

Université du Québec
Institut National de la Recherche Scientifique
Centre Eau, Terre et Environnement

**DÉMONSTRATION À L'ÉCHELLE PILOTE D'UN PROCÉDÉ
D'EXTRACTION SIMULTANÉE DES HAP ET DU PLOMB**

Par
Vincent TAILLARD
Ingénieur Européen en Génie des Matériaux

Mémoire présenté
Pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

Jury d'évaluation

Examineur externe	Hubert Cabana Génie Civil Université de Sherbrooke
Examineur interne	Monsieur Mario Bergeron INRS-ETE Université du Québec
Directeur de recherche	Monsieur Guy Mercier INRS-ETE Université du Québec
Co-directeur de recherche	Monsieur Jean-François Blais INRS-ETE Université du Québec

REMERCIEMENTS

Je remercie mon directeur de recherche, Monsieur Guy Mercier, pour son accueil son encadrement ainsi que la confiance qu'il a montré à mon égard durant ces deux années au sein de l'INRS-ETE. Je remercie également Monsieur Jean-François Blais pour son soutien et ses conseils avisés.

J'adresse mes remerciements à Madame Myriam Chartier qui m'a soutenu et avec qui j'ai pris plaisir à travailler tout au long de ce projet.

Enfin, je remercie tous ceux qui ont contribué au bon déroulement des essais au sein du laboratoire lourd et qui ont permis l'aboutissement de ce projet. Soit Madame Lan Tran pour son aide et expertise quant à l'analyse des HAP. Monsieur Guillaume Nielsen, Monsieur Michel Plourde, Monsieur Yannis Ferro, Monsieur Patrick Bégin et Monsieur Darren Poiré pour leur grande aide au niveau des analyses et de l'opération des nombreux essais mis en place.

AVANT-PROPOS

Les travaux de recherche effectués dans le cadre de ce projet de maîtrise ont fait l'objet d'un rapport de recherche pour l'Institut de Recherche en Biotechnologie de Montréal et le Ministère de la Défense du Canada (Mercier *et al.*, 2010) ainsi que d'un texte et d'une présentation effectués pour le «2010 RPIC (Real Property Institute of Canada) Federal Contaminated Sites National Workshop» du 10 au 13 mai 2010, Fairmont Queen Elizabeth Hotel, Montreal.

RÉSUMÉ

Ces dernières décennies, la pollution simultanée aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et aux métaux lourds a plus particulièrement attiré l'attention du public ainsi que de la communauté scientifique. En effet, 40% des sites présents sur la liste prioritaires de l'agence Nationale de Protection Environnementale des États-Unis sont co-contaminés aux HAP et au plomb. Ces deux types de contaminants coexistent fréquemment sur des sols pollués de friches industrielles. Ils présentent un danger pour le sol, la nappe phréatique, leurs usagers ainsi que le voisinage puisque ces composés se sont révélés hautement toxiques et cancérigènes dépendamment de leur concentration respective. Les procédés les plus communs pour traiter ce type de sol de manière industrielle sont basés sur des technologies de solidification/stabilisation, de bio-extraction et de lavage de sols.

Récemment, un procédé innovateur combinant, dans un même réacteur, l'extraction des métaux par lixiviation chimique et des HAP par utilisation d'un surfactant a été étudié. En l'occurrence le procédé Organometox développé au sein des laboratoires de l'INRS-ETE par Julia Mouton dans le cadre de sa thèse doctorale.

Les travaux de recherche et de pilotage du présent projet ont permis d'appliquer et d'améliorer le procédé Organometox en traitant environ 6 lots de sol contaminé, de une tonne chacun, provenant du site de la Garnison de Montréal (Longue Pointe). Ils ont également permis de définir les critères de design du procédé, d'obtenir une information plus détaillée concernant les bilans massiques (intrants et extrants), ainsi que de préciser les coûts associés à l'exploitation de cette technologie. Le transfert technologique du procédé en demande de brevet vers une entreprise spécialisée dans la réhabilitation de sites contaminés a fait partie intrinsèque de ce projet.

Le procédé peut-être résumé comme suit. Le sol toutes fractions confondues est passé sur un tamis de type Grizzli qui permet de séparer la fraction >25 mm du reste du sol. Cette fraction est simplement rincée. Les sols plus petits que 25 mm sont passés sur un tamis de type Sweco de 5 mm. La fraction récoltée est attritée. La fraction inférieure à 5 mm est tamisée sur un tamis de 2 mm et la fraction récoltée est attritée également. Le tamisage du sol restant plus petit que 2 mm sur un tamis de 250 µm donne deux fractions. La fraction entre 250 µm et 2 mm subit un tamisage et différents procédés de séparation physique avant d'être recombinaée à la fraction plus petite que 250 µm. Les deux fractions recombinaées sont conditionnées dans des cellules de flottation pour être ensuite flottées à plusieurs

reprises. Au moment du conditionnement et de la flottation la pulpe est acidifiée et un surfactant y est ajouté. Les mousses générées sont obtenues par débordement avant d'être centrifugées. Au terme de l'étape de flottation le liquide de la cellule de flottation subit une séparation solide liquide. Les filtrats obtenus après centrifugation des mousses et séparation solide liquide de la pulpe présente dans les cellules subissent une précipitation à pH basique dans le but de récupérer les métaux et de recycler les liquides. Les sols décontaminés sont rincés avec de l'eau. L'ensemble des fractions décontaminées peuvent être ensuite recombinaées et potentiellement remises sur leur site d'origine.

Ces travaux ont permis de décontaminer les sols traités au niveau de la plage B-C (critères du ministère du développement durable de l'environnement et des parcs : MDDEP) pour cinq des six sols et dans la plage A-B pour un sol. Les enlèvements obtenus varient de 92% à 99% dans le cas des HAP et de 73% à 92% dans le cas du plomb. De façon générale, le sol décontaminé représente entre 70 et 85% de la masse du sol d'origine et il est fortement envisageable que cette proportion atteigne 80 à 95% du sol de départ dans une phase ultérieure de développement.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
AVANT-PROPOS	v
RÉSUMÉ.....	vii
TABLE DES MATIÈRES.....	ix
LISTE DES TABLEAUX	xvii
LISTE DES figures	xxix
LISTE DES abréviations	xxxiii
1 INTRODUCTION	1
1.1 Problématique.....	1
1.2 Plan du document	2
PARTIE I: REVUE DE LITTÉRATURE ET OBJECTIFS DE RECHERCHE	3
2 Revue de littérature et objectifs de recherche	3
2.1 Généralités sur les contaminants.....	3
2.1.1 Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques	3
2.1.1.1 Définition.....	3
2.1.1.2 Structure et propriétés	3
2.1.1.3 Sources.....	5
2.1.1.4 Devenir des HAP dans l'environnement	6
2.1.1.5 Toxicité.....	7
2.1.1.6 Réglementation.....	9
2.1.2 Plomb (métaux lourds en général).....	12
2.1.2.1 Définition.....	12
2.1.2.2 Propriétés.....	12
2.1.2.3 Sources naturelles et anthropiques	13
2.1.2.4 Persistance	16
2.1.2.5 Toxicité.....	17

2.1.2.6	Réglementation.....	17
2.1.2.7	Contamination simultanée aux HAP et aux métaux lourds	20
2.2	Généralités sur la flottation	20
2.2.1	Principe de la flottation.....	20
2.2.1.1	Équipement.....	22
2.2.1.2	Cellules de flottation.....	23
2.2.1.3	Banc de flottation.....	24
2.2.1.4	Colonne de flottation	25
2.2.1.5	Comparaison des cellules de flottations aux colonnes de flottation.....	26
2.2.1.6	Paramètres à prendre en compte.....	27
2.2.1.7	Flottation des composés organiques	29
2.3	Techniques de réhabilitation des sols contaminés	30
2.3.1	Introduction	30
2.3.2	Différentes techniques de réhabilitation des sols	31
2.3.2.1	Mise en sécurité.....	32
2.3.2.2	Traitement et élimination des substances polluantes.....	32
2.3.3	Traitement d'une contamination par les HAP.....	34
2.3.3.1	Introduction	34
2.3.3.2	Solubilisation des composés organiques	35
2.3.3.3	Généralités sur les surfactants.....	36
2.3.3.4	Lavage de sols contaminés par les HAP en présence surfactants.....	43
2.3.3.5	Traitements alternatifs des HAP	48
2.3.4	Traitements d'une contamination par des métaux lourds en général et du plomb en particulier.....	51
2.3.4.1	Traitements physiques du sol	52
2.3.4.2	Traitements chimiques du sol.....	52

2.3.4.3	Traitement des eaux de lavage et récupération des métaux	57
2.3.5	Traitement d'une contamination simultanée par des HAP et des métaux.....	58
2.3.5.1	Généralités	58
2.3.5.2	Recherche concernant les traitements d'une contamination simultanée	59
2.4	Objectifs de recherche	63
PARTIE II: MÉTHODOLOGIE		65
3	Méthodologie.....	65
3.1	Caractérisation des sols.....	65
3.1.1	Échantillonnage du sol	65
3.1.1.1	Échantillonnage des sols pour les essais dans la pile.....	65
3.1.1.2	Prise d'échantillons d'analyse pour chaque fraction tamisée	66
3.1.2	Granulométrie et granulochimie des sols	66
3.2	Description rapide du procédé développé à l'échelle pilote	67
3.3	Description détaillée des différentes étapes du procédé	73
3.3.1	Lavage à l'eau de la fraction supérieure à 2 mm	73
3.3.2	Traitement de la fraction supérieure à 5 mm	74
3.3.2.1	Essais de lavage P sur la fraction supérieure à 5 mm	74
3.3.2.2	Essais d'attrition sur la fraction 5 à 25 mm et lavage de la fraction supérieure à 25 mm	74
3.3.3	Traitement de la fraction entre 2 et 5 mm	77
3.3.4	Traitement de la fraction inférieure à 2 mm.....	78
3.3.4.1	Flottation de la fraction inférieure à 2 mm.....	78
3.3.4.2	Attrition de la fraction comprise entre 250 µm et 2 mm effectuée de manière indépendante.....	86
3.3.4.3	Attrition simultanée des fractions comprises entre 2 et 5 mm et entre 250 µm et 2 mm.....	87

3.3.4.4	Rinçage et déshydratation des sols < 2 mm traités	89
3.3.5	Traitement des effluents et des mousses provenant de la flottation avec CAS du sol < 2 mm.....	94
3.3.5.1	Rinçage du gâteau issu de la centrifugation des mousses.....	94
3.3.5.2	Précipitation chimique du plomb.....	95
3.3.5.3	Séparation physique du plomb de l'effluent salé	95
3.4	Analyse technico-économique	96
3.5	Méthode analytique.....	98
3.5.1	Préparation des échantillons.....	98
3.5.2	Suivi des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	98
3.5.2.1	Extractions liquide-solide	98
3.5.3	Suivi des métaux	101
3.5.3.1	Suivi des métaux solubles dans les échantillons liquides	101
3.5.3.2	Suivi des métaux dans les sols	101
3.5.3.3	Dosage des métaux.....	101
3.5.4	Mesures électrochimiques	102
3.5.5	Solides totaux et MES.....	102
PARTIE III: RÉSULTATS ET DISCUSSION		103
4	Granulométrie et Granulochimie des sols	103
4.1	Sol TR23A.....	103
4.2	Sol TR23B.....	103
4.3	Sol TR23C.....	104
4.4	Sol TR29A.....	108
4.5	Sol TR29B.....	108
4.6	Sol TR29C.....	108
5	Lavage à l'eau de la fraction supérieure à 2 mm	113

6	Traitement de la fraction supérieure à 5 mm	119
6.1	Essais de lavage P sur la fraction supérieure à 5 mm	119
6.2	Essais d'attrition sur la fraction 5 à 25 mm et lavage de la fraction supérieure à 25 mm.....	121
6.2.1	Essai d'attrition sur la fraction 5 à 25mm	121
6.2.2	Essai de rinçage du sol > 25 mm	130
7	Traitement de la fraction entre 2 et 5 mm	133
8	Traitement de la fraction inférieure à 2 mm.....	141
8.1	Choix des cellules de flottation	141
8.2	Essais préliminaires de flottation	142
8.2.1	Détermination du volume optimal de fonctionnement.....	142
8.2.2	Détermination de la concentration en NaCl	143
8.2.3	Enlèvement des HAP dans les fractions de sol < 2 mm n'ayant subi aucun traitement.....	146
8.3	Essais physiques de séparation des contaminants de la fraction 250 µm-2 mm avant la flottation.....	150
8.3.1	Attrition des fractions 250 µm-2 mm seule et simultanément avec la fraction 2-5 mm.	150
8.3.2	Essais sur des sols < 2 mm broyés.....	172
8.4	Flottation des sols plus petits que 2 mm	177
8.4.1	Flottation avec les sols TR23A.....	178
8.4.1.1	Essai optimal	178
8.4.1.2	Solubilisation du plomb	180
8.4.2	Flottation avec les sols TR23B.....	180
8.4.2.1	Essai optimal	180
8.4.3	Flottation avec les sols TR23C.....	182
8.4.3.1	Essai optimal	182
8.4.4	Flottation avec les sols TR29A.....	183
8.4.4.1	Essai optimal	183

8.4.5	Flottation avec les sols TR29B	185
8.4.5.1	Essai optimal	185
8.4.6	Flottation avec les sols TR29C	187
8.4.6.1	Essai optimal	187
8.4.6.2	Solubilisation du plomb	189
8.5	Rinçage et déshydratation des sols < 2 mm traités	190
8.5.1	Ajustement de pH avant filtration et rinçage.....	193
8.5.2	Rinçage de type de base.....	193
8.5.3	Rinçage de type α	195
8.5.4	Rinçage de type β	198
8.5.4.1	Sol TR23C.....	198
8.5.4.2	Sol TR29A	200
8.5.4.3	Sol TR29C.....	201
8.5.5	Consommation d'eau claire lors du rinçage.....	202
8.6	Traitement des effluents et des mousses provenant de la flottation avec CAS du sol < 2 mm	205
8.6.1	Traitement des mousses provenant de la flottation des sols	205
8.6.1.1	Centrifugation	206
8.6.1.2	Rinçage du gâteau issu de la centrifugation des mousses.....	209
8.6.2	Précipitation chimique du plomb solubilisé dans les effluents salés provenant du filtrat du filtre-presse ainsi que du filtrat de centrifugation des mousses	211
8.6.2.1	Précipitation chimique du plomb.....	212
8.6.2.2	TR23A	212
8.6.2.3	TR23C	213
8.6.2.4	TR29A	214
8.6.2.5	TR29B	215

8.6.2.6	Sol TR29C.....	216
8.6.2.7	Séparation physique du plomb de l'effluent salé	217
8.6.2.8	Problème rencontré lors de l'étape de précipitation	220
8.6.3	Suivi des eaux de flottation recirculées	221
9	Bilan de traitement de sol	223
9.1	Sol TR23A.....	223
9.1.1	Bilans de contamination.....	223
9.1.2	Bilan de masse.....	223
9.2	Sol TR23B.....	228
9.2.1	Bilans de contamination.....	228
9.2.2	Bilan de masse.....	228
9.3	Sol TR23C.....	232
9.3.1	Bilans de contamination.....	232
9.3.2	Bilan de masse.....	232
9.4	Sol TR29A.....	235
9.4.1	Bilans de contamination.....	235
9.4.2	Bilan de masse.....	235
9.5	Sols TR29B	239
9.5.1	Bilans de contamination.....	239
9.5.2	Bilan de masse.....	239
9.6	Sol TR29C.....	242
9.6.1	Bilans de contamination.....	242
9.6.2	Bilan de masse.....	242
10	Analyse technico-économique.....	245
11	Contrôle de qualité.....	249
11.1	Analyses des HAP	249
11.2	Analyses des métaux.....	249
12	Conclusions et recommandations.....	253

13	Bibliographie	255
14	Annexes	271
14.1	ANNEXE 1: Diagramme pH/Eh du système plomb-eau à 25°C (Pourbaix, 1963)	271

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	Propriétés de certains HAP	5
Tableau 2.2	Classification du caractère carcinogène de HAP de référence par l'IARC (IARC, 1983; ATSDR, 1995) et l'USEPA (Peters <i>et al.</i> , 1999; Collins <i>et al.</i> , 1998)	9
Tableau 2.3	Normes du MDDEP et CCME pour les HAP (mg/kg sol sec)	11
Tableau 2.4	Propriétés physico-chimiques de l'élément plomb (Laperche <i>et al.</i> , 2004)	12
Tableau 2.5	Liste des principaux minéraux et composés du plomb (Laperche <i>et al.</i> , 2004)	14
Tableau 2.6	Sources de pollution au plomb dans l'environnement (Pichard, 2002)	16
Tableau 2.7	Normes du MDDEP et CCME pour les métaux (mg/kg sol sec)	19
Tableau 2.8	Valeurs limites ou normes de métaux acceptables pour la contamination des sols pour cinq autres pays (Lecomte, 1998)	19
Tableau 2.9	Application et capacité des appareils de flottation (Gosselin <i>et al.</i> , 1999)	26
Tableau 2.10	Différents secteurs d'activités utilisant les surfactants	37
Tableau 2.11	Résumé des différentes techniques de séparation physique (Dermont <i>et al.</i> , 2007)	53
Tableau 3.1	Essais effectués sur les sols entre le mois de janvier et août 2009	68
Tableau 3.2	Résultats obtenus pour les blancs de flottations lors d'échantillons contrôles pris dans les cellules de flottation	85
Tableau 3.3	Paramètres d'évaluation technico-économique	97
Tableau 3.4	Fiche technique du GC-MS	99
Tableau 3.5	Données concernant les HAP analysés	100
Tableau 4.1	Granulométrie à sec sur les différents sols TR23	104
Tableau 4.2	Concentration (mg/kg) en HAP et Pb de chaque fraction pour le sol TR23A	106
Tableau 4.3	Concentration (mg/kg) en HAP et Pb de chaque fraction pour le sol TR23B	106
Tableau 4.4	Concentration (mg/kg) en HAP et Pb de chaque fraction pour le sol TR23C	107

Tableau 4.5	Granulométrie à sec sur les différents sols TR29.....	109
Tableau 4.6	Concentration (mg/kg) en HAP et Pb de chaque fraction pour le sol TR29A	110
Tableau 4.7	Concentration (mg/kg) en HAP et Pb de chaque fraction pour le sol TR29B.....	111
Tableau 4.8	Concentration (mg/kg) en HAP et Pb de chaque fraction pour le sol TR29C.....	111
Tableau 5.1	Résultats obtenus lors du lavage P à l'eau claire contenant 0,2 g/L de CAS de la fraction 2-5mm du sol TR23B	116
Tableau 6.1	Résultats obtenus lors de différents lavages P à l'eau claire contenant 0,2 g /L de CAS de la fraction >5 mm du sol TR23A	120
Tableau 6.2	Quantification des boues de rinçage après différents rinçages de la fraction > 5 mm du sol TR23A	120
Tableau 6.3	Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR23A (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p).....	121
Tableau 6.4	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR23A (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)	122
Tableau 6.5	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR23C (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)	123
Tableau 6.6	Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR23C (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)	124
Tableau 6.7	Quantification et bilan de contamination des mousses générées après l'attrition de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR23C (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)	124
Tableau 6.8	Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR29A (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)	124

Tableau 6.9	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR29A (conditions: 20% p/p, 4x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)	125
Tableau 6.10	Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR29B (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)	126
Tableau 6.11	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR29B (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)	127
Tableau 6.12	Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR29C (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)	128
Tableau 6.13	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR29C (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)	129
Tableau 6.14	Quantification des boues d'attrition des sols TR23A, TR23C, TR29A, TR29B et TR29C pour la fraction > 25 mm lors d'un rinçage à 50% p/p des sols.....	131
Tableau 6.15	Bilan de contamination des boues de rinçage de sols TR23A, TR23B, TR23C, TR29A, TR29B et TR29C >25mm ayant subi un lavage sur tamis à l'eau (conditions: rinçage avec 50% p/p)	132
Tableau 7.1	Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR23A (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)	134
Tableau 7.2	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR23A (conditions: 20% p/p, 2x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)	135
Tableau 7.3	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR23C (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)	135

