrement dans la nuit et y déversent des déchets. Les habitants peuvent avoir été employés dans le passé sur le site pour exercer les activités comme chauffeurs, ouvriers ou directeurs et ont eu à se familiariser avec les méthodes de travail et des techniques d'élimination des déchets et des sites dont ils peuvent donner des informations aux enquêteurs. Ces observations importantes peuvent passer inaperçues aux yeux des autorités chargées de la réglementation qui ont seulement une fréquentation irrégulière et brève d'un site où le mercure ou des composés du mercure sont utilisés. Les observations faites dans la localité peuvent être très importantes dans l'évaluation des impacts sanitaires de la pollution sur la communauté où les habitants peuvent avoir une connaissance précise des taux inhabituellement élevés des maladies dans leur localité et peuvent les communiquer aux autorités. Les agents sanitaires locaux peuvent être aussi en mesure de

5 La production du chlore provenant des usines de production de chlore alcali exige l'utilisation d'une quantité importante de mercure élémentaire qui a tendance à contaminer l'installation à partir des émissions et des rejets au sol, dans l'eau et dans l'atmosphère. La plupart de ces usines de production de chlore alcali à base de mercure ont été remplacées par des technologies de production de chlore n'utilisant pas de mercure telle que la méthode membranaire. Cependant, les sites des anciennes usines pourraient rester contaminés après la fermeture et la démolition de celles-ci.

fournir des informations similaires sur les dispositions sanitaires locales qui peuvent indiquer un problème de contamination.

Une fois qu'un site suspecté contaminé est identifié les activités suivantes devront être menées:

- L'enquête préliminaire du site (et une intervention urgente si nécessaire)
- L'enquête approfondie du site
- La gestion du Site
- La décontamination, la validation et la gestion continue.
- Le transport des déchets et leur traitement (sur site ou hors site).

2.3 L'ENQUÊTE PRÉLIMINAIRE DU SITE

Une Enquête Préliminaire du Site (EPS) consiste généralement en un examen de l'histoire du site (un travail de bureau), une inspection du site et des entretiens avec les parties prenantes et la préparation d'un rapport. Les résultats de l'EPS permet d'expliquer comment le site est devenu contaminé et les voies d'exposition potentielles entre les sources de contamination et les récepteurs tels que les personnes, les plantes, la faune ou le bétail.

2.3.1 L'étude théorique (au bureau)

Lorsque l'on mène des enquêtes sur un site industriel, un travail préalable de l'étude documentaire ou théorique devrait toujours chercher à inclure des entretiens avec les travailleurs actuels ou anciens, la direction et les chauffeurs chargés de transporter les déchets afin d'élargir les bases d'informations sur les points chauds de la contamination sur site et hors site.

En plus, des entretiens avec les parties prenantes, les enquêteurs peuvent faire appel:

- Aux photographies aériennes prises actuellement ou dans le temps
- Aux titres fonciers établis dans le temps (les documents de la propriété foncière)
- Aux documents administratifs locaux (les agréments pour le développement des industries ou les autorisations de mise en décharge).

2.3.2 L'inspection du site

Une inspection du site devrait alors avoir lieu avec une personne ayant une connaissance de l'histoire du site. L'inspection consiste à recueillir des informations visuelles, orales et anecdotiques relatives à :

- La topographie
- Les masses d'eau superficielles et la direction du flux
- Le type et la condition des matériaux de la surface en béton
- Les infrastructures du site (présentes et historiques)
- Les activités qui ont lieu actuellement sur le site (et les activités qui ont eu lieu dans le passé là où c'est possible)
- Les utilisations des terres environnantes
- Toute preuve de contamination des sols (la pollution, l'odeur, la végétation intensive etc.)
- Les zones de stockage des produits chimiques ou des combustibles
- La gestion des déchets.

2.4 L'EPS ET L'INTERVENTION D'URGENCE

Après l'achèvement de l'EPS, des informations supplémentaires au sujet de la nature et de l'étendue de la contamination du site sont évaluées à travers une Enquête Approfondie du Site (EAS). Toutefois, l'EPS peut révéler qu'il y a eu une forte pollution par le mercure ou d'autres substances très dangereuses. Si la pollution est sévère et que les populations voisines courent le risque d'être exposées, cela constitue une menace immédiate pour leur santé alors une intervention d'urgence peut être nécessaire avant d'effectuer l'EAS (Enquête Approfondie du Site).

La première priorité est d'isoler la contamination des récepteurs autant que possible afin de minimiser l'exposition ultérieure. De cette façon, les sites contaminés par le mercure sont semblables à un site qui a un autre polluant toxique potentiellement mobile (Bâle, 2012). Si le site ne peut pas être contrôlé et que le risque est élevé, une évacuation temporaire des résidents et des travailleurs peut être nécessaire jusqu'à ce que le site puisse être contrôlé et la contamination isolée. La volatilité du mercure sous forme de vapeur à la température ambiante peut faire en sorte que l'isolement devienne une tâche difficile dans les sites fortement impactés. Les technologies de barrière comme un moyen de réduction des vapeurs de mercure provenant des sites contaminés sont présentées plus loin dans ce document sous le sous-titre les technologies d'assainissement (section 6).

Des informations supplémentaires sur l'intervention d'urgence concernant la pollution à petite échelle par le mercure provenant des déversements se trouvent dans le document intitulé US EPA Mercury Response Guidebook for Emergency Responders (US EPA, 2004). Pour les problèmes liés à une plus grande contamination du site impliquant le mercure quelques indications sont données dans le document intitulé «Protocols for Environmental and Health Assessment of Mercury Released by Artisanal and Small –Scale Gold Miners (Veiga and Baker 2004)» (les protocoles pour l'Évaluation de l'Environnement et la Santé du Mercure Rejeté par l'Extraction Artisanale et à Petites – échelle de l'Or (Veiga et Baker, 2004) qui peuvent également s'appliquer à la contamination provenant des sites liés aux industries et aux déchets en terme des évaluations sanitaires et des méthodes d'échantillonnage.

2.5 L'ENQUÊTE APPROFONDIE ET LA CARACTÉRISATION DU SITE

L'EAS implique le prélèvement sur le terrain des échantillons provenant de l'air, des sols, des eaux souterraines ou d'autres sources d'eau pour confirmer la présence ou l'absence de la contamination identifiée ou suspectée dans l'EPS. L'échantillonnage fait au cours de l'EAS devrait être suffisamment détaillé et complet pour permettre d'identifier la nature de la contamination et de décrire son étendue latérale et verticale à un niveau suffisant afin que l'évaluation de la santé humaine et des risques environnementaux puissent être entreprise et à servir de base à l'élaboration d'une stratégie d'assainissement ou de gestion appropriée.

L'évaluation des risques pour les sites contaminés s'appuie sur l'élaboration d'un Modèle Conceptuel de Site (MCS), qui fournit une représentation des données de la contamination du site (souvent sous la forme d'un graphique ou d'une carte) et les voies potentielles d'exposition entre la contamination suspectée ou confirmée et les récepteurs potentiels. Cet aspect de l'enquête peut aussi être décrit comme «la caractérisation» du site.

Les données obtenues par échantillonnage pendant l'EAS peuvent alors être incluses dans le MCS pour aider à construire une représentation plus complète de la contamination sur le site et comment elle peut avoir un impact sur l'environnement et la santé humaine. Toutes les données d'échantillonnage obtenues sur le site devraient être soumises aux procédures de l'Assurance de la Qualité et au Contrôle de la Qualité (AQ/CQ) pour s'assurer que les données obtenues soient représentatives de la contamination sur le site (voir aussi Veiga et Baker, 2004 p.123 pour l'AQ/CQ spécifiques pour les sites contaminés par le mercure). Cela englobe des informations sur le stockage et la manipulation des échantillons, le prélèvement des

échantillons témoins en double⁶ et le temps requis pour la manutention des échantillons. L'intégrité de l'échantillon et la fiabilité des résultats dépendront non seulement de la durée pendant laquelle l'échantillon a été stocké, mais aussi des conditions de manutention, de préservation et de conservation de l'échantillon. Tous les tests doivent être effectués dès que possible après échantillonnage et il est recommandé que les échantillons soient reçus par le laboratoire avant que ne s'écoule la moitié du temps de fixation.

L'assurance de la qualité (AQ) désigne le système de gestion globale qui inclut l'organisation, la planification, la collecte des données, le contrôle de la qualité, la documentation, l'évaluation et la présentation des rapports d'activités de votre EAS alors que le CQ renvoie à des activités techniques courantes dont l'objectif majeur est le contrôle d'erreurs. Toutes les méthodes d'analyse du mercure proposées par US EPA exigent que les échantillons doivent être réfrigérés le plus rapidement possible et analysés dans les 28 jours suivant le prélèvement (Veiga et Baker ,2004

Après les étapes d'EPS et d'EAS et la construction d'un modèle conceptuel du Site, l'évaluation des risques peut être effectuée pour les récepteurs écologiques et pour la santé humaine. Dans de nombreux cas, les résultats de l'évaluation des risques déterminent si le site doit être assaini et comment cela doit être fait (la contamination est ôtée jusqu'à un taux précis) ou géré (la contamination reste sur le site mais une série d'activités de gestion y est menée). Malgré son importance comme outil de gestion pour les sites contaminés, l'évaluation des risques ne doit pas être la seule méthode par laquelle l'avenir d'un site contaminé est déterminé. Une fois que la contamination sur un site a été suffisamment caractérisée les discussions publiques devraient avoir lieu pour déterminer son utilisation future notamment si le site doit être assaini et comment cela doit se faire. L'obtention du consentement de la société civile au sujet de la décontamination de ces sites et de leur avenir peut permettre d'éviter une longue anxiété, des conflits et des dépenses tout en créant des possibilités de renouvellement social autour des sites qui ont été improductifs pendant de nombreuses années.

6 Pour vérifier la reproductibilité des procédures du laboratoire et du terrain et pour indiquer la non-homogénéité. Il faut attribuer deux numéros distincts d'échantillonnage (séparés) c'est-à-dire un numéro assigné à l'échantillon primaire et l'autre numéro assigné au double et le remettre au laboratoire.

3. L'IDENTIFICATION ET LE DÉPISTAGE PRÉLIMINAIRE DU SITE : UN RÔLE POUR LE GOUVERNEMENT, LES CONSULTANTS ET LES ONG

Dans la plupart des pays développés, le processus d'identification, de caractérisation, d'évaluation des risques et d'assainissement des sites sont effectués par des sociétés de consultants privés qui sont réglementées par/ ou qui travaillent en collaboration avec des organismes gouvernementaux. Le processus se produit souvent dans un cadre juridique et réglementaire qui impose des normes spécifiques et l'accréditation pour effectuer ce travail et de faire le rapport de tous les sites suspectés ou identifiés à un organisme qui inventorie les sites et surveille leur gestion ou leur assainissement.

Dans le cadre de ce processus, les directives sont établies pour déterminer quelles concentrations d'une substance (p. ex. produit chimique ou métal) dans le sol, le sédiment, l'air et l'eau sont définies comme un seuil de «déclenchement» (ou une limite de concentration) pour des investigations supplémentaires ou formelles (EPS et EAS). Tous les pays ne développent pas leurs propres seuils de déclenchement et ne choisissent pas de les adopter en dehors d'autres pays. Les guides qui sont utilisés couramment sont: US EPA Regional Screening Levels⁷, Dutch Intervention Values⁸, Canada-Wide Standards⁹, Australian Health Investigation Levels (HILs)¹⁰, et UK Soil Guideline Values (SGVs).¹¹

7 Voir l'Agence américaine de protection de l'environnement au <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/>

8 http://www.rivm.nl/en/Documents_and_publications/Scientific/Reports/2013/januari/Proposal_for_Intervention_Values_soil_and_groundwater_for_the_2nd_3rd_and_4th_series_of_compounds

9 <https://www.ec.gc.ca/mercure-mercury/default.asp?lang=En&n=C6953AC5-1>

10 <http://www.scew.gov.au/nepms/assessment-site-contamination>

11 <https://www.gov.uk/government/publications/land-contamination-soil-guideline-values-sgvs>

L'EPS et l'EAS détaillées peuvent être un processus coûteux si les sites contaminés sont vastes et complexes. S'ils contiennent plusieurs contaminants ou si les activités industrielles sont en cours dans ces sites. La caractérisation complète du site implique souvent l'échantillonnage par grille pour plusieurs échantillons renouvelés de façon saisonnière. Le coût du forage d'un puits pilote pour l'échantillonnage des eaux souterraines et les analyses de plusieurs échantillons faites dans les laboratoires spécialisés peuvent être également très coûteux et au-dessus de la capacité des ONG. Cependant, le rôle essentiel que peuvent jouer ces organisations est de sensibiliser au sujet des sites potentiellement contaminés en localisant des sites suspectés contaminés, de documenter des activités qui pourraient avoir été à l'origine de la contamination et même d'effectuer quelques échantillonnages de dépistage élémentaire. Les ONG peuvent également documenter un inventaire des sites contaminés connus ou suspectés contaminés afin d'aider les autorités chargées de la réglementation à mener d'autres enquêtes qui nécessiteront des ressources importantes.

Les ONG qui sensibilisent le public au sujet d'un inventaire ou une « liste » des sites contaminés peuvent encourager les décideurs nationaux à aborder la question en mettant au point des cadres nationaux d'enquête et d'assainissement et ceci peut conduire à l'élaboration des cadres juridiques pour déterminer la responsabilité pour l'assainissement des sites et les mécanismes d'indemnisation. Un exemple marquant de cet arrangement est le " U S Superfund (US EPA Region 9 2015) qui a fourni des fonds pour l'assainissement des sites dangereux et a créé une base de données des sites contaminés connus qui doivent être assainis.

Une fois que l'on a confirmé que les sites ont été contaminés par le mercure, les ONG et les autorités locales peuvent faire des sensibilisations dans la communauté sur les dangers causés par ces sites et les mesures de précaution qui peuvent être prises pour minimiser l'exposition à la contamination. Ceci est particulièrement important pour les sites contaminés par le mercure situés à proximité des lieux où la pêche (en particulier en aval de la contamination) est une source pour l'alimentation et peuvent contenir des taux élevés de méthylmercure (MeHg). De même, d'autres formes d'échantillonnage indirect peuvent révéler les sources de contamination localisée comme les lichens, les poissons, les crustacés et certaines plantes comestibles.

3.1 LA SÉLECTION DU SITE (ÉCHANTILLONNAGE)

La sélection par échantillonnage direct (sur site) (du sol, de l'eau et de l'air) dans les sites suspectés contaminés ou l'échantillonnage indirect à proximité des sources alimentaires telles que la végétation, les poissons, les oiseaux ou les échantillons biologiques humains peuvent fournir des

indicateurs importants de la présence des sites contaminés et la voie de migration des polluants qui partent du site.

Les échantillons biologiques aussi peuvent être pris si les personnes vivant ou travaillant à proximité d'un site contaminé se portent volontaires à les fournir. Cette opération doit être menée avec beaucoup de sensibilités étant donné que l'on doit tenir compte de leur vie privée et de leurs considérations éthiques à savoir notamment comment soutenir et conseiller ces personnes si l'échantillonnage montre des taux élevés d'exposition. Les échantillons les plus simples que les personnes peuvent fournir et qui montrent l'exposition au mercure, comprennent des cheveux, de l'urine et du sang. L'échantillonnage des cheveux est souvent utilisé au départ parce qu'il est moins encombrant que les autres méthodes et leur analyse est relativement peu coûteuse. Les méthodes d'échantillonnage des cheveux sont décrites ci-dessous.

3.2 L'ÉCHANTILLONNAGE INDIRECT

Pour les sites qui sont suspectés contaminés par le mercure, l'air et le sol peuvent être effectivement analysés à un coût relativement faible. Pour le dépistage indirect l'échantillonnage des poissons est utile car il peut être comparé à l'ensemble des poissons témoins reconnus non contaminés provenant d'autres régions aussi bien que des doses de référence connues qui indique le taux autorisé de méthylmercure dans les poissons qui peuvent être consommés par mois. Une directive fixant le taux de consommation mensuelle du méthylmercure à 0,22 ppm a été établie par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA, 2001).

La Commission européenne et l'Organisation Mondiale de la Santé recommandent que les poissons ayant un taux de mercure supérieur à 1ppm ne doivent pas être vendus sur le marché. Comme dans le cas de l'échantillonnage des dioxines dans les œufs, le lait et le poisson, les laboratoires agréés devraient être contactés pour effectuer l'analyse, et ils devraient également aider à donner des instructions sur la façon de prélever des échantillons, de les manipuler et de les conserver et le temps de manutention admissible. Si les résultats montrent que les échantillons de poissons dépassent la dose de référence pour le méthylmercure, une étude supplémentaire est nécessaire pour identifier la source de la contamination.

Des informations détaillées sur l'échantillonnage des poissons fait sur le terrain pour déterminer leur taux de méthylmercure sont disponibles dans le document « *Global Mercury Project Protocols for Environmental and Health Assessment of Mercury Released by Artisanal and Small-Scale Gold Miners* » (GEF/UNDP/UNIDO, 2004 p86).

3.3 L'ÉCHANTILLONNAGE DES CHEVEUX POUR DÉTERMINER L'EXPOSITION AU MERCURE

La prise des échantillons de cheveux pour analyse afin de déterminer le taux de mercure peut fournir un indicateur de la contamination localisée par le mercure en cours sur un site. Le niveau de dose de référence de l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement (US EPA) qui est de 1ppm de mercure dans les cheveux établit un seuil par lequel les échantillons de cheveux provenant des travailleurs locaux ou des membres de la communauté peuvent être comparés à l'analyse pour des taux élevés de mercure.

Les gens peuvent être exposés au mercure provenant de nombreuses sources industrielles et minières y compris des centrales électriques au charbon et des fabriques des pâtes à papiers et des sites industriels mixtes qui contiennent des mélanges de la production du chlore alcali, de raffinage du pétrole, de l'incinération des déchets, de la fabrication de ciment et d'autres sources potentielles de mercure. Ceci doit être pris en compte lors de l'analyse afin de déterminer si les taux élevés de mercure dans les cheveux proviennent d'un site contaminé local ou s'ils proviennent des sources plus diffuses. L'échantillonnage des cheveux des enfants peut permettre de déterminer si le mercure est présent à des taux préoccupants qui pourraient avoir un impact sur leur développement neurologique et faire appel aux autorités pour une prompt intervention afin de réduire leur exposition (Grandjean, 1999).

L'Institut National de la maladie de Minamata, au Japon recommande la procédure suivante pour prélever des échantillons de cheveux (les autres méthodes peuvent également être valides).

3.4 LA COLLECTE DES ÉCHANTILLONS DE CHEVEUX

- Tailler les cheveux avec des ciseaux à proximité de la racine des cheveux. L'exigence minimale est de vingt brins de cheveux d'environ 10 cm de longueur chacun. Si la longueur des mèches est très courte, on aura besoin de plus de mèches. Si de longues mèches de cheveux sont disponibles, une partie proximale du brin de cheveux (à côté de la racine des cheveux) ayant environ 10 cm de longueur pourrait être conservée en coupant le brin distal excessif (à côté de la pointe de cheveux) après avoir coupé tous les brins de cheveux.

Remarque: Une partie proximale des cheveux (à côté de la racine des cheveux) est adaptée pour l'analyse dans le but de l'estimation de l'exposition au méthylmercure au lieu d'une partie distale (à côté de la pointe des cheveux). La raison en est que soumis à certaines conditions le contenu du méthylmercure pourrait diminuer au cours

de la croissance des cheveux, y compris le traitement avec des cheveux artificiels ondulants.

- Mettez l'échantillon de cheveux collectés dans l'enveloppe sur laquelle est indiqué le numéro d'identification (NI) du participant. Utilisez une enveloppe pour chaque participant.

3.5 L'EXPÉDITION DES ÉCHANTILLONS DE CHEVEUX PRÉLEVÉS

- Collecte et stocke les échantillons de cheveux jusqu'à ce que le nombre de participants dépasse 50 individus et ensuite expédie les échantillons avec la liste des participants. Le nombre de participants ne doit pas être supérieur à 100 pour chaque site d'échantillonnage.
- La liste des participants doit inclure le numéro d'identification (NI), le sexe, l'âge, la date de l'échantillonnage et le site d'échantillonnage.

Remarque : Les renseignements personnels, y compris le nom et l'adresse, qui peuvent être utilisés pour l'identification de chaque participant doivent être protégés d'un accès gratuit. Ils devraient être recueillis à travers un contrôle strict par un administrateur spécial. Les renseignements personnels pourraient être nécessaires dans certains cas, par exemple, au moment de retourner les résultats de l'analyse à la communauté locale.

3.6 L'ÉCHANTILLONNAGE DIRECT (SUR SITE)

Les échantillons de sols, de sédiments et des eaux peuvent être prélevés directement dans un site contaminé connu ou suspecté par les ONG ayant reçu une formation préliminaire et sous surveillance. Toutefois, il est également important d'être conscient des dangers d'exposition présents sur de tels sites et la nécessité d'avoir un niveau approprié d'équipement de protection individuelle (EPI) pour réduire les risques d'exposition. Il est également préférable de prendre plutôt un groupe représentant des échantillons de sol ou de sédiments provenant d'une plus grande surface que de prélever quelques échantillons provenant d'un seul point étant donné que l'on peut rater les points chauds et la caractérisation du site pourrait être inadéquate.

Un protocole d'échantillonnage qui inclut une description détaillée du processus d'échantillonnage est important. Ceci devrait inclure une description de l'équipement d'échantillonnage et des méthodes, la localisation de chaque échantillon (de préférence les coordonnées indiquant la latitude et la longitude à l'aide d'un outil de SIG), les notes sur l'apparence et l'odeur de l'échantillon et la raison d'être de l'échantillonnage (par exemple sur une ligne de drainage provenant d'une usine de chlore alcali).



Figure 1. Exemple d'un enquêteur travaillant sur un site contaminé utilisant un analyseur de vapeur de mercure portable. Source: www.mercury-instrumentsusa.com

Si les modèles de grille d'échantillonnage sont employés les intervalles de la grille doivent être déterminés à l'aide des normes nationales ou internationales appropriées et documentées.

Une technique pour détecter la contamination par le mercure sur un site suspecté contaminé avec une perturbation minimale de matières potentiellement contaminées (minimisant ainsi l'exposition) est l'utilisation des « renifleurs » de mercure.

Les «renifleurs» sont des appareils électroniques portables qui permettent de détecter des taux élevés de mercure se trouvant sur le terrain. Certains sont calibrés pour détecter le mercure contenu dans le sol ou dans d'autres objets solides et d'autres pour détecter les vapeurs de mercure. Certains appareils peuvent être adaptés avec des kits supplémentaires pour analyser si le sol, l'eau et l'air contiennent du mercure.

Les dispositifs de renifleurs portables comprennent mais ne se limitent pas à :

- Un analyseur de Métal Metorex X-MET 2000 tout terrain, un analyseur de Fluorescence de rayons X,
- Un Analyseur Direct de mercure Milestone Inc. (DMA-80), Instrument de Décomposition Thermique
- Un analyseur multi-éléments Série NITON XL-700, un Analyseur de Fluorescence de rayons X (appareil XRF)



Figure 2. *l'Analyseur Olympus Delta portable Fluorescence de rayons X avec écran de prise exemple de lecture par écran numérique pour les métaux contenant les polymères.* Source: www.innovxx.com



Figure 3. *Ohio Lumex RA915+ l'analyseur de vapeur de mercure portable qui peut être adapté pour échantillonner le sol et l'eau.* Source: ohiolumex.com

- Le LUMEX RA -915 + Un Analyseur de Mercure Portable, un Spectromètre d’Absorption Atomique, la Décomposition Thermique par Fixation RP 91 C
- Instrument Portatif MTI, Inc PDV 5000, Voltmètre Anodique sur bande
- Analyseur de Fluorescence des rayons X portatif de marque Olympus Delta

Ces appareils portables sont particulièrement utiles pour effectuer des lectures rapides à plusieurs points sur un site donné, ce qui peut aider à la localisation des points chauds.

L’Analyseur Olympus Delta portable Fluorescence de Rayons X décrit plus haut (voir figure 2) est un exemple d’un analyseur des échantillons solides (le sol, les objets) qui peut être programmé avec différents logiciels pour analyser des biens de consommation et des milieux naturels comme le sol. L’appareil est tenu près de la cible et activé. L’analyse en ppm apparaît alors sur l’écran. Ce type de dispositif est spécialisé pour détecter les métaux lourds, mais il peut également détecter d’autres produits chimiques s’il est calibré correctement.

Pour détecter la vapeur de mercure sur un site contaminé un appareil tel que l’analyseur « Lumex » (voir photo 3) peut être efficace. Ces appareils peuvent être coûteux mais dans beaucoup de pays ils peuvent être loués pendant des périodes variées.

Le rôle des ONG consistant à procéder à l’échantillonnage pour détecter le niveau de classement initial du site a été très efficace dans de nombreux pays pour la sensibilisation au sujet des sites contaminés et pour pousser les autorités à lutter contre la pollution provenant de ces sites. Même si c’est une simple analyse des cheveux ou l’utilisation plus complexe des dispositifs de “renifleur”, il y a beaucoup d’options que les ONG prennent en compte pour l’identification des sites contaminés impactés par le mercure et d’autres métaux.

3.7 L’ÉCHANTILLONNAGE DU SOL ET DE L’EAU POUR L’ANALYSE EN LABORATOIRE

Pour ceux qui ont l’intention de prélever des échantillons de sol ou de l’eau d’un site suspecté contaminé et de les amener dans un laboratoire pour analyse, il est recommandé d’aller vers un laboratoire accrédité qui utilise des méthodes d’analyse reconnues au niveau international avant de procéder au prélèvement des échantillons. Les équipes de ce laboratoire accrédité vous conseilleront sur le protocole approprié à suivre pour prélever des échantillons, y compris le type de récipient approprié pour les échantillons. Ces détails sont importants étant donné que certains maté-

riels d'échantillonnage et de conservation (plastiques et métaux) peuvent contaminer les échantillons et donner des valeurs erronées. Dans certains cas, les laboratoires fourniront les récipients d'échantillonnage qui ont été préparés d'avance pour s'assurer qu'il n'y ait aucune contamination croisée accidentelle des échantillons. Ils donneront également des conseils par rapport au temps de manutention des échantillons et diront s'il sera nécessaire de réfrigérer ou de congeler des échantillons (par exemple dans le cas des poissons).

4. L'ÉVALUATION DES RISQUES

L'évaluation des risques (ER) liés aux sites contaminés est un élément important dans la détermination de l'exposition des récepteurs humains et environnementaux et pour décider s'il faut gérer ou restaurer un site. L'évaluation des risques peut également fournir un instrument utile pour privilégier l'assainissement de nombreux sites contaminés en se basant sur ceux qui offrent le plus grand risque. Cette section donne un bref aperçu des principes de base de l'évaluation des risques et oriente le lecteur vers des directives complètes pour ceux qui appliquent l'évaluation des risques liés aux sites contaminés par le mercure.

Les modèles d'évaluation des risques peuvent avoir des insuffisances importantes et beaucoup de valeurs assignées comme des données à traiter par les modèles font appel à un degré de jugement de valeur de la part

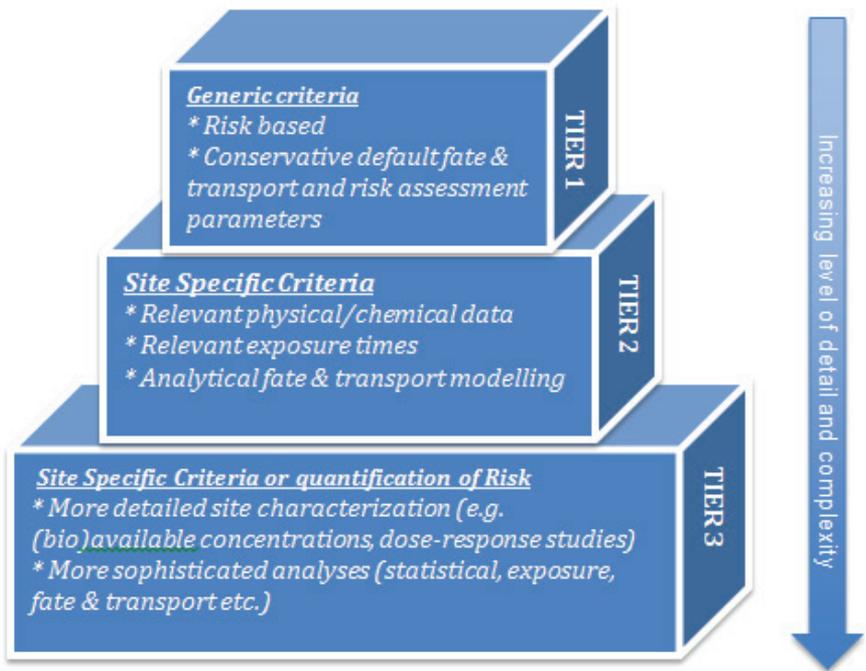


Figure 4. Les trois niveaux dans l'évaluation des risques des terrains contaminés. Les étapes peuvent être un peu différentes dans différents pays et dans des cadres de l'évaluation des risques. Source: Ohlsson et al 2014

de l'expert qui fait l'évaluation des risques. Les modèles peuvent aussi être limités par des données toxicologiques qui ont toujours été basées sur l'analyse des composés chimiques simples et leurs caractéristiques de dose-réponse¹². Un site contaminé peut être affecté par un seul produit chimique ou un seul métal mais le plus souvent ils sont impactés par un ensemble de métaux et de contaminants, surtout si le site a été utilisé comme une décharge pour les déchets mixtes.

Dans certains cas lorsque les produits chimiques sont présents sous forme de mélange sur un site, ils peuvent développer des effets de toxicité synergique par lequel la toxicité totale du mélange est très supérieure à la somme de la toxicité de ses constituants. La potentialisation (maximisation) de la toxicité de certains produits chimiques par d'autres est souvent mal représentée dans les modèles traditionnels d'évaluation des risques bien que les travaux soient entrain d'être réalisés pour résoudre ce problème. Cependant, avec plus de 100 000 substances chimiques qui sont actuellement en production (Winder et al, 2004) l'analyse exhaustive de toutes les interactions possibles dans un cadre traditionnel de l'évaluation des risques restera un projet ambitieux et à long terme qui pourra être valablement remplacé par d'autres techniques d'évaluation.

Comme alternative à l'évaluation quantitative des risques des mélanges, les tests biologiques sont de plus en plus étudiés comme un déterminant de l'impact toxicologique des sources de contamination. Les tests biologiques sont un test qui permet d'évaluer l'activité toxique relative d'un produit chimique en évaluant ses effets sur un organisme vivant. En ce qui concerne les essais environnementaux, les tests biologiques fournissent une évaluation complète de toxicité totale d'un effluent ou d'un échantillon d'eau, de sédiments ou de sol provenant d'un site contaminé. Une série de directives est disponible pour ceux qui envisagent d'utiliser des procédures des tests biologiques pour compléter l'évaluation des risques ou améliorer l'évaluation et la caractérisation de l'eau contaminée (enHealth, 2012) du sol (Hooper, 2008) et des sédiments (Barcelo et Petrovic, 2006).

L'évaluation des risques liés aux sites contaminés par le mercure est possible grâce à l'utilisation des modèles existants, mais ces modèles sont soumis à certaines insuffisances majeures qui peuvent réduire de façon significative l'exposition potentielle des récepteurs. Le principal problème est l'absence de spéciation spécifique du site et l'estimation de la biodisponibilité spécifique de la substance dans les modèles actuels. La biodisponibilité peut varier entre les différentes formes de mercure et les composés

12 Une relation dose-réponse décrit comment la probabilité et la gravité des effets nocifs sur la santé (les réponses) sont fonction de la quantité et de la condition d'exposition à un facteur (la dose fournie).

apparentés et peut être définie comme «la fraction d'un composé dans une matrice qui, lorsqu'elle est libérée de la matrice, peut être absorbée par un organisme. Ce composé absorbé est alors disponible pour causer un effet biologique» (Stein et al, 1996). Un exemple type peut se voir dans le cas où l'on trouve des taux élevés de mercure dans les poissons bien qu'il n'y ait pas des taux élevés de mercure dans les sédiments sur le site où le poisson a été capturé.

Les modèles traditionnels de l'évaluation des risques ont une approche moins définie car ils utilisent la concentration totale des données entrées et supposent des coefficients fixes pour de vrais impacts sur le récepteur pour élaborer un profil de risque d'un site à un moment précis dans le temps et assumer une situation d'équilibre (US EPA, 1996).

5. LES SITES CONTAMINÉS : LES APPROCHES POUR LEUR GESTION ET LEUR ASSAINISSEMENT

Cette section aborde les différentes approches utilisées pour la gestion et l'assainissement des sites contaminés par le mercure. L'accent est mis sur les sites industriels contaminés du genre qu'il convient d'espérer des activités industrielles qui ont eu lieu dans le passé et de celles qui sont en cours en Europe et aux États-Unis, mais cette information s'applique également aux autres pays.

La production de chlore dans les usines de chlore alcali utilisant le procédé de cathode de mercure a été une source importante de contamination par le mercure à cause de grandes quantités de mercure utilisé dans le processus de production, la perte des émissions fugitives au cours de la phase gazeuse et des déversements, les fuites et l'élimination des déchets.

Tandis que les usines de chlore alcali sont une source importante de la contamination industrielle, d'autres activités, telles que la préservation du bois (HgCl_2), la fabrication et le recyclage des batteries et d'autres activités de fabrication telles que la fabrication des thermomètres et des interrupteurs électriques sont susceptibles de causer la contamination par le mercure. Un exemple de contamination par le mercure à partir d'une source ponctuelle provenant d'une usine de thermomètre est abordé plus en détail dans la section 7.2.

Les procédés industriels utilisant des catalyseurs à base de mercure peuvent causer une contamination sur site et impacter d'autres sites à travers l'élimination des déchets. La production de pétrole et de gaz naturel est également une source d'émission de mercure étant donné que le mercure élémentaire est extirpé des usines de production et de raffinage pour protéger les équipements contre la corrosion.

L'élimination des déchets (les déchets solides, les boues et les rejets des effluents) provenant des exploitations industrielles sont la cause de nombreux sites contaminés au mercure. La rivière Nura et sa plaine d'inondation dans le centre du Kazakhstan était contaminée au mercure lorsque les effluents contaminés provenant d'une usine d'acétaldéhyde ont été déversés dans la rivière. Cela a conduit à des impacts en aval avec la

contamination des poissons de la rivière de Nura au méthylmercure. Par conséquent, cela a conduit à de taux élevés de mercure chez les résidents de Temirtau qui pêchent et consomment des poissons de la rivière Nura (Sir 2015a).

En plus des effluents contaminés à l'acétaldéhyde, une usine de fabrication de caoutchouc synthétique à Temirtau a déversé 2000-3000 tonnes de mercure dans la rivière Nura et les régions avoisinantes ce qui a contribué davantage à la pollution généralisée au mercure dans la vallée de Nura. Cette pollution est susceptible de nuire à la santé de dizaines de milliers de personnes qui utilisent l'eau de la rivière, les puits et d'autres utilisations de la rivière Nura pour l'irrigation agricole, l'abreuvement du bétail, la natation et la pêche (Sir, 2015a). Une étude de cas effectuée sur ce site est détaillée dans la section 7.

Dans certains cas une décision pourrait être prise suite à l'évaluation des risques et/ou d'autres délibérations indiquant qu'un site contaminé doit être géré et non assaini. Cela pourrait impliquer le confinement sur site de la plus haute concentration de la contamination, la mise en place d'une barrière de sécurité et des panneaux de signalisation pour avertir les gens du danger et la nécessité d'un suivi régulier du site à l'aide de repères visuels et des instruments techniques (comme « les renifleurs » de vapeur de mercure afin d'assurer que les taux d'exposition n'ont pas augmenté. Dans la plupart des cas où les eaux souterraines sont menacées, les puits de contrôle devraient être établis « en amont et en aval » en termes de flux hydrogéologiques, pour échantillonner et caractériser la propagation potentielle de contaminants. Toutes ces données doivent être révisées au moins annuellement pour s'assurer que la contamination est maîtrisée.

Que l'option choisie soit de gérer ou d'assainir le site, on devrait empêcher d'autres contaminations d'un site contaminé connu. En outre, la gestion ou l'assainissement d'un site contaminé connu ne devrait pas causer la création ou la prolifération d'autres sites contaminés (par exemple par le biais de déversement des déchets hors-site, l'élimination des déblais de forage contaminés, l'évacuation des eaux usées etc.).

La gestion des sites est généralement choisie pour des raisons économiques, là où il n'y a pas assez de ressources disponibles pour l'assainissement à grande échelle. Toutefois, dans certains cas la perturbation de la contamination par un processus d'assainissement pourrait causer plus de dégâts environnementaux qu'en la laissant sur place. Dans certains cas, on a signalé que le dragage de mercure des sédiments contaminés a conduit à la remise en suspension des sédiments contenant du mercure et les impacts de la pollution dans les milieux aquatiques entraînant des concentrations élevées de mercure dans le biote en aval (Anchor Environmental,

2003). La gestion de la contamination sur les sites résidentiels ne devrait pas être une option privilégiée si son assainissement complète est possible.

5.1 LA GESTION

Les stratégies de gestion des sites contaminés devraient refléter la nécessité de protéger tous les segments de l'environnement tant biologique que physique. Au cours de l'évaluation et de l'assainissement des sites, les actions doivent être prises pour contrôler les émissions dans l'air, sur les terres et dans les eaux.

Le mercure peut présenter des difficultés particulières en raison de sa tendance à être rejeté à la phase vapeur à la température ambiante. Cela inclut le risque provenant du dégagement de vapeur pendant la perturbation des sédiments contenant du mercure, la démolition des bâtiments contaminés au mercure et l'excavation de fosses à essais.

Le forage de puits pour la surveillance des eaux souterraines peut également créer des voies de rejet de la vapeur de mercure provenant de la contamination du sous-sol. Un suivi attentif à l'aide des détecteurs de vapeur de mercure devrait être effectué régulièrement dans n'importe quels sites perturbés afin d'assurer la sécurité des travailleurs ainsi que des résidents voisins ou du public.

La décontamination ne devrait pas être entreprise si le processus est susceptible de créer un effet négatif plus grand que de laisser le site intact. Cette décision devra être révisée à l'aide de nouvelles technologies ou des stratégies de décontamination qui deviennent disponibles avec le temps ou si l'on a remarqué que le risque est entrain d'augmenter en raison de la mobilisation des contaminants en dehors du site ou des structures de confinement.

5.1.1 La surveillance

S'il est déterminé qu'un site est contaminé, mais des circonstances ou l'évaluation des risques conduit à une décision de gérer le site plutôt que de l'assainir il faut alors développer et implémenter un plan de surveillance.

Les enquêtes détaillées sur le site devraient avoir déjà caractérisé la géologie, l'hydrogéologie et l'hydrologie du site afin de contribuer à l'évaluation des risques, à la gestion et/ou aux options d'assainissement

Pour les sites contaminés au mercure (et ceux qui sont impactés par les composés organiques volatils ou COV) la surveillance doit inclure la surveillance de la vapeur destinée aux domaines pertinents du site identifié à

travers une enquête sur le gaz contenu dans le sol qui devait être effectuée en principe au cours des enquêtes détaillées sur le site. Ceci est valable pour le mercure élémentaire uniquement étant donné que la surveillance de sa vapeur ne permet pas de détecter les sels mercuriques ou mercurieux qui représentent potentiellement un risque pour les eaux souterraines à cause de leur solubilité.

La surveillance des eaux souterraines est également essentielle pour surveiller le mouvement du panache des contaminants ou l'augmentation, y compris celle précipitée par « les effets d'attraction vers le bas » causés par des puits situés hors site et des puits utilisés pour la production de l'eau qui peuvent influencer le mouvement des panaches contaminés en dehors des directions naturelles d'écoulement.

En général, les puits de contrôle devraient être construits en « amont » (par rapport aux eaux souterraines) et en « aval » de la contamination au cours de l'EDS pour aider à la caractérisation hydrogéologique et la délimitation de la contamination des eaux souterraines. Une fois que le panache de contamination a été caractérisé par l'échantillonnage et la modélisation, des puits de contrôle supplémentaires doivent être placés « en aval » devant le panache avancé pour détecter sa propagation et adapter son mouvement par rapport à la modélisation antérieure. Les hypothèses sur le mouvement ultérieur du panache peuvent alors être ajustées et évaluées pour les incidences sur le risque. Il existe des méthodes internationales pour la surveillance du mercure dans les eaux souterraines comme l'ISO 17852 – 2006 pour la Qualité des Eaux.

5.2 L'ASSAINISSEMENT : LES PRINCIPES ET LES APPROCHES

L'objectif fondamental de l'assainissement devrait être de rendre un site acceptable et sans danger pour la continuation sur le long terme de son utilisation actuelle et maximiser dans la mesure du possible ses utilisations éventuelles dans l'avenir.

L'assainissement complexe devrait être accompagné de l'élaboration et la mise en œuvre d'un Plan d'Action pour l'Assainissement (PAA). Les éléments clés d'un PAA sont :

- L'identification des parties prenantes et des responsabilités.
- L'élaboration des objectifs d'assainissement et des critères d'acceptation de nettoyage.
- L'évaluation des options d'assainissement et la détermination de l'option d'assainissement privilégiée.
- La documentation de la méthode d'assainissement y compris toutes les exigences de permis/licences réglementaires.