Tableau 7.4	Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR23C (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)	136
Tableau 7.5	Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR29A (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)	136
Tableau 7.6	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR29A (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)	137
Tableau 7.7	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR29B (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)	138
Tableau 7.8	Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR29B (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)	139
Tableau 7.9	Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR29C (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)	139
Tableau 7.10	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR29C (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)	140
Tableau 8.1	Teneur en HAP des mousses récoltées en fonction de la cellule utilisée après divers essais de flottation sur le sol TR23A (conditions: NaCl 3M, 4F: F5, C ₁ 15, C ₂ 10)	142
Tableau 8.2	Optimisation du volume de pulpe à flotter effectuée sur la fraction < 2 mm du sol TR23B	143
Tableau 8.3	Enlèvement du Pb lors d'essais de flottation avec une pulpe contenant 4 et 5 M de NaCl et du sol TR23B (conditions: 3F; F5, C ₁ 15, C ₂ 10 et 4F; F5, C ₁ 15, C ₂ 10)	145
Tableau 8.4	Bilan de contamination après flottation de la fraction <2 mm du sol TR23B (conditions: 4F; F5, C ₁ 15; C ₂ 10 avec 3M NaCl)	149

Tableau 8.5	Résumé des différents paramètres d'attrition appliqués pour le traitement de la fraction comprise entre 250 µm et 2 mm des différents sols avant la flottation des fractions < 2 mm	152
Tableau 8.6	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR23A (conditions; 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 1x20 min, 0,2 g/L CAS)	153
Tableau 8.7	Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 µm-2 mm du sol TR23A (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 1x20 min, 0,2 g/L CAS)	153
Tableau 8.8	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR23B (conditions; 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	154
Tableau 8.9	Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 µm-2 mm du sol TR23B (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	154
Tableau 8.10	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR23C (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS).....	156
Tableau 8.11	Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 µm-2 mm du sol TR23C (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS).....	156
Tableau 8.12	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR23C (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS).....	157
Tableau 8.13	Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 µm-2 mm du sol TR23C (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm, 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS).....	157

Tableau 8.14	Bilan de contamination après attrition simultanée des fractions entre 250 μm et 2 mm et entre 2 mm et 5 mm du sol TR23C (conditions; attrition 70% de 250 μm -2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	158
Tableau 8.15	Quantification des boues d'attrition simultanée des fractions 250 μm -2 mm et 2 mm-5mm du sol TR23C (conditions; attrition 70% de 250 μm -2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	159
Tableau 8.16	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 μm et 2 mm du sol TR29A (conditions; attrition 100% de 250 μm -2 mm, 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS).....	160
Tableau 8.17	Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 μm -2 mm du sol TR29A (conditions; attrition 100% de 250 μm -2 mm, 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	160
Tableau 8.18	Bilan de contamination après attrition simultanée des fractions entre 250 μm et 2 mm et entre 2 mm et 5 mm du sol TR29A (conditions; attrition 70% de 250 μm -2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 4x20 min, 0,2 g/L CAS).....	161
Tableau 8.19	Quantification des boues d'attrition simultanée des fractions 250 μm -2 mm et 2 mm-5mm du sol TR29A (conditions; attrition 70% de 250 μm -2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 4x20 min, 0,2 g/L CAS)	162
Tableau 8.20	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 μm et 2 mm du sol TR29B (conditions; 100% de 250 μm -2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	163
Tableau 8.21	Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 μm -2 mm du sol TR29B (conditions; 100% de 250 μm -2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)....	163
Tableau 8.22	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 μm et 2 mm du sol TR29B (conditions; 100% de 250 μm -2 mm, 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	164
Tableau 8.23	Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 μm -2 mm du sol TR29B (conditions; 100% de 250 μm -2 mm, 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)....	164

Tableau 8.24	Bilan de contamination après attrition simultanée des fractions entre 250 μ m et 2 mm et entre 2 mm et 5 mm du sol TR29B (conditions; attrition 70% de 250 μ m-2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	165
Tableau 8.25	Quantification des boues d'attrition simultanée des fractions 250 μ m-2 mm et 2 mm-5mm du sol TR29B (conditions; attrition 70% de 250 μ m-2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	166
Tableau 8.26	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 μ m et 2 mm du sol TR29C (conditions; 100% de 250 μ m-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	167
Tableau 8.27	Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 μ m-2 mm du sol TR29C (conditions; 100%<250 μ m-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	167
Tableau 8.28	Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 μ m et 2 mm du sol TR29C (conditions, attrition 100%<250 μ m-2 mm, 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	168
Tableau 8.29	Bilan de contamination après attrition simultanée des fractions entre 250 μ m et 2 mm et entre 2 mm et 5 mm du sol TR29C (conditions; attrition 40% de 250 μ m-2: 60% 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	169
Tableau 8.30	Quantification des boues d'attrition simultanée des fractions 250 μ m-2 mm et 2 mm-5mm du sol TR29C (conditions; attrition 40% de 250 μ m-2: 60% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	170
Tableau 8.31	Bilan de contamination après attrition simultanée des fractions entre 250 μ m et 2 mm et entre 2 mm et 5 mm du sol TR29C (conditions; attrition 70% de 250 μ m-2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	171
Tableau 8.32	Quantification des boues d'attrition simultanée des fractions 250 μ m-2 mm et 2 mm-5mm du sol TR29C (conditions; attrition 70% de 250 μ m-2 mm: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)	172
Tableau 8.33	Comparaison de L'EP généré par l'attrition simultanée des fractions 250-2 mm et 2 mm-5mm avec l'Addition des EP générés par l'attrition individuelle de ces deux fractions	172

Tableau 8.34	Granulométrie de la fraction entre 250 µm et 2 mm non broyée du sol TR29C	173
Tableau 8.35	Granulométrie de la fraction entre 250 µm et 2 mm broyée du sol TR29C	174
Tableau 8.36	Bilan de contamination après flottation du sol TR29C < 2 mm dont la fraction entre 250 µm et 2 mm a été broyée (conditions de la flottation; 6F, F7, C ₁ 15,C ₂ 7)	176
Tableau 8.37	Bilan de contamination après flottation de la fraction < 2 mm du sol TR23A (essai de flottation optimal)	179
Tableau 8.38	Bilan de contamination après flottation de la fraction < 2 mm du sol TR23B (essai de flottation optimal)	181
Tableau 8.39	Bilan de contamination après flottation de la fraction < 2 mm du sol TR23C (essai de flottation optimal)	182
Tableau 8.40	Bilan de contamination après flottation de la fraction < 2 mm du sol TR29A (essai de flottation optimal)	184
Tableau 8.41	Bilan de contamination après flottation de la fraction < 2 mm du sol TR29B (essai de flottation optimal)	186
Tableau 8.42	Bilan de contamination après flottation de la fraction < 2 mm du sol TR29B (essai de flottation optimal)	188
Tableau 8.43	Description des essais de filtration et de rinçage effectués sur les fractions de sol inférieures à 250 µm	192
Tableau 8.44	Quantité de Na dans les eaux de rinçage de type de base avec le sol TR23A	193
Tableau 8.45	Importance des fractions < et > 250 µm dans la fraction < 2 mm du sol TR23A (tamisage à sec)	194
Tableau 8.46	Calculs des coûts engendrés par un rinçage type de base pour le sol TR23A	195
Tableau 8.47	Concentration en Na retrouvé dans la fraction < 2 mm du sol TR23A après un rinçage type de base	195
Tableau 8.48	Quantité de Na dans les eaux de rinçage de type α avec le sol TR23A	196
Tableau 8.49	Calculs des coûts engendrés par un rinçage de type α pour le sol TR23A	196

Tableau 8.50	Concentration en Na retrouvé dans la fraction < 2 mm du sol TR23A après un rinçage type α	196
Tableau 8.51	Quantité de Na dans les eaux de rinçage de type α avec le sol TR29B.....	197
Tableau 8.52	Importance des fractions < et > 250 μm dans la fraction < 2 mm du sol TR29B	197
Tableau 8.53	Calculs des coûts engendrés par un rinçage de type α pour le sol TR29B.....	197
Tableau 8.54	Concentration en Na retrouvé dans la fraction < 2 mm du sol TR29B après un rinçage type α	197
Tableau 8.55	Quantité de Na dans les eaux de rinçage type β avec le sol TR23C.....	198
Tableau 8.56	Importance des fractions < et > 250 μm dans la fraction < 2 mm du sol TR23C	199
Tableau 8.57	Calculs des coûts engendrés par un rinçage de type β pour le sol TR23C.....	199
Tableau 8.58	Concentration en Na retrouvé dans la fraction < 2 mm du sol TR23C après un rinçage type β	199
Tableau 8.59	Quantité de Na dans les eaux de rinçage de type β avec le sol TR29A.....	200
Tableau 8.60	Importance des fractions < et > 250 μm dans la fraction < 2 mm du sol TR29A	200
Tableau 8.61	Calculs des coûts engendrés par le rinçage β du sol TR29A.....	200
Tableau 8.62	Concentration en Na retrouvé dans la fraction < 2 mm du sol TR29A après un rinçage type β	201
Tableau 8.63	Quantité de Na dans les eaux de rinçage de type β avec le sol TR29C.....	201
Tableau 8.64	Importance des fractions < et > 250 μm dans la fraction < 2 mm du sol TR29C	201
Tableau 8.65	Calculs des coûts engendrés par le rinçage β du sol TR29C.....	202
Tableau 8.66	Concentration en Na retrouvé dans la fraction < 2 mm du sol TR29C après un rinçage type β	202
Tableau 8.67	Quantification des boues RDO6 issues de la centrifugation des mousses pour l'ensemble des sols traités	207
Tableau 8.68	Contamination en HAP et Pb des boues RDO6 (gâteau de concentré organique obtenu sur la centrifugeuse)	208

Tableau 8.69	Contamination en NaCl du gâteau de centrifugation des mousses et masse d'eau associée en fonction du nombre de rinçage	209
Tableau 8.70	Perte maximale de NaCl tolérée dans l'ensemble du procédé	210
Tableau 8.71	Pertes économiques liées au NaCl présent dans le gâteau de centrifugation généré par le traitement du sol TR23A	210
Tableau 8.72	Bilan des coûts associés au rinçage du gâteau de centrifugation obtenu à partir du traitement du sol TR23A	211
Tableau 8.73	Essais de précipitation du Pb dans le filtrat du filtre-presse et le filtrat de centrifugation lors du traitement des effluents pour le sol TR23A	212
Tableau 8.74	Coûts engendrés par l'étape de précipitation chimique du Pb dans les effluents du sol TR23A.....	213
Tableau 8.75	Essais de précipitation du Pb dans le filtrat du filtre-presse et le filtrat de centrifugation lors du traitement des effluents pour le sol TR23C.....	213
Tableau 8.76	Coûts engendrés par l'étape de précipitation chimique du Pb dans les effluents du sol TR23C.....	214
Tableau 8.77	Essais de précipitation du Pb dans le filtrat du filtre-presse et le surnageant de la centrifugation lors du traitement des effluents pour le sol TR29A (avec et sans percol)	214
Tableau 8.78	Coûts engendrés par l'étape de précipitation chimique du Pb dans les effluents du sol TR29A.....	215
Tableau 8.79	Essais de précipitation du Pb dans le filtrat du filtre-presse et le surnageant de la centrifugation lors du traitement des effluents pour le sol TR29B.....	216
Tableau 8.80	Coûts engendrés par l'étape de précipitation chimique du Pb dans les effluents du sol TR29B.....	216
Tableau 8.81	Essais de précipitation du Pb dans le filtrat du filtre-presse et le surnageant de la centrifugation lors du traitement des effluents pour le sol TR29C.....	217
Tableau 8.82	Coûts engendrés par l'étape de précipitation chimique du Pb dans les effluents du sol TR29C.....	217

Tableau 8.83	Quantification et contamination du RDPb pour le sol TR23A.....	218
Tableau 8.84	Quantification et contamination de RDPb pour le sol TR23C	218
Tableau 8.85	Quantification et contamination de RDPb pour le sol TR29A.....	219
Tableau 8.86	Quantification et contamination du RDPb pour le sol TR29B	219
Tableau 8.87	Quantification et contamination du RDPb pour le sol TR29C.....	219
Tableau 9.1	Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont (sol TR23A)	225
Tableau 9.2	Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont, indication des critères du MDDEP et du CCME (TR23).....	226
Tableau 9.3	Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont (sol TR23B)	230
Tableau 9.4	Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont (sol TR23C)	233
Tableau 9.5	Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont (sol TR29A).....	236
Tableau 9.6	Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont, indication des critères du MDDEP et du CCME (TR29).....	237
Tableau 9.7	Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont (sol TR29B)	240
Tableau 9.8	Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont (sol TR29C)	243
Tableau 10.1	Coûts et revenus d'exploitation du procédé.....	247
Tableau 11.1	Résultats obtenus (mg/kg) lors de l'extraction de l'échantillon certifié (mixture de calibration semi-volatile Supelco avec 44 composés)	250
Tableau 11.2	Paramètres concernant la comparaison des résultats d'analyse (mg/kg) de HAP de l'INRS avec les résultats d'analyse d'un laboratoire extérieur.....	250

Tableau 11.3	Paramètres concernant la comparaison des résultats d'analyse (mg/kg) de HAP de l'INRS avec les résultats d'analyse d'un laboratoire extérieur.....	251
Tableau 11.4	Paramètres concernant la comparaison des résultats d'analyse (mg/kg) de HAP de l'INRS avec les résultats d'analyse d'un laboratoire extérieur.....	251
Tableau 11.5	Résultats obtenus pour le dosage du Na et Pb sur la digestion de l'échantillon certifié CRM PQ-1 (lot #7110C513, <i>CANMET, Canadian Certified Reference Materials Project (CCRMP)</i>)	252

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1	Structure chimique de 16 HAP de référence	4
Figure 2.2	Réserves mondiales de plomb en millions de tonnes en 1990 (Laperche <i>et al.</i> , 2004).....	13
Figure 2.3	Principe physique de la flottation	21
Figure 2.4	Schéma technique d'une cellule de flottation (CTP, 2007).....	23
Figure 2.5	Banc de flottation (Wills, 1988).....	24
Figure 2.6	Colonne de flottation (Wills, 1988)	25
Figure 2.7	Principe d'intervention pour la réhabilitation des sols pollués (Mouton, 2008).....	31
Figure 2.8	(A) Bromure de dodécyltriméthylammonium, surfactant commun (B) Représentation graphique de la molécule de surfactant (Beach, 1999).....	38
Figure 2.9	Échelle schématique de la balance hydrophile-lipophile.....	39
Figure 2.10	Évolution de la tension superficielle en fonction de la concentration en surfactant dans une solution aqueuse à 20°C (Krüss, 2008)	41
Figure 2.11	Différentes formes de micelles (RSC, 2003).....	42
Figure 2.12	Représentation schématique de l'adsorption de surfactant sur un sol (West & Harwell, 1992)	45
Figure 2.13	Diagramme schématique des principales options de traitement des sols contaminés par les métaux lourds (Dermont <i>et al.</i> , 2007)	51
Figure 3.1	Illustration du mode de prélèvement des échantillons dans la pile de sol selon les normes du MDDEP	66
Figure 3.2	Tamis Sweco utilisé pour effectuer les essais de tamisage.....	67
Figure 3.3	Banc de cellules de flottations utilisé lors des essais.....	69
Figure 3.4	Centrifugeuse en continu de marque Pieralisi (modèle Baby one) utilisée pour les essais de centrifugation	69
Figure 3.5	Filtre-presse utilisé pour les essais.....	70

Figure 3.6	Schéma simplifié du procédé de traitement des sols contaminés	71
Figure 3.7	Schéma détaillé du procédé Organometox à l'étude	72
Figure 3.8	Cellule d'attrition utilisée lors des essais d'attrition.....	75
Figure 3.9 :	Mode de prélèvement des échantillons	76
Figure 3.10	Photographie de l'intérieur d'une cellule de flottation du banc de flottation utilisé lors des essais	79
Figure 3.11	Photographie du banc de flottation de six cellules de 8 L de capacité par cellule	80
Figure 3.12	Schématisation des différents types de flottation effectuées au cours des essais (C = étape de conditionnement; F= étape de flottation.)	82
Figure 3.13	Schéma d'attrition de la fraction comprise entre 250 µm et 2 mm effectuée de manière indépendante.....	86
Figure 3.14	Schéma d'attrition simultanée des fractions comprises entre 2 mm et 5 mm et entre 250 µm et 2 mm	88
Figure 3.15	Schéma de principe des étapes de séparation, rinçage et déshydratation des fractions < 2 mm après traitement	90
Figure 3.16 :	Position des vannes du filtre-presse lors de l'étape de filtration	92
Figure 3.17 :	Position des vannes du filtre-presse lors de l'étape de déshydratation.....	93
Figure 4.1	Courbe granulométrique du sol TR23A.....	105
Figure 4.2	Courbe granulométrique du sol TR23B.....	105
Figure 4.3	Courbe granulométrique du sol TR23C.....	105
Figure 4.4	Courbe granulométrique du sol TR29A.....	109
Figure 4.5	Courbe granulométrique du sol TR29B.....	109
Figure 4.6	Courbe granulométrique du sol TR29C.....	110
Figure 5.1	Partie du procédé concernée (encerclée) par la section sur le traitement de fractions supérieures à 2 mm.....	114

Figure 8.1	Évolution de la concentration en Pb de la solution de sol TR23B en fonction de la molarité de NaCl et de l'étape de flottation considérée, (conditions: 3F; F5, C ₁ 15, C ₂ 10)	144
Figure 8.2	Partie du procédé concernée par la section sur l'attrition des fractions <2 mm préalablement à leur flottation.....	148
Figure 8.3	Courbe granulométrique de la fraction entre 250 µm et 2 mm non broyée du sol TR29C.....	173
Figure 8.4	Courbe granulométrique de la fraction entre 250 µm et 2 mm broyée du sol TR29C.....	174
Figure 8.5	Partie du procédé concernée par la flottation des sols de taille inférieure à 2 mm	177
Figure 8.6	Solubilisation du plomb en fonction du pH lors des essais de flottation avec CAS 1de la fraction < 2 mm du sol TR29C.....	189
Figure 8.7	Étape du procédé concernée par la présente section	190
Figure 8.8	Consommation d'eau claire lors d'un rinçage β en fonction de la granulométrie du sol TR23C traité	203
Figure 8.9	Consommation d'eau claire lors d'un rinçage α en fonction de la granulométrie du sol TR29C traité	204
Figure 8.10	Partie du procédé concernée par le traitement des mousses et la précipitation du plomb	206
Figure 8.11	Diagramme pH/Eh (E) du système fer-eau à 25°C (Pourbaix, 1963).....	220
Figure 8.12	Évolution des concentrations en Pb et en Na des eaux de flottation recirculées	221
Figure 9.1	Bilan de masse avant traitement du sol TR23A	227
Figure 9.2	Bilan de masse après traitement du sol TR23A.....	227
Figure 9.3	Bilan de masse avant traitement du sol TR23B.....	231
Figure 9.4	Bilan de masse après traitement du sol TR23B.....	231
Figure 9.5	Bilan de masse avant traitement du sol TR23C.....	234
Figure 9.6	Bilan de masse après traitement du sol TR23C.....	234

Figure 9.7	Bilan de masse avant traitement du sol TR29A	238
Figure 9.8	Bilan de masse après traitement du sol TR29A.....	238
Figure 9.9	Bilan de masse avant traitement du sol TR29B.....	241
Figure 9.10	Bilan de masse après traitement du sol TR29B.....	241
Figure 9.11	Bilan de masse avant traitement du sol TR29C.....	244
Figure 9.12	Bilan de masse après traitement du sol TR29C.....	244
Figure 10.1	Variation du coût de traitement en fonction de la capacité de l'usine	246

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AA	Spectromètre d'absorption atomique
AC	Sol supérieur à 2 mm non traité
AS	Sol supérieur à 2 mm traité
BAN	Benzo[a]anthracène
BAP	Benzo[a]pyrène
BJK	Benzo[b,j,k]fluoranthène
BPR	Benzo[g,h,i]pérylène
CCME	Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement
CMC	Concentration micellaire critique
CRY	Chrysène
DBA	Dibenzo[a,h]anthracène
EP	Entraînement particulaire
EDDS	Acide éthylènediamine-N, N'-disuccinique
EDTA	Acide éthylènediaminetétraacétique
FC	Sol inférieur à 2 mm non traité
FLR	Fluorène
FS	Sol inférieur à 2 mm traité
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HDPC	Hydroxypropyl β -cyclodextrine
IARC	Agence internationale de recherche contre le cancer
ICP-AES	Spectromètre d'émission atomique par plasma à couplage inductif
INP	Indéno[1.2.3-c,d]pyrène
MDDEP	Ministère du développement durable de l'environnement et des parcs du Québec
PHE	Phénanthrène
PYR	Pyrène
RMS	Rapport molaire de solubilisation
ST	Solides totaux
USEPA	United States Environment Protection Agency

1 INTRODUCTION

La mauvaise gestion et disposition des déchets industriels générés durant les siècles précédents a conduit à la contamination de nombreux sites au Canada et dans le monde entier par des métaux lourds (Pb, Cd, Cu, Zn, etc.), des composés organiques et d'autres composés chimiques considérés comme dangereux. Ces dernières décennies, la pollution simultanée aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et aux métaux lourds a plus particulièrement attiré l'attention du public, ainsi que de la communauté scientifique. Ces deux types de contaminants coexistent en effet fréquemment sur des sols pollués de friches industrielles (ATSDR, 1995). Ils présentent un danger pour le sol, la nappe phréatique, leurs usagers, ainsi que le voisinage puisque ces composés se sont révélés hautement toxiques et cancérigènes dépendamment de leur concentration respective (ATSDR, 1995).