- L'élaboration d'un Plan de Gestion de l'Environnement.
- La définition du programme de validation pour démontrer l'achèvement avec succès des travaux d'assainissement, y compris la surveillance (Tasmania USEPA Tasmania, 2005).

UNE HIÉRARCHIE PRIVILÉGIÉE D'OPTIONS POUR LA GESTION ET L'ASSAINISSEMENT DES SITES CONTAMINÉS

- Le traitement du sol sur place, afin que le contaminant soit détruit ou que le danger associé à ce contaminant soit réduit à un taux acceptable sans effets négatifs sur l'environnement, les travailleurs, la communauté adjacente au site ou au grand public
- Le traitement hors site des déblais, afin que le contaminant soit détruit ou bien que le danger associé à ce contaminant soit réduit à un niveau acceptable, après quoi ils sont retournés sur le site et ne peuvent pas avoir des effets négatifs sur l'environnement, les travailleurs, la communauté adjacente au site ou au grand public.

Si'il n'est pas possible de mettre en œuvre l'une de ces deux options mentionnées ci-dessus, alors d'autres options à examiner doivent inclure:

- Le retrait des sols contaminés vers un site approuvé ou des installations, suivi de leur remplacement avec du remblai propre
- L'isolation de la contamination sur site dans une installation de confinement convenablement conçue et gérée avec un suivi régulier et une révision des stratégies de remise en état au fil du temps
- Laisser le matériel contaminé in situ en supposant qu'il ne représente pas un danger immédiat pour l'environnement ou la communauté et que le site dispose en son sein des contrôles de gestion appropriés. Ceci nécessite une réévaluation des mesures de remise en état au fil du temps pour tenir compte du développement de nouvelles technologies et des pratiques de remise en état qui pourraient être mises en œuvre.

5.2.1 L'approche «Adaptée au contexte »

Si la contamination du site est confirmée et représente un risque permanent pour la santé humaine et/ou l'environnement, l'assainissement devrait être effectué. Le terme assainissement désigne généralement la suppression et/ou le traitement de la contamination afin de réduire

l'exposition humaine et les risques que celle-ci représente pour la santé ou l'environnement. Dans certains pays, une approche « adaptée au contexte » est adoptée selon laquelle le site est décontaminé jusqu' à un certain niveau dépendant de l'utilisation future du site. Les systèmes de réglementation pour les sites contaminés classent souvent les utilisations de site selon les catégories suivantes :

- Résidentiel
- Parcs et loisirs
- Commerciaux
- Industriel.

Ce système repose sur la possibilité d'exposition des récepteurs humains – en particulier la durée de l'exposition. Les scénarios d'exposition déterminent alors les taux admissibles de contamination pour la catégorie d'utilisation d'un site donné. En terme général, parmi toutes ces catégories le site « résidentiel » a les plus bas taux admissibles de contamination du sol à cause du risque du temps d'exposition prolongé des résidents (jusqu'à 24 heures par jour) et la possibilité pour les jeunes enfants d'habiter ce site et de s'engager dans des comportements de « pica » (Edward et al., 1997) qui signifie littéralement manger de petites quantités d'impuretés à travers le fait de porter constamment leur main vers leur bouche.

Les calculs de l'exposition incluent parfois un scénario pour la consommation des produits locaux qui sont particulièrement riches en mercure pour les personnes qui consomment des poissons et des légumes produits localement. Cela devient particulièrement important lorsqu'on considère les sites d'EAPO qui traversent souvent les frontières du « site » de l'emplacement où se trouve l'exploitation minière vers l'usine de raffinage des minerais et de l'amalgamation du mercure dans les villages à proximité des étangs piscicoles et des rizières (qui souvent sont utilisées comme étangs piscicoles). Alors que l'accumulation du méthylmercure dans le poisson est connue depuis quelque temps il existe maintenant de plus en plus de preuves d'accumulation de mercure dans le riz (ref). Cela soulève des questions complexes quant à la façon d'aborder la contamination au mercure dans le cadre des activités de l'EAPO, particulièrement en Asie du sud-est, où la production du riz et du poisson pour l'alimentation se passe à côté de là où se fait l'amalgamation de l'or par le mercure dans les lieux résidentiels.

Les taux admissibles de contaminants s'élèvent aux plus hauts taux pour « les parcs et les lieux de loisirs », plus élevés encore pour « les lieux commerciaux » et les plus hauts taux admissibles sont généralement pour les sites qui sont actuellement « les zones industrielles » ou les zones prévues pour être utilisées pour l'activité industrielle dans l'avenir. Les sites indus-

riels et commerciaux sont autorisés à une plus forte contamination du sol en supposant que les travailleurs y seront exposés seulement pendant un nombre limité d'heures par jour. Ils pourraient par ailleurs porter un équipement de protection individuelle (EPI) pour des raisons professionnelles et parce que les surfaces de site pourraient être scellées avec du bitume ou du béton permettant de limiter davantage les expositions.

Cette approche est non seulement déterminée par une évaluation des risques, mais aussi par une approche coût/bénéfice, par laquelle des sites industriels pourraient ne pas recevoir la même norme d'assainissement (qui est une réduction considérable des coûts pour les propriétaires de site ou d'autres parties responsables) dont un site résidentiel a besoin. Le problème avec cette approche réside dans le fait qu'elle laisse la contamination à traiter à une date ultérieure, même par les générations futures. C'est une approche qui n'est ni préventive ni durable ou qui n'est même pas la meilleure pratique mais elle est économiquement avantageuse pour ceux qui sont responsables de l'assainissement du site.

Cette approche peut aussi conduire à d'autres problèmes environnementaux. Par exemple, les régulateurs pourraient décider qu'un site résidentiel devrait être assaini jusqu'au point où le taux de mercure élémentaire présent dans le sol soit égal à 2 ppm ou moins alors qu'un site industriel pourrait être autorisé à remettre en état un site fortement contaminé et laisser jusqu'à 200 ppm de mercure élémentaire dans le sol. Il est impossible que le site résidentiel contribue à une quantité importante de vapeur de mercure ou des rejets dans l'air ambiant ou l'environnement local, alors que le site industriel continuera de contribuer aux émissions fugitives pendant de nombreuses années et provoquera éventuellement la migration de mercure dans les eaux souterraines. Dans le pire des scénarios, des dizaines d'années passeront et les rapports de la contamination sur le site seront perdus ou oubliés et le site sera réaménagé en immeubles résidentiels, reprenant le cycle d'exposition de la contamination.

Il y a aussi la question subsidiaire des coûts futurs pour nettoyer entièrement les sites qui ont été seulement partiellement assainis. Il est probable que les futurs coûts seront plus élevés et que la contamination pourrait se propager au fil du temps, augmentant la portée, les frais et l'étendue de l'assainissement du futur site, surtout si l'utilisation des terres est remplacée par un scénario plus sensible tel que pour usage résidentiel.

L'autre approche consiste à restaurer entièrement un site lorsque l'occasion se présente d'abord afin d'éviter les conséquences de coûts, les inconvénients et les risques d'assainissement répété sur un site dans les années à venir. En termes de durabilité écologique (le principe de l'équité intergénérationnelle, le principe du pollueur-payeur et le principe de précaution), cette approche est plus proche de la meilleure pratique.

Une fois que l'assainissement d'un site contaminé a été jugé complet d'autres étapes sont nécessaires pour garantir l'efficacité de l'opération.

5.3 LA VALIDATION

A la suite de l'assainissement, il doit être démontré que les objectifs d'assainissement ont été respectés en termes de taux de contaminants dans le sol, dans l'eau et dans l'air et de l'intégrité du confinement. Le site ne doit plus représenter un risque pour la santé humaine ou l'environnement. L'échantillonnage pour la validation des sols, des eaux souterraines, des sédiments, du biote et de la vapeur devrait être mené pour s'assurer que les objectifs ont été atteints. L'échantillonnage des eaux souterraines devra se poursuivre sur une période de temps afin de prendre compte des variations saisonnières et d'autres influences.

Les plans de surveillance en cours devraient également inclure un plan d'urgence pour remédier à toute défaillance survenue au cours de l'assainissement et les rapports inattendus de contamination dans le suivi des données qui ont pu surgir des points chauds ou des influences hors site mal caractérisés ou inconnus.

6. LES TECHNIQUES ET LES TECHNOLOGIES D'ASSAINISSEMENT

Les technologies d'assainissement des sites contaminés au mercure sont nécessaires pour faire face à certains défis particuliers associés au comportement complexe et aux caractéristiques du mercure élémentaire et des composés du mercure. Particulièrement, la capacité que le mercure a d'entrer dans la phase de vapeur aux températures ambiantes ainsi que la capacité de certaines espèces à se déplacer vers le bas à travers le profil du sol.

Au cours de l'assainissement des sites contaminés au mercure, il est essentiel d'évaluer et de gérer la mobilisation du mercure dans le sous-sol et de prévenir les émissions et les rejets dans l'air, dans l'eau et dans le sol.

Lorsqu'on envisage de faire la sélection de technologie et le développement d'une stratégie d'assainissement d'un site, trois problèmes clés doivent être abordés:

1. L'élaboration d'un modèle conceptuel du site complet (CSM), qui comprend une enquête approfondie du site qui décrit les éventuels rejets de mercure provenant du site suite à l'utilisation des technologies d'assainissement ainsi que toutes les transformations (par exemple de la phase solide à la phase de vapeur) que cette technologie pourrait produire. Ceci repose sur l'identification précise des diverses formes de mercure qui pourraient être impliquées dans l'air, dans le sol, dans l'eau et leurs risques potentiels pour la santé humaine et l'environnement.
2. Le mercure élémentaire ne peut pas être détruit donc toutes les stratégies d'assainissement doivent prendre en compte la gestion des déchets contenant le mercure résiduel, y compris sa stabilisation, son transport et son stockage définitif.
3. Les technologies d'assainissement comportent le risque de remobiliser le mercure lors des travaux d'assainissement. Les Plans d'assainissement sanitaire et sécuritaire des travailleurs et du public doivent être pris en compte. Pour plus d'informations, voir la section 8.

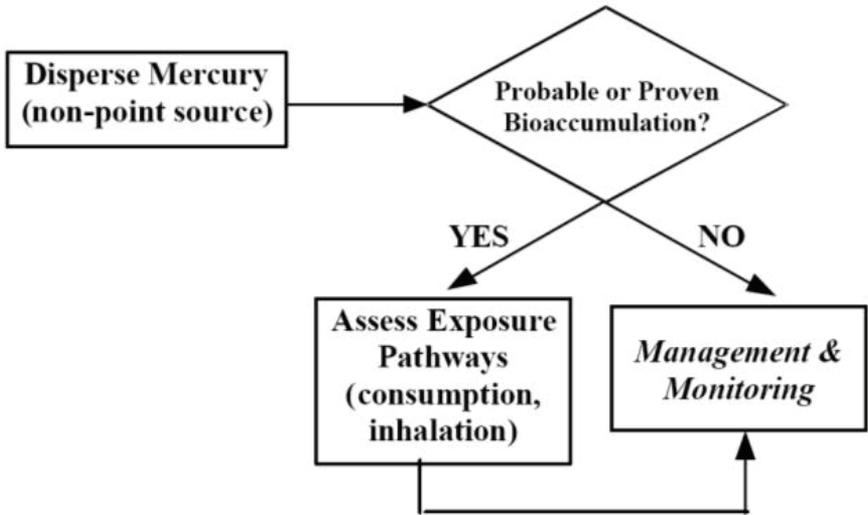


Figure 5. la Réponse proposée aux sources diffuses de contamination au mercure par Hinton et al, (2001)

Tel que mentionné précédemment dans ce document, les approches axées sur les risques d'assainissement peuvent produire des résultats qui sont très différentes des objectifs d'assainissement durable qui déduisent l'intégration des principes de durabilité dans les buts d'assainissement proposés.

Une option d'assainissement durable intègre les considérations sociales, environnementales et économiques dans la décontamination du site y compris le principe du pollueur payeur et l'équité intergénérationnelle. Une approche basée strictement sur les risques comme celle proposée par Eurochlor (2009) est déterminée en mettant l'accent sur des considérations économiques. Ainsi, il y a une nécessité pour le développement d'une option d'assainissement durable qui favorise les objectifs sociaux. Ceux-ci peuvent être liés à et être intégrés aux objectifs sociaux pour l'amélioration de la santé, les résultats scolaires, les moyens de subsistance alternatifs (surtout avec les sites de l'EAP0) et le développement du secteur agricole et de la pêche qui correspondent aux plus grands objectifs sociaux de réduction de la pauvreté.

6.1 LES SOURCES PONCTUELLES ET DIFFUSES DE LA CONTAMINATION

En ce qui concerne la contamination par le mercure, l'application des stratégies et des technologies d'assainissement devrait également être gui-

dée par la forme distributive de la contamination. La contamination peut provenir d'une source ponctuelle (par exemple, dans le cas d'une ancienne usine de production du chlore alcali) ou prendre les caractéristiques de la contamination diffuse où le mercure s'est répandu bien au-delà de sa source à cause de leurs déversements dans les milieux aquatiques tels que les rivières ou les ruisseaux et les dépôts ultérieurs sur les rives, les réservoirs ou les estuaires.

Hinton et coll. (2001) ont suggéré deux réponses qui dépendent de si la contamination par le mercure venait d'une source ponctuelle ou avait le caractère diffus. Pour la contamination diffuse, Hinton était d'avis que généralement il n'était pas possible d'envisager des mesures d'assainissement.

Concernant les sources ponctuelles, Hinton propose de considérer la possibilité de «excaver et déverser/traiter» là où une évaluation des techniques de confinement et de recouvrement in situ n'est pas possible. Dans les deux cas, Hinton considère la biodisponibilité du mercure comme le conducteur des stratégies d'assainissement. En l'absence d'une option d'assainissement pour la contamination diffuse par le mercure, la modification du comportement axée sur les risques pourrait être mise en œuvre. Cela peut nécessiter que les informations soient données au public afin de réduire l'exposition au sol et aux sédiments contenant du mercure, la réduction ou l'abandon de la consommation du biote contaminé (surtout des poissons) le changement d'utilisation des terres (p. ex. l'agriculture) pour éviter les zones où la contamination est élevée. Les réponses pourraient aussi impliquer le contrôle de la santé de la population avec les interventions ciblées pour les individus compromis.

Plus récemment, les technologies nouvelles sont entrain d'être développées. Ces technologies telle que la phytoremédiation ont éventuellement la capacité d'aborder la contamination diffuse. Il s'agit d'un processus par lequel les plantes sont utilisées dans les zones contaminées pour accumuler le mercure dans leurs racines, sur leurs tiges et leurs feuilles et sont ensuite récoltées.

La phytoremédiation est parfois dénommée la phytostabilisation, la phytoextraction ou la phyto-volatilisation étant donné que les plantes pourraient également contribuer au rejet de mercure dans l'environnement (Wang et al, 2012). Un problème majeur rencontré avec l'utilisation de cette technologie est de savoir comment faire face aux matières résiduelles (par exemple : les plantes contaminées au mercure qui sont récoltées) afin d'assurer que le mercure n'est pas remobilisé (exemple : par combustion) ou consommé comme produit alimentaire.

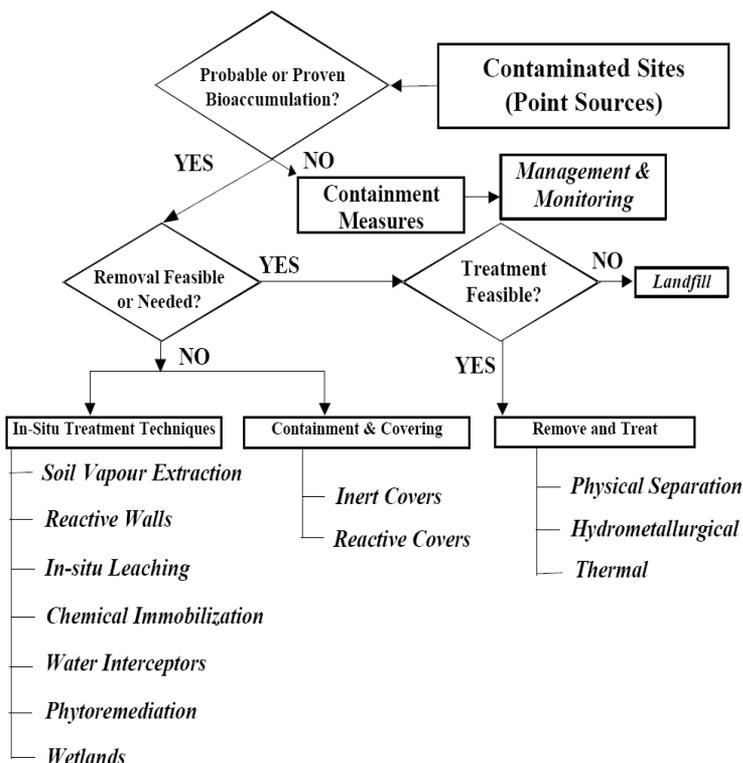


Figure 6. La réponse proposée pour les sources ponctuelles de la contamination au mercure par (Hinton et al, 2001)

Il y a de nombreuses technologies qui sont appliquées pour les sources ponctuelles de contamination au mercure. Celles-ci peuvent être utilisées individuellement ou par séquences de traitement. Un certain nombre de technologies ont fait leurs preuves et sont régulièrement utilisées pour la contamination du sol et de l'eau tandis que d'autres sont censées être de nouvelles technologies qui offrent des degrés variables de potentiel pour les deux milieux environnementaux.

6.2 LES TECHNOLOGIES PROUVÉES POUR L'ASSAINISSEMENT DU SOL CONTAMINÉ AU MERCURE

6.2.1 L'excavation et le traitement sur site (la récupération)

Cette approche élimine les concentrations les plus élevées de la contamination des sols par l'excavation et le traitement suivi par les méthodes d'isolement telle que celle qui consiste à contenir et à recouvrir sur place

la masse qui a une forte concentration (pour empêcher l'échappement de la vapeur). Le matériel qui a une forte concentration pourrait également être éliminé hors site dans un site d'enfouissement technique/contrôlé pour des déchets dangereux.

Cette approche est privilégiée pour les points chauds qui se trouvent sur un site contaminé car l'excavation généralisée soulève d'importantes questions sécuritaires, financières et géotechniques. Le problème le plus important associé à cette approche est la remobilisation des poussières contaminées au mercure et la vapeur de mercure (les pluies peuvent aussi laver les sols contaminés au mercure provenant du site au cours de l'excavation ou provoquer une infiltration des déchets solubles contenant du mercure dans le sol). Les dangers qui sont liés à cette approche doivent être pris en considération pour les travailleurs et le public qui sont près du site

Il ne devrait pas être assumé que les sites contaminés sont des espaces vides car les structures d'utilisations industrielles et d'autres peuvent toujours y être présentes. La démolition de ces bâtiments peut causer d'importants rejets de vapeur de mercure de la même manière que le fait l'excavation. Les structures et les matériaux de construction pourraient aussi contenir des concentrations importantes de mercure d'où la nécessité de mener des enquêtes approfondies précises du site et les modèles conceptuels du site avant le début des grands travaux.

Une méthode qui peut aider à réduire le risque d'émissions et les rejets de mercure au cours de l'excavation consiste à exercer l'activité au sein d'une structure temporaire hermétiquement scellée sous la pression d'air négative et créer une barrière aux récepteurs externes. L'image ci-dessous (photo 7) représente une enceinte de pression d'air négatif (entourée en noir) en usage en Nouvelle-Galles du Sud, en Australie au cours de l'assainissement d'un site de l'ancienne usine à gaz ayant des contaminants volatils (le Gouvernement Fédéral Australien, 2013). L'espace de 3 800 mètres carrés, fait en acier et en tissu, avec une enceinte de contrôle des odeurs (OCE) a été érigé à l'extrémité nord du Site de Platypus.

Les travaux de traitement des matériaux contaminés sont en cours dans l'OCE. Tout l'air provenant de l'intérieur de l'OCE est filtré à travers les systèmes de contrôle des émissions avant d'être rejeté dans l'environnement à travers la cheminée (la séquence de traitement de la vapeur et la cheminée sont encerclés en jaune).

6.2.2 Le traitement après l'excavation (le lavage et la séparation du sol)

Le lavage et le prétraitement du sol: la plupart des formes de mercure ont une affinité élevée pour les sols fins et des sédiments qui ont des taux



Figure 7. Assainissement avec enceinte de contrôle des odeurs et la séquence de traitement. Source: Gouvernement Fédéral Australien (2013)



Figure 8. L'intérieur de l'enceinte de contrôle des odeurs lors de l'excavation. Source: Gouvernement Fédéral Australien (2013)

d'adsorption les plus élevés pour l'argile et les matières biologiques (organiques). La séparation physique des sols à grains fins contaminés par le

mercure des sables à gros grains et des graviers réduit le plus possible la quantité finale du matériel qui doit être contenu. La séparation physique est un processus qui se déroule en 3 et 5 étapes impliquant la séparation physique (notamment mécaniques) à travers le tamisage et le criblage et le lavage du sol en utilisant soit de l'eau ou des solutions telles que des acides, des polymères et des agents tensio-actifs (Merly et Hube, 2014)

Une fois que le lavage ou la séparation du sol est terminée une troisième étape de traitement peut être effectuée en utilisant les procédés thermiques.