Ces dernières décennies étant celles du développement durable et de la conscientisation des erreurs passées, une volonté morale et financière s'est développée à l'échelle mondiale dans le but de traiter ces sols contaminés en vue de la revalorisation économique des terrains, ainsi que de la réduction des risques sanitaires et environnementaux.

1.1 Problématique

La volonté de traiter ces sols contaminés a engendré un marché potentiel non négligeable à l'échelle provinciale, fédérale et internationale. Or, jusqu'à il y a peu, les techniques les plus utilisées pour traiter ce type de contamination mixte étaient basées sur des procédés de lavage de sols, ainsi que des procédés de solidification/stabilisation (Maturi & Reddy, 2006). Par ailleurs, les traitements par lavage de sols nécessitent généralement au moins deux étapes de traitement en série et engendrent des coûts élevés et peu compétitifs. Il n'existe pas, à ce jour, de technologies capables de traiter simultanément dans un même réacteur, de manière performante et, à un coût raisonnable, cette contamination simultanée. Cette étude vise donc à démontrer, à l'échelle pilote, la faisabilité ainsi que l'intérêt technico-économique d'un procédé novateur développé en laboratoire permettant la dépollution de ces sols. Les essais en laboratoire se sont déroulés sur une durée de huit mois et ont été réalisés grâce à un financement de l'Institut de Recherche en Biotechnologie (IRB) et du Ministère de la Défense du Canada.

Durant ces essais, Vincent Taillard a codirigé une équipe de 4 personnes aux côtés de Myriam Chartier. Il a traité et interprété les résultats au fur et à mesure de l'avancement des essais permettant ainsi d'optimiser les techniques de traitement et de créer des protocoles expérimentaux adaptés à un procédé à l'échelle pilote. Il a également élaboré et mis au point des améliorations au procédé

Introduction

développé initialement en laboratoire, incluant de nouvelles étapes de traitement indispensables pour une décontamination optimale des sols traités. Enfin, il a rédigé des rapports d'expérimentation bihebdomadaire et a participé activement à la rédaction du rapport de recherche pour l'Institut de Recherche en Biotechnologie de Montréal et le Ministère de la Défense du Canada (Mercier *et al.*, 2010).

1.2 Plan du document

Le présent document comporte quatre parties. La deuxième consiste en une revue de littérature dans laquelle sont présentés les contaminants visés, soient les HAP et le plomb. Après une présentation du procédé de flottation, il est présenté comment cette technique peut être utilisée dans un contexte de réhabilitation de sols contaminés par des composés organiques. L'intérêt est ensuite porté sur les procédés développés dans le but de traiter des sols contaminés par des métaux lourds en général, puis par les deux types de contaminants présents de manière simultanée. Après avoir conclu la revue en présentant les objectifs de recherche, ainsi qu'une étude technico-économique préliminaire, la démarche méthodologique est présentée.

Le chapitre quatre traite quant à lui des résultats de travaux; ces derniers étant accompagnés d'une discussion. Le développement de ce chapitre suit par ailleurs les différentes étapes du traitement mis en place. Enfin, une conclusion comprenant des recommandations futures vient terminer ce mémoire.

PARTIE I: REVUE DE LITTÉRATURE ET OBJECTIFS DE RECHERCHE

2 REVUE DE LITTÉRATURE ET OBJECTIFS DE RECHERCHE

2.1 Généralités sur les contaminants

2.1.1 Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

2.1.1.1 Définition

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composés organiques constitués presque uniquement d'atomes de carbone et d'hydrogène et comportant au minimum deux noyaux benzéniques fusionnés. Il existe plus de 100 HAP différents et ceux-ci se rencontrent dans l'environnement comme mélanges complexes de plusieurs identités et non comme composé isolé.

Les HAP sont généralement sous forme de solides, sans odeurs, de couleur blanche ou vert-jaune pale. Certains peuvent avoir une légère odeur agréable (ATSDR, 1995).

Ces composés peuvent être répartis en deux grandes catégories en fonction de leur masse moléculaire et donc du nombre de cycles aromatiques qui les composent. Le naphthalène, par exemple, ne contient que deux noyaux benzéniques et fait donc partie de la catégorie des HAP de faible poids moléculaire (4 cycles ou moins). Le cororène est, quant à lui, composé de sept noyaux benzéniques et appartient à la catégorie des HAP à poids moléculaire élevé (4 cycles et plus) (Dhenain, 2005).

Par la suite, nous présenterons 16 HAP spécifiques. Ceux-ci ont été choisis pour des raisons précises; tout d'abord, les informations les concernant sont plus accessibles dans la littérature, ils sont supposés être plus toxiques que les autres et leurs effets sur la santé sont représentatifs de la majorité des HAP et enfin ce sont ceux que l'on retrouve le plus communément dans l'environnement (ATSDR, 1995).

2.1.1.2 Structure et propriétés

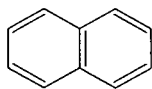
Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont des composés organiques neutres, constitués uniquement de carbone et d'hydrogène. La structure des molécules comprend au moins deux noyaux benzéniques fusionnés dans un arrangement linéaire, angulaire ou en grappe.

À température ambiante, les HAP se présentent généralement sous forme solide, ils sont peu solubles dans l'eau, liposolubles, semi volatils (point d'ébullition entre 200 et 530°C) et possèdent une faible pression de vapeur ainsi qu'un point de fusion élevé ($\geq 80^\circ\text{C}$). Ils ont tendance à s'adsorber à la matière

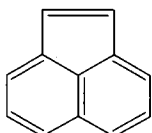
2. Revue de littérature et objectifs de recherche

organique ainsi qu'aux particules de sol (De Pontevès *et al.*, 2005). La Figure 2.1 présente la structure de 16 HAP de référence. Quelques propriétés de ces HAP sont présentées dans le tableau 2.1.

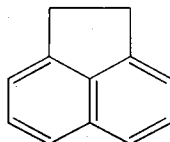
Naphtalène



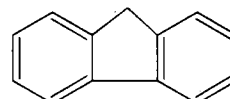
Acénaphtylène



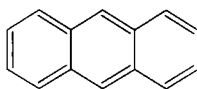
Acénaphtène



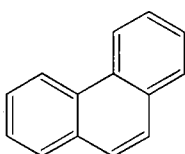
Fluorène



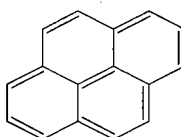
Anthracène



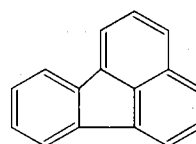
Phénanthrène



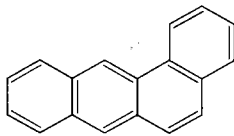
Pyrène



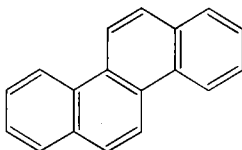
Fluoranthène



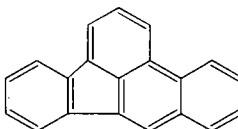
Benzo[a]anthracène



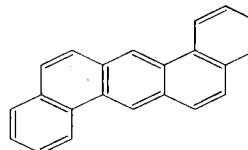
Chrysène



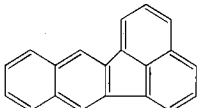
Benzo[b]fluoranthène



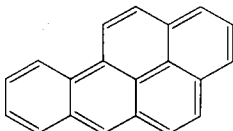
Dibenzo[a,h]anthracène



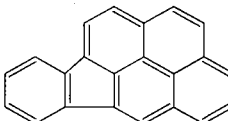
Benzo[k]fluoranthène



Benzo[a]pyrène



Dibenzo[b,c]fluoranthène



Benzo[g,h,i]pérylène

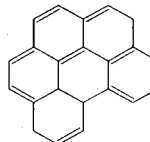


Figure 2.1 : Structure chimique de 16 HAP de référence

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Tableau 2.1 : Propriétés de certains HAP

Nom	Formule chimique	Poids moléculaire (g/mol)	Solubilité dans l'eau (mg/L)	État physique	Température de fusion (°C)
Acénaphène	C ₁₂ H ₁₀	154,21	1,93 ^h	Aiguilles	95
Acénaphthylène	C ₁₂ H ₈	152,20	3,93	Prismes et plaques	92-93
Anthracène	C ₁₄ H ₁₀	178,2 ^b	0,076	Prismes ou tablettes ^b	218
Benzo[a]anthracène	C ₁₈ H ₁₂	228,29 ^c	0,010 ^h	Plaques	162 ^e
Benzo[a]pyrène	C ₂₀ H ₁₂ ^b	252,3 ^b	0,0023 ^h	Plaques ou aiguilles	179-179,3 ^f
Benzo[b]fluoranthène	C ₂₀ H ₁₂ ^b	252,3 ^b	0,0012 ⁱ	Aiguilles ^e	168,3 ^b
Benzo[e]pyrène	C ₂₀ H ₁₂ ^b	252,30 ^d	0,0063 25°C ^d	à Prismes ou plaques	178-179
Benzo[k]fluoranthène	C ₂₀ H ₁₂ ^b	252,3	0,00076 25°C ^d	à Aiguilles	215,7
1,12-benzopérylène	C ₂₂ H ₁₂ ^c	276,34 ^c	0,00026 25°C	à Plaques	273 ^c
Benzo[e]fluoranthène	C ₂₀ H ₁₂	252,32 ^d	0,00676 25°C ^d	à Plaques ou aiguilles ^d	166 ^d
Chrysène	C ₁₈ H ₁₂ ^b	228,3 ^b	0,0023 ^h	Plaques	255-256 ^b
Benzo[g,h,i]pérylène	C ₂₀ H ₁₄ ^b	278,35 ^c	0,0005 ^b	Plaques ou feuilles	262
Fluoranthène	C ₂₀ H ₁₄ ^b	202,26	0,20-0,26 ^e	Aiguilles ou plaques	11
Fluorène	C ₂₀ H ₁₄ ^b	166,2 ^e	1,68-1,98 ^e	Feuilles, flacons ou plaques ^e	116-117 ^e
Indéno[1,2,3-c,d]pyrène	C ₂₀ H ₁₄ ^b	276,3 ^e	0,062 ^e	Plaques ou aiguilles ^e	163,6 ^e
Phénanthrène	C ₁₄ H ₁₀ ^b	178,2 ^b	1,20 à 25°C ^h	Plaques, cristaux ou feuilles ^b	100 ^b
Pyrène	C ₁₆ H ₁₀ ^b	202,3 ^b	0,077 ^h	Plaques ^b	156

^a Toutes les informations ont été obtenues à partir de HSDB (1992) sauf celles annotées. ^b IARC (1973); ^c Eller (1984); ^d HSBD; (1994); ^e Weast *et al.* (1988); ^f Weast (1987); ^g IARC (1983); ^h Yalkowsky *et al.* (1993); ⁱ Sims et Overcash (1983)

2.1.1.3 Sources

Les concentrations en HAP dans les sols industrialisés ont commencé à augmenter dès le milieu du XIX^{ème} siècle en raison de l'exploitation du charbon et des industries pétrolifères, pour atteindre un maximum dans les années 1950-1960 (Juhász & Naidur, 2000). Les HAP sont formés durant la pyrolyse ou la combustion incomplète de charbon, de produits pétroliers (essence, diesel, kérosène, asphalte, brai de goudron, *etc.*), de gaz, de bois, d'ordures ménagères ou d'autres substances organiques comme le tabac, la viande cuite au barbecue, *etc.* (ATSDR, 1995). Ils peuvent donc provenir de sources naturelles et d'activités anthropiques.

Au Canada, les sources d'origine naturelle sont, par exemple, les feux de forêt qui rejettent environ 2000 tonnes de HAP par année, ce qui représente la source la plus considérable (Environnement Canada,

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

2002). Sur l'ensemble de la planète, les activités volcaniques, les processus géochimiques, la biosynthèse des êtres vivants (1,17% des apports en HAP (Alzieu, 1999)) sont également à l'origine de l'émission de ces produits mais en quantité plus faibles.

En revanche, les sources anthropiques sont nombreuses et entraînent des émissions de HAP dans tous les milieux environnementaux. Celles-ci sont principalement liées aux activités industrielles comme la production d'aluminium (Allaire *et al.*, 1993; Roussel *et al.*, 1992). Au Canada par exemple, les sources les plus importantes de rejet de HAP dans l'atmosphère sont les fonderies d'aluminium (925 t.m./an), la plupart de ces émissions étant rejetées par des alumineries qui utilisent le procédé horizontal Stud Söderberg (Environnement Canada, 2002).

Le raffinage du pétrole et les rejets induits par l'industrie pétrochimique représentent à eux seuls 73,9% des rejets de HAP mondiaux, la déposition des HAP contenus dans l'atmosphère en représente 21,7% (Alzieu, 1999). En effet, de part leur caractère hydrophobe, les HAP fixés sur des particules sont facilement transportés dans l'atmosphère. Wild & Jones (1995) estiment les émissions de 11 HAP dans l'atmosphère britannique à 700 t.m./an. Des composés aromatiques ont même été retrouvés dans des échantillons de glace au Groenland mettant en évidence leur transport sur de longues distances (Leoz-Garziandia *et al.*, 2000).

En France, l'inventaire du centre interprofessionnel technique d'étude de la pollution atmosphérique (CITEPA) fournit des valeurs d'émission atmosphérique pour l'année 2002 de 251 t.m./an.

La cokéfaction du charbon, le fonctionnement des centrales thermiques, les chauffages résidentiels, la circulation automobile (Menzie *et al.*, 1992; Wilcke, 2000) les produits créosotés (ex : chemins de fer) et les centres d'incinération sont également des sources anthropiques importantes.

En raison de leur toxicité envers l'environnement et les êtres vivants, les HAP ne sont plus utilisés en tant que tels dans l'industrie. Cependant, certains HAP (benzo(k)fluoranthène, benzo(b)fluoranthène, etc.) sont synthétisés comme composés individuels destinés à la recherche, d'autres sont utilisés en médecine, comme pesticide en agriculture ou encore pour fabriquer certains plastiques (ATSDR, 1995).

2.1.1.4 Devenir des HAP dans l'environnement

Les mouvements des HAP dans l'environnement dépendent de leurs propriétés spécifiques comme par exemple leur solubilité dans l'eau ou leur facilité d'évaporation dans l'air. De manière générale, les HAP sont peu solubles dans l'eau. Ils sont présents dans l'atmosphère en tant que contaminants adsorbés à

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

de fines particules solides. Ils peuvent donc voyager sur de longues distances avant d'être assimilés par les sols par l'intermédiaire de pluies ou de déposition atmosphérique (ATSDR, 1995).

Dans l'environnement, les HAP sont donc présents à la fois dans l'air, dans l'eau et dans les sols sous forme de mélanges complexes. Certains HAP rejoignent l'atmosphère par évaporation des eaux de surface contaminées ou par évaporation à partir d'un sol contaminé. Cependant, dans la majorité des cas, les HAP restent fixés à de fines particules qui peuvent se retrouver au fond des lacs et des rivières sous forme de sédiments (De Pontevès *et al.*, 2005) ou dans les couches superficielles du sol à partir desquelles ils peuvent migrer vers les nappes phréatiques. Cependant, Wild & Jones (1995) estiment que 90% des HAP émis dans l'environnement sont stockés dans les sols, ce chiffre ne prenant pas en compte les sites contaminés suite à des activités industrielles. Dans ce cas, la pollution s'étend vers les horizons plus profonds du sol.

Certains HAP légers de 4 cycles et moins (ex : naphthalène, fluorène, *etc.*) sont biodégradables mais leur fort pouvoir absorbant et leur faible solubilité limitent fortement leur biodisponibilité. D'autres peuvent être sensibles à la dégradation photochimique (Abarnou, 2000), une faible quantité de ceux qui sont présents dans l'air peuvent donc être éliminés en quelques jours voire quelques semaines par réaction photochimique, par réactions avec des composés chimiques présents dans l'air et même grâce à la végétation (Wagrowski & Hites, 1997). L'élimination de certains HAP présents dans l'eau et les sols peut se faire grâce à l'action de microorganismes, cela peut prendre de quelques semaines à quelques mois selon les conditions (ATSDR, 1995). En ce qui concerne les sols par exemple, le taux de biodégradation est influencé par leur contenu en oxygène, le pH, la température (Nam & Alexander, 2001), l'humidité et le contenu en nutriments (Hurst *et al.*, 1996). Il est cependant important de préciser que la plupart des HAP ne sont pas ou très peu sensibles à ces types de biodégradation. En effet, les HAP les plus récalcitrants (composés de 5 cycles aromatiques ou plus) se retrouvent dans des sols sous des structures inchangées depuis leur création datant de plus d'un siècle (Khodadoust *et al.*, 2000).

Les HAP peuvent également se retrouver dans les organismes vivants où ils représentent une toxicité plus ou moins importante en fonction du composé.

2.1.1.5 Toxicité

Les HAP peuvent pénétrer l'organisme de nombreux êtres vivants. Chez l'être humain, ces composés peuvent entrer dans l'organisme par l'intermédiaire des poumons lorsque l'air inspiré contient des HAP (fumée de cigarettes, fumée de bois, proximité d'une usine ou d'un site pollué, *etc.*). Ces contaminants

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

peuvent également être ingérés par l'intermédiaire de nourriture ou d'eau contaminée ou même pénétrer l'organisme par l'épiderme par simple contact (ATSDR, 1995). Cependant, l'alimentation est la source majoritaire d'exposition aux HAP pour les non fumeurs (70% de l'exposition) (Phillips, 1999). Des études menées dans différents pays ont montré que la quantité de HAP ingérée variait de 1,2 à 5 µg/jour. Par comparaison, la fumée de cigarette ajoute 2 à 5 µg/jour/habitant pour une consommation de 25 cigarettes par jour (ATSDR, 1995).

L'exposition d'un individu n'est jamais exclusive à un seul HAP mais à plusieurs d'entre eux en fonction de la source de contamination. Ils peuvent être stockés par tous les tissus du corps contenant de la graisse mais ils ont tendance à s'accumuler principalement dans les reins, le foie et dans des moindres proportions dans la moelle épinière, les glandes surrénales et les ovaires (ATSDR, 1995).

Jusqu'à maintenant, les effets toxicologiques des HAP sont très mal connus mais les études effectuées sur les animaux et les bactéries ont montré que ceux-ci pouvaient modifier leur comportement (Aufrett, 1988 ; Bayne *et al.*, 1982 ; Jeong & Cho, 2007 ; Takayanagi *et al.*, 2000) ou même être transformés par les tissus en des composés plus ou moins toxiques que les originaux et qu'ils ne restaient pas dans le corps pour une longue période. La plupart sont évacués par les selles et l'urine au bout de quelques jours. Les études menées en laboratoire ont montré que le benzo[a]anthracène, le benzo[a]pyrène, le benzo[b]fluoranthène, le benzo[j]fluoranthène, le benzo[k]fluoranthène, le chrysène, le dibenzo[a,h]anthracène, et l'indeno[1,2,3-c,d]pyrène, ont engendrés des tumeurs cancérogènes chez les animaux exposés pendant de longues périodes. Il a été reconnu également des effets systémiques (hépatiques, hématologiques, immunologiques et développement d'athérosclérose), des effets sur la reproduction et des effets génotoxiques.

L'agence internationale de recherche contre le cancer (IARC) ainsi que l'USEPA (United States Environmental Protection Agency) ont déterminé le degré de toxicité de certains HAP de référence comme présentés dans le Tableau 2.2.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Tableau 2.2 Classification du caractère carcinogène de HAP de référence par l'IARC (IARC, 1983; ATSDR, 1995) et l'USEPA (Peters *et al.*, 1999; Collins *et al.*, 1998)

Molécules	USEPA		IARC		
	Groupe 2B*	Groupe D**	Probablement cancérigènes	Potentiellement cancérigènes	Non classifiables
Naphtalène		#			
Acénaphthylène		#			
Acénaphthène					
Fluorène		#			#
Phénanthrène		#			#
Anthracène		#			#
Fluoranthène		#			#
Pyrène					#
Benzo[a]anthracène	#		#		
Chrysène	#				#
Benzo[b]fluoranthène	#			#	
Benzo[j]fluoranthène				#	
Benzo[k]fluoranthène	#			#	
Benzo[a]pyrène	#		#		
Dibenzo[a,h]anthracène	#		#		
Benzo[g,h,i]pérylène					#
Indéno[1,2,3-c,d]pyrène	#			#	

* Molécules possiblement cancérigènes chez les humains.

** Molécules non classifiables comme cancérigènes par l'USEPA.

2.1.1.6 Réglementation

Du fait du caractère toxique des HAP, il existe des réglementations sur les teneurs maximales admissibles pour éviter tout risque environnemental ou humain. Les modes de gestion et les réglementations varient en fonction des continents et des pays qui n'ont pas hésité à créer leurs propres normes.

Au Québec, le Ministère du développement durable de l'environnement et des parcs du Québec (MDDEP) (anciennement Ministère de l'environnement (MENV)) porte beaucoup d'intérêts aux territoires contaminés sur l'ensemble de la province depuis 1983. En 1998 est publié la «*Nouvelle politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*». Les critères de qualité du MDDEP comportent trois seuils:

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

- **A:** teneur naturelle moyenne (à l'exception des sols miniers);
- **B:** teneur limite pour des sols résidentiels;
- **C:** teneur limite pour sols commerciaux et industriels.

Tandis que les critères du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) au niveau fédéral ont quatre seuils de qualité:

- **Agricole (Agri.):** teneur pour sol agricole;
- **Résidentiel et parcs (Res./Parc):** teneur pour sol résidentiel;
- **Commercial (Comm.):** teneur pour sol commercial;
- **Industriel (Ind.):** teneur pour sol industriel.

Le Tableau suivant présente la valeur des différents seuils en mg/kg de sol sec pour 19 HAP.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Tableau 2.3 Normes du MDDEP et CCME pour les HAP (mg/kg sol sec)

Paramètres	Critères MDDEP (mg/kg)			Critères du CCME (mg/kg)			
	A	B	C	Agri.	Rés./parc	Comm.	Indus.
Plomb (Pb)	50	500	1000	70	140	260	600
Naphtalène	< 0,1	5	50	0,1	0,6	22	22
2-méthylnaphtalène	< 0,1	1	10	-	-	-	-
1-méthylnaphtalène	< 0,1	1	10	-	-	-	-
1,3-diméthylnaphtalène	< 0,1	1	10	-	-	-	-
Acénaphthylène	< 0,1	10	100	-	-	-	-
Acénaphène	< 0,1	10	100	-	-	-	-
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	0,2	5	50	-	-	-	-
Fluroène	< 0,1	10	100	-	-	-	-
Phénanthrène	< 0,1	5	50	0,1	5	50	50
Anthracène	< 0,1	10	100	-	-	-	-
Fluoranthène	< 0,1	10	100	-	-	-	-
Pyrène	< 0,1	10	100	0,1	10	100	100
Benzo(a)anthracène	< 0,1	1	10	0,1	1	10	10
Chrysène	< 0,1	1	10	-	-	-	-
Benzo(b,j,k)fluoranthène	< 0,1	1*	10*	0,1	1*	10*	10*
Benzo(a)pyrène	< 0,1	1	10	0,1	0,7	0,7	0,7
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	< 0,1	1	10	0,1	1	10	10
Dibenzo(a,h)anthracène	< 0,1	1	10	-	-	-	-
Benzo(g,h,i)perilène	< 0,1	1	10	-	-	-	-

* Pour chaque isomère.

** Pour les trois isomères de Benzo(b,j,k)fluoranthène.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

2.1.2 Plomb (métaux lourds en général)

2.1.2.1 Définition

Les métaux lourds en général et le plomb en particulier sont présents dans les sols de façon naturelle à des teneurs relativement faibles. Le plomb est un métal gris argenté extrait principalement des minerais contenant du zinc, de l'argent et des quantités minimales de cuivre, la croûte terrestre en contient en moyenne 16 mg/kg (Wixon & Davies 1993). Il peut se trouver également dans l'eau et dans l'air mais dans des quantités très faibles. Le plomb est aussi récupéré à partir de matériaux recyclés, plus de 50% de la production mondiale provient du recyclage, faisant du plomb un des métaux les plus recyclés au monde. Ses propriétés intéressantes, comme une densité et une malléabilité élevées, une résistance à la corrosion, etc. donnent lieu à toute une gamme d'applications. Cependant à des teneurs plus élevées (concentrations supérieures à 50 mg/kg dans les sols), le plomb a un effet toxique sur les êtres vivants et l'environnement.

2.1.2.2 Propriétés

Le plomb appartient au groupe IVB de la classification périodique, sa configuration électronique est $[\text{Xe}]4f^{14}5d^{10}6s^26p^2$ avec deux électrons non appariés sur la dernière couche. Cette configuration électronique autorise les degrés d'oxydation (+2) et (+4) en plus de la forme métallique. Dans les milieux naturels, les minéraux incorporent cet élément sous le degré d'oxydation (+2), le degré (+4) n'est représenté que dans des conditions très oxydantes et se retrouve majoritairement dans des composés organiques dont la source en est l'activité humaine. Le Tableau 2.4 présente quelques propriétés physico-chimiques de l'élément plomb.

Tableau 2.4 Propriétés physico-chimiques de l'élément plomb (Laperche *et al.*, 2004)

Propriétés	Valeurs
Masse atomique	207,2 g/mole
Point de fusion	327°C
Point d'ébullition	1740°C
Densité	11,35 g/cm ³
Configuration électronique	$[\text{Xe}]4f^{14}5d^{10}6s^26p^2$
Valences	0, +2, +4
Rayon ionique	1,20 Å
Pb ²⁺	0,94 à 1,49 Å
Pb ⁴⁺	0,78 à 0,94 Å
Numéro atomique	82

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Dans le milieu naturel, le plomb peut être rencontré sous la forme de 4 isotopes stables: ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb et ^{208}Pb . Il existe également des isotopes plus lourds (^{210}Pb , ^{211}Pb , ^{212}Pb et ^{214}Pb) qui représentent des produits intermédiaires de la chaîne de désintégration de l'Uranium et du Thorium (Robbins, 1978). La signature isotopique de ces éléments lourds dans les sédiments, les sols et les plantes permet entre autre d'identifier et de quantifier la part de plomb qui est d'origine endogène de celle qui est issue de la pollution anthropique.

2.1.2.3 Sources naturelles et anthropiques

2.1.2.3.1 Sources naturelles

À l'état naturel le plomb peut se trouver de façon concentrée dans trois types de gisements:

Les amas, sous forme de lentille ou de sphère. Les filons, irréguliers et discontinus constitués par remplissage. Les couches, compactes et régulières se trouvent comprises entre deux plans parallèles.

Le minerai ainsi considéré est généralement associé à celui du Zinc mais il peut être associé à d'autres métaux comme l'argent, le cuivre, le cadmium. La Galène, la cérusite et l'anglésite constituent les trois principaux minerais de plomb présents dans l'environnement, la galène étant de loin le plus abondant (Laperche *et al.*, 2004).

Les gisements de plomb sont nombreux et répartis dans le monde entier (plus de 150 mines dans 35 pays) comme le montre la Figure 2.2.

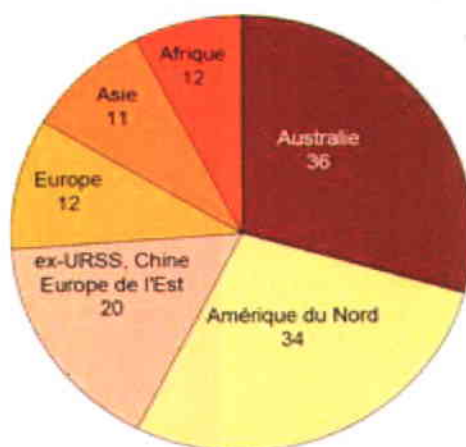


Figure 2.2 Réserves mondiales de plomb en millions de tonnes en 1990 (Laperche *et al.*, 2004)

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Par ailleurs, le plomb rentre dans la composition de près de 240 minéraux naturels identifiés (Fleischer, 1966) dont plus d'un tiers rentre dans le groupe des sulfates et des sulfites. Il se retrouve en trace dans de nombreux silicates ou dans les carbonates et les apatites.

La liste des principaux minéraux et composés du plomb est donnée dans le Tableau 2.5 suivant:

Tableau 2.5 Liste des principaux minéraux et composés du plomb (Laperche et al., 2004)

Minéraux	Formule chimique
Anglésite	PbSO_4
Galène	PbS
Boulangérite	$\text{Pb}_5\text{Sb}_4\text{S}_{11}$
Franckéite	$\text{Pb}_5\text{Sn}_3\text{Sb}_2\text{S}_{14}$
Céruosite	PbCO_3
Crocoïte	PbCrO_4
Chlorure de plomb	PbCl_2
Bromure de plomb	PbBr_2
Hydroxyde plomb	Pb(OH)_2
Litharge	PbO
Minium	$\text{Pb}^{2+}_2\text{Pb}^{4+}\text{O}_4$
Pyromorphite	$\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$
Hydroxypyromorphite	$\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$
Fluoropyromorphite	$\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$
Arséniate de plomb	$\text{Pb}_3(\text{AsO}_4)_2$
Plumbogummite	$\text{PbAl}_3(\text{PO}_4)_2(\text{OH})_5 \cdot \text{H}_2\text{O}$
Raspite	PbWO_4
Wulfénite	PbMoO_4
Vanadinite	$\text{Pb}_5(\text{VO}_4)_3\text{Cl}$

Dans la phase aqueuse, le plomb peut être présent soit sous forme d'ions libres soit sous forme de complexes (Baes & Mesmer, 1976). En effet il a tendance à former entre autre des espèces aqueuses hydroxylées telles que PbOH^+ , $\text{Pb(OH)}_2(\text{aq})$ et Pb(OH)_3^- (Baes & Mesmer, 1976). Le diagramme de Pourbaix (diagramme présentant l'ensemble des formes du plomb en milieu aqueux en fonction du potentiel redox (E(V)) et du pH de la solution) du système plomb-eau est donné en référence dans l'annexe 1.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

2.1.2.3.2 Sources anthropiques

La métallurgie du plomb remonte approximativement à 3000 av. J.C., sa large utilisation était alors due à sa facilité de raffinage et à la malléabilité des produits finis (Laperche *et al.*, 2004). Aujourd'hui, les principaux opérateurs miniers sont Mount Isa Mines (Australie), Cominco et Noranda (Canada) et Asarco et Doe Run (USA). Les principaux pays exportateurs sont l'Australie, le Canada, le Pérou et le Mexique.

Il est important de noter que l'activité humaine n'a contribué à aucun changement dans les quantités de métaux lourds en général et de plomb en particulier. Cependant, elle a modifié leurs répartitions, leurs formes chimiques et leurs concentrations par l'intermédiaire de nouveaux modes de dispersion.

Les principales sources de pollution anthropogénique sont l'industrie métallurgique et minière et les déchets qu'elles engendrent. Dans le cas du plomb, les transports routiers sont encore une source importante d'émission, tout comme l'industrie verrière et les accumulateurs.

De plus récentes applications misent sur la capacité du plomb à bloquer les rayons gamma et à amortir les vibrations sonores. Il assure une barrière protectrice contre la radiation nucléaire ou les rayons X provenant des téléviseurs, des écrans d'ordinateurs et de l'équipement médico-dentaire.

L'industrie permettant de manufacturer les produits nécessaires à ces applications diverses a entraîné une pollution des sols, des eaux et de l'atmosphère.

Le Tableau 2.6 rend compte des formes chimiques du plomb présent dans ces milieux et des sources de cette pollution.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Tableau 2.6 Sources de pollution au plomb dans l'environnement (Pichard, 2002)

Forme chimique	Milieu environnemental	Provenance
Plomb	Atmosphère	Poussière volcanique; rejets anthropiques
	Eaux	Sidérurgie, pluies acides, contamination des eaux de consommation par les réseaux de distribution au plomb
	Sols	Retombées atmosphériques; déchets industriels solides (extraction de minerai de plomb, affinage de plomb, recyclage des batteries, peintures à base de plomb)
Carbonate de plomb (cérusite)	Eaux	Constituant de la croûte terrestre; Extraction et traitement du minerai (eau de procédé)
	Atmosphère	Transformation de composés du plomb
	Sols	Pollution suite à la carbonatation du plomb dans les alliages; Pigments à base de carbonates (Mercier <i>et al.</i> , 2002)
Oxyde de plomb	Atmosphère, Sols	Formation à partir de composés de plomb
Dioxyde de plomb	Atmosphère, eaux, sols	Présent naturellement; combustion d'huiles usagées; déchets solides provenant du charbon et d'huiles; production de fer, d'Acier, de zinc; fusion du plomb, du cuivre; concassage du minerai; fabrication des batteries électriques; fabrication du verre au plomb; lessivage des déchets de fonderie; pertes lors de transport de minerais
Tétraoxyde de plomb	Atmosphères, eaux, sols	Rejets lors de la production et de l'utilisation du plomb; chauffage du minerai de plomb en présence d'oxygène; fusion et affinage du plomb, soudures
Sulfure de plomb (galène)	Atmosphères, eaux, sols	Minerai de plomb; formation en présence de soufre en conditions réductrices; extraction minière; traitement du minerai, fusion et raffinage; fabrication de semi-conducteurs et détecteurs infrarouges; émaillage de céramique
Sulfate de plomb (anglésite)	Atmosphères, eaux, sols	Minerai de plomb; association avec l'oxyde de plomb; démarrage des batteries au plomb

Par ailleurs, les isotopes du plomb sont des marqueurs et des traceurs d'origine largement utilisés en géologie, métallogénie et dans le domaine de l'environnement (Pichard, 2002).

2.1.2.4 Persistance

L'adsorption du plomb dans les sols et les constituants du sol a été décrite et étudiée par de nombreuses équipes de recherche (Krupka *et al.*, 1999; Mclean & Bledsoe, 1992; Marcos 2001). Ce métal est donc connu pour s'adsorber sur les constituants du sol tels que les argiles, les oxyhydroxydes, les hydroxydes, les oxydes et la matière organique naturelle avec laquelle il forme des organo-minéraux relativement stables. Zimdahl & Hassett (1977) ont mis en avant que son adsorption dans les sols était fortement corrélée à leur capacité d'échange cationique et qu'elle dépendait également de nombreux facteurs comme le pH, la teneur en plomb dissous, la teneur en complexants, le contenu minéralogique ou encore le pourcentage en matières organiques (Pichard, 2002).

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Par ailleurs, le plomb et les autres métaux lourds ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement et ils sont considérés comme des éléments peu mobiles dans les sols. Ceci entraîne une accumulation dans les horizons superficiels du sol (Sterckeman *et al.*, 1996). Sa mobilité est principalement contrôlée par sa spéciation en phase aqueuse et par des processus d'adsorption/désorption et dissolution/précipitation. En revanche, le plomb peut être transporté sur de longues distances par l'air et par l'eau sans subir de transformation.

2.1.2.5 Toxicité

Le plomb peut pénétrer dans l'organisme par trois voies:

- Inhalation de vapeur de plomb ou de poussières
- Ingestion à partir de poussières, de sols contaminés ou de peintures au plomb présentes dans les vieilles demeures directement portés à la bouche principalement par les enfants (Clark *et al.*, 1991; Mercier *et al.*, 2002b; Mercier, 2000; Mielke & Reagan, 1998)
- Absorption par voie cutanée.

Après ingestion, le plomb diffuse rapidement via la circulation sanguine dans les différents organes comme le cerveau, les tissus fortement calcifiés (dents et os). Le plomb a un effet cumulatif toxique, la personne atteinte peut être sujette à de nombreux troubles: grande fatigue, manque de concentration, de mémorisation, troubles du comportement et du sommeil, diminution du QI, lésions cérébrales et séquelles sans doute en partie irréversible. Les coliques de plomb sont les effets toxiques les plus connus du métal mais ses principaux organes cibles sont le système nerveux, les reins et le sang. Les cas d'intoxication au plomb (saturnisme) sont plus fréquents chez les enfants qui absorbent 50% du plomb ingéré contre 7% chez l'adulte. Il s'en suit alors une altération du développement psychomoteur et intellectuel (retard) associé à des troubles du métabolisme (Clark *et al.*, 1991).

Les métaux lourds en général et le plomb en particulier présentent un caractère toxique également dans les organismes végétaux (Laperche *et al.*, 2004). Certains meurent lorsque les concentrations du sol atteignent des valeurs seuils, d'autres développent des mécanismes de défense et d'autres développent des agents chélatants permettant de les accumuler.

2.1.2.6 Réglementation

Les seuils réglementaires de teneur en métaux lourds en général et en plomb en particulier dans les sols varient beaucoup en fonction des pays. Les voies d'exposition prises en compte, fonction du scénario,

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

sont la voie orale et l'absorption cutanée de polluants. Au Québec, les critères du MDDEP et du CCME pour les métaux lourds en général et le plomb en particulier sont présentés dans le Tableau 2.7.

Tout comme pour les HAP, le critère du MDDEP, le ministère du développement durable de l'environnement et des parcs du Québec comporte trois seuils de qualité. Le critère du CCME, le conseil Canadien des ministres de l'environnement au niveau fédéral possède quatre seuils. Ces seuils ont été définis dans le paragraphe 2.1.1.6.

En outre, le CCME peut préconiser une analyse de risque dans le cas de contaminants pour lesquelles les données toxicologiques et ecotoxicologiques sont disponibles. Les résultats de l'analyse de risques peuvent mener soit à une décontamination jusqu'aux critères seuils correspondant à la futur utilisation du terrain, soit à une gestion de risque consistant à éviter toutes étendues de contamination et tous risques potentiel pour l'environnement, la faune et les êtres humains.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Tableau 2.7 Normes du MDDEP et CCME pour les métaux (mg/kg sol sec)

Paramètres	MDDEP			CCME			
	A	B	C	Agri.	Res./Parc	Comm.	Ind.
Arsenic (As)	6	30	50	12	12	12	12
Barium (Ba)	200	500	2000	750	500	2000	2000
Cadmium (Cd)	1.5	5	20	1.4	10	22	22
Chrome (Cr)	85	250	800	64	64	87	87
Cuivre (Cr)	40	100	500	63	63	91	91
Mercuré (Hg)	0.2	2	10	6.6	6.6	24	50
Molybdène (Mo)	2	10	40				
Manganèse (Mn)	770	1000	2500				
Nickel (Ni)	50	100	500	50	50	50	50
Plomb (Pb)	50	500	1000	70	140	260	600
Sélénium (Se)	1	3	10	1	1	2.9	2.9
Zinc (Zn)	110	500	1500	200	200	360	360

Le Tableau 2.8 ci-après présente à titre indicatif les valeurs limites ou normes de métaux acceptables pour la contamination des sols pour cinq autres pays.