6.2.3 Les processus de traitement thermique

Les processus de traitement thermique pour extraire le mercure des sols dépendent de l'application de la chaleur et de la faible pression pour libérer le mercure par volatilisation à cause de sa faible pression de vapeur qui est de 0,002 mm Hg à 25 ° C (ATSDR 1999). L'incinération des déchets contenant du mercure n'est pas considérée visée par l'assainissement des sites contaminés à cause du risque élevé de rejet de vapeur de mercure.

La plupart des méthodes de traitement thermiques nécessitent un examen attentif avant leur mise en œuvre à cause du fait qu'elles peuvent convertir le mercure en vapeur de mercure. Les émissions provenant de ces technologies peuvent représenter un risque majeur et les systèmes de lutte contre la pollution de l'air (APC) qui sont coûteux, doivent être utilisés. Même avec les applications complètes d'APC, les émissions de mercure peuvent être difficiles à contrôler.

Une fois que la contamination est retirée de sa position originale (ex situ) elle peut être traitée sur site ou hors site par des moyens thermiques. Les technologies les plus couramment utilisées sont :

- La désorption thermique ex-situ ou DTES (une méthode in situ est décrite plus loin dans la partie présentant les nouvelles technologies) ;
- L'incinération ;
- L'autoclave discontinu.

La désorption thermique peut se dérouler de deux façons: a) la désorption thermique indirecte et b) la désorption thermique directe.

La désorption thermique indirecte – la désorption thermique indirecte devrait être envisagée comme étant une option de traitement privilégiée pour les sites contaminés au mercure. En général, la chaleur est appliquée à l'extérieur de la chambre de combustion et est transférée à travers la paroi de la chambre vers les déchets. Ni la flamme du brûleur ni les gaz de combustion n'entrent en contact avec les déchets ou les dégagements ga-

zeux (Agence pour l'Environnement du Royaume-Uni, 2012) empêchant ainsi la contamination des gaz issus du chauffage.

Ceci est important pour le traitement des matrices contaminées au mercure étant donné que les produits issus de la combustion du brûleur peuvent être rejetés directement dans l'atmosphère, aussi longtemps qu'un combustible «propre» comme le gaz naturel ou le propane est utilisé. L'objectif de la désorption thermique devrait être de récupérer au maximum des contaminants volatilisés dans les effluents gazeux au moyen des processus de condensation. Un principe de fonctionnement majeur qui met la désorption thermique en dehors de l'incinération des déchets est basée sur la récupération optimisée des contaminants désorbés du gaz plutôt que leur destruction par combustion (Agence de l'environnement du Royaume-Uni, 2012).

La désorption thermique directe – Ce processus n'est pas recommandé pour l'assainissement de la contamination au mercure à cause du risque élevé d'émissions fugitives de mercure au cours du processus. Toutefois, il a eu à être appliqué à certains sites dans le passé. La chaleur est appliquée directement par la radiation provenant de la flamme de combustion et/ou par convection provenant du contact direct avec les gaz de combustion. Les systèmes utilisant ce type de transfert de chaleur sont appelés systèmes de contact direct de désorption thermique ou systèmes de désorption thermique à combustion directe (gouvernement américain, 1998).

L'objectif de l'opération est également de maximiser la récupération des contaminants volatilisés provenant des gaz issus du chauffage au moyen du processus de condensation. Cependant, une complexité supplémentaire apparaît en raison du contact direct entre la combustion des gaz et la vapeur contenant les déchets. Ce qui augmente le coût pour le traitement des gaz dégagés par le système. Les émissions de vapeur de mercure peuvent être fortement élevées dans les systèmes qui n'ont pas des dispositifs de haut niveau pour la lutte contre la pollution de l'air (APC). Même si les dispositifs ultramodernes de lutte contre la pollution de l'air sont constitués après l'évaluation rigoureuse de l'impact environnemental (EIE) et les procédures d'autorisation, les émissions de mercure peuvent être difficilement contrôlables.

Un exemple récent est l'échec des émissions d'une unité de Désorption Thermique à Combustion Directement (DTD) qui avait été délibérément construite pour détruire les déchets contenant du mercure provenant d'un site contaminé de la société de produits chimiques Orica à Sydney, en Australie. En dépit des assurances que l'opération était sans danger, l'usine a enfreint les limites des émissions de mercure dans l'atmosphère et était soumise aux mesures d'exécution. Dans une série d'échantillons de l'air ambiant, l'Agence de protection de l'environnement de la Nouvelle-Galles

du sud a enregistré un taux de mercure s'élevant à 0,0049 grammes par mètre cube – représentant plus du double des limites réglementaires australiennes qui s'élève à 0,002 grammes par mètre cube. L'infraction d'émissions de mercure peut avoir été en cours jusqu'à un mois avant d'être découverte. L'usine de désorption thermique directe a été fermée après l'infraction d'émissions de mercure et la société de produits chimiques Orica a été condamnée plus tard à payer une amende de \$750 000 pour cela et d'autres infractions de pollution.¹³

La Cornue discontinue - Les fours à cornue fonctionnent généralement à des températures allant de 425 à 540° C et sous vide de manière à augmenter la volatilisation du mercure et à réduire les volumes des gaz résiduels (Agence américaine de la protection de l'environnement, 2007). Les fours à cornue sont généralement utilisés pour les petites quantités de sols fortement contaminés au mercure (> 260 ppm) et se limitent au traitement de 1 à 2 tonnes de sol par jour (Merly et Hube 2014).

L'incinération - L'incinération est un processus de destruction utilisant la combustion thermique à des températures élevées pour détruire les contaminants en particulier les composés organiques. Comme élément, le mercure ne peut pas être détruit, mais lorsqu'il est exposé à un environnement de combustion, il se transformera généralement en vapeur ou adhèrera aux émissions de particules. L'incinération n'est pas une technologie appropriée pour le traitement des déchets contenant du mercure à cause de sa grande propension à rejeter la vapeur de mercure. Le risque causé par des émissions des vapeurs de mercure est très élevé, en particulier lorsque les sols et les sédiments contaminés sont traités près des collectivités. Une autre gamme de technologies moins coûteuses et moins complexes qui ont un profil de risque beaucoup plus faible peuvent être utilisées. Par conséquent, l'incinération ne doit pas être utilisée pour les grands volumes de matériaux contaminés à cause du risque d'émissions et de rejets de mercure (Merly et Hube, 2014).

6.2.4 L'excavation et les technologies d'immobilisation (L'excavation et l'élimination)

Cette méthode a été décrite dans d'autres documents comme un processus qui consiste à «excaver et déverser» avec l'ajout de traitement d'immobilisation. Les déchets enlevés peuvent être contenus sur le site avec un matériel de recouvrement ou éliminés hors du site dans un site d'enfouissement technique de déchets dangereux. L'immobilisation de la teneur en mercure se réfère à un traitement qui réduit de manière significative sa

13 Voir: <http://www.epa.nsw.gov.au/epamedia/EPAMedia14072901.htm>

capacité à s'infiltrer sous forme soluble ou de produire des vapeurs. Les techniques d'immobilisation incluent :

- L'amalgamation (avec d'autres composés métalliques) ;
- La stabilisation (habituellement à travers les réactions chimiques avec des composés de soufre et des polymères) ;
- La solidification (la stabilisation physique par le mélange avec des matériaux solides non dangereux.

6.2.5 L'amalgamation

L'Agence américaine de protection de l'environnement, USEPA (2007) définit l'amalgamation comme la dissolution et la solidification du mercure dans les autres métaux comme le cuivre, le nickel, le zinc et l'étain, aboutissant à un produit solide, non volatil. C'est un sous-ensemble des technologies de solidification, et elle n'implique pas une réaction chimique. Deux processus génériques sont utilisés pour amalgamer le mercure contenu dans les déchets : le remplacement des solutions aqueuses et non aqueuses. Le processus en phase aqueuse implique un mélange d'un métal de base finement divisé comme le zinc ou le cuivre dans une eau usée qui contient les sels de mercure dissous ; le métal de base réduit les sels mercuriques et mercurieux en mercure élémentaire, qui se dissout dans le métal pour former un alliage métallique à base de mercure solide appelé amalgame. Le processus non aqueux implique un mélange de poudres métalliques finement divisés en déchets de mercure liquide, formant un amalgame solidifié.

L'Agence américaine de la protection de l'environnement (2007) a identifié l'amalgamation comme étant la meilleure technologie éprouvée disponible (MTED) pour le traitement du mercure élémentaire liquide contaminé par des matières radioactives. Ceci est important et doit être pris en compte lors de l'élaboration des plans d'assainissement pour les sites ayant des contaminants mixtes qui incluent le mercure et les radionucléides.

6.2.6 La stabilisation et la solidification (s/s) sans récupération de mercure

Les processus de stabilisation impliquent des réactions chimiques qui permettent de réduire la mobilité des déchets et dans certains cas leur toxicité. La solidification peut changer les propriétés physiques d'un état liquide ou de boue à un état solide, mais ne modifie pas la forme chimique des déchets. En combinaison, ces techniques peuvent réduire la toxicité et la mobilité des déchets. La S/s est communément appliquée aux sols, aux boues, aux cendres et au liquide contaminés (la Convention de Bâle 2012). La S/s implique les contaminants qui sont physiquement liés ou enfermés

au sein d'une masse stabilisée (la solidification) ou provoquant des réactions chimiques entre l'agent stabilisant et les contaminants pour réduire leur mobilité (la stabilisation).

Le processus de solidification implique un mélange de sol ou de déchets contaminés avec des liants comme le ciment Portland, le ciment de soufre de polymère, le sulfure et les liants de phosphate, les poussières issues des fours à ciment, les résines de polyester ou les composés de polysiloxane pour créer une suspension, une pâte ou autre état semi-liquide, à qui on accorde le temps de se transformer en une forme solide (Agence américaine de protection de l'environnement, 2007).

Les déchets peuvent être encapsulés de deux façons: la micro-encapsulation et la macro-encapsulation. La micro-encapsulation est le procédé consistant à mélanger les déchets avec le matériel d'enrobage avant que ne se produise la solidification. La macro-encapsulation désigne le processus de déversement du matériel d'enrobage sur et autour de la masse de déchets, le renfermant ainsi dans un bloc solide (Agence américaine de protection de l'environnement, 2007).

La conversion chimique la plus courante est de doser les déchets avec le soufre pour créer le mercure sulfhydrique. La conversion de tout le mercure en mercure sulfhydrique (HgS) devrait être réalisée afin de réduire la fuite et la volatilité à un niveau acceptable. En général, le HgS est obtenu par le mélange de mercure et du soufre dans des conditions ambiantes pendant un certain temps, jusqu'à la production du mercure sulfhydrique (II). L'isolement de l'environnement par l'encapsulation et l'élimination dans une décharge spécialement aménagée, ou dans un lieu de stockage souterrain permanent peut être nécessaire étant donné que les concentrations élevées de chlorure dans le lixiviat peuvent augmenter les rejets de mercure (la Convention de Bâle, 2012). Les conditions de chlore élevées sont généralement rencontrées dans les décharges municipales qui ne conviennent pas pour l'élimination de cette forme de déchets.

Dans certains cas, le HgS peut être reconverti en mercure élémentaire. Si les déchets contenant le mercure élémentaire sont destinés à être convertis en HgS pour leur élimination définitive, il faudrait reconnaître que, à un moment ultérieur, ce processus pourrait être inversé.

6.2.7 La stabilisation/solidification avec le polymère de soufre (SPSS)

Le processus de stabilisation par le polymère offre l'avantage supplémentaire qu'il est difficile d'inverser l'empêchement de la récupération du mercure élémentaire de la matrice. Le processus de SPSS¹⁴ comprend

14 Pour plus d'information visitez le site web: www.ctndm.es

deux étapes : Le mercure est stabilisé avec le soufre comme la première étape pour former le sulfure bêta-mercure (la poussière méta du cinabre: López et al., 2010, López-Delgado et al., 2012) et, dans une deuxième étape, ce sulfure de mercure est incorporé et micro-encapsulé dans une matrice de soufre polymériques à 135 ° C. Ceci aboutit à l'obtention d'un liquide qui est refroidi à la température ambiante dans des moules, pour obtenir le bloc solide (les monolithes).

La deuxième étape du processus fournit une barrière supplémentaire pour le mercure afin de prévenir et d'éviter les rejets de mercure dans l'environnement en réduisant au minimum avec elle la possibilité de sa conversion à d'autres formes de mercure. Le mercure est transformé dans le processus qui a une faible consommation d'énergie, une faible émission de mercure, qui n'a aucune consommation d'eau ni d'effluents et qui ne génère pas d'autres déchets (Convention de Bâle 2012).

6.2.8 S/S avec les micro-ciments contenant du soufre

Le traitement des déchets contenant du mercure avec les micro-ciments contenant le soufre est une autre technologie de stabilisation et de solidification, qui se traduit par une matrice solide qui assure le confinement du mercure à cause de sa précipitation sous forme de composés très insolubles, comme les oxydes, les hydroxydes et les sulfures.¹⁵

6.2.9 Le confinement in situ

Il s'agit d'un processus de création d'un lieu d'isolement techniquement conçu autour de la zone contaminée au mercure pour la séparer des alentours non contaminés comprenant le recouvrement pour prévenir les rejets de vapeur. Les barrières physiques ont été techniquement conçues pour empêcher la remobilisation du mercure latéralement et verticalement (soit dans le profil du sol ou dans l'air). Il existe de nombreuses variétés de confinement avec des techniques différentes, y compris l'installation des murs de boues verticaux ou des rideaux de béton injecté (aussi appelés murs de séparation) construits en découpant de profondes tranchées dans le sol autour de la contamination et les remplir de boues comme les bentonites/mélanges du ciment et de l'argile.

Les avantages de cette approche incluent la simplicité relative et la mise en œuvre rapide avec des réductions de coûts comparées à celles de l'excavation (et les dangers associés à l'excavation). L'isolement à travers le recouvrement, les barrières de vapeur et les murs de séparation permet aussi

15 Pour plus d'information visitez le site web:

info@cementinternationaltechnologies.com; www.cemintech.com.

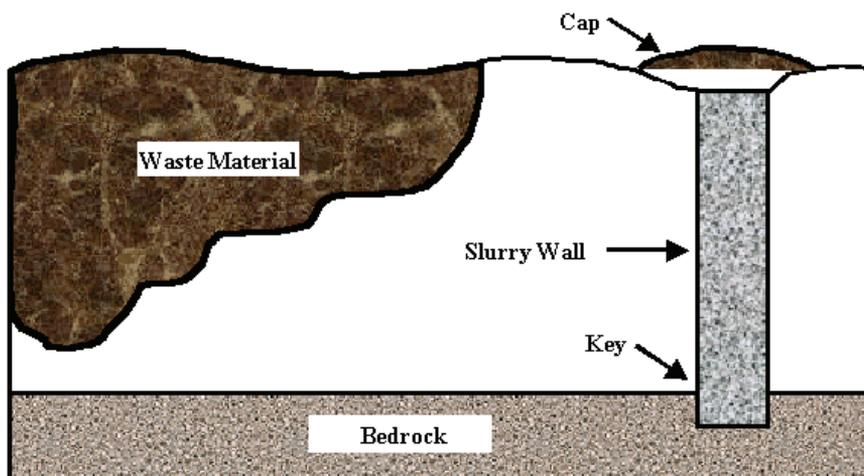


Figure 9. la Section montrant l'isolement capsulé de mur de boue.



Figure 10. Insertion combinée de tranchée et de boue.

Source: www.dewindonepasstrenching.com

le contrôle et la gestion des flux migratoires de mercure. Cette approche a des limites dues au fait que la masse et la toxicité du mercure ne sont pas réduites, l'écoulement des eaux souterraines peut être perturbé et les déchets potentiellement contaminés pourraient être générés lors de l'excavation des tranchées (Merly et Hube, 2014). L'efficacité à long terme d'un tel confinement devrait aussi être surveillée et de tels mécanismes pourraient ne pas convenir aux zones qui ont une activité sismique élevée.

6.2.10 L'élimination hors du site

Les déchets contenant du mercure et les résidus de mercure provenant de l'assainissement des sites contaminés qui doivent être éliminés hors du site doivent avoir un permis et doivent respecter les critères régionaux/nationaux d'acceptation pour l'installation d'élimination de déchets qui les reçoit. En termes généraux, cela ne s'applique pas au mercure élémentaire récupéré au cours des processus tels que la désorption thermique indirecte ou l'autoclavage. Le mercure élémentaire est une marchandise que l'on peut négocier pour une utilisation permise en vertu de la Convention de Minamata sur le mercure (à l'exception du mercure récupéré provenant des anciennes usines de chlore alcali et du mercure produit à partir des mines primaires destinées à certaines utilisations). Toutefois, les restrictions sur l'exportation du mercure élémentaire pourraient s'appliquer dans certains pays comme les États-Unis et l'Union européenne.

Pour les déchets contenant du mercure, l'Europe a des critères d'acceptation relativement strictes pour les installations d'élimination des déchets facilités par des cadres réglementaires - la Directive européenne 1999/31/CE et décision 2003/33/E ; Décision du 14/11/2008 1102/2008 et le EC Directive 2011/97/CE.

L'élimination des déchets contenant du mercure hors du site a des inconvénients tels que le coût élevé pour l'excavation et le transport vers les sites d'enfouissement (et le pré-traitement potentiel pour répondre aux critères d'acceptabilité du site d'élimination des déchets. En termes de durabilité, cela peut également laisser un bilan carbone élevé pour le projet surtout quand les gros volumes sont transportés

Le tableau suivant présente les limites réglementaires des fuites de mercure provenant des déchets destinés à divers types d'installations d'élimination des déchets (décharges) allant des décharges inertes jusqu' aux sites d'enfouissement des déchets dangereux.

TABLEAU A. LES VALEURS LIMITES DES FUITES DE MERCURE POUR LES DIFFÉRENTS TYPES DE DÉCHARGES CONFORMÉMENT À LA DÉCISION 2003/33/EC, ANNEXE

Type de décharge	L/S =2 l/kg mg/kg substance sèche	L/S =10 l/kg mg/kg substance sèche	CO (test de percolation) mg/l
Critère de décharges pour les déchets inertes	0.003	0.01	0.002
Critère pour les déchets non dangereux granulaires acceptés dans la même cellule comme déchets dangereux non réactifs	0.05	0.2	0.03
Critère pour les déchets dangereux acceptables dans les décharges à déchets non dangereux	0.05	0.2	0.03
Critère pour les déchets acceptables dans les décharges à déchets dangereux	0.5	2	0.3

Source: *Les exigences de BiPro (2010) pour les installations et les critères d'acceptation pour l'élimination du mercure métallique.*

6.2.11 L'élimination sur le site

Les résidus et les sols contaminés qui restent après l'assainissement du site sont typiquement éliminés sur site par enfouissement. Il s'agit d'une cellule réalisée spécialement conçue pour isoler les déchets contaminés au mercure dans l'environnement. Il a l'avantage de faire économiser les frais de transport vers une installation hors site.

Les principales caractéristiques du «tombeau» incluent une faible perméabilité compactée à base d'argile ou à base de ciment, comportant des revêtements synthétiques tels que le HPDE, le recouvrement, l'extraction et la capture de gaz. Cela est conçu pour empêcher la fuite de gaz, l'infiltration des eaux de pluie, l'infiltration des eaux souterraines et la mobilisation des contaminants. Il y a des coûts importants associés à une surveillance à long terme de la structure afin d'assurer son intégrité et le confinement de la contamination. Cette structure s'appuie aussi sur la stabilité sismique.