Tableau 2.8 Valeurs limites ou normes de métaux acceptables pour la contamination des sols pour cinq autres pays (Lecomte, 1998)

Métaux	Allemagne	Australie	France	Grande-Bretagne	Pays-Bas
Pb (mg/kg)	1 000	300	2 000	600	600
Cd (mg/kg)	10	20	60	3	20
As (mg/kg)	50	100	120	10	50
Cr (mg/kg)	250	-	7 000	600	800

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

2.1.2.7 Contamination simultanée aux HAP et aux métaux lourds

Les organismes vivants et les écosystèmes dont les sols font partis sont généralement exposés de manière simultanée à plusieurs contaminants (Feron & Groten, 2002). En ce qui concerne les sols, les effets combinés des métaux lourds et des HAP ont de plus en plus attiré l'attention ces dernières années. En effet, les HAP et les métaux lourds sont fréquemment rencontrés de manière simultanée dans les sols (Ahtiainen *et al.*, 2002) et en particulier dans les anciennes zones industrielles urbaines ayant hébergés des cokeries, des usines sidérurgiques, des raffineries ou encore des incinérateurs et qui sont en train d'être réhabilitées en vue de constructions industrielles ou résidentielles.

Cette présence simultanée dans les sols engendre des interactions entre les polluants (Shen *et al.*, 2006). Les effets peuvent être similaires, plus importants ou moins importants des effets des polluants considérés indépendamment.

La présence simultanée de HAP et de plomb dans un sol peut modifier l'activité microbienne souterraine. En effet, l'enzyme uréase responsable de la dégradation de l'urée voit son activité réduite en présence de ces deux contaminants (Shen *et al.*, 2006).

2.2 Généralités sur la flottation

2.2.1 Principe de la flottation

La flottation consiste en une séparation des particules sur base de leurs propriétés physicochimiques. Ce procédé très complexe fait intervenir des phénomènes microscopiques et macroscopiques.

Cette technologie a été développée initialement pour des applications de séparations métalliques dans l'industrie minière. Si la flottation est encore utilisée massivement dans ce domaine d'activités, cette technologie a trouvé de nombreux autres domaines d'application tels que l'industrie papetière et bien sûr le traitement des sols contaminés par des composés inorganiques (métaux) (Bouchard, 2001) ou des composés organiques hydrophobes (Zhang *et al.*, 2001) tels que les hydrocarbures, HAP.

Le principe de la flottation repose sur les propriétés de surface (hydrophobie-hydrophilie) naturelles ou stimulées au moyen de réactifs spécifiques et des particules du mélange à décontaminer (Bouchard, 2001). Les réactifs spécifiques sont par exemple, les collecteurs qui rendent les surfaces hydrophobes, les déprimants qui rendent les surfaces hydrophiles, les activants qui sont utilisés pour améliorer la

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

réponse des solides aux collecteurs, les moussants qui permettent de stabiliser la mousse formée ou les surfactants dont l'utilité sera précisée par la suite.

Les particules sont mélangées à une solution aqueuse contenue dans une cuve ou cellule de flottation, siège d'un brassage constant. L'addition simultanée à cette solution d'un réactif (ex : surfactant) et d'une injection d'air (à des intervalles de temps définis et des débits très précis) sous forme de fines bulles dans la cellule permet le transport sélectif des particules hydrophobes qui se fixent sur les bulles d'air suite à des collisions comme l'illustre la Figure 2.3. Celles-ci se rassemblent sous forme d'une écume surnageante qui peut être alors récoltée mécaniquement ou par simple débordement. Par contre, les particules présentant des surfaces hydrophiles ne se lient pas aux bulles d'air et restent en suspension dans la pulpe (Blazy, 1970).

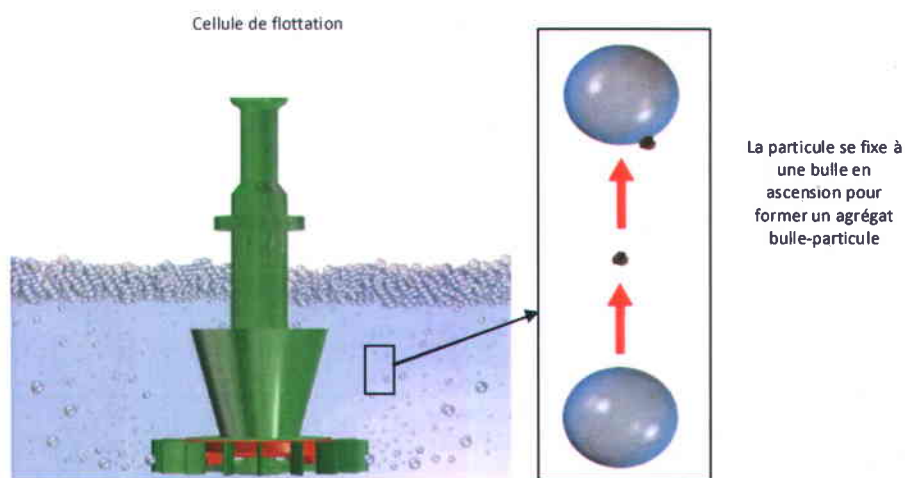


Figure 2.3 Principe physique de la flottation

Les différentes étapes de la séparation par flottation sont donc les suivantes:

- Mise en suspension de la pulpe par addition de liquide au matériau à traiter;
- Conditionnement de la pulpe par addition de réactifs spécifiques;

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

- Introduction dans la cellule de flottation: injection de bulles d'air auxquelles les particules se fixent et agitation pour maintenir les particules en suspension; la taille des bulles tout comme la vitesse d'agitation dépendent de la taille des particules à traiter.
- Transport des agrégats bulles-particules vers l'écume par poussée d'Archimède (décrochage de certaines particules);
- Nettoyage de l'écume;
- Récupération du concentré par raclage de l'écume;
- Récupération de la pulpe restante pour traitement ou rejet.

Les différents produits de flottation sont donc le concentré et le rejet. La couche de mousse qui flotte sur le dessus du liquide et qui est chargée de substances contaminantes constitue le concentré. La pulpe restante constitue le rejet qui est composé de la matrice décontaminée.

2.2.1.1 *Équipement*

Il existe deux grandes catégories d'appareils de flottation, les appareils avec et sans mécanisme d'agitation mécanique. Les cellules de flottation unitaires ou les bancs de flottation sont pourvus d'un système d'agitation mécanique. Les colonnes de flottation, quant à elles, ne possèdent pas de mécanismes d'agitation. Ce sont le cas des colonnes traditionnelles, des colonnes flottaires, des cellules Jameson (Bouchard, 2001).

Quelques équipements de flottation pilotes sont présentés par la suite.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

2.2.1.2 Cellules de flottation

On peut distinguer deux types de cellules de flottation, les machines de flottation de laboratoire Denver et les cellules de flottation unitaire (10 L et plus) comme présentées dans la Figure 2.4.

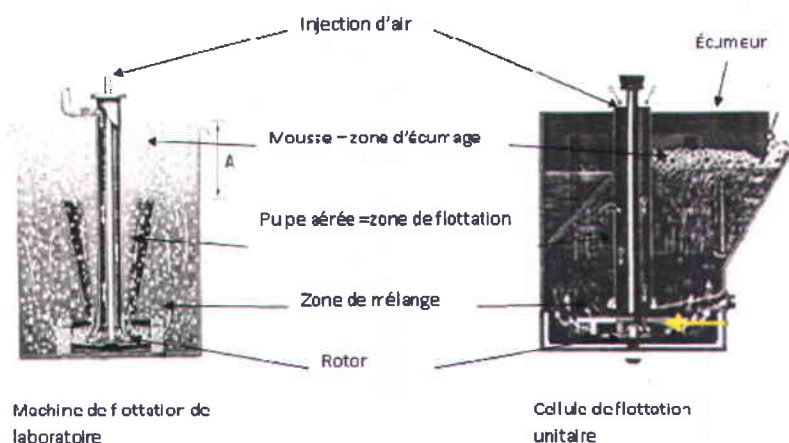


Figure 2.4 Schéma technique d'une cellule de flottation (CTP, 2007)

L'une comme l'autre sont composées d'une cuve en acier de diverses formes équipée d'un système d'agitation couplé à un système d'aération. L'aération peut être effectuée de façon autonome grâce à la rotation très rapide de la turbine qui produit une pression négative et aspire l'air. L'aération peut aussi être produite à l'aide d'une soufflante à faible pression. L'air qui est introduit dans le système est violemment dispersé dans la pulpe sous forme de fines bulles grâce à l'action de la turbine et des chicanes (Gill, 1991).

Dans le cadre d'un procédé de flottation à l'échelle industrielle, les cellules à air forcé type Wemco et les cellules à air aspiré type Dorr-Oliver sont plus ou moins adaptées en fonction du type de matériel à flotter (MacNamara *et al.*, 2003). Il est donc important de sélectionner le bon type de cellule. (cf. partie généralités sur la mise à l'échelle des procédés pilotes).

Une cellule comprend trois zones distinctes comme le présente la Figure 2.4:

- Une zone de mélange siège de la formation des agrégats bulles-particules au sein de la pulpe aérée;

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

- Une zone de flottation au sein de laquelle s'effectue l'ascension des agrégats bulles-particules;
- Une zone d'écumage où la mousse formée contenant les particules à séparées est récupérée soit par raclage soit par débordement.

Pour les flottations opérées en continu, le rejet est soutiré par le bas du réservoir. La flottation en cellule peut être effectuée à petite échelle en laboratoire et à l'échelle industrielle. La capacité des cellules de flottation varie en fonction du volume du réservoir et peut s'élever jusqu'à 3800 m³/h pour une pulpe comportant 25% de solides d'une masse volumique de 2,7 g/cm³ (Kelly & Spottishwood, 1982).

2.2.1.3 Banc de flottation

A l'échelle industrielle, il est plus fréquent d'utiliser plusieurs cellules de flottation placées en série ou en parallèle (banc de flottation). La pulpe est introduite dans le premier réservoir où une partie des particules hydrophobes est récupérée dans la mousse. Le rejet de la première cellule constitue l'alimentation en pulpe de la suivante et ainsi de suite. Le procédé est répété d'une cellule à l'autre jusqu'à la dernière cellule où très peu de particules hydrophobes sont récupérées. Le rejet sortant de cette dernière cellule est constitué de la matrice relativement décontaminée. Le niveau de la pulpe augmente d'une cellule à l'autre, ce qui diminue simultanément l'épaisseur de la couche de mousse. La couche de mousse de la dernière cellule est la plus mince car elle est très pauvre en particules (Wills, 1988).

Le concentré présent dans la mousse est récupéré au niveau de chaque cellule. La Figure 2.5 présente le schéma d'un banc de flottation.

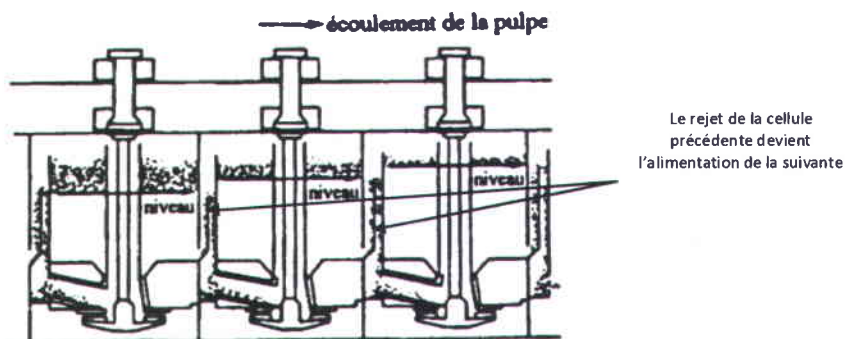


Figure 2.5 Banc de flottation (Wills, 1988)

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Ce type d'agencement en cascade permet d'améliorer le taux de séparation du procédé de manière notable.

2.2.1.4 Colonne de flottation

Ce type d'appareil a un principe de fonctionnement sensiblement différent de celui des cellules de flottation. Tout d'abord, les colonnes de flottation ne possèdent pas de mécanisme d'agitation, celle-ci s'effectuant grâce à la circulation de l'air uniquement. Elles ont été développées récemment et sont particulièrement efficaces pour traiter les particules fines. Leurs coûts d'achat et d'opération sont avantageusement bas (Wills, 1988).

Les colonnes sont de formes prismatiques et leur section peut être circulaire ou carré. On distingue deux zones différentes présentées à la Figure 2.6:

- La zone de pulpe: elle est le siège des collisions entre les bulles d'air et les particules circulant à contre courant;
- La zone de la mousse: elle est le siège de l'accumulation des agrégats bulles-particules ainsi que la zone dans laquelle l'eau de lavage est injectée. Il est possible d'y distinguer trois sections; la section de coalescence où la mousse se forme, la section de compaction où la coalescence des agrégats est plus lente et la section d'assèchement située juste au dessus de l'alimentation d'eau.

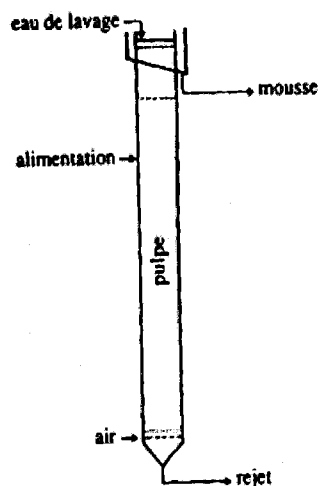


Figure 2.6 Colonne de flottation (Wills, 1988)

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

L'alimentation de la pulpe est située aux environs des deux tiers de la hauteur de la colonne. Le rejet est soutiré par le bas et le concentré est récupéré sous forme de mousse par débordement dans la partie haute. L'air est injecté par l'intermédiaire de diffuseurs situés à la base de la colonne et de l'eau de lavage est pulvérisée juste au dessus de la limite supérieure de la couche de mousse. L'eau qui s'écoule au travers de la mousse entraîne les particules hydrophiles indésirables afin d'assurer leur retour parmi la pulpe.

Le rejet (matrice décontaminée) est soutiré par pompage dans le bas. La capacité des colonnes de flottation est principalement fonction de son volume. Elle peut s'élever jusqu'à 230 m³/h pour une pulpe comportant 25% de solides d'une masse volumique de 2,7 g/cm³ (Kelly & Spottishwood, 1982).

2.2.1.5 Comparaison des cellules de flottations aux colonnes de flottation

La colonne de flottation possède un avantage par rapport à la cellule de flottation. En effet, l'utilisation d'une colonne de flottation permet d'augmenter les chances de collision entre les bulles d'air et les particules grâce à la hauteur de la colonne qui peut s'élever jusqu'à 15 m pour les applications industrielles (Gill, 1991). Comme dans le cas des cellules, la flottation en colonne peut être effectuée à petite échelle ainsi qu'à l'échelle industrielle. Pour les essais en laboratoire, les colonnes de flottation peuvent être fabriquées de façon artisanale à faible coût.

Cependant, la capacité des colonnes est beaucoup plus faible que celle des cellules comme le montre le Tableau 2.9. L'agencement des cellules en banc de flottation permet en outre d'approcher l'efficacité des colonnes de flottation. Autant de raisons qui font des cellules de flottation les appareils les plus utilisés au niveau de la flottation industrielle.

Tableau 2.9 Application et capacité des appareils de flottation (Gosselin et al., 1999)

Appareil	Intervalle granulométrique des particules (µm)	Capacité maximale (t de pulpe/h)	Appréciation de la capacité
Cellule de flottation	5 à 212	1130*	Très élevée
Colonne de flottation	5 à 212	70**	Moyenne

* Pour une pulpe constituée à 25% (p/p) ST d'une masse volumique de 2,7 g/cm³, 3800 m³/h ≈ 1130 t/h.

** Pour une pulpe constituée à 25% (p/p) ST d'une masse volumique de 2,7 g/cm³, 230 m³/h ≈ 70 t/h.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

2.2.1.6 Paramètres à prendre en compte

La performance des appareils de flottation dépend de la capacité de formation des agrégats bulles-particules qui dépend elle-même de l'efficacité de collision et d'adhésion des particules hydrophobes aux bulles d'air. De nombreux paramètres influencent donc l'efficacité du procédé de flottation. Il est présenté par la suite les paramètres les plus importants à prendre en compte.

2.2.1.6.1 Préparation de la pulpe et agents de flottation

La pulpe doit être préparée en fonction des substances à concentrer. Cette préparation est spécifique à chaque procédé et repose sur deux paramètres principaux:

- L'homogénéité du matériel à flotter. Une des premières étapes de préparation consiste donc à introduire la pulpe dans un réservoir de conditionnement qui permettra d'obtenir un matériel le plus homogène possible. On y ajoutera ensuite les réactifs de flottation nécessaires. Une cellule d'attrition peut remplacer le réservoir de conditionnement dans des cas précis;
- L'ajout de différents agents de flottation comme les moussants qui assurent la stabilité de la mousse, les collecteurs qui ont pour fonction d'adhérer aux surfaces afin de les rendre hydrophobes, les déprimants qui rendent les surfaces hydrophiles et les activants qui altèrent les surfaces des particules afin de les rendre plus susceptibles à l'action d'un collecteur. L'activité de la plupart de ces réactifs dépend du pH du milieu, il est donc important de corriger la valeur du pH en fonction des réactifs utilisés (Gosselin *et al.*, 1999).

L'efficacité de la flottation est accrue lorsque l'addition de chaque réactif est effectuée par étapes successives (Wills, 1988). Dans un premier temps, le pH est ajusté et les dispersants sont introduits. Ensuite, les activants ou déprimants sont ajoutés, enfin, les collecteurs, et pour finir les moussants (Gill, 1991).

Chaque matrice et chaque substance contaminante est un cas unique. Il est donc nécessaire d'identifier les réactifs de flottation requis et les conditions adéquates pour chaque situation par des essais en laboratoire. Cependant, les manufacturiers sont une source d'information indispensable qu'il ne faut pas négliger de consulter (Gosselin *et al.*, 1999).

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

2.2.1.6.2 Flottation parasitaire

La flottation parasitaire (entraînement parasitaire) correspond à l'entraînement non voulu de particules hydrophiles dans la mousse. Ce phénomène réduit la performance des appareils de flottation et dépend de plusieurs paramètres présentés par la suite.

Un des moyens de minimiser les effets de l'entraînement parasitaire est de laver la mousse avec de l'eau.

2.2.1.6.3 Diamètre des particules et des bulles d'air

La taille des particules pouvant être concentrées par flottation varie entre 5 et 212 μm dans le domaine minier en général. En effet, des particules trop fines augmentent la consommation d'agent de flottation, accentuent la flottation parasitaire et ne favorisent pas les collisions entre les bulles et les particules. Des particules trop grosses, quant à elles, ne peuvent pas être transportées par les bulles d'air (Bouchard, 2001; Gosselin *et al.*, 1997).

Plus le diamètre des particules est important plus la probabilité de collision entre une bulle et une particule est importante, cependant, la surface disponible pour l'adhésion des particules est plus petite et donc la probabilité de décrochement plus importante (Bouchard, 2001).

Pour une masse volumique égale, les particules les plus grosses requièrent des bulles d'air volumineuses pour que l'adhésion bulle-particule puisse s'opérer. La taille des bulles d'air est donc fonction de la taille des particules (Jones & Woodcock, 1984). Cette limite est aussi imposée par le détachement des grosses particules de la bulle à laquelle elles sont accrochées. Le détachement est causé par les forces de friction entre l'eau et le solide durant l'ascension du complexe bulle/particules. En effet, les grosses particules subissent davantage l'effet de la friction que les petites particules puisque que leur surface est plus grande. Le diamètre des bulles est une caractéristique très importante puisqu'il détermine aussi la surface disponible pour l'adhésion des particules hydrophobes. La surface totale disponible augmente avec la réduction du diamètre des bulles (Gosselin *et al.*, 1997).

2.2.1.6.4 Débit d'alimentation d'air

Plus le débit d'alimentation d'air est important plus le nombre de bulles présentent dans la cellule de flottation est importante et donc, plus la probabilité de collision est élevée. Cependant, il existe une valeur critique de débit à ne pas dépasser pour éviter le phénomène de coalescence de l'aire interfaciale liquide-gaz disponible pour l'adhésion des particules hydrophobes (Bouchard, 2001).

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

2.2.1.6.5 *Pourcentage de solide de la pulpe*

En théorie, en augmentant la teneur en solides de la pulpe, le nombre de particules au sein de celle-ci augmente et les chances de collision bulles-particules deviennent plus importantes (Bouchard, 2001). En pratique, le pourcentage de solide de la pulpe influence de nombreux paramètres, il est donc difficile de définir un taux optimal. Des taux trop faibles ou trop importants ne permettent pas une efficacité optimale du procédé de flottation. Dans l'industrie minière, le pourcentage de solides de la pulpe varie entre 5 et 50% (Gosselin *et al.*, 1999).

2.2.1.6.6 *Eau de lavage*

De l'eau, appelée eau de lavage est déversée sur la mousse au niveau de la zone de mousse de la cellule de flottation. Celle-ci permet d'entraîner les particules hydrophiles parasites, retenues accidentellement dans la mousse lors de la remontée des bulles, vers la pulpe (Bouchard, 2001; Gosselin *et al.*, 1997).

2.2.1.7 *Flottation des composés organiques*

Dans le cas particulier de la flottation des composés organiques comme les HAP, un prétraitement est requis pour décoller ces particules hydrophobes des autres particules et les mettre en solution avant d'effectuer les opérations de flottation.

2.3 Techniques de réhabilitation des sols contaminés

2.3.1 Introduction

La décontamination et la réhabilitation des sols s'affirment comme un domaine d'activité émergent et en pleine évolution. C'est un marché qui suppose une très bonne maîtrise des procédés de dépollution des sols, des différents mécanismes de transfert des polluants et une solide assise financière. Ces dernières années, la concurrence s'est développée beaucoup plus rapidement que la taille du marché. Toutefois, selon certains experts le rythme de dépollution des sites devrait augmenter et ce, en partie, du au fait des contraintes imposées par les pouvoirs publics: c'est un marché réglementaire.

Les différents procédés de décontamination ont pour objectif final de faire disparaître les contaminants et de supprimer ou de minimiser les risques vis-à-vis de l'environnement, des personnes et des biens. Quant aux diverses actions de réhabilitation, elles comprennent à la fois des opérations de dépollution et de réhabilitation d'un site en vue d'en permettre un nouvel usage.

Les procédés de décontamination des sols peuvent être regroupés selon deux familles distinctes, les traitements hors-sites (*ex-situ*) : les sols sont excavés puis emmenés vers une installation extérieure ou sont traités directement sur le site et les traitements *in-situ* qui ne nécessitent aucune excavation des terres polluées.

Dans un grand nombre de lieux contaminés, il est nécessaire d'extraire et de soumettre les matériaux d'excavation à un traitement *ex situ*. De nombreux facteurs expliquent pourquoi l'extraction des matériaux est souvent préférée au traitement *in situ*, mais la principale raison réside dans le fait que l'excavation offre une solution immédiate au problème, tandis que le traitement *in situ* prend un certain temps à réaliser. La majorité des propriétaires fonciers, une fois qu'ils ont décidé de décontaminer leur terrain, souhaitent procéder rapidement, de manière à pouvoir utiliser de nouveau leur terrain ou le vendre.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

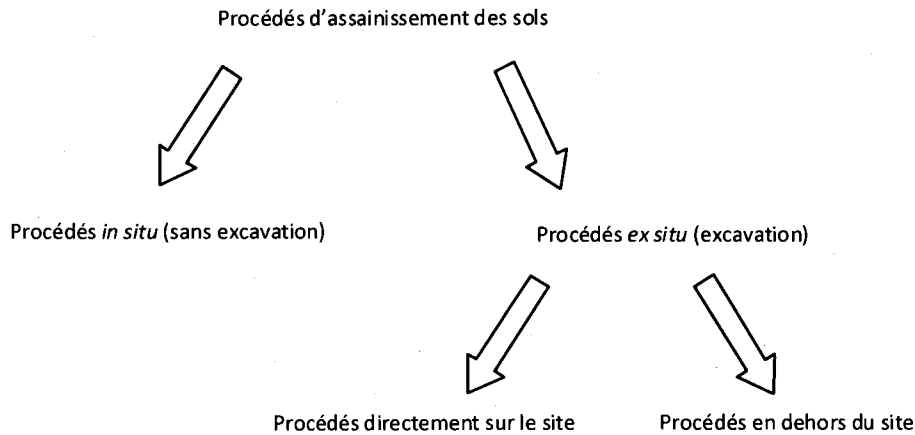


Figure 2.7 Principe d'intervention pour la réhabilitation des sols pollués (Mouton, 2008)

Les technologies de traitement des sites sont constituées globalement par trois approches: La première considère la terre polluée comme un déchet qu'il faut excaver puis mettre en décharge ou incinérer. La deuxième est celle des chimistes et des hydrogéologues. Elle nécessite des techniques de pompage, d'extraction sous vide, de confinement et de lavage. La troisième est constituée par les biotechnologies (bioremédiation, etc.)

Chacune de ces techniques correspond à des contraintes spécifiques résultant à la fois de la nature des polluants et du sol, des objectifs de dépollution et du contexte environnemental. De nombreux experts s'accordent à dire qu'il n'est pas réalisable de déterminer une séquence de traitement universelle, mais qu'il faut effectuer des essais préalables en laboratoire sur des échantillons ou avec des pilotes sur sites.

2.3.2 Différentes techniques de réhabilitation des sols

Les principales techniques de traitement *in situ* et *ex situ* des sols contaminés sont décrites de manière plus approfondies par le Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés (GTGLC, 2007). Les principales options de traitement *in situ* et *ex situ* seront décrites par la suite de manière succincte. Celles-ci peuvent se décomposer en deux catégories:

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

2.3.2.1 *Mise en sécurité*

Dans un premier temps, la technique de confinement consiste à isoler la source de pollution permettant ainsi d'empêcher la migration des substances polluantes; elle nécessite la mise en place de barrières étanches naturelles (argiles) ou synthétiques (verticales, horizontales pour confiner le fond et horizontales pour imperméabiliser la surface). Cette technique est utilisée dans le cas où, pour des raisons techniques et économiques, il n'existe pas de solution conduisant à une véritable décontamination du site considéré. Ce peut être également une technique d'attente, en cas d'urgence, avant une dépollution ultérieure.

La stabilisation et solidification est une technique qui consiste à fixer les substances polluantes sur le site dans une matrice créée par un mélange homogène des résidus, sols, eaux, matériaux contaminés avec des réactifs (polymérisation, vitrification, ciments, pouzzolanique, etc.) qui font prise et assurent la stabilité mécanique des produits traités. Cela s'applique généralement aux boues, résidus plus ou moins visqueux et aux sols contaminés par des substances minérales et éventuellement organiques. Au Québec, ces techniques sont applicables dans le cadre d'une procédure d'évaluation/gestion des risques lorsqu'elles permettent d'éliminer la mobilité des contaminants présents dans un sol vers les eaux souterraines (lorsque les sols contaminés non traités ont un impact sur ces eaux). Elle est possible pour l'application de l'article 4.1.b du Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés.

2.3.2.2 *Traitement et élimination des substances polluantes*

La technique d'enlèvement et de traitement ou élimination hors site implique l'identification, le tri, le conditionnement ou reconditionnement et le transport des sols et des matériaux destinés à être traités et des résidus destinés à être éliminés dans des installations existantes. L'application de cette technique est particulièrement bien adaptée aux résidus déposés ou enfouis sur un site.

Dans le cas d'un traitement thermique sur site, les résidus, matériaux, sols, eaux contaminées sont chauffés dans le but de provoquer une désorption thermique. Cela permet d'extraire les différents gaz qui seront ensuite incinérés. Pour ce faire, des fours rotatifs, à lit fluidisé, ou des micro-ondes et des infrarouges sont utilisés. Ce traitement est particulièrement bien adapté aux hydrocarbures.

L'extraction des substances polluantes par volatilisation s'effectue en transférant les contaminants contenus dans le sol en phase gazeuse directement sur le site pour ensuite les traiter. Cette technique est applicable essentiellement aux composés organiques et organohalogénés volatils (exemple de l'entreprise Récupère Sol au Lac St-Jean).

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

La dégradation microbiologique (bioremédiation) ou la phytoaccumulation sont basés sur l'utilisation de micro-organismes pour la dégradation des composés organiques polluants dans le premier cas et sur l'accumulation des contaminants métalliques dans des plantes hyperaccumulatrices pour le suivant. Au Québec, la dégradation des hydrocarbures et HAP légers et moyennement lourds est souvent opéré par des biopiles. Une vingtaine d'entreprises offrent ce service.

L'extraction des substances polluantes par lavage de sols a pour objectif de déplacer les contaminants dans une phase liquide qui sera traitée ultérieurement. Cette technique s'applique avant tout pour traiter les contaminants minéraux mais certains procédés spécifiques permettent également l'enlèvement de composés organiques.

Il est important de noter que les différentes techniques présentées ci-dessus donnent lieu à de multiples variantes de conception et de mise en œuvre. En effet, il est fréquent de les combiner ou de les utiliser de manière successive.

Les coûts des différentes techniques présentées varient beaucoup en fonction des procédés, des sols et des contaminants (Vik et Bardos, 2002) et il est relativement difficile d'obtenir des estimations de coûts.

D'après l'USEPA, les technologies les plus utilisées aux États-Unis sont l'incinération, la solidification/stabilisation, l'extraction par vapeur et la désorption thermique (USEPA, 2004). Bien que différentes techniques soient disponibles pour le traitement des sols, le lavage de sols (y compris la flottation) demeure une des technologies les plus prometteuses en raison de ces coûts généralement acceptables (Grasso *et al.*, 1997) et sa relative facilité de mise en œuvre.

2.3.2.2.1 *Lavage de sols contaminés*

La technique de lavage de sol regroupe plusieurs procédés dont le but final est identique, déplacer les contaminants dans une phase liquide qui pourra être traitée par la suite. Cette technique est très répandue pour le traitement des polluants minéraux, mais grâce à certains procédés spécifiques elle peut être étendue au traitement des contaminants organiques comme les HAP. Cette technique présente de nombreux avantages (ITRCWG, 1997):

- Elle permet de traiter des polluants organiques et inorganiques dans un même système;
- C'est une des quelques techniques de traitement permanent des sols contaminés par des métaux et des radionucléides;

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

- La majorité des techniques de lavage de sols peuvent traiter une large fourchette de concentrations de contaminants;
- Dépendamment de la matrice caractéristique du sol considéré, cette technique permet de retourner sur le site la quasi-totalité du sol traité à moindre frais.

Malgré ce potentiel, la technique de lavage de sols présente quelques limitations (ITRCWG, 1997):

- Après traitement un petit volume de matière ou de liquide contaminés nécessitent un post-traitement ou un enfouissement sur site autorisé;
- Cette technique n'est pas rentable pour des sols contenant de 30 à 50% d'argile;
- Un sol chargé en matière organique, pollué par un mélange complexe de contaminants, contaminé avec des concentrations de polluants très variées peut entraîner des complications au procédé;
- Comme pour les technologies *ex situ*, le procédé nécessite un espace important.

2.3.3 Traitement d'une contamination par les HAP

2.3.3.1 Introduction

Les HAP sont faiblement solubles dans les solutions aqueuses et présentent un fort pouvoir absorbant sur les matières solides. La sorption est un processus au cours duquel les solutés, ici les HAP, s'accumulent aux surfaces ou aux interfaces (Huang *et al.*, 2003). Pour les molécules organiques non ioniques comme les HAP, la matière organique est le sorbant principal des sols (Luthy *et al.*, 1997; Huang *et al.*, 2003; Pignatello, 1998; Wilcke, 2000). L'adsorption se déroule en deux étapes: une première phase rapide et le plus souvent réversible, suivie d'une période de sorption lente se déroulant sur plusieurs semaines, mois ou années (Hättinger & Alexander, 1995; Pignatello & Xing, 1996). La phase de sorption rapide correspondrait à une adsorption sur des sites de surface de macromolécules organiques, alors que la deuxième serait liée à une diffusion progressive des HAP dans les sites tridimensionnels internes (et donc peu accessibles) de la MO (Rao, 1990; White *et al.*, 1999).

Par conséquent, les HAP sont difficiles à extraire des sols contaminés par des procédés physiques conventionnels tels que les lavages de sols ou «soil washing». Avant de pouvoir séparer les HAP du sol, une étape de désorption est nécessaire.

Par la suite, l'ensemble des techniques de désorption des HAP sera présenté, puis l'étude se concentrera sur la technique la plus répandue de solubilisation des HAP: l'utilisation de surfactants. En

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

outre, par la suite, la partie « traitements alternatifs d'une contamination par les HAP » fera état des différents procédés de traitement moins répandus.

2.3.3.2 Solubilisation des composés organiques

Il est possible de concentrer, grâce à des procédés comme la flottation, des substances comme les hydrocarbures pétroliers et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) puisque ces substances ont une forte affinité pour l'air et auront tendance à s'adsorber à la surface des bulles d'air durant la flottation. Cependant, les substances contaminantes organiques comme les HAP sont visqueuses et ont tendance à s'adsorber à des particules solides, ce qui complique leur séparation. La séparation par flottation doit donc être précédée d'une étape qui permettra de décoller les contaminants des autres particules de sols.

Plusieurs techniques permettent d'effectuer cette tâche: l'utilisation de la chaleur, de la friction, des ultrasons ou de surfactants.

Un des procédés de récupération des produits pétroliers dans les sables bitumineux repose sur l'utilisation de la chaleur, il s'agit du procédé à l'eau chaude ("Hot Water Process"). La pulpe est chauffée à une température de 80-90°C et son pH est ajusté entre 8,0 et 8,5. Après conditionnement, la pulpe est introduite dans une cellule de séparation qui est alimentée par le bas avec de l'air. Une mousse chargée d'hydrocarbures pétroliers est récupérée sur le dessus. L'application de cette méthode peut probablement s'étendre aux BPC (Kirk & Othmer, 1983).

Les cellules d'attrition qui sont habituellement utilisées dans l'industrie minière pour le traitement des minerais peuvent également permettre le décollement des matières organiques contaminantes grâce au frottement des particules les unes contre les autres et la chaleur dégagée par la friction. Par ailleurs, l'efficacité de ces équipements augmente avec la densité de la pulpe (pourcentage de solides) (Gosselin *et al.*, 1999)

Les ultrasons sont des ondes de même nature que le son mais dont la fréquence est beaucoup plus élevée (20 kHz et plus). Les ultrasons sont communiqués à la pulpe à l'aide d'une sonde conçue à cet effet. Les vibrations qui sont transmises à la pulpe provoquent de la friction entre les particules et un dégagement de chaleur qui permettent de désorber les matières organiques adsorbées aux particules. Le décollement des substances contaminantes a lieu de la même façon que dans les cellules d'attrition. Cependant, cette technique n'est pas conventionnelle (Gosselin *et al.*, 1999).

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Les surfactants (tensioactifs, agents de surface) sont des produits qui accomplissent sensiblement le même rôle que les détergents (par exemple, les détergents pour la lessive). Ils induisent une réduction de la tension superficielle du milieu aqueux hydrophobe permettant ainsi de solubiliser des matières organiques à un niveau tel qu'elles se détachent des particules de sol pour venir s'accrocher au surfactant. La solubilisation dépend du type et de la quantité de tensioactif utilisé, du temps de contact, des interactions sols/surfactants, de l'hydrophobicité des contaminants (Yeom *et al.*, 1996). Il est possible d'utiliser des mélanges de tensioactifs et/ou additifs comme des alcools et des sels. Cette technique est décrite de manière approfondie dans la partie 2.3.3.3.

L'utilisation d'agents de surface est considéré comme une méthode viable pour le traitement des sols contaminés par des composés hydrophobes et même comme méthode d'avenir pour le traitement des contaminants organiques dans un contexte de lavage des sols (Abdul *et al.*, 1990).

Les polluants pourront ensuite être séparés par flottation grâce à leur grande affinité pour les bulles d'air. La flottation des contaminants dans les sédiments à l'aide de surfactants a fait l'objet d'une vaste étude par le USEPA (1990b).

Il sera présenté par la suite les différents agents de surface existants ainsi que leurs propriétés respectives.

2.3.3.3 Généralités sur les surfactants

2.3.3.3.1 Présentation

Les tensioactifs, ou "surfactants" sont des molécules capables de réduire les tensions superficielles entre une ou deux phases de polarités différentes comme l'huile et l'eau, l'air et l'eau ou encore l'eau et un solide (Banat *et al.*, 2000; Fiechter, 1992; West & Harwell, 1992). Ils sont composés de molécules amphiphiles qui, au-delà d'une concentration appelée concentration micellaire critique (CMC), s'agrègent pour former des micelles. Ces micelles permettent la mobilisation des contaminants insolubles dans l'eau comme les HAP (Edwards *et al.*, 1991; Guha *et al.*, 1998a; Prak & Pritchard, 2002).

De telles caractéristiques confèrent aux surfactants un excellent pouvoir détergent, émulsifiant, moussant et dispersant qui font d'eux l'un des composés chimiques les plus flexibles (Greek, 1990; Greek 1991). Le marché mondial des surfactants en 1994 représentait environ 9,4 milliards de dollars par année (Shaw, 1994). La majorité des surfactants utilisés sur le marché sont des composés dérivés du pétrole, cependant l'intérêt pour les biosurfactants ne cesse d'augmenter ces dernières années du fait de leur diversité, leur respect pour l'environnement, la possibilité de les produire par fermentation et

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

leurs utilisations potentielles dans les domaines de la protection de l'environnement, de la récupération de pétrole brut, des soins de santé et de l'industrie agro-alimentaire (Klekner et Kosavic, 1993; Muller-Hurtig *et al.*, 1993).

Le Tableau 2.10 présente les différents secteurs d'activités utilisant des surfactants:

Tableau 2.10 Différents secteurs d'activités utilisant les surfactants

Secteur d'activité	Valeur en millions de livres	Quantité en Kt
Détergents domestiques	2800	4000
Nettoyage institutionnel et industriel	420	530
Attention aux personnes	940	860
Protection des récoltes	290	200
Champs oléifères	390	440
Peintures et revêtements	140	160
Finis du textile	200	160
Auxiliaires du textile	450	500
Construction	190	470
Émulsion, polymérisation	240	290
Nourriture	190	200
Cuir	30	60
Mineral	60	150
Additifs de plastique	60	40
Industrie papetière	100	120
Explosifs	10	10
Autres	630	380
Total	7140	8570

2.3.3.3.2 Caractérisation

Une molécule amphiphile indépendante possède une tête hydrophile polaire pouvant comporter des groupes fonctionnels variés (alcools, thiols, esters, acides, sulfates, sulfonates, amines, phosphates) et une queue lipophile apolaire généralement constituée d'une chaîne carbonée plus ou moins longue. La Figure 2.8 suivante présente la structure moléculaire d'un surfactant commun.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

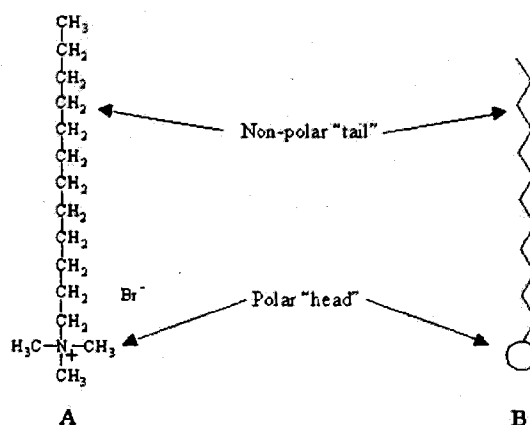


Figure 2.8 (A) Bromure de dodécyltriméthylammonium, surfactant commun (B) Représentation graphique de la molécule de surfactant (Beach, 1999)

La portion hydrophile de la molécule permet de distinguer 4 types de tensioactifs chimiques (Rosen, 1989; West & Harwell 1992;):

- Les cationiques possédant une charge positive comme les amines ($R-NH_3^+$);
- Les anioniques possédant une charge négative comme les sulfonates ($R-SO_3^-$);
- Les non ioniques ne possédant pas de charge comme les polyoxyéthylène alkyl phénol ($R-C_6H_4(OC_2H_4)_xOH$);
- Les amphotères qui possèdent deux groupements hydrophiles différents: l'un anionique, l'autre cationique comme la bétaine ($RN^+NH_2CH_2COO^-$). Ils peuvent agir en tant qu'espèces anioniques, cationiques ou neutres en fonction du pH.