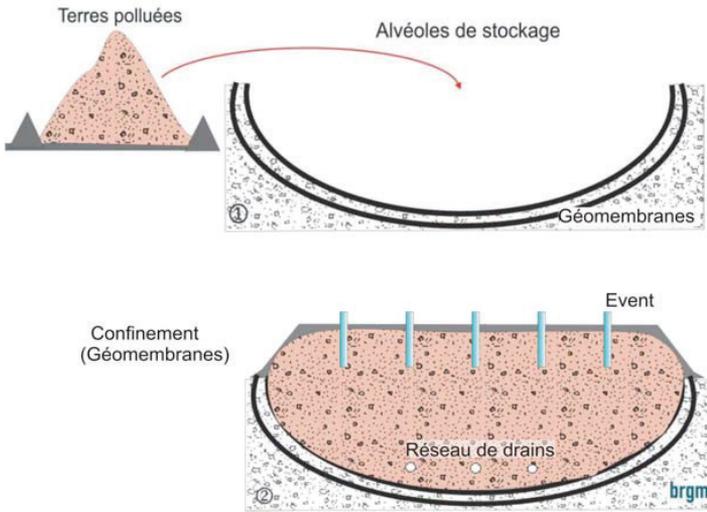


Figure 11. Schéma d'enfouissement des déchets sur site. Source: Colombano et coll. (2010)

6.3. LES NOUVELLES TECHNOLOGIES DESTINÉES À L'ASSAINISSEMENT DES SOLS CONTAMINÉS AU MERCURE

6.3.1 Les techniques électrocinétiques

Dans la littérature plusieurs termes différents sont utilisés pour décrire des techniques basées sur le même principe : l'assainissement électrocinétique, l'extraction électrocinétique, l'électroreclamation, l'électrorestauration ou l'électrodialyse. Trois phénomènes de transports sont responsables du mouvement électrocinétique du mercure dans les sols. Le mécanisme de transport pour tout mercure particulaire ayant des surfaces chargées, Hg° ou précipités colloïdaux, par exemple, est appelé électrophorèse. Par électromigration, toutes les espèces ioniques peuvent être transportées à la cathode ou l'anode. Les espèces chargées ainsi que les non chargées présentes dans le liquide interstitiel du sol peuvent être transportées vers la cathode par électro-osmose (Merly et Hube 2014).

L'électroremédiation des sols contaminés au mercure, facilitée par l'utilisation d'agents complexants (EDTA) s'est avéré être un traitement alternatif attrayant pour l'extraction du mercure dans les sols miniers contaminés au mercure (Robles et al., 2012) (Garcia-Rubio et al., 2011). L'addition d'agents complexants permet la formation des complexes de coordination qui renforcent l'électromigration. Garci-Rubio et coll, 2011, ont démontré

que, pour un sol hydraulique à perméabilité relativement faible, l'assainissement électrocinétique renforcé à l'iodure permet la même efficacité de récupération qu'un nettoyage à grand eau effectué sur place avec la concentration de chélation optimale, mais l'assainissement à grande échelle pourrait être réalisé en périodes de temps de plusieurs ordres de grandeur plus courtes.

6.3.2 La phytoassainissement

La phytoassainissement utilise les plantes pour enlever, transférer, stabiliser ou détruire des contaminants dans les sols, les sédiments et les eaux souterraines. La phytoassainissement s'applique à tous les processus biologiques, chimiques et physiques qui sont influencés par les plantes (y compris la rhizosphère) et qui aident au nettoyage des substances contaminées. Les plantes peuvent être utilisées dans la restauration des sites, tant par la minéralisation des composés organiques toxiques que par l'accumulation et la concentration des métaux lourds et d'autres composés inorganiques provenant du sol jusqu'aux tiges situées au-dessus du sol.

La phytoassainissement peut être appliquée sur site ou hors site aux sols, aux boues, aux sédiments, aux autres solides ou aux eaux souterraines in (Agence américaine de la protection de l'environnement , 2012). Des études sont en cours pour prouver l'efficacité des techniques de phytoassainissement utilisant des plantes pour ôter le mercure des sols et des milieux environnementaux mixtes tels que les rizières. Cela pourrait avoir une application directe dans les zones d'EAP0 où le riz et le poisson (qui est souvent cultivé/élevé dans la même rizière) sont les sources de l'alimentation de base et sont exposés à la contamination au mercure provenant de l'activité de l'EAP0. La phytoassainissement peut également s'avérer utile dans les zones d'agriculture soumises au lavage périodique où les sédiments contaminés sont déposés dans les basses terres.

Les études menées dans les laboratoires ont démontré que aussi bien le riz génétiquement modifié que le riz sauvage ont pu tous deux supprimer le Hg + 2 ions lorsqu'ils sont cultivés dans un milieu de culture hydroponique contenant du mercure (Meagher et Heaton, 2005). Une enquête plus approfondie serait nécessaire pour évaluer l'impact des émissions fugitives provenant de la transpiration des plantes et à veiller à ce que le riz contaminé ne soit pas autorisé pour la consommation humaine. Une attention particulière doit être prise pour surveiller le cycle de vie complet et le sort des plantes hyper-accumulatrices de mercure dans les cas où les plantes peuvent être récoltées involontairement comme cultures vivrières ou comme carburant afin d'éviter l'ingestion ou les rejets provenant de la combustion.

En plus de plants de riz, les peupliers ont été évalués pour leur capacité à assainir le mercure. Les peupliers de l'est (*Populus deltoides*) se développent rapidement dans une variété de conditions, y compris sur les rives et dans des plaines inondables (APGEN, 2003).

La phytoassainissement pourrait avoir des applications dans des sites diffus contaminés au mercure comme la rivière Nura et les terres agricoles environnantes dans la vallée de Nura où l'inondation a causé une contamination généralisée difficile à gérer par des moyens conventionnels. La culture des plantes qui sont hyperaccumulatrices de mercure (les plantes qui peuvent pousser et concentrer un contaminant particulier jusqu'à 100 ou 1 000 fois supérieur à la concentration dans le sol) peut avoir d'importants avantages pour l'assainissement au fil du temps à un coût relativement bas. La gestion de la biomasse résultante contenant du mercure doit être examinée attentivement.

6.3.3 La désorption thermique in Situ (ISTD)

La désorption thermique in situ (ISTD) est une technologie qui s'applique dans les cas de forte contamination du sol avec le mélange des matériaux organiques dangereux (les dioxines, les HAP, les PCB) la contrainte géotechnique pour les grandes excavations et la nécessité d'un temps de fonc-



Figure 12. L'Application à grande échelle de la désorption thermique in situ sur la contamination par les composés organiques aux Etats-unis. Source: Merly and Hube (2014)

tionnement très court (Merly et Hube, 2014). Elle implique l'injection de la chaleur et l'extraction de la vapeur du sol et pourrait être utilisée pour des sites contaminés au mercure ou des sites qui ont une combinaison de mercure/dioxine. Des expériences ont montré jusqu'à 99,8 % d'extraction du mercure des matrices du sol à l'aide de la désorption thermique in situ (Merly et Hube, 2014) mais cette technologie est encore en phase de développement.

Ce processus a de très forte consommation d'énergie et nécessite qu'un réseau dense de trous de forage soit creusé pour l'extraction de vapeur et de la chaleur. Les émissions fugitives de mercure peuvent être aussi difficiles à contrôler. En plus, le grand nombre de forages augmente le risque de fuite de contaminant à tout système aquifère d'eau douce sous-jacente et doit être étroitement surveillé pour s'assurer de l'intégrité de l'étanchéité des forages.

6.4 LES TECHNOLOGIES PROUVÉES POUR LE TRAITEMENT DES EAUX CONTAMINÉES AU MERCURE

6.4.1 Le pompage et le traitement

C'est le traitement qui est le plus couramment utilisé pour les eaux souterraines contaminées au mercure. Il a des applications pour le traitement de la saumure mercurique qui est commun aux sites des usines de chlore

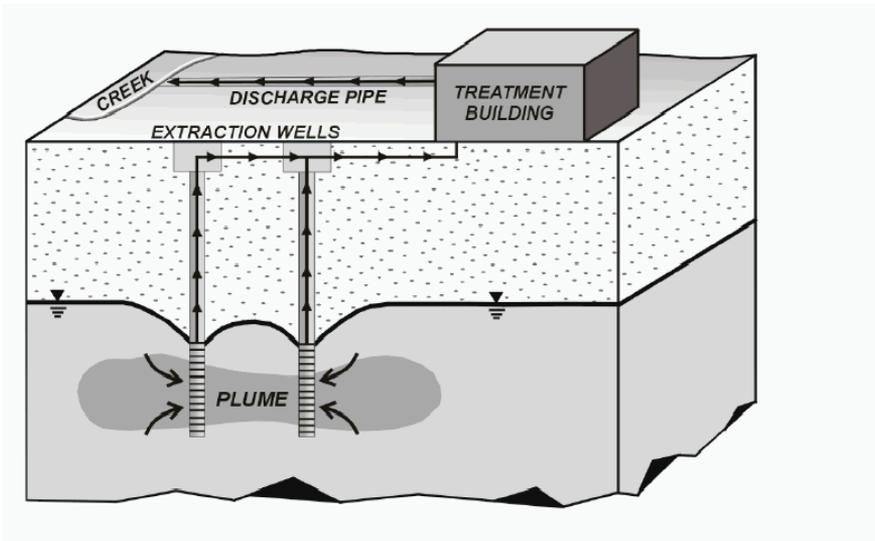


Figure 13. Les principes de pompage et de traitement.

Dept. of Geosciences Texas A&M University

alcali utilisant les cellules de mercure. La méthode implique le forage de trous dans la zone des eaux souterraines contaminées, le pompage des eaux contaminées vers la surface et le traitement de ces eaux avec une série de milieux de filtration. L'objectif est de capturer tout le panache contaminé (ou du moins la majorité de celle-ci) sur une période donnée (étant donné que les coûts de maintenance permanents sont élevés) et pour traiter l'eau jusqu'à un faible niveau de contamination au mercure

L'efficacité du système de pompage et de traitement dépend de l'hydrogéologie et du type de contaminants et le processus est très lent.

6.4.2 Les barrières réactives perméables

L'autre technologie principale utilisée pour le traitement des eaux contaminées au mercure est les barrières perméables réactives (BPA). Les technologies BPA se composent du traitement passif in situ des eaux souterraines basé sur l'extraction du mercure des eaux souterraines qui coulent à travers un milieu réactif perméable in situ portant sur la sorption et ou la réduction chimiques du mercure. Le panache de mercure est interceptée par un mur imperméable perpendiculaire à l'écoulement des eaux souterraines et conçu pour créer un entonnoir, en direction de la zone réactive perméable («la grille») où l'élimination du mercure se produit. Ces barrières latérales sont généralement des murs de boue de séparation (Merly et Hube 2014).

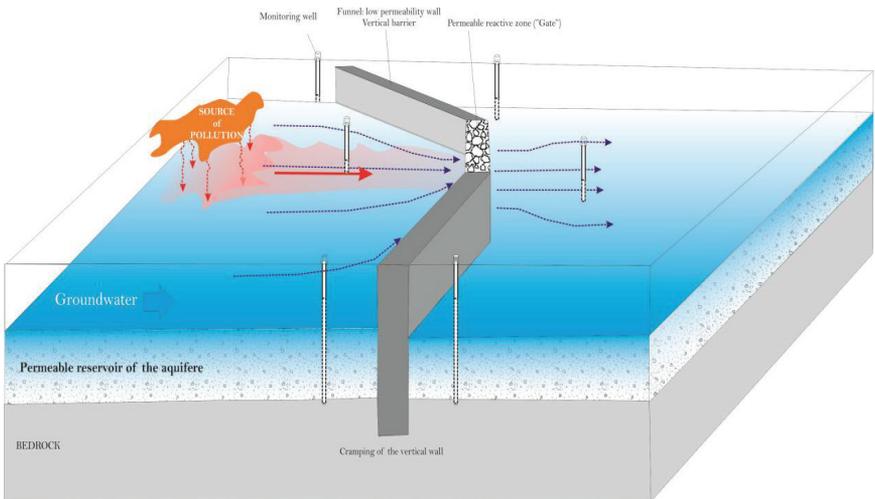


Figure 14. Le principe de « l'entonnoir et de la grille » de BPR.
Adapté de Colombano et al, 2010.

Cette technologie a été utilisée en Europe, en Australie et aux Etats-Unis sur de nombreux sites pour traiter un ensemble de contaminants, y compris les solvants chlorés, les hydrocarbures et les composés inorganiques. Les matières réactives, y compris le cuivre, la pyrite et le charbon actif granulaire (CAG) ont été incorporées comme agents de filtration et de conversion dans la section réactive «la grille» de la barrière.

Les principaux avantages de ce système est le coût très bas par rapport au coût des systèmes de pompage et de traitement. Cependant, l'utilisation du CAG pour adsorber les composés mercuriques nécessite un suivi régulier et le remplacement dès saturation et doit alors être traitée comme des déchets contenant du mercure avec les coûts que cela implique.

6.5 LES NOUVELLES TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT DES EAUX

Un certain nombre de technologies de traitement des eaux pour la technologie d'élimination de mercure sont en cours d'élaboration, mais elles sont surtout dans la phase expérimentale de développement. Il s'agit de:

- La biorestauration
- Les nanotechnologies
- Les matériaux de sorption alternatifs
- La coagulation et la floculation alternatives.

Celles-ci sont dans la première étape de développement et ne sont pas détaillées dans ce document, cependant une discussion sur leurs avantages relatifs se trouvent dans Dash et Das (2012) et Merly et Hube (2014).

7. LES ÉTUDES DE CAS DANS LES SITES CONTAMINÉS AU MERCURE - LES SOURCES DIFFUSES ET PONCTUELLES

Les études de cas suivantes nous renseignent sur deux formes distinctes de sites contaminés au mercure présentés à la section 6.1 de cette directive –à savoir : les sources diffuses et ponctuelles de la contamination. Le premier site est situé dans la République du Kazakhstan, un pays contrôlé dans le passé par L'Union Soviétique et qui a subi les effets de la pollution provenant de l'industrialisation sous l'ancien régime et le second site est situé dans la région de Tamil Nadu de l'Inde. La première étude de cas examine la contamination très répandue et diffuse par le mercure le long de la rivière Nura et les zones adjacentes. La deuxième étude de cas se rapporte à une source ponctuelle plus spécifique de la contamination par le mercure d'une ancienne usine de fabrication de thermomètre à Kodai-kanal. Les approches en vue de la caractérisation et la réhabilitation de chaque site sont différentes et illustrent les complexités et les défis de la gestion des sites contaminés au mercure.

7.1 L'ÉTUDE DE CAS 1 : LA POLLUTION PAR LE MERCURE DANS LA RIVIÈRE NURA ET SES ENVIRONS

La rivière Nura coule de la région montagneuse dans l'est du Kazakhstan à travers la région fortement industrialisée de Karganda et près de mille kilomètres dans les lacs terminaux des zones marécageuses de Kurgaldzhino qui sont d'importance internationale. Ces zones marécageuses sont devenues le premier site Ramsar désigné du Kazakhstan et le lac Tengiz a enregistré plus de 300 espèces d'oiseaux aquatiques migrateurs, dont plusieurs sont en voie de disparition. Depuis des décennies une usine d'acétaldéhyde à Temirtau, une ville sur la rivière Nura, connue sous le nom de « Karbid » a déversé de gros volumes de déchets contenant du mercure et d'autres polluants dans le fleuve avant d'être fermée en 1997 (Ullrich et al., 2007, Sír, 2015a).

A l'intérieur de la rivière, le mercure s'est associé à des millions de tonnes de cendres volantes provenant de la centrale électrique formant un « silt technologique » ayant un taux très élevé de contamination qui se disperse sur les plaines inondables lors des crues printanières (Heaven et al., 2000). En 2003 la Banque Mondiale a prêté \$ 40 millions au Gouvernement kazakh pour entreprendre un programme d'assainissement à long terme des impacts du mercure. Les travaux ont débuté en 2007 et ont été achevés en 2013 (Sir, 2015a). Avant le programme d'assainissement, les couches de terre arable de la plaine inondable contenaient environ 53 tonnes de mercure et des dépôts de silt sur les rives du fleuve contenaient environ 65 tonnes, avec 62 tonnes supplémentaires à Zhaur Swamp situé à environ 1,5 km de la ville de Temirtau.

Des conditions hydrologiques saisonnières dans la rivière Nura contrôlent les concentrations de mercure dans les eaux de surface, avec la majorité de l'écoulement de la masse de mercure durant l'inondation printanière annuelle lorsque les lits de sédiments contaminés sont remobilisés (Ullrich et al, 2007). Les sédiments qui se trouvaient dans un tronçon de 20 km de la rivière en aval de l'embouchure de l'effluent étaient fortement pollués. Les concentrations dépassant la valeur limite de 2,1mg/kg juridiquement admissible au kazakh ont été trouvées à 75 km en aval de Temirtau dans le Réservoir d' Intumak et les concentrations supérieures à 10 mg/kg de mercure total (valeur d'intervention néerlandais) ont été trouvées à 60 km en aval (Heaven et al, 2000).

L'on a découvert que Zhaur Swamp situé juste à l'extérieur de la ville de Temirtau et à moins de 1 km des villages les plus proches, avait des concentrations extrêmement élevées de mercure et des préoccupations ont été soulevées quant à la viabilité à long terme de la source d'approvisionnement en eau potable de ce village. Les concentrations de mercure dans les poissons étaient encore élevées à plus de 100km en aval de la source et pour la plupart des espèces, il n'y avait aucune diminution significative des taux de mercure sur cette distance. Il a été suggéré que cela pourrait refléter le transport fluvial du méthylmercure dans les sites en amont ou l'augmentation de la production in situ du méthylmercure en aval (Ullrich et al, 2007

Une étude menée en 2009 sur les concentrations de mercure dans les échantillons de cheveux a consisté à faire des analyses dans la ville de Temirtau et quatre villages de la plaine inondable (Kourtchaloï, Gagarinskoye, Samarcande et Rostovka) allant de 1,5 à 35 km de l'embouchure. De cette étude, on a déterminé que 17 % de la population avaient les concentrations dépassant la norme de sûreté qui est de 1 µg/g pour le mercure contenu dans les cheveux, développée par l'Agence américaine de la protection de l'environnement et ces gens étaient considérés comme étant en danger (Hsiao et al., 2009).

Dans les deux plus grandes agglomérations (Temirtau et Kourtchaloï) plusieurs habitants ont indiqué qu'ils sont inquiets au sujet de la contamination au mercure et n'ont pas consommé des poissons qu'ils avaient pêchés dans les rivières. Les discussions entamées avec les vendeurs de poissons sur le marché ont indiqué qu'ils reconnaissent que les poissons contenant du mercure était un problème sensible et ils annonçaient souvent l'origine des poissons de leur stock (Hsiao et al., 2009). Bien qu'il ait pu avoir une prise de conscience au niveau local de la pollution au mercure et éventuellement une baisse de la consommation dans les deux plus grands agglomérations, les trois villages riverains ont consommé beaucoup plus de poissons pêchés localement que ceux achetés sur le marché, jusqu'à 80 % de tous les aliments à base de poisson. Parallèlement à cette étude, on a constaté qu'environ 84 % de tous les échantillons de poissons avaient dépassé le taux de sûreté kazakh qui est de 0,3 µg/g et 33 % ont dépassé les seuils de 0,5 µg/g (Hsiao et al., 2009).

Le résumé des résultats et les impacts de la contamination au mercure de la rivière Nura :

- Des concentrations dangereuses de la contamination au mercure dans les sédiments de la rivière, les plaines inondables, le poisson et le sol avec la perte d'eau propre, du poisson sain et les terres agricoles saines résultant à des effets économiques néfastes.
- La possibilité d'avoir les impacts sanitaires liés au mercure chez les adultes.
- La possibilité d'avoir des impacts neurotoxiques sur la santé chez les enfants et associés à des conséquences économiques et éducatives.
- La possibilité d'avoir plus de dispersion des sédiments contenant du mercure s'accumuler dans les zones marécageuses de Ramsar, où la rivière se termine avec des risques pour les espèces en voie de disparition.

7.1.1 Les mesures d'assainissement et les résultats

Les activités d'assainissement entreprises entre 2007 et 2013 étaient connues comme le «projet d'assainissement de la de rivière Nura». Bien que des quantités importantes de la pollution au mercure aient été assainies les préoccupations demeurent quant à savoir si les objectifs fondamentaux du projet ont été atteints.

Les principaux objectifs du projet étaient de nettoyer le lit de la rivière Nura, d'assurer une gestion efficace du site d'enfouissement où les sols contaminés étaient conservés, ainsi que la réhabilitation du barrage de Intumak, qui fournit le contrôle de flux en aval et fonctionne comme un

dispositif antipollution des sédiments de réservoir contaminés au mercure (Sir ,2015a).

Le dragage du lit du fleuve et le nettoyage des rives (pour enlever le silt technologique contaminés au mercure) a amélioré les conditions environnementales sur la rivière Nura. Au début du projet, le taux de pollution de mercure dans les sols et les sédiments variait de 50-1500 mg/kg. En 2012, les sols pollués au mercure ont été enlevés pour atteindre des taux de sûreté internationalement reconnues pour les sols superficiels de 2,1 mg/kg pour l'usage agricole et de 10 mg/kg pour d'autres utilisations des terres. Les régions éloignées ont été décontaminés à 50 mg/kg (Sir ,2015a). La qualité de l'eau dans la rivière s'est améliorée et les concentrations de mercure sont maintenant en dessous des recommandations pour la qualité des eaux destinées à la consommation.

Le site de l'usine de karbide a été assaini et 2 millions de tonnes de sols contaminés ont été éliminés dans une décharge destinée aux déchets dangereux qui a la capacité de recevoir d'autres déchets en cas de travaux d'assainissement supplémentaire.

Une longue section de 30 km de long de la rivière Nura, provenant du réservoir de Samarkand vers le village de Rostovka, a été nettoyée de la contamination au mercure y compris la zone touchée de la localité de Zhaur Swamp. Cette mesure d'assainissement a rendu disponible environ 6, 234 hectares de terres agricoles et de pâturage qui sera un avantage majeur pour les collectivités situées le long de la rivière Nura dans un avenir prévisible. La qualité de l'air s'est aussi améliorée considérablement avec les concentrations de vapeur de mercure baissant de 6 000-140 000 ng/m³ en-dessous de la limite réglementaire qui est de 300 ng/m³ (Sir, 2015a).

En 2013-2014, une validation partielle de l'enquête d'échantillonnage a été menée par Arnika, une Association de la République tchèque, pour évaluer les impacts de la contamination après l'assainissement. Les analyses faites par l'ONG ont révélé des quantités élevées de certains métaux lourds (le mercure, le chrome, le plomb et le cadmium) dans certains des échantillons de sédiments, des taux élevés de mercure dans des échantillons de viande, de poisson et des concentrations élevées de dioxines/furannes (PCDD/PCDF) dans certains échantillons d'œufs. Cela signifie que davantage de mesures doivent être prises pour s'assurer que la rivière est nettoyée à un niveau satisfaisant. Un compte rendu complet du régime d'échantillonnage et une histoire détaillée du site de la pollution par le mercure de la rivière Nura sont inclus dans le rapport de Sir (2015a).

L'assainissement a fait baisser la contamination au mercure dans de nombreuses régions de la rivière Nura et ses environs mais plusieurs sites

restent encore pollués et dépassent les limites d'assainissement établies pour le projet de décontamination. A Rostovka, Temirtau y compris Krasniye Gorki, Kourtchaloi, Samarcande et Gagarynskoe, les taux de mercure sont encore trop élevés, ainsi que les concentrations de cuivre, de chrome et de zinc (Sir 2015a).

Les taux de mercure dans les poissons de la rivière dépassent toujours les directives de consommation sécuritaire et les avertissements doivent être donnés pour protéger les populations vulnérables qui sont sensibles (les femmes enceintes et les enfants). A cause des points chauds de la contamination détectée par l'ONG Arnika et la contamination indirecte continue des poissons, il est recommandé que l'échantillonnage du sol, de l'eau et du biote soit en cours pour pouvoir évaluer la nécessité d'autres activités de décontamination.

7.2 L'ÉTUDE DE CAS 2 : LA CONTAMINATION AU MERCURE À KODAIKANAL, TAMIL NADU, INDE

Kodaikanal est une commune située sur la colline qui compte environ 40 000 personnes et est située dans le sud de l'État indien du Tamil Nadu. La région est un lieu populaire pour les touristes grâce à ses lacs, ses chutes, ses falaises de granite et ses vallées boisées. À 2000 mètres d'altitude, il a un climat beaucoup plus froid que la plupart des régions avoisinantes. Ce climat a été un facteur important dans l'implantation d'une usine de fabrication de thermomètre à mercure par Ponds India en 1983, qui a été acquise à travers Merger par Hindustan Unilever Limited (PUH) en 1987 (Gouvernement de l'Inde, 2011).

L'usine de thermomètre a fonctionné de 1983 à 2001, quand elle a été fermée à cause des allégations de vente de ferraille de verre contaminé au mercure aux recycleurs locaux dans la commune de Kodaikanal. Le dépôt de ferraille contenant les déchets contaminés au mercure a été soumis à une enquête et la ferraille contaminée au mercure a été récupérée et certaines activités d'assainissements des sols ont été entreprises. Toutefois, le site principal de l'usine de thermomètre, situé sur une crête boisée au-dessus de la ville, reste contaminé au mercure et fait l'objet d'autres études et de propositions pour l'assainissement.

Il a été constaté que les pratiques professionnelles sur le site ont abouti à la contamination au mercure «des points chauds» du sol sur site et d'un ruisseau qui traverse le site de l'usine. De plus, les émissions fugitives de mercure au cours du fonctionnement de l'installation ont causé des concentrations élevées de mercure dans le sol, à travers le sol, sur le site de l'usine et également des impacts hors site (URS Dames et Moore, 2001).

Des études ultérieures ont permis de constater que près du lac Kodai, une attraction touristique majeure, au nord du site, a également été contaminée du fait des émissions provenant de l'usine de thermomètre (karunasagar et al., 2006). Les eaux du lac Kodai ont eu le HgT de 356-465 ng l⁻¹ et les concentrations de méthylmercure de 50 ng l⁻¹. Les sédiments du lac Kodai ont révélé entre 276-350 mg/kg de HgT avec environ 6 % de méthylmercure. Les échantillons de poissons du lac signalaient entre 120 – 290 microgrammes/kg de HGT

L'échantillonnage de l'air effectué en dehors du périmètre de l'usine de thermomètre a signalé une augmentation significative des concentrations de mercure dans l'air ambiant, avec des taux atteignant 1.32 microgrammes/m³ (Balarama Krishna et al., 2003). Par comparaison, les concentrations de mercure aéroporté dans les zones considérées comme non contaminées varient entre 0,5 à 10 ng m³ (Horvat et coll., 2000).

En ce qui concerne le milieu professionnel, l'US National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) a établi une limite de concentration maximale permmissible dans l'air qui est de 0,05 mg/m³ (NIOSH, 1992). D'autres études ont conclu que des concentrations atmosphériques de mercure supérieures à 0,01 mg/m³ sont considérées comme étant dangereuses pour les sous-groupes sensibles tels que les femmes enceintes (Moienafshari et al, 1999).

D'autres contaminations hors site ont été identifiées dans la végétation comme les lichens et les mousses, qui sont connus pour accumuler du mercure. Les concentrations diminuaient au fur et mesure que l'on s'éloignait de l'usine, avec des échantillons ayant des concentrations allant d'environ «de 0,2 mg/kg» à 20 km de l'usine (Balarama Krishna et al., 2003) jusqu'à 87 mg/kg de poids sec sur le site lui-même (URS Dames & Moore, 2002).

La contamination des sols sur le site de l'usine est considérable et a été causée tant par les dépôts atmosphériques à cause des rejets de mercure fugitives que par les activités pratiquées sur le site telles que l'élimination des déchets. Une évaluation environnementale par URS Dames et Moore (2002) a conclu qu'il y a quatre principaux points chauds sur le site avec des concentrations élevées de mercure dans le sol.

Ce sont:

- Les points chauds A – les concentrations de mercure variant entre 10 et 30 mg/kg dans 40 % d'une superficie de 1800 m². Située près de l'ancienne boulangerie et les zones de stockage des ferrailles en verre.
- Les points chauds B – une zone de 3040 m² située au sud-est des points chauds A et au sud du chemin des étangs. Les concentrations

de mercure variant entre 10 et 30 mg/kg à 60 % du site et de plus de 500 mg/kg sur 25 m² de cette zone.

- Les points chauds C1 et C2 – situés au sud du bâtiment de l'usine et le chemin des étangs. Une superficie de 8590 m² dont environ 60 % contient des concentrations de mercure variant entre 10 et 30 mg/kg.

Une autre zone de contamination inférieure variant (entre 0,1 et 10 mg/kg) est désignée zone D et contient environ 75 kg de mercure au total. (URS Dames et Moore, 2002).

Cependant, ces résultats ont été contestés par les anciens employés qui suggèrent qu'il est possible qu'il ait des concentrations plus élevées dans le sol (ces allégations étaient formulées par les travailleurs des sites d'enfouissement de mercure), mais ceci n'avait pas été détecté à cause de la méthodologie d'échantillonnage du consultant engagé par HUL. Ces points de vue ont reçu un soutien lorsqu'un bilan massique de mercure effectué pour l'usine généré par URS Dames et Moore a révélé que les émissions et les rejets de mercure provenant de l'installation au cours de son fonctionnement étaient sous-estimées. Le bilan massique initial a conclu que 559 kg de mercure ont été considérés comme des pertes non comptabilisées (dans l'environnement). Un rapport ultérieur d'évaluation de site publié par URS Dames et Moore en 2002 a pris en compte une importation de mercure qui n'avait pas été précédemment révélée s'élevant à 10 810 kg vers le site qui a été signalé par les anciens travailleurs. Les consultants (URS Dames et Moore, 2002) ont révisé le bilan massique pour le mercure sur le site concluant que les pertes non comptabilisées s'élevaient à 2031 kg avec des pertes de 1350 kg à Pamba Shola.

Une enquête menée par le ministère du travail et de l'emploi (gouvernement de l'Inde 2011) a constaté que la quantité réelle de mercure qui peut avoir été rejeté dans l'environnement était de 10 974 kg. Alors que le débat se poursuit sur la quantité des rejets de mercure provenant du site, il est clair qu'une forte contamination au mercure s'est produite sur le site et a provoqué des impacts significatifs hors site dans les organismes aquatiques et les forêts adjacentes à l'usine qui ont un statut de conservation élevé. Les impacts hors site ont également été signalés dans une étude menée par le National Environmental Engineering Research Institut of India (NEERI, 2015) qui a trouvé des taux élevés de mercure dans 60 % des échantillons de sédiments prélevés des cours d'eau situés à côté du site avec les résultats suivants; LP1: 0,507 mg/kg, PS1: 0,353 mg/kg, LP5: 0,228 mg/kg.

Depuis la fermeture de l'usine, certaines activités d'assainissement partielles ont eu lieu. En mai 2003, 290 tonnes de matériaux contaminés au mercure (qui comprenaient les boues d'épuration des effluents, le verre et le mercure élémentaire) ont été expédiés aux États-Unis pour le traite-

ment et la récupération du mercure. Toutefois, la majeure partie des sols contaminés reste in situ. Les propriétaires du site ont proposé de traiter le reste des sols contaminés au mercure sur site en utilisant le lessivage du sol et la technologie thermique de l'autoclavage.¹⁶ Comme c'est le cas avec toutes les technologies thermiques pour le traitement des déchets contenant du mercure, le matériel spécifique et consacré à la lutte contre la pollution de l'air par le mercure doit être incorporé pour faire en sorte que la vapeur de mercure ne soit pas rejetée dans le milieu environnant. Même avec toutes ces précautions, les émissions de mercure provenant du traitement thermique direct peuvent demeurer problématiques.

Ce site contaminé par le mercure soulève également des questions contextuelles en ce qui concerne les critères d'assainissement du sol. De nombreux sites industriels contaminés peuvent être nettoyés pour atteindre les exigences nationales sans controverse, car elles sont situées dans les complexes industriels ou des zonages semblables qui ne sont pas adjacentes aux zones écologiques résidentielles ou sensibles. Dans le cas du site de Kodaikanal, les récepteurs écologiques hautement sensibles sont présents à proximité du site, et cela pourrait impacter sur les critères d'assainissement finaux pour le sol et d'autres matrices. Le site contaminé est contigu à l'écosystème forestier de Pambar Shola, qui est une forêt ancienne et une réserve naturelle protégée par l'Etat de Tamil Nadu, et qui contient la faune et la flore menacées d'extinction.

La nature vierge de cet écosystème et les impacts hors site de l'usine de fabrication de thermomètre pourraient exiger les critères d'assainissement plus tangibles sur les points terminaux que ceux qui sont actuellement proposés. Au départ, Hindustan Lever Ltd. (une filiale d'Unilever) a proposé d'assainir le site au niveau d'intervention (résidentiel) néerlandais de 10 mg/kg (c'est-à-dire en laissant le mercure dans les sols du site à une concentration maximale de 10 ppm). Toutefois, après des négociations avec le Bureau de Contrôle de Pollution de Tamil Nadu, les critères d'assainissement ont été assouplis à 25 mg/kg. L'Inde ne dispose actuellement d'aucun critère pour l'assainissement du sol contaminé au mercure et donc toute limite proposée devrait tenir compte des sensibilités spécifiques au site de Kodaikanal.

URS Dames et Moore ont estimé qu'un critère de nettoyage de 10 mg/kg se traduirait par l'enlèvement et le traitement de 4100 m³ de sols et les sédiments contaminés sur le site. Les critères proposés de 25 mg/kg entraîneraient sensiblement le traitement de moins de matière et les coûts

16 Accessible à <https://www.unilever.com/sustainable-living/what-matters-to-you/kodaikanal-india.html>

d'assainissement plus bas. Le niveau d'Intervention néerlandaise de 10 mg/kg ne reflète pas nécessairement les résultats d'assainissement « durable » (une approche qui privilégie l'équité intergénérationnelle, le principe de précaution et du pollueur payeur), mais plutôt une évaluation des risques dérivés de l'approche de l'exposition. C'est pourquoi les Hollandais citent également un «taux cible» de 0,3 mg/kg (MHSPE, 1994). Cela est considéré comme un taux supportable avec des risques négligeables à l'écosystème, qui permet aux sols à recouvrer pleinement les fonctionnalités pour la vie humaine, végétale et animale (y compris la microfaune et les microbes du sol).

Au moins une étude (Tipping et al., 2010) a déterminé que la limite critique du mercure dans le sol en matière de la santé des organismes du sol est aussi basses que 0,13 mg/kg. L'atteinte de ces faibles concentrations de mercure dans le sol à travers de nouvelles technologies d'assainissement reste difficile; Cependant, certaines techniques et technologies prétendent s'approcher de ce taux.

7.2.1 Les actions d'assainissement possibles

En prenant en compte l'environnement sensible de l'ancienne usine de thermomètre, il faudrait considérer les critères d'assainissement qui intègrent les objectifs de durabilité approchant la fonctionnalité complète du sol dans et autour du site. La nature vierge de l'écosystème forestier de Pambar Shola devrait être considérée comme le récepteur de conduite dans toute évaluation de l'exposition à cause des émissions de vapeur de



Figure 15. Unité de Distillation sous vide indirectement chauffée.

Source: *econ industries GmbH* cited in *UNEP/ISWA 2015*

mercure qui sont encore en cours sur le site et de leurs impacts qui surviennent hors site.

Les critères actuels d'assainissement proposés se traduiront par des émissions de vapeur de mercure en cours provenant du site et des rejets potentiels vers les écosystèmes aquatiques locales via les précipitations, le lessivage et la mobilisation à travers des systèmes d'eau de surface. Le lien existant entre la source de contamination et les récepteurs écologiques importants comme le lac Kodai a déjà été démontré (karunasagar et al., 2006).

Dans ce cas, la source de la contamination - le sol qui se trouve sur le site de l'usine - devrait être assainie selon la norme la plus élevée possible pour prévenir le rejet continu de mercure dans l'environnement local. Une approche potentiellement durable pourrait exiger que des modifications sur les propositions et les critères d'assainissement existants soient faites. Une combinaison de lavage du sol et une unité de désorption thermique sous vide pourrait se rapprocher des taux élevés de dépollution qui visent à protéger les récepteurs sensibles et d'empêcher la propagation de la contamination. Le lavage du sol peut aider à séparer les matériaux grossiers du sol sur lesquels le mercure est moins susceptible de se lier. Le matériau grossier peut ensuite être testé et soit déclaré nettoyé ou, si encore contaminé, peut être écrasé en matière fine et renvoyé dans le processus. La matière la plus fine, qui contient la plus grande quantité de la contamination par le mercure, peut ensuite être introduite dans l'unité de distillation sous vide. La version française de cette technologie a été en mesure de traiter les sols contaminés à une teneur finale en mercure de moins de 1 ppm (1 mg/kg) et avait une valeur de lixiviation de < 0,001 mg/l (PNUE/ISWA, 2015). Le sol a ensuite pu être renvoyé sur le site.

Il est peu probable que le lavage des sols et l'opération d'autoclavage thermique proposée par HUL soit en mesure d'atteindre ce niveau de décontamination des sols, et il pourrait aussi rencontrer des problèmes avec les émissions de vapeur de mercure au cours de l'opération si une technologie thermique directe est employée. Il serait préférable d'utiliser l'appareil de la désorption thermique sous vide chauffée indirectement pour le traitement final, tout en conservant l'étape de lavage du sol du processus. Si les faibles concentrations de ppm du mercure contenues dans le sol pourraient être réalisées avec cette technique, la source de la pollution en cours dans les cours d'eau et la forêt de Pambar Shola pourrait être supprimée. La surveillance continue des récepteurs environnementaux autour du site devrait continuer à assurer que tous les points chauds ont été identifiés et assainis.

Les activités d'assainissement supplémentaires pourraient être nécessaires pour traiter la contamination des sédiments du lac Kodai, pour assurer que les espèces de poisson locaux pourraient au fil du temps se débarrasser des charges corporelles élevées en mercure.

8. LA SÉCURITÉ DANS LE MILIEU PROFESSIONNEL ET DANS LA COMMUNAUTÉ ET LA GESTION SANITAIRE AUTOUR DES SITES CONTAMINÉS

Le renforcement des capacités sociales à travers la libre circulation des informations est la base pour s'assurer que la santé dans le milieu du travail et la gestion de la sécurité sont liées à la santé communautaire et à la sécurité autour des sites contaminés. Tous les rapports des enquêtes menées sur le site, les dispositifs sanitaires et sécuritaires, les registres des risques, les dispositifs d'assainissement et des dispositifs de transport et de traitement des déchets devraient être mis à la disponibilité de toutes les parties prenantes pour servir au cours des discussions et des amendements dans les plus brefs délais.

L'assainissement des sites contaminés peut impliquer un certain nombre d'étapes:

- L'enquête préliminaire menée sur le site
- L'enquête approfondie menée sur le site
- La gestion du site
- L'assainissement, la validation et la gestion continue.
- Le transport et le traitement des déchets.

Les questions liées à la sécurité et la santé dans le milieu professionnel et dans la communauté doivent être abordées à tous les stades du processus. Il faut aussi reconnaître que les travailleurs du site auront des équipements spécialisés de protection et de surveillance qui ne sont pas disponibles pour ceux qui sont à l'extérieur des limites du site ainsi que pour ceux qui ont des périodes de durée d'exposition plus courtes (< 8 heures par jour) sur le site. Pour les émissions fugitives, les niveaux de déclenchement de la surveillance (les niveaux d'alerte) qui garantissent la protection devraient être établis pour les membres du public se trouvant

de l'autre côté de la ligne de clôture du site afin de refléter leur manque d'équipement de protection et des périodes d'exposition longues (jusqu'à 24 heures par jour).

Tout calcul de risque basé sur des concentrations de contamination de l'air acceptable et les périodes moyennes devraient tenir compte de cette différence et être calibré pour les récepteurs sensibles au sein de la Communauté (par exemple, les enfants, les personnes âgées, les femmes enceintes et les personnes ayant une immunodéficience).

8.1. VUE D'ENSEMBLE

Les sites contaminés pourraient présenter des risques sanitaires et sécuritaires aux travailleurs et aux membres de la communauté au cours des enquêtes et des activités d'assainissement et alors que ces risques pourraient varier entre les impacts sur le site et hors site, ils devraient être abordés dans un seul cadre pour assurer la transparence et la responsabilité.

Les risques peuvent être rencontrés à n'importe quelle étape du déroulement des travaux sur le site et pourraient inclure les autres métaux lourds en plus du mercure ainsi que des solvants organiques volatils, les hydrocarbures, les pesticides, les produits chimiques industriels ou encore les polluants organiques persistants et les matières radioactives. Ces contaminants peuvent être sous une forme solide, liquide, vapeur ou de poussière et se trouver dans le sol, l'atmosphère ou l'eau souterraine. Les autres dangers potentiels incluent les incendies, les explosions, les espaces confinés, les conduites de gaz et l'électricité, les machines, les risques de manutention et de transport.

Dans certaines zones de conflits anciens et actuels les sites contaminés pourraient également être affectés par les munitions enfouies non explosées (UXO). Les précautions spéciales doivent être prises lors de l'enquête menée sur les sites des munitions non explosées et des conseils devraient être recherchés dès que possible du personnel de la défense ayant une expérience dans la détection et la neutralisation de ces dispositifs. Une enquête préliminaire extensive du site y compris toutes les anciennes utilisations du site aidera à identifier la présence éventuelle des matières radioactives et des munitions non explosées et la nécessité de la détection plus complète de ces matériaux. Dans un certain nombre de cas, ces explosions ont également été trouvées dans d'anciennes décharges municipales où les bases de défense qui étaient situées à proximité ont eu à garder les munitions et les explosifs dans le passé.

La gestion des sites contaminés devraient garantir que tous les travailleurs et les membres de la communauté potentiellement affectés ne sont pas exposés aux dangers. Tandis que les employeurs ont une « responsabilité

morale » envers les employés, la gestion complète du site a une responsabilité sociale envers l'ensemble de la communauté. Les travaux effectués sur les sites contaminés pourraient impliquer des risques résultant des substances dangereuses qui sont dans un état non contrôlé et dont on ne dispose que de très peu d'informations ou non sur leur identité et leur concentration. Des précautions doivent être prises et les suppositions faites pour indiquer que le site comporte des risques importants pour la sécurité et la santé des travailleurs et l'ensemble de la communauté. Des zones suspectées contaminées devraient être considérées comme étant dangereuses sauf si l'analyse prouve le contraire.