La balance hydrophile-lipophile (HLB) est une des autres caractéristiques importantes des tensioactifs. Ce concept empirique («the HLB number») a été développé par Griffin (1949, 1954) et fut repris par d'autres chercheurs (Becher, 2001; Bergen & Rogel, 1998; Proverbio, 2002). Le HLB est étroitement lié à la structure de la molécule de tensioactif et peut varier de 1 à 40. Plus le HLB est petit, plus le tensioactif sera soluble dans les milieux organiques et plus le HLB est grand, plus le surfactant sera soluble dans l'eau. Cette caractéristique est principalement utilisée pour la classification des surfactants non ioniques mais elle peut être étendue à l'ensemble des surfactants. La Figure 2.9 présente l'échelle de la balance hydrophile-lipophile.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

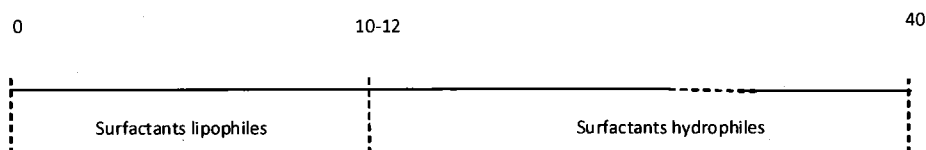


Figure 2.9 Échelle schématique de la balance hydrophile-lipophile

De multiples chercheurs ont proposé d'autres corrélations empiriques comme outils pratiques et rapides de prédiction de propriétés et de conditions d'émulsions comme par exemple le «Winsor R-ratio» (Bourrel & Schelter, 1988; Winsor, 1948), le PIT «Phase Inversion Temperature» (Shinoda & Arai, 1964), la déviation hydrophile-lipophile (HLD «hydrophilic-lipophilic deviation») (Salager *et al.*, 1979a; Salager *et al.*, 1979b; Witthayapanyanon *et al.*, 2008) ou encore du «net-average curvature model» (Acosta *et al.*, 2003). Bien que ces corrélations montrent des adéquations encourageantes avec les résultats expérimentales, leur utilisation pratique reste limitée (Witthayapanyanon *et al.*, 2008). Cela est dû au fait que les corrélations établies de manière fondamentale, comme le «Winsor R-ratio» ou le «net average curvature model» sont des équations complexes qui nécessitent de nombreux paramètres.

Même la notion du HLB présente un intérêt particulier pour prédire le type de microémulsion susceptible de se former (directe: organique dispersé dans l'eau; ou inversée: eau dispersée dans organique) et qu'il présente un aspect simple et pratique qui fait de lui une des caractéristique des surfactants la plus utilisée, sa fiabilité dépend du type de surfactant utilisé et il ne prend pas en compte des variables importantes comme la concentration en surfactant, la température et la salinité du système (Witthayapanyanon *et al.*, 2008).

2.3.3.3.3 Concentration micellaire critique

En fonction de la concentration de surfactants dans une solution aqueuse, les molécules amphiphiles vont s'organiser de manières différentes, sous forme de monomères ou sous forme de d'agrégats de quelques dizaines à plusieurs centaines de molécules appelés micelles ou structure micellaire (Edwards *et al.*, 1991). La concentration en solution de surfactants au dessus de laquelle une partie des molécules dispersées au sein de la solution se rassemblent pour former des micelles est par définition la concentration micellaire critique (CMC).

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Pour comprendre la compétition entre un monomère libre et un ensemble de plusieurs monomères, l'on doit tenir compte de facteurs thermodynamiques et d'interactions entre molécules:

- L'énergie interfaciale par molécule due à la formation d'une micelle diminue avec le nombre de molécules dans la micelle;
- À l'intérieur d'une micelle, il existe des interactions attractives entre les chaînes carbonées (López-Díaz & Velázquez, 2007) qui tendent à diminuer l'aire de l'interface eau-chaîne carbonée et donc diminuer l'énergie libre du système, les chaînes carbonées étant fortement hydrophobes;
- Ces interactions attractives sont en compétition avec des interactions répulsives d'origine principalement électrostatique (les têtes des molécules amphiphiles étant chargées) (López-Díaz & Velázquez, 2007) mais aussi stériques. Il existe donc un optimum pour la surface moyenne occupée par une molécule.

Par conséquent, à faible concentration les molécules seront plus stables sous forme de monomères et au delà d'une concentration critique (CMC) les tensioactifs se regroupent sous forme de micelles. La création de micelles engendre la création de zones hydrophobes en solution aqueuse et de zones hydrophiles en solution huileuse (Edwards, 1991) et permet donc de solubiliser des composés hydrophobes en solution aqueuse. Au-delà de la CMC, la concentration en monomère libre varie très peu et est sensiblement égale à la CMC alors que la concentration en micelles augmente.

La concentration micellaire critique peut également être définie comme la concentration pour laquelle la tension superficielle devient minimale (environ 30 à 40 mN.m⁻¹ en solution aqueuse). Pour la plupart des surfactants la tension superficielle minimale est identique mais la CMC peut varier en fonction de leur structure. La Figure 2.10 suivante donne l'évolution de la tension superficielle en fonction de la concentration de surfactant dans de l'eau à 20°C.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

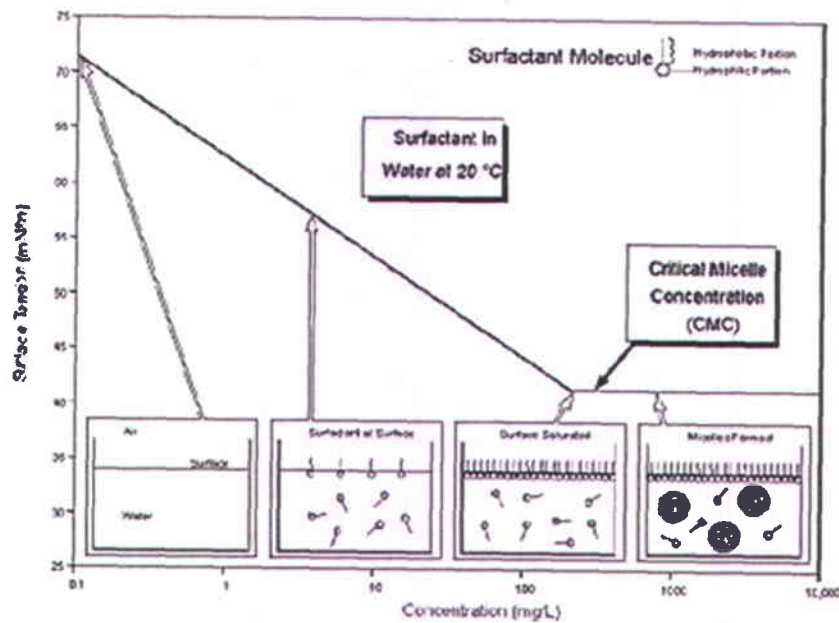


Figure 2.10 Évolution de la tension superficielle en fonction de la concentration en surfactant dans une solution aqueuse à 20°C (Krüss, 2008)

Ainsi, la CMC est une caractéristique majeure puisqu'elle permet de distinguer la plus faible tension superficielle qu'il est possible d'obtenir. Elle permet ainsi de guider le choix des surfactants selon les applications qui ont été décidées.

2.3.3.3.4 Paramètres influençant la micellisation

Les micelles de surfactants s'arrangent dans un premier temps en différentes microstructures sphériques, globulaires ou cylindriques qui sont alors les formes les plus stables dans le milieu. Puis avec l'augmentation de concentration de surfactants, les structures vont devenir cylindriques, hexagonales, lamellaires ou encore des bicouches tubulaires (Champion *et al.*, 1995). La Figure 2.11 présente quelques formes de micelles possibles.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

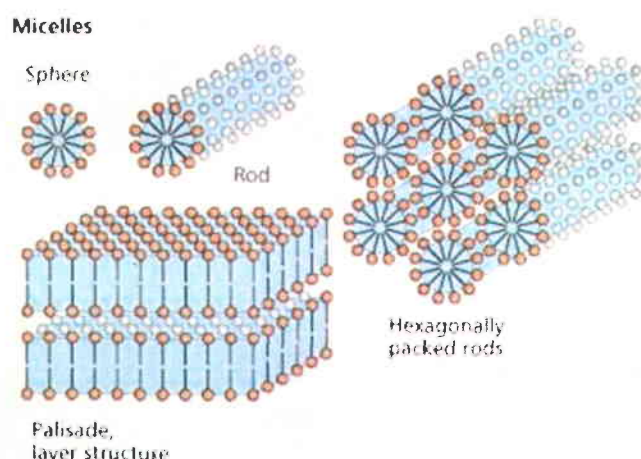


Figure 2.11 Différentes formes de micelles (RSC, 2003)

Le volume intérieur des micelles dépend de leur forme et du nombre de molécules de tensioactif constituant la micelle. En général, une micelle est constituée de 50 à 100 monomères (Christofi & Ivshina, 2002).

La morphologie des agrégats varie quant à elle en fonction du pH, de la concentration en surfactant, de la température (Chen *et al.*, 1998) ou encore de la force ionique (Champion *et al.*, 1995). En effet, l'addition d'électrolytes et de composés organiques favorisent la formation des micelles en diminuant les interactions entre les têtes polaires des molécules de surfactants (Florenzano & Dias, 1997; Herman *et al.*, 1978; knickerbocker *et al.*, 1979; Quirion & Desnoyers, 1984). Par exemple, lorsqu'un cation comme Na^+ est ajouté en solution, il compense la charge négative de la tête du surfactant (anionique en l'occurrence) et réduit ainsi les répulsions électrostatiques entre les têtes polaires et favorise la formation de micelles.

Par ailleurs, le rapport et la composition des homologues de surfactant, la présence de liaisons insaturés, la taille de la tête hydrophile et la longueur de la chaîne carbonée (plus la chaîne carbonée est longue plus la CMC est faible et plus les micelles se forment rapidement) influencent de manière significative la valeur de la CMC (Haba *et al.*, 2003; Myers 1992).

La température agit également de manière importante sur la formation des micelles, ceci en fonction du type de surfactant utilisé. Pour les tensioactifs ioniques, la solubilité augmente brusquement à partir d'une température T_k dite température de Krafft.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

En dessous du point de Krafft, la solubilité est faible, elle est uniquement due aux monomères en solution. Lorsque ces derniers atteignent la CMC, le tensioactif précipite sous forme de solide hydraté. Lorsque $T > T_k$ la solubilité croît rapidement avec la température: ceci est lié à la formation de micelles puisque l'activité des micelles reste constante (Shinoda & Fontel, 1995). Ce sont les micelles qui font croître la solubilité. Le tensioactif se retrouve à la fois sous forme de micelles et de monomères.

La température de Krafft des tensioactifs anioniques varie en fonction de la nature du groupement hydrophobe, mais également des ions présents en solution. Les tensioactifs non-ioniques ne présentent pas de température de Krafft mais par une température appelée point de trouble.

2.3.3.3.5 Synergie des surfactants

Il est important de savoir que l'adsorption des surfactants et de leur mélange à une interface solide/solution est un procédé très complexe dirigé par une combinaison d'interactions électrostatiques, chimiques, des chaînes carbonées, des liaisons hydrogènes et de solvation des espèces adsorbées. Si le pouvoir d'adsorption d'un surfactant individuel est comparé au pouvoir d'adsorption d'un mélange de surfactants anionique/cationique, anionique/non-ionique, cationique/non-ionique, cationique/zwitterionique ou non-ionique/non-ionique, alors il sera mis en avant dans la majorité des cas une synergie dans l'association des surfactants au niveau des interfaces solide/solution (Zhang & Somasundaran, 2006). Ainsi, Zhu & Feng (2003) ont montré que pour un mélange de surfactants non-ionique/anionique, la CMC de la solution sera considérablement diminuée et la taille des micelles formées sera bien plus importante.

La recherche actuelle développe et compare de nombreux modèles visant à anticiper et prédire les conséquences et avantages du mélange de plusieurs surfactants et de leur synergie (Zhang *et al.*, 2007; Kert & Simoncic 2008; Dar *et al.*, 2008).

2.3.3.4 Lavage de sols contaminés par les HAP en présence surfactants

2.3.3.4.1 CMC effective

Dans un système sol/solution aqueuse/surfactant, la solubilisation des HAP a lieu pour des concentrations de surfactant supérieures à la CMC notée sans présence de sol, car les molécules de surfactants viennent s'adsorber à la surface des HAP et du sol diminuant ainsi la concentration en surfactant du milieu aqueux (An & Jeong, 2001; Edwards *et al.*, 1991; Huang & Lee, 2000; Huang & Lee, 2003). Plus le rapport sol/solution aqueuse est important, plus la quantité de surfactant à ajouter au système doit être importante pour observer la diminution de tensions superficielles occasionnée par la

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

CMC. Cela peut être attribué à l'adsorption de surfactants à la surface des solides en solution (Grasso *et al.*, 2001; Zheng & Obbard, 2002). Cette nouvelle concentration critique est appelée CMC effective (CMC_{eff}). Dans le système, il est donc important d'avoir des concentrations de surfactant supérieures à la CMC et légèrement supérieure à la CMC_{eff} pour permettre la désorption des HAP du sol de manière efficace (Grasso *et al.*, 2001). Rapportée à un système sol/eau, cette CMC_{eff} peut être de 10 à 40 fois plus élevée que la CMC d'un système d'eau sans sol, ceci dépendant de la nature du surfactant et du sol contaminé (Liu *et al.*, 1992). Par ailleurs, au-delà de la CMC_{eff} , la quantité de HAP désorbés augmente linéairement avec la concentration en surfactants (Liu *et al.*, 1992; Zheng & Obbard, 2002).

Plusieurs études se sont concentrées sur les mécanismes d'adsorption des surfactants à la surface des solides et les conséquences concernant les écarts entre la CMC et la CMC_{eff} (Somasundaran & Krishnakumar, 1997; West & Harwell, 1992; Zheng & obbard, 2001).

2.3.3.4.2 Mécanismes d'adsorption des tensioactifs sur les solides

La sorption du tensioactif au sol aboutit à une réduction en phase aqueuse de la concentration active en surfactant, ce dernier étant destiné à mobiliser et à transporter les contaminants organiques dans les sols (West & Harwell, 1992). Cela peut également modifier les charges de surface et d'autres propriétés clef des tensioactifs (Zhang et Somasundaran, 2006) conduisant donc à une perte d'efficacité des surfactants (Zhou & Zhu, 2007) et à une augmentation des coûts de traitement.

L'adsorption est un phénomène complexe, qui peut être de nature physique ou chimique, dépendant des solides, du solvant et du soluté présents dans le système (Somasundaran & Krishnakumar, 1997). Ce phénomène est une combinaison d'interactions électrostatiques, chimiques, de chaînes latérales et de liaisons hydrogènes (Zhang & Samasundaran, 2006).

Plusieurs auteurs travaillant avec des surfactants chimiques ont proposé des modèles d'adsorption (Abdul & Gibson, 1991; Edwards *et al.*, 1994; West & Harwell, 1992):

- Dans un premier temps, les monomères en solution recouvrent partiellement les surfaces de sols ou de sédiments. Cette étape est contrôlée par des interactions électrostatiques entre les monomères anioniques du surfactant et les sites de surface de charge opposée;
- Ensuite, au fur et à mesure de l'augmentation de la concentration en surfactant, les monomères s'auto-associent sous l'effet de forces électrostatiques et hydrophobes, pour donner des hémimicelles puis des admicelles (cf. Figure 2.12) ;

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

- Enfin, une fois que la concentration en tensioactif sorbée à la surface du sol est maximale, tout ajout supplémentaire de surfactant reste en solution pour solubiliser les HAP comme décrit précédemment.

Une représentation schématique des différentes étapes d'adsorption des molécules de surfactant sur un sol est présentée dans la Figure 2.12.

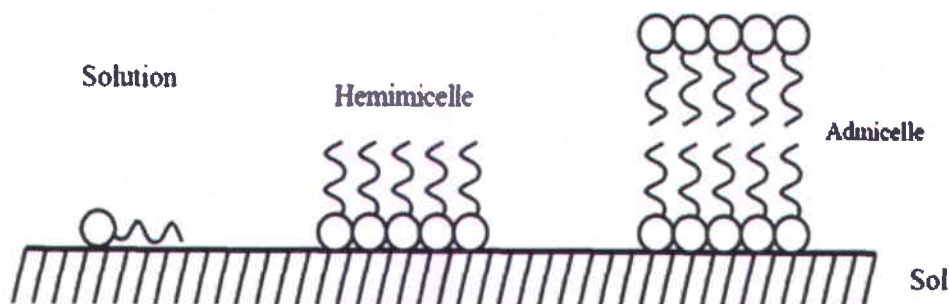


Figure 2.12 Représentation schématique de l'adsorption de surfactant sur un sol (West & Harwell, 1992)

De nombreux paramètres influencent la sorption des surfactants considérés au sol pollués, comme la nature du tensioactif, sa concentration, sa force ionique (Torrens *et al.*, 1998). Le pH de la solution ou la nature du sol peuvent également avoir des répercussions sur la sorption des surfactants (Shen, 2000).

Les surfactants anioniques sont en général plus adaptés au traitement de sols pollués car ils se sorbent moins aux surfacents minérales (Rouse *et al.*, 1993; Khunt, 1993).

2.3.3.4.3 Rapport molaire de solubilisation

La capacité d'un surfactant donné à solubiliser un soluté quelconque est appelé rapport molaire de solubilisation (RMS). C'est le rapport entre le nombre de moles de soluté solubilisé dans la pseudo-phase hydrophobe et le nombre de moles de surfactant constituant la phase micellaire (Dianne *et al.*, 2002; Edwards *et al.*, 1991; Aoudia & Al-Shaaili, 2006).

Dans le cas de la solubilisation des HAP, le RMS peut s'écrire de la manière suivante:

Équation 1

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Où $S_{\text{hap,mic}}$ est la solubilité apparente totale du HAP en mol.L^{-1} pour une concentration en surfactant (C_{surf}) supérieure à la CMC; $S_{\text{hap,cmc}}$ est la solubilité apparente du HAP en mol.L^{-1} à la CMC.

2.3.3.4.4 Influence du mélange de HAP

La solubilisation des HAP par des surfactants dans une solution aqueuse est également influencée par la structure des HAP présents et par les interactions entre les différents HAP du mélange. Il est en effet déraisonnable de prendre uniquement en compte des résultats obtenus pour des HAP considérés individuellement, pour traiter des sols contaminés par un mélange de HAP, le pouvoir de solubilisation et la CMC pouvant être changés de manière considérable (Chun *et al.*, 2001). Il est donc important de prévoir un modèle de solubilisation tenant en compte les interactions entre HAP ainsi que l'influence du changement de composition du mélange (Dianne *et al.*, 2002).

2.3.3.4.5 Synergie des surfactants

De nombreuses études, concernant la décontamination des sols pollués aux HAP par lavage en présence de surfactant, utilisent des surfactants de manière individuelle. Leur efficacité dépend et peut être altérée par de nombreux facteurs (dureté de l'eau, sols, etc.). Les surfactants non-ioniques en sont un exemple puisqu'ils ont tendance à s'adsorber sur les fines particules et à devenir indisponibles pour la solubilisation des contaminants (Zhao *et al.*, 2005).

Ainsi, la recherche a mis en avant dans un contexte de lavage et de réhabilitation des sols, les avantages à utiliser un mélange de plusieurs types de surfactants permettant ainsi une synergie des propriétés et une efficacité augmentée (Aoudia & Al-Shaaili, 2006; Zhou & Zhu, 2004; Zhou & Zhu, 2005; Zhu & Feng, 2003). Par exemple, un mélange de surfactants anionique et non-ionique permet de réduire les pertes de surfactants par sorption et précipitation et donc de rendre plus efficace le procédé de lavage de sols.

2.3.3.4.6 HAP et agents de surface

Si le pouvoir d'un surfactant ou d'une combinaison de surfactants est fonction de sa ou leur nature individuelle ou combinée, il est également fonction du type de HAP, du type de sol, du temps de contact, du rapport sol/solution, etc. Ainsi même si certains ont tenté de mettre en place des guides méthodologiques visant à faciliter le choix du surfactant pour les lavages de sols, la sélection d'un ou d'une combinaison de surfactants est très complexe (Deshpande *et al.*, 1999).