8.2 LA RESPONSABILITÉ MORALE ET LA RESPONSABILITÉ SOCIALE

La gestion des sites contaminés doivent garantir que:

- Il y a conformité totale à toutes les lois qui se rapportent à la sécurité et à la santé et que la consultation et la coopération est accordée aux représentants des travailleurs et ceux du gouvernement qui s'occupent des questions sécuritaires et sanitaires ;
- Les employés et d'autres travailleurs ont un milieu de travail et un système de travail sécurisé pour les protéger des dangers ;
- La communauté est informée des risques et est protégée contre ceux émanant du site. Cela inclut les poussières, les vapeurs, le flux de contamination de l'eau et des sols.
- Tous les travailleurs reçoivent les informations, les instructions, la formation et la supervision pertinentes spécifiques au site leur permettant de travailler de manière saine sans exposition aux risques ;
- Les équipements et les vêtements appropriés pour la protection personnelle sont remis sans frais aux travailleurs dans les lieux où les risques ne peuvent se réduire à un niveau acceptable ;
- Toute l'usine est bâtie ou érigée pour être utilisée en toute sécurité ;
- Toutes les activités liées à la manutention, au traitement, au stockage, au transport et à l'élimination des substances sur le site sont effectuées d'une manière qui n'expose pas les travailleurs ou les autres membres de la Communauté aux risques.
- Tous les rapports des enquêtes menées sur le site, les dispositifs sanitaires et sécuritaires, les registres des risques (voir ci-dessous), les dispositifs d'assainissement, de transport et de traitement des déchets sont donnés gratuitement à tous les travailleurs et d'autres parties prenantes.

8.3 LES REGISTRES DES RISQUES

La gestion des sites contaminés doit garantir le fait que les travailleurs et la communauté aient accès à une mise à jour régulièrement du registre des risques, qui énonce les risques identifiés, l'évaluation du risque des blessures ou des dommages et des mesures mises en place pour éliminer ou réduire les risques. Les travailleurs et la Communauté doivent être protégés par l'atténuation des risques.

L'application d'une hiérarchie des mesures de contrôle allant de la mesure la plus efficace à la mesure la moins efficace comprendrait:

1. **L'élimination** – éliminer le danger ou les pratiques professionnelles dangereuses;
2. **La substitution** – remplacer un risque ou une méthode de travail par celui/celle qui est moins dangereux/dangereuse;
3. **L'isolement** – éloigner le risque et la pratique professionnelle dangereuse des personnes impliquées dans le travail (entourer les systèmes, les accès à distance ou les barrières physiques);
4. **Les contrôles technologiques** – les modifications des outils ou des équipements ou la protection des machines;
5. **Le contrôle administratif** – les pratiques professionnelles pour réduire le risque, l'instruction, la formation et les signes précurseurs;
6. **Les vêtements et les équipements de protection personnelle (EPI)** – à fournir lorsque les autres mesures de contrôle ont été appliquées et que la protection doit être plus grande ;
7. **La surveillance continue et la révision des mesures de contrôle** – pour garantir l'efficacité continue et prévenir contre les conséquences inattendues.

La fréquence de la surveillance et la révision doivent se fonder sur le niveau de risque, le type de pratique professionnelle, l'usine ou les machines impliquées ainsi que les facteurs environnementaux.

8.4 LES INFORMATIONS ET LA FORMATION

La gestion des sites contaminés doivent garantir que:

- Les informations et l'éducation sur les dangers identifiés—sous la forme d'un registre des risques—doivent être mises à la disposition des travailleurs et de l'ensemble de la communauté. Ceci doit inclure les informations relatives aux contaminants connus ou suspectés.
- La prise en charge, les informations, l'instruction, la formation et la supervision sur les procédures de sécurité sont données à tous les travailleurs.

- La formation spécifique est dispensée aux travailleurs qui sont en contact avec les substances dangereuses, y compris les effets sur la santé, les mesures de contrôle, l'intervention d'urgence et l'utilisation correcte des EPI.
- Les rapports pour toute insertion et toute formation sur le travail effectué avec des substances dangereuses sont conservés.
- Tous les travailleurs sont formés aux procédures d'évacuation d'urgence, et celles-ci sont mises à la disposition des communautés à risque afin d'aider à élaborer des procédures d'intervention d'urgence au cas où les impacts se produisent hors du site.

8.5 LA SURVEILLANCE

Une surveillance adéquate doit être fournie à tous les travailleurs pour s'assurer qu'ils ne sont pas exposés à des risques et qu'ils prennent convenablement soin de leur propre santé et de leur sécurité et qu'ils en font de même pour les autres. Cela exige que:

- Les superviseurs aient les compétences, les connaissances et l'autorité pour remplir ces rôles ;
- La formation soit continue et qu'il y ait une révision régulière des procédures de sécurité.
- L'EPI est utilisée et conservée dans des conditions de travail adéquates.

8.6. LE CONTRÔLE GÉNÉRAL DU STOCKAGE ET DU TRANSPORT DES CONTAMINANTS

Des principes généraux pour le contrôle du stockage et du transport :

- Limiter l'accès aux personnes autorisées seulement.
- Stocker des contaminants dans un endroit sécurisé, frais et aéré avec les affichages indiquant la matière, la concentration, les risques et les contrôles.
- Surveiller le taux de la contamination atmosphérique et le degré de température dans les zones de stockage pour s'assurer qu'ils se situent à des taux appropriés.
- Choisir un contenant approprié pour le stockage, tel que résistant à la corrosion ou résistant aux solvants.
- S'assurer que tous les contenants sont correctement étiquetés et que toutes les étiquettes sont bien conservées.

- S'assurer que toutes les substances inconnues sont étiquetées de la façon suivante : **SUBSTANCES INCONNUES – A TRAITER AVEC UNE EXTRÊME PRUDENCE**;
- Vérifier la compatibilité des substances stockées ensemble et séparer si nécessaire. Éviter les risques de la contamination mélangée et croisée.
- Vérifier tous les contenants pour éviter les fuites ou les infiltrations.
- S'assurer que les équipements appropriés pour lutter contre l'incendie et pour intervenir en cas d'urgence sont disponibles.
- Assurer une procédure d'évacuation bien développée avec des exercices réguliers pour les situations d'urgence.
- S'assurer que tous les contaminants sont sécurisés avant et pendant le transport.
- S'assurer que toutes les installations et les matériels sont décontaminés avant de quitter le site.

Tous les produits chimiques, les sols contaminés et les liquides doivent être stockés et transportés conformément aux lois y afférant.

8.7 LE TRANSPORT ET LE STOCKAGE À LONG TERME DU MERCURE ÉLÉMENTAIRE PROVENANT DES SITES CONTAMINÉS

Quelques efforts d'assainissement de sites contaminés pourraient aboutir à la récupération de mercure élémentaire provenant des creux se trouvant sur les sites ou provenant du traitement fait sur le site et des opérations de récupération. Le transport et le conditionnement du mercure élémentaire exige une planification minutieuse et un bon conditionnement faisant usage des véhicules convenablement préparés. L'interdiction d'exportation de mercure aux États-Unis a entraîné l'élaboration des normes strictes pour le conditionnement, la documentation, le transport, l'acceptation et le stockage du mercure élémentaire dans des installations spécialement conçues pour le retrait définitif du mercure du marché.

Le Département de l'énergie des États-Unis (U.S. Department of Energy) a développé des directives complètes (US DoE ,2009) sur les mesures pratiques et administratives nécessaires pour mener ces activités lorsqu'il faut gérer des milliers de tonnes de mercure élémentaire qui était destiné pour le stockage permanent. Les directives détaillées y compris le conditionnement et les procédures de chargement, le déchargement du véhicule et l'interface à l'entreposage, le transfert de mercure entre les navires et les directives de conditionnement final pour le stockage. Des procédures de surveillance environnementales tout au long du processus sont également détaillées. Le conditionnement de petites quantités de mercure se fait habituellement dans des flacons métalliques scellés contenant 3 litres de mercure aux États-Unis.

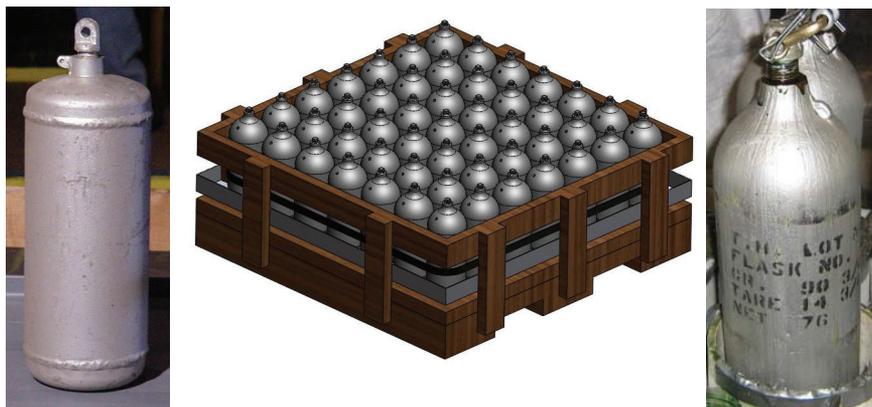


Figure 16. Exemples de conditionnement du mercure – flacons normalisés de 3 litres de mercure élémentaire individuellement et emballés dans une caisse de 49 x 3 litres construite en plateau de déversement.
Source: US DoE 2009

Lorsqu'ils sont réunis en nombres suffisants et qu'ils sont contrôlés pour l'intégrité structurelle (y compris les joints) les flacons peuvent être combinés dans des caisses avec des plateaux de déversement construits pour le soutirage.

Les paniers sismiquement nominaux sont situés sur un sol étanche, incliné (pente de 30) vers le centre de la pièce pour permettre une inspection visuelle facile et le confinement des fuites. Les paniers ont aussi des dispositifs de suppression d'incendie et ne dépassent pas généralement 3 mètres de hauteur.

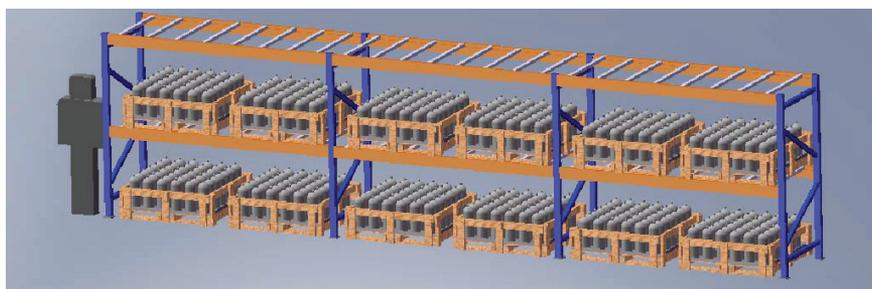


Figure 17. Soutirage des caisses contenant des flacons de mercure 49 x 3 litres destinés pour le stockage permanent. *Source: US DoE 2009*

Selon la quantité de mercure élémentaire récupéré sur un site contaminé, il peut être nécessaire d'utiliser des emballages de volume plus grand au lieu des flacons normalisés de 2,5 litres ou 3 litres. Dans ces cas les conteneurs d'un tonne métrique spécialement construits ont été développés pour répondre aux exigences rigoureuses de transport et d'entreposage à long terme.

Un ensemble de directives est en cours d'élaboration autour des critères de stockage provisoire et à long terme pour le mercure élémentaire qui est vendu comme une marchandise ou qui a été retiré du marché (les utilisations autorisées). Les informations importantes sur ce sujet peuvent provenir *des directives techniques mises à jour de la Convention de Bâle pour la gestion écologiquement rationnelle des déchets consistant en, contenant ou contaminés par le mercure ou des composés du mercure (Rev 6) ainsi que l'UNEP/ISWA Practical Sourcebook on Mercury Waste Storage and Disposal (Le document pratique du PNUE/ISWA sur le stockage de déchets de mercure et l'élimination) publié récemment.*



Figure 18. Un exemple de flacons de 34 kg en acier et une unité de stockage en acier de 1 tonne métrique. Source Bethlehem Apparatus Co. Hellertown, PA.

8.8 LES ÉQUIPEMENTS DU MILIEU PROFESSIONNEL ET LES SERVICES DE PREMIERS SOINS

Des exigences spécifiques pour les équipements appropriés au site contaminé devraient être établies dans le cadre de la planification sécuritaire et sanitaire spécifique au site. Là où c'est possible, il faudrait les installations de décontamination propres qui incluent, mais ne se limitent pas aux :

- Douches ;
- Lavabos ;
- Installations de lavage des yeux ;
- Zones propres séparées ;
- Zones pour la décontamination de tous les équipements, y compris les zones de lavage pour camions. S'il y a un taux élevé de contamination alors une unité de décontamination distincte de plus doit être mise à la disponibilité des travailleurs, et être séparée des autres équipements sanitaires et de lavage.
- L'intoxication au mercure nécessite l'intervention médicale des spécialistes et le traitement y compris la chélation (traitement pour accélérer l'excrétion du mercure du corps) et exige que le travailleur soit enlevé de la source d'exposition jusqu'à ce que le traitement soit terminé et la source d'exposition étudiée et enlevée.

8.9 LA SURVEILLANCE DE L'EXPOSITION

La surveillance de l'exposition est un moyen permettant de mesurer l'exposition aux contaminants auxquels les personnes qui ont travaillé sur le site ont été exposés. Dans certains cas, on peut juger que cela peut également être nécessaire pour les membres de la communauté. La surveillance de l'exposition devrait être effectuée par une personne qui est capable de reconnaître les normes de contrôle reconnues. Tous les résultats de la surveillance de l'exposition doivent être accessibles à toute personne susceptible d'être exposée à des contaminants dangereux. Dans le cas des sites contaminés au mercure, la surveillance biologique par l'intermédiaire de prélèvement de cheveux sur une base régulière pourrait faire partie du programme de la surveillance de l'exposition réalisé par un laboratoire accrédité avec des procédures AQ/CQ et ayant de l'expérience dans l'interprétation des résultats d'analyse.

8.10 LES PROGRAMMES DE SURVEILLANCE SANITAIRE

En plus des exigences pour les substances dangereuses déjà décrites, il faudrait organiser des programmes de surveillance sanitaire pour les travailleurs et les membres de la communauté qui ont été exposés à des substances dangereuses « très inquiétantes ». Celles-ci incluent, mais ne se limitent pas à :

- L'amiante ;
- L'arsenic inorganique ;
- Le chrome inorganique ;
- Le mercure inorganique ;
- Le cadmium
- Le plomb
- Le méthylmercure aromatiques polycycliques (HAP) ;
- La silice cristalline ;
- Le thallium ;
- Les pesticides organophosphorés ; et,
- Les polluants organiques persistants (POP).

Un registre de santé peut être établi par des agents de santé locaux sous la surveillance des cliniciens expérimentés et des toxicologues. Les travailleurs et/ou les résidents à risque d'exposition peuvent être ajoutés au registre et leur état de santé contrôlé au fil du temps. L'avantage de cette approche est que les agents de santé locaux peuvent être formés à identifier les symptômes annonciateurs de l'exposition aux contaminants spécifiques et d'identifier le début des symptômes qui passent parfois inaperçus chez les patients. Un registre peut également aider à identifier des espèces de contamination liées à des problèmes de santé dans une localité qui pourrait avoir des sites contaminés hérités menant à l'exposition à long terme des résidents.

9. LES SITES CONTAMINÉS ET LES EXIGENCES DE LA CONVENTION DE MINAMATA SUR LE MERCURE: ENGAGER LES PARTIES PRENANTES

La Convention de Minamata sur le mercure présente des activités que les parties peuvent entreprendre pour aborder les sites contaminés et générer des informations destinées au public pour les sensibiliser sur les conséquences de la contamination sur la santé humaine et l'environnement. Les directives telles que celles contenues dans ce document peuvent aider à renforcer les capacités au sein de la Communauté, entre les ONG et les décideurs et les permettre d'aborder la question des sites contaminés au mercure dans leur juridiction. Ceci peut faire découvrir également des informations précieuses pour l'industrie au sujet du site contaminé, accroître l'efficacité de l'évaluation du site et limiter les coûts tout en réduisant le risque de conflit social.

À ce stade, les parties au traité sur le mercure n'ont pas encore développé des directives précises pour les sites contaminés, mais cela n'interdit pas aux gouvernements nationaux de mettre au point leurs propres cadres de gestion, leurs politiques et leur législation pour évaluer, identifier, caractériser et assainir les sites contaminés. Au fur et à mesure que les pays accomplissent des progrès vers la ratification du traité sur le mercure, il est important d'être conscient des déclarations spécifiques faites dans le traité au sujet des sites contaminés au mercure et la nécessité de la participation du public.

En vertu de l'Article 12 sur «les sites contaminés», la Conférence des Parties est tenue d'élaborer des directives sur la gestion des sites contaminés qui incluent les méthodes et les approches pour «la participation du Public» (PNUE, 2013).

En plus, en vertu de l'Article 18 sur «l'information, la sensibilisation et l'éducation », chaque partie est tenue de fournir au public des informa-

tions sur la pollution au mercure ainsi que les «résultats de sa recherche, le développement et la surveillance des activités en vertu de l'Article 19». Les Parties doivent également éduquer, former et sensibiliser le public aux effets sanitaires causés par le mercure en collaboration avec des organisations intergouvernementales et des ONG et des populations vulnérables.

La participation du public et le renforcement des capacités de la société civile à travers la collaboration et la coopération avec les différents secteurs exige une approche intégrée bidirectionnelle entre la participation de la société civile au niveau national et régional et un processus spécifique d'un site local d'implication des parties prenantes. Chaque processus devrait avoir la capacité d'informer et de s'adapter à l'autre. Toutefois, pour être plus efficace la participation du public doit également prendre en considération le contexte culturel, social et politique.

9.1 LES DIRECTIVES POUR LA PARTICIPATION DES PARTIES PRENANTES SUR LES SITES SPÉCIFIQUES

La participation des parties prenantes dans l'identification, l'évaluation et l'assainissement des sites contaminés au mercure implique la participation volontaire des individus, des communautés, des ONG, des industries, des autorités gouvernementales et d'autres qui pourraient avoir un intérêt à, ou être potentiellement affectés par le site contaminé et les activités de nettoyage. Les parties prenantes pourraient inclure; les propriétaires fonciers et les résidents vivant près de (ou sur) le site; les communautés et les industries touchées par les impacts continus de la pollution par le mercure; les autorités chargées de la santé publique, de l'environnement et autres organismes de réglementation; les ONG et les autorités chargées de la gestion du site et les travailleurs.

Dans le cas où l'industrie a un ou des site(s) contaminé(s) et souhaite s'engager avec les parties prenantes pour leur assainissement, il peut être avantageux d'engager des tierces parties (p. ex., les consultants ou les universitaires) pour diriger les processus de participation en tant qu'un «médiateur» indépendant. Cela peut être particulièrement utile là où il pourrait avoir des problèmes de confiance ou un conflit historique entre certaines parties prenantes. Certaines entreprises peuvent rencontrer des problèmes lorsqu'ils achètent un site contaminé dans le cadre d'une fusion ou une opération similaire, mais ne sont pas responsables de la contamination (mais sont responsables de la mise en œuvre les activités d'assainissement). Les conflits ayant existés dans le passé entre les premiers pollueurs et les parties prenantes telles que les résidents locaux peuvent avoir créé une impasse pour l'assainissement du site. Dans ces situations, les nouveaux propriétaires de site peuvent «réinitialiser/relancer» les relations avec les collectivités locales avec un plan réel de participation

des parties prenantes et bénéficier d'un dialogue respectueux concernant l'avenir du site qui répond le mieux aux exigences de toutes les parties tout en rétablissant la terre à une norme convenue.

Les industries qui possèdent des sites contaminés peuvent également bénéficier des informations détenues par les parties prenantes sur l'utilisation historique du site et l'identification d'éventuels points chauds où ont eu lieu les déversements des déchets. Ceci peut inclure les résidents locaux, les chauffeurs de camion, les dirigeants communautaires et d'autres ayant connu le site et les activités professionnelles qui y étaient pratiquées depuis longtemps. Ces types d'informations peuvent être très utiles pendant les phases d'évaluation préliminaire et détaillée du site en réduisant les coûts à travers l'échantillonnage plus précis et plus efficace. Pour cette raison la participation des parties prenantes devrait commencer dès que possible lorsque l'assainissement est envisagé.

Les parties prenantes ont un droit à l'information sur les facteurs sanitaires et environnementaux qui affectent leur vie, la vie de leurs enfants et celle de leurs familles et l'avenir de leurs collectivités.