Des études ont montrés que parmi les surfactants amphotères, ce sont les structures bétainiques qui semblent les plus prometteuses quant à l'enlèvement des HAP (Kudaibergenov, 2002).

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Cependant, dans le cas d'un lavage de sol contaminé, les tensioactifs anioniques (Huang & Lee, 2000), non-ioniques (Li & Chen, 2002) et le mélange de ces deux types de surfactants (Zhu & Feng, 2003; Zhou & Zhu, 2005) sont ceux qui sont les plus considérés et qui fournissent les meilleurs résultats comparativement aux tensioactifs cationiques ou amphotères.

Dans la littérature, les meilleurs taux de mobilisation sont obtenus avec des surfactants (chimiques ou biologiques) non ioniques comme les polyoxyéthylènes (triton X-100, Hynic NP-90, Tween 80) et les oxydes d'éthylènepropylène (Doon & lei, 2003; Lopez *et al.*, 2005; Zhu & Feng, 2003), ou des surfactants anioniques comme les rhamnolipides (Bordas & Lafrance, 2001; Lafrance & Lapointe, 1998). Le phénomène de solubilisation est sensiblement le même que celui présenté dans la partie 2.3.3.3.

Il ne faut pas oublier que ces taux dépendent de nombreux facteurs cités précédemment ainsi que de la vitesse et du temps d'agitation du milieu et du rapport sol/eau. En effet, il est mis en évidence dans les travaux de Chang *et al.* (2000) que la mobilisation des HAP est favorisée lorsque le temps et la vitesse d'agitation augmentent. Par ailleurs, des équipes de chercheurs (Grasso *et al.*, 2001; Zheng & Obbard, 2002) ont montré également qu'une faible teneur en matière solide est favorable pour une bonne mobilisation des HAP par des surfactants non ioniques.

2.3.3.4.7 Techniques de récupération des surfactants d'une solution aqueuse

Plus la concentration en surfactants d'un système sol/solution aqueuse sera importante plus les coûts de traitements du sol contaminé seront élevés. Les approches actuelles pour réduire le dosage de surfactants sont basées sur une séparation physique sélective ou une dégradation des contaminants à partir de solutions de surfactant. C'est le cas des techniques d'ultrafiltration (Ang & Abdul, 1994; Lipe *et al.*, 1996), de pervaporation, de précipitation (Vanjara & Dixit, 1996), de «foam fractionation» (Boonyasuwat *et al.*, 2003; Darton *et al.*, 2004), d'extraction par solvant (Lee *et al.*, 2002), de traitement photochimique (Chu *et al.*, 2005) et d'absorption avec du charbon actif.

Cependant, certaines de ces méthodes sont limitées par des coûts de traitement élevés, d'autres par une efficacité limitée, d'autres par la création de sous-produits toxiques et d'autres par des recherches pas encore assez approfondies.

2.3.3.4.8 HAP et biosurfactants

Certains surfactants, connus sous le nom de biosurfactants, sont produits par des bactéries à partir de substrats variés comme les sucres, les huiles, les alcanes, etc. (Lin, 1996). Une grande variété d'organisme est capable de synthétiser ces biosurfactants (Desai & Banat, 1997) pour la majorité non-

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

ionique ou anionique (Mulligan, 2005). Ils peuvent être potentiellement aussi efficaces que des surfactants chimiques les plus utilisés avec en plus, des avantages comme la spécificité, la biodégradabilité et la biocompatibilité (Kanga *et al.*, 1997). L'utilisation de biosurfactants pour des applications environnementales comme le traitement des sols contaminés par les HAP est donc prometteuse et de nombreuses études ont déjà été menées dans ce sens (Barkay *et al.*, 1999; Maslin & Maier, 2000; Providenti, 1995; Sandrin *et al.*, 2000; Schippers *et al.*, 2000; Straube *et al.*, 1999). Cependant, le rôle des biosurfactants dans des procédés d'atténuation naturels n'a pas été déterminé et très peu d'informations sont disponibles concernant l'influence des composés du sol sur les biosurfactants.

Des recherches futures sont donc nécessaires pour pouvoir prédire le comportement des biosurfactants dans des contextes de transport de contaminants, de réduction des coûts d'exploitation, de traitements in situ etc. (Mulligan *et al.*, 2001).

2.3.3.5 Traitements alternatifs des HAP

2.3.3.5.1 HAP et solvants

Certaines études considèrent que le lavage de sols contaminés par des solvants pourrait être une technologie de dépollution viable (Anderson, 1993; USEPA, 1990a, 1990b) dans la mesure où le solvant est récupéré et les contaminants sont bio-traités après récupération du solvant (Anderson, 1995; Khodadoust, 1999). La sélection du solvant en ce qui concerne des traitements in et ex situ dépend de nombreux facteurs, facteurs influençant grandement l'efficacité du procédé (USEPA, 1990b). La solubilité du polluant organique dans le solvant ainsi que la miscibilité du solvant dans l'eau sont deux de ces facteurs (Fu & Luthy, 1986). Khodadoust (2000) a étudié des solvants comme l'éthanol, le 2-propanol, l'acétone, le pentan-2-ol et l'eau pour solubiliser les HAP. Les extractions sont réalisées par des solvants purs ou des mélanges de ratio de 1/1000 à 1/2 (g/mL) à travers trois étapes successives de lavage. Il apparaît de cette étude que tous les solvants étudiés ont des capacités d'extraction comparables. Au Japon, Lee & Hosomi (1999) se sont intéressés à l'éthanol et au dichlorométhane. Le lavage s'effectue sur des sols pollués artificiellement en laboratoire, à 30°C, dans une proportion volume éthanol (ml) sur la masse de sol (g) équivalente à 3. L'échantillon est alors placé sous agitation pendant 24 h avant de subir d'autres lavages. Le premier lavage permet l'extraction de 73 à 91% de la contamination pour tous les HAP étudiés. Rhemann *et al.* (2008) ont quant à eux étudié l'utilisation d'un polymère thermoplastique comme solvant solide permettant de fixer les HAP dans la matrice polymère,

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

le polymère étant ensuite séparé du sol. L'utilisation d'agents mobilisant (surfactant ou solvant organique) permet de favoriser le transfert des HAP dans la matrice polymère.

Même si les procédés d'extraction de HAP de sols par des solvants présentés peuvent menés à de bons résultats d'enlèvement des contaminants, ceux-ci ne sauraient en aucun cas s'étendre à des applications industrielles dans la mesure où les proportions suggérées entraîneraient la manipulation de trop gros réacteurs, de grandes quantités de solvants onéreux et, de ce fait, des investissements, des coûts et des mesures de sécurité démesurés.

2.3.3.5.2 Traitements avancés d'oxydation

L'oxydation chimique par réactif de Fenton et par ozonation font l'objet de nombreuses études récentes.

En effet, le peroxyde d'hydrogène est utilisé pour dégrader directement les composés organiques complexes et réfractaires à la biodégradation. Son action peut être catalysée par l'action des rayons ultra-violet ou du fer ferreux (réactifs de Fenton). Cette réaction est appelée oxydation de Fenton, elle permet d'activer la décomposition du peroxyde d'hydrogène en radicaux OH. Ces radicaux réagissent avec les composés organiques (Walling, 1975) tels que les HAP et provoquent leur décomposition en produits inoffensifs comme H_2O et CO_2 (Flotron *et al.*, 2004). L'utilisation commerciale de l'eau oxygénée permet de traiter les zones saturées (Ballerini *et al.*, 1998), mais la réaction n'est pas spécifique.

Un traitement hybride a été appliqué sur un sol contaminé artificiellement par des HAP, il consiste en une oxydation de Fenton suivi d'un traitement microbien (Lee & Hosomi, 2001).

Une combinaison de digestion anaérobie et de traitement par ozonation dans le but de traiter des boues urbaines contaminées aux HAP (Bernal-Martinez *et al.*, 2005) a été étudiée. Goi *et al.*, (2006) et Kulik *et al.* (2006) se sont intéressés quant à eux à l'utilisation d'un traitement combiné ozonation-bioremediation.

Une étude réalisée en Suède compare l'ozonation et l'oxydation par réactifs de Fenton. Dans des proportions minimales, c'est cette dernière technique qui semble être la plus efficace quant à l'enlèvement des HAP de sols pollués (Jonsson *et al.*, 2006).

Par ailleurs, des études récentes (Jonsson *et al.*, 2007) ont montré que les caractéristiques du sol et des HAP qui y sont présents influencent énormément les réactions d'oxydation. En outre, ce procédé est plus efficace sur des HAP de faible masse moléculaire et présentant une grande solubilité dans l'eau.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Rivas (2006) a quant à lui passé en revue les trois technologies principales techniques d'oxydation de HAP présents dans les sols contaminés. À savoir l'utilisation d'ozone, de peroxyde d'hydrogène et de vapeur d'eau sous pression à haute température en présence d'un oxydant.

Enfin, de plus amples études sont recommandées dans le futur pour connaître les facteurs déterminants pour la réussite possible du procédé (Jonsson *et al.*, 2007).

Dans tous les cas, les oxydants n'ont pas une action spécifique, et une partie est consommée par des réactions avec la matière organique des sols, altérant donc ces derniers. Ces réactions induisent un coût supplémentaire.

2.3.3.5.3 Traitements biologiques

Il existe également des traitements biologiques visant à traiter les sols contaminés par des composés organiques comme les HAP.

La biodégradation par traitement *in situ* est une technique qui fait appel au pompage et à l'injection d'oxygène sous forme gazeuse (O_2 , O_3) ou liquide (H_2O_2) et injection de nutriments nécessaires à l'activité microbienne.

Les procédés de «landfarming» consistent quant à eux à excaver le sol et à le disposer en couche (de 0,3 à 1 m d'épaisseur) sur une surface imperméable. La terre est ensuite retournée avec d'éventuels ajouts favorisant la biodégradation. L'ensemble des hydrocarbures sont alors soit dégradés soit volatilisés (Paudyn *et al.*, 2008; Siméon *et al.*, 2008) Cette technique est largement utilisée pour le traitement des boues de pétrole dans les régions arides du Golf Persique (Hejazi *et al.*, 2003). Le traitement en réacteur ou Bioslurry consiste quant à lui, à réaliser et faciliter la biodégradation dans un contenant installé sur le site, en ajoutant au sol les nutriments nécessaires aux micro-organismes. Les organismes responsables de la dégradation des HAP étant principalement des bactéries et des champignons (Harayama, 1997; Cutright, 1995).

Certaines plantes permettent de transformer, (phytoremédiation) ou stabiliser (phytostabilisation) les polluants présents dans les sols. Jusqu'à maintenant, la phytoremédiation était essentiellement appliquée aux métaux lourds, mais des études ont montré que cette technique était utilisable pour les HAP (Ballerini, 1998).

Par ailleurs, les rendements de ces techniques sont en général largement améliorés par l'utilisation de surfactants qui permettent de favoriser la biodisponibilité des hydrocarbures (Gabet, 2004).

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Il est important de noter que ces techniques biologiques semblent être prometteuses, mais elles nécessitent des durées de traitement ou des coûts élevés.

2.3.4 Traitements d'une contamination par des métaux lourds en général et du plomb en particulier

Il existe trois options principales pour le traitement des sols contaminés par les métaux lourds. La première étant 1) la séparation physique des métaux de la matrice du sol, la deuxième consistant à 2) extraire le métal de manière chimique et la troisième étant 3) une combinaison des deux premières. La Figure 2.13 résume ces différentes options.

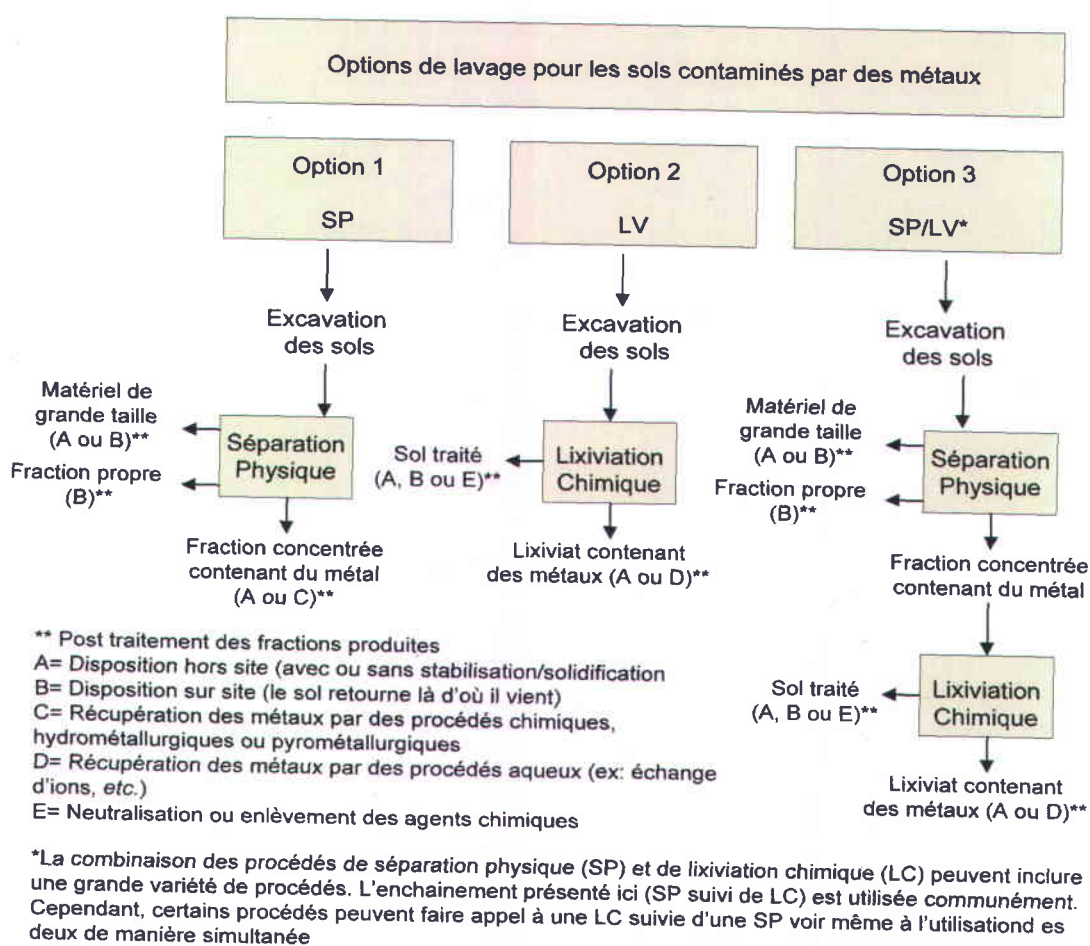


Figure 2.13 Diagramme schématisant des principales options de traitement des sols contaminés par les métaux lourds (Dermont *et al.*, 2007)

Par la suite seront présentés rapidement les procédés physiques de séparation les plus répandus, puis les différentes techniques de traitement chimique des sols ainsi que des effluents aqueux générés

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

seront mises en avant de manière plus détaillées. La combinaison des deux traitements ne fera pas l'objet d'une partie à part entière. En effet, cette technique consiste à effectuer les deux premiers traitements en série en commençant généralement par un procédé de séparation physique.

2.3.4.1 *Traitements physiques du sol*

Il est important de noter que les techniques de séparation physique des métaux lourds ne permettent pas de traiter les contaminants adsorbés au sol mais uniquement les contaminants sous forme de fines particules. L'ensemble de ces techniques appliquées au traitement des sols contaminés sont issues des procédés utilisés dans l'industrie minière pour extraire et concentrer les éléments désirés. Celles-ci sont largement décrites dans la littérature (Griffiths, 1995; USEPA, 1995) et sont résumées dans le Tableau 2.11.

La faisabilité de ces techniques dépend beaucoup des caractéristiques physico-chimiques du sol à traiter (Williford *et al.*, 2000). Par ailleurs, dans la plupart des cas les métaux présents dans les sols contaminés se trouvent sous une forme adsorbée et un traitement chimique se révèle donc indispensable pour mener à bien les opérations de décontamination.

2.3.4.2 *Traitements chimiques du sol*

Les différentes techniques de lavage de sols contaminés par les métaux lourds comme le plomb consistent à extraire le plomb par dissolution ou désorption de la phase qui le porte au moyen d'un réactif ou d'agents d'extraction appropriés. Cela peut être des acides ou des bases dans le but d'ajuster le pH (Neale *et al.*, 1997), des agents chélatants (Peters, 1999), des surfactants, des biosurfactants (Mulligan *et al.*, 1999), des oxydants (Blais *et al.*, 2001) ou encore des effluents organiques.

Le sol et l'agent d'extraction sont mis en contact soit par percolation (lessivage en tas, en stalle, en colonne, soil flushing, *etc.*) soit par agitation. A l'issue du lavage deux phases sont obtenues, une phase solide constitué du sol décontaminé, une phase liquide constituée des agents d'extraction et des polluants mobilisés (les métaux dans ce cas). Ensuite, les deux phases sont séparées par des méthodes conventionnelles de séparation solide-liquide comme la filtration, la décantation, ou la centrifugation. La phase liquide est traitée en vue de la récupération des métaux puis recirculée dans le procédé.

Peters (1999) montre qu'il n'existe pas un extractant universel, l'extraction étant dépendante des propriétés de l'extractant et également des formes sous lequel le métal est présent dans le sol. Comme dans le cas des traitements physiques des sols, la texture du sol est également un paramètre crucial

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

concernant le choix d'une technique de décontamination (Tampouris *et al.*, 2001). Les agents les plus largement utilisés restent cependant les acides et les chélatants (Neilson *et al.*, 2003).

Tableau 2.11 Résumé des différentes techniques de séparation physique (Dermont *et al.*, 2007)

Operation unit	Basic principle	Description and main objectives	Comments	Typical technologies implemented
Mechanical screening	Separation based on particle size	Mechanical screening uses size exclusion through a physical barrier to provide suitable dimensions for treatment	Widely used. Fine screens are fragile	Vibrating grizzly; barrel trammel; vibrating or gravity screens
Hydrodynamic classification	Separation based on settling velocity	Hydrodynamic classification separates the particles by difference of settling velocity or by centrifugal force into a water flow. These method are often used for size separation	Widely used. Difficult when clay and humic soils are present	Hydrocyclones, elutriators, mechanical classifiers (screw classifier)
Gravity concentration	Separation based on density of particles	The gravity concentration technologies separate high density from low density minerals or apticles in a slurry of water and soil (relatively high solid content)	Widely used. when clay and humic soils are present	Spiral concentrator, shaking table, jig, MGS-Mozley, dense media separation (DMS)
Froth flotation	Separation based on hydrophobic properties of the surface of particles	The difference in hydrophobic of particle surfaces are exploited to separate certain mineral from soil by attachment to air bubbles injected in a pulp (low solid content)	Widely used. Chemical additives are required	Flotation in cell or in column (agitation or nonagitation system)
Magnetic separation	Separation based on magnetic properties of particles	Mineral particles are separated according to their different magnetic susceptibilities	Moderately used. High capital and operating costs	Dry or wet separators using high intensity (HIMS) or low intensity (LIMS)
Electrostatic separation	Separation based on electrical conductivity properties of particles	The separation is based on the difference in the surface electrical conductivity of the particles to be separated	Rarely used. Material must be completely dried	Electrostatic and electrodynamic separators
Attrition scrubbing	Mechanical particle-to-particle scrubbing	Attrition scrubbing uses high energy agitation of soil slurry (high solid content) to remove coating of particle surface and to disperse soil aggregates	Widely used. Pre-treatment that improve separation process	Various types of scrubbers

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

2.3.4.2.1 Lixiviation acide

Le procédé de lixiviation acide consiste à mélanger le sol à une solution acide de manière à solubiliser la contamination dans la solution. La solution est ensuite généralement traitée de manière à récupérer les contaminants et à recirculer les eaux de procédé.

Une équipe de chercheurs a démontré la faisabilité d'une lixiviation à l'acide chlorhydrique faiblement concentré (0,44 mol par tonne de sol) couplé à un traitement répété avec une solution neutre de CaCl_2 2M pour le traitement d'un sol contaminé par le plomb à hauteur de 16 000 mg/kg. Le CaCl_2 permet de favoriser la solubilisation du Pb, ce dernier formant des chlorocomplexes stables