La participation des parties prenantes vise à améliorer la qualité des décisions faites pour le projet d'assainissement en particulier ainsi que le processus décisionnel lui-même. L'engagement dans les deux sens qui fournit des informations et permet effectivement la participation des parties prenantes dans le processus de prise de décision, peut permettre de réduire considérablement les coûts et améliorer la crédibilité des organisations impliquées dans la gestion des sites contaminés. Les parties prenantes bénéficient en apportant des contributions pour améliorer les décisions de gestion des risques et des options de gestion de site plus acceptables qui fournissent des prestations sanitaires, sécuritaires améliorées et des avantages au niveau des équipements.

La participation des parties prenantes devrait commencer dès que possible et continuer tout au long de l'identification, l'évaluation, l'assainissement et la gestion du site contaminé. En plus, les parties prenantes devraient être engagées chaque fois qu'un nouveau problème qui peut poser un risque pour la santé ou l'environnement ou soulever des préoccupations du public est identifié.

La préparation et la recherche pour la participation des parties prenantes peuvent être intégrées dans le processus d'identification et de caractérisation des sites car il y a un potentiel considérable d'informations venant de chaque processus pour informer l'autre. Le plan de participation des parties prenantes devrait être souple et adaptable à l'évolution des circonstances et à l'apport des parties prenantes.

9.2 LA MISE EN ŒUVRE DE LA PARTICIPATION DES PARTIES PRENANTES

Un résumé concis d'un plan de participation accepté d'un commun accord par les parties prenantes devrait être remis à toutes les parties prenantes sous la forme d'une «déclaration d'intention». Cela comprendrait ce qui suit :

- Un rappel historique du site, un rapport du projet et les buts et les objectifs visés par le processus d'engagement ;
- Une description des principales questions susceptibles d'être traitées et les utilisations potentielles futures du terrain ;
- Un rapport sur le genre de participation qui est recherchée et les techniques d'engagement qui seront utilisées ;
- Une lettre d'engagement pour dire comment les informations issues du processus seront utilisées et le feedback donné aux parties prenantes pour leur informer sur la façon dont leur contribution a été utilisée pour prendre des décisions ;
- Un calendrier pour le programme d'engagement qui laisse suffisamment de temps aux parties prenantes pour discuter et former des opinions sur les questions ;
- Les sources d'informations complémentaires, y compris les coordonnées des membres du personnel concernés et les représentants des parties prenantes.

Les techniques de mobilisation des parties prenantes devront être conçues pour le contexte local et prendre en compte des facteurs culturels, sociaux et saisonniers qui peuvent influencer la participation. Les exemples de techniques incluent :

- Les réunions publiques ;
- Les réunions sur le terrain ;
- L'information sur papier ;
- Les ateliers ;
- La réunion de conception.

Le feedback aux parties prenantes devrait être fourni à chaque étape du processus de participation après des réunions importantes et à fin de la réalisation du programme. Cela devrait inclure un résumé de la contribution apportée par les parties prenantes et la façon dont cette contribution a été examinée et incorporée dans le processus de prise de décision ainsi que la documentation des principales caractéristiques du processus d'engagement. Le feedback devrait aussi inclure d'autres facteurs en dehors du processus d'engagement qui peuvent avoir influencés la décision prise.

9.3 L'ÉVALUATION ET LE COMPTE RENDU DE LA PARTICIPATION DES PARTIES PRENANTES

L'évaluation des processus et des résultats fait partie intégrante d'un programme de participation des parties prenantes et peut aider à :

- Identifier si les parties prenantes sont satisfaites du fait que le processus est équitable et qu'il répond aux attentes ;
- Améliorer les activités de participation des futures parties prenantes et les programmes ;
- Établir si c'est nécessaire que des activités d'engagement soient en cours ;
- Améliorer la rentabilité des processus futurs.

Toutes les parties prenantes devraient être impliquées dans l'évaluation et le feedback sur l'efficacité du programme tout au long de la mise en œuvre du plan de participation des parties prenantes, ainsi qu'à la fin du processus. Ceci permettra une approche de gestion adaptative et que les améliorations soient apportées là où elles sont nécessaires. Il faudrait savoir s'il est mieux d'allouer les tâches d'évaluation à un organisme distinct afin qu'il analyse plus objectivement le succès du programme.

10. RÉFÉRENCES ET BIBLIOGRAPHIE

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). *Toxicological Profile for Mercury*. Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA. 1999.
- Anchor Environmental (2003) Effects of Resuspended Sediments Due to Dredging Operations. Literature Review of Effects of Resuspended Sediments due to Dredging Operations. Prepared for Los Angeles Contaminated Sediments Task Force Los Angeles, California.
- Applied PhytoGenetics (APGEN). 2003 Cited in US EPA (2007) Treatment Technologies for Mercury in Soil, Waste, and Water. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation Washington, DC 20460.
- Australian Federal Government (2013) Platypus Remediation Project. Sydney Harbour Federation Trust. Community Newsletter edition 8.
- Balarama Krishna M.V., Karunasagar, D., Arunachalam, J., (2003) Study of Mercury Pollution near a Thermometer Factory using Lichens and Mosses. *Environmental Pollution* 124 (2003) 357-360.
- Barcelo, D. and Petrovic, M. (2006) Sustainable Management of Sediment Resources Vol 1: Sediment Quality and Impact Assessment of Pollutants. Elsevier, 29 Sep 2006.
- Basel Convention (2007). Updated general technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants (POPs). <http://www.basel.int/pub/techguid/tg-POPs.pdf>.
- Basel Convention (2012). Technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of elemental mercury and wastes containing or contaminated with mercury. As adopted by the tenth meeting of the Conference of the Parties to the Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their Disposal (decision BC-10/7). Geneva, Secretariat of the Basel Convention: 67.
- Bellanger, M, et al, 2013, Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: Monetary value of neurotoxicity prevention. Available from, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3599906/>
- BiPro (2010) Requirements for facilities and acceptance criteria for the disposal of metallic mercury. 07.0307/2009/530302. Final report 16 April 2010. For the European Commission, Brussels. Beratungsgesellschaft für integrierte Problemlösungen.
- Bozek, F., et al. (2010). "Implementation of best available techniques in the sanitation of relief burdens." *Clean Technologies and Environmental Policy* 12(1): 9-18.
- Colombano, S., Saada, A., Guerin, V., Bataillard, P., Bellenfant, G., Beranger, S., Hube, D, Blanc, C., Zornig et al. Girardeau, C., (2010) Which techniques for which treatments – A cost-benefit analysis. BGRM
- Dash, H., and Das,S., (2012) Bioremediation of mercury and the importance of bacterial mer genes. *International Biodeterioration & Biodegradation* 75 (2012) 207-213.
- Dyusembayeva, N. K. (2014). Экология Балхаша и генетическое здоровье населения (Environment Quality and Genetic Health of Inhabitants in Balkhash City). Toxics Free Kazakhstan: International conference, August - 7, 2014. Astana.
- Environment Agency UK. (2009) Soil Guideline Values for mercury in soil Science Report SC050021 / Mercury SGV. Technical note. Environment Agency, Rio House, Almondsbury, Bristol BS32 4UD.
- Environment Agency UK (2012) Treating waste by thermal desorption – How to comply with your environmental permit Additional guidance for: Treating waste by thermal desorption (An addendum to S5.06) 382_12 – Guidance. Bristol, United Kingdom.

- Environmental Health Committee (enHealth) 2012, The role of toxicity testing in identifying toxic substances: A framework for identification of suspected toxic compounds in water, Department of Health and Ageing, Canberra.
- Environmental Protection Authority of Tasmania - Contaminated Site Assessment (2005) as outlined in the *National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure 1999*. <http://epa.tas.gov.au/regulation/contaminated-site-assessment>.
- Eurochlor (2009). Management of mercury contaminated sites, *Env. Prot. 15*, 2nd Edition, November 2009, Eurochlor publication .
- European Commission (2011). Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs (Text with EEA relevance). European Commission. Official Journal of the European Union. EC 1881/2006: 18-23.
- Garcia-Rubio A., J.M. Rodriguez-Maroto, C. Gomez-Lahoz (2011) Electrokinetic remediation: The use of mercury speciation for feasibility studies applied to a contaminated soil from Almaden. *ELECTROCHIMICA ACTA*, Volume: 56, Issue: 25 , Pages: 9303-9310
- Government of India (2011) Report of the Technical Committee Constituted by the Ministry of Labour and Employment, Government of India in connection with the Writ Petition No.8291 of 2006 in the Hon'ble High Court of Madras. Ponds Hindustan Unilever ex-mercury Employees Vs M/S Hindustan Unilever Ltd & 6 Others.
- Grandjean, P., et al (1999) Methylmercury Exposure Biomarkers as Indicators of Neurotoxicity in Children Aged 7 Years. *American Journal of Epidemiology*, 1999;149:301-5.
- Heaven, S., Ilyushchenko, M. A., Kamberov, I. M., Politikov, M. I., Tanton, T. W., Ullrich, S. M. and Yanin, E. P. (2000) Mercury in the River Nura and its floodplain, Central Kazakhstan: II. Floodplain soils and riverbank silt deposits. *Science of The Total Environment*, Vol 260, Issue: 1-3 p45-55
- Hinton J., M. Veiga M. (2001). "Mercury Contaminated Sites: A Review of Remedial Solutions", NIMD National Institute for Minamata Disease), Forum 2001. March 19 20, 2001, Minamata, Japan.
- Hooper, M. (2008) Soil Toxicity and Bioassessment Test Methods for Ecological Risk Assessment: Toxicity Test Methods for Soil Microorganisms, Terrestrial Plants, Terrestrial Invertebrates and Terrestrial Vertebrates. Prepared for the Office of Environmental Health Hazard Assessment California Environmental Protection Agency
- Horvat, M., Jeran, Z., Jacimovic, R., Miklavcic, V., (2000) Mercury and other elements in lichen near the INA Naftaplin gas treatment plant, Molve, Croatia. *Journal of Environmental Monitoring*, 2, 139-144.
- Hsiao, H, Ullrich, S, Tanton, T, (2009), "Burdens of mercury in residents of Temirtau, Kazakhstan I: Hair mercury concentrations and factors of elevated hair mercury levels", *Science of the Total Environment*, Vol 409, Iss 11, 2011 pp 2272-2280. Available from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969709012753>
- IPEN (2014) An NGO Introduction to Mercury Pollution and the Minamata Convention on Mercury. May 2014 <http://ipen.org/documents/ngo-introduction-mercury-pollution-and-minamata-convention-mercury>
- Kajenthira, A, Holmes, J, McDonnell, R, (2012) "The role of qualitative risk assessment in environmental management: A Kazakhstani case study", *Science of the Total Environment*, Vol 420, pp 24-32. Available from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969711015294>
- Kania, J & Kramer, M, 2011, Non Profit Management: Collective Impact, *Stanford Social Innovation Review*, Winter 2011. Available from http://www.ssireview.org/articles/entry/collective_impact
- Kania, J & Kramer, M, (2013), "Embracing Emergence: How Collective Impact Addresses Complexity", *Stanford Social Innovation Review*, Jan 2013. Available from, http://www.ssireview.org/blog/entry/embracing_emergence_how_collective_impact_addresses_complexity

- Karunasagar, D., Balarama Krishna M.V., Anjaneyulu, Y., Arunachalam, J., (2006), Department of Atomic Energy (DAE). Studies of mercury pollution in a lake due to a thermometer factory situated in a tourist resort: Kodaikkandal, India. *Environmental Pollution*, 143 (2006) 153-158.
- Li, P., Feng, X., Chan, H.M., Zhang, X., Du, B. (2015) Human Body Burden and Dietary Methylmercury Intake: The Relationship in a Rice-Consuming Population. *Environ Sci Technol.* 2015 Aug 18;49(16):9682-9. doi: 10.1021/acs.est.5b00195. Epub 2015 Jul 27.
- López, F.A., López-Delgado, A., Padilla, I., Tayigi, H. and Alguacil, F.J. (2010): Formation of metacinnabar by milling of liquid mercury and elemental sulfur for long term mercury storage, *Science of the Total Environment*, 408 (20), 4341-4345.
- López-Delgado, A., López, F.A., Alguacil, F.J., Padilla, I. and Guerrero, A. (2012): A microencapsulation process of liquid mercury by sulfur polymer stabilization/solidification technology. Part I: Characterization of materials. *Revista de Metalurgia*, 48(1), 45-57.
- Marsh et al., 1995b; Boishio and Henshel, 2000, cited in Hsiao, H, Ullrich, S, Tanton, T, 2009, "Burdens of mercury in residents of Temirtau, Kazakhstan I: Hair mercury concentrations and factors of elevated hair mercury levels", *Science of the Total Environment*, Vol 409, Iss 11, 2011 pp 2272-2280. Available from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969709012753>
- Meagher. R., and Heaton. A.C.P., (2005) Strategies for the engineered phytoremediation of toxic element pollution: mercury and arsenic. *Journal of Independent Microbiology and Biotechnology.* (2005) 32:502-513.
- Merly. C., and Hube. D., (2014) Remediation of Mercury Contaminated Sites. Snowman Network: Knowledge for sustainable soils. Project No. SN-03/08. February 2014.
- MHSPE, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (1994) Intervention values and target values soil quality standards. Directorate-General for Environmental Protection, Department of Soil Protection, The Hague, The Netherlands.
- Moienafshari, R., Bar-Oz, B., Koran. G., (1999) Occupational exposure to mercury. What is a safe level? *Can Fam Physician.* 1999 Jan; 45: 43-45.
- National Environmental Engineering Research Institute (NEERI) (2015) Interim report – Assessment of mercury levels in soil, sediment, and water samples from the offsite area of Hindustan Unilever Limited factory (HUL), Kodaikanal, Tamilnadu- INDIA 26th October 2015.
- National Environmental Protection Council (NEPC) of Australia (1999) NEPM Schedule B (1) - Guideline on Investigation Levels for Soil and Groundwater. <http://www.esdat.com.au/Environmental%20Standards/Australia/NEPM%20Tables.pdf>
- NIOSH (1992) NIOSH recommendations for occupational safety and health: compendium of policy documents and statements. National Institute for Occupational Safety and Health. Department of Health and Human Services. Publication No. 92-100. Cincinnati, Ohio.
- Ohlsson. Y., Back.P. and Vestin., J. (2014) Risk Assessment of Mercury Contaminated Sites. SNOWMAN NETWORK - Knowledge for sustainable soils Project No. SN-03/08
- Petrlík, J. (2014). POPs and heavy metals pollution in Ekibastuz and Balkhash. Presentation for the conference held within the project "Empowering the civil society in Kazakhstan through improvement of chemical safety" on 7th August 2014 in Astana, Kazakhstan.
- Randall, P, Ilyushchenko, M, Lapshin, E, Kuzmenko, L, 2007, "Case Study: Mercury Pollution near a Chemical Plant in Northern Kazakhstan." Available from: <http://pubs.awma.org/gsearch/em/2006/2/randall.pdf>
- Robles I, M. G. Garcia; S. Solis (2012). Electroremediation of Mercury Polluted Soil Facilitated by Complexing Agents. *International Journal of Electrochemical Science*, Volume: 7 Issue: 3 Pages: 2276-2287.
- Rom, W.N. ed. (1992). *Environmental & Occupational Medicine*. 2nd ed. Boston: Little Brown and Company.

- Sir, M. (2015). Results of environmental sampling in Kazakhstan: heavy metals in sediments and soils (Final report). In: Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Arnika – Toxics and Waste Programme, Prague – Karaganda, 2015. Available at: <http://english.arnika.org>
- Sir, M. (2015 a). Results of environmental sampling in Kazakhstan: mercury, methylmercury, PCBs and OCPs contamination of the River Nura (Final report). Contaminated sites and their management. Case studies: Kazakhstan and Armenia. J. Petrлік. Prague-Karaganda, Arnika - Toxics and Waste Programme.
- Stein ED, Cohen Y, Winer AM. (1996) Environmental distribution and transformation of mercury compounds. *Crit Rev Environ Sci Technol.* 1996; 26:1-43.
- Tipping, E, et al, Critical Limits for Hg (II) in soils, derived from chronic toxicity data, *Environmental Pollution* (2010), doi:10.1016/j.envpol.2010.03.027
- Ullrich, S, Ilyushchenko, M, Kamberov, I, Panichkin, V, Tanton, T, (2004), “Mercury pollution around a chlor-alkali plant in Pavlodar, Northern Kazakhstan”, *Materials and Geoenvironment*, Vol 51, Iss 1, pp 298 – 301.
- Ullrich, SM, Ilyushchenko, MA, Uskov, GA, Tanton, TW, (2007), “Mercury distribution and transport in a contaminated river system in Kazakhstan and associated impacts on aquatic biota”, *Applied Geochemistry*, Vol 22, Iss 12 pp. 2706-2734. Available from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0883292707002090>
- UNEP (2013) Minamata Convention on Mercury: Text and Annexures. Available from, http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/Minamata%20Convention%20on%20Mercury_booklet_English.pdf
- UNEP/ISWA (2015) *Practical Sourcebook on Mercury Waste Storage and Disposal*.
- UNITAR (2014) <http://www.unitar.org/thematic-areas/advance-environmental-sustainability-and-green-development/mercury-0>
- United Nations (2015). United Nations *Enable* website provides generic information on the process of treaty adoption. <http://www.un.org/disabilities/default.asp?id=230>
- URS Dames and Moore (2001) Summary Report. Environmental Site Assessment and Preliminary Risk Assessment for Mercury. Kodaikanal Thermometer Factory, Tamil Nadu. Prepared for Hindustan Lever Limited (HLL), Mumbai. 24 May 2001.
- URS Dames and Moore (2002) Environmental Site Assessment for Mercury. Kodaikanal Thermometer Factory, Tamil Nadu. Prepared for Hindustan Lever Limited (HLL), Mumbai.
- US DoE (2009) U.S. Department of Energy. Interim Guidance on Packaging, Transportation, Receipt, Management, and Long-Term Storage of Elemental Mercury. November 13, 2009. Prepared by Oak Ridge National Laboratory.
- US EPA (1996) Mercury study report to Congress - Volume III: An assessment of exposure from anthropogenic mercury emissions in the United States - EPA-452/R- 96-001c, April 1996.
- US EPA (2001) Water quality for the protection of human health: methylmercury. EPA-823-R-01-001, US EPA, Office of Science and Technology, Office of Water, Washington, D.C. 20460.
- US EPA (2004) Mercury Response Guidebook (for Emergency Responders) <http://www.epa.gov/mercury/spills/#guidebook>
- US EPA (2007) Treatment Technologies for Mercury in Soil, Waste and Water. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation Washington, DC 20460.
- US EPA (2012) Phytotechnologies for site cleanup. <http://www.clu-in.org/download/remed/phytotechnologies-factsheet.pdf>

- US EPA (2014, 29-12-2014). "Mercury - Basic information." Retrieved 05-04-2015, 2015, from <http://epa.gov/mercury/about.htm>.
- US Environmental Protection Agency, 2014, "Environmental Effects: Fate and Transport and Ecological Effects of Mercury", Available from <http://www.epa.gov/hg/eco.htm>
- US EPA Region 9 (2015) <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/>
- US Government (1998) Overview of Thermal Desorption Technology. An Investigation Conducted by Foster Wheeler Environmental Corporation and Battelle Corporation on behalf of the US government. Contract Report CR 98.008-ENV.
- Veiga, M.M. and Baker R.F. (2004), Global Mercury Project Protocols for Environmental and Health Assessment of Mercury Released by Artisanal and Small-Scale Gold Miners. Vienna, Austria: GEF/UNDP/UNIDO, 2004, 294p.
- Wang J., X. Feng, C. Anderson, W. N. Christopher (2012) Remediation of mercury contaminated sites - A review. *Journal of Hazardous Materials*, Volume: 221, 1-18.
- Watson, A., Petrлік, J. (2015). "Dangerous State of Play – Heavy Metal Contamination of Kazakhstan's Playgrounds." Public Interest Consultants and Arnika – Toxics and Waste Programme. In: Arnika, EcoMuseum, CINEST 2015: Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Monitoring Report. Arnika – Toxics and Waste Programme, Karaganda – Prague, April 2015.
- Winder. C., and Stacey. N., (2004) Occupational Toxicology, Second Edition Chris Winder, Neill H. Stacey (ed) CRC Press; 2 edition (February 25, 2004).
- WHO, 1990; Castoldi, 2001 cited in Hsiao, H, Ullrich, S, Tanton, T, 2009, "Burdens of mercury in residents of Temirtau, Kazakhstan I: Hair mercury concentrations and factors of elevated hair mercury levels", *Science of the Total Environment*, Vol 409, Iss 11, 2011, pp 2272-2280. Available from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969709012753>



a toxics-free future

www.ipen.org

ipen@ipen.org

[@ToxicsFree](https://www.instagram.com/ToxicsFree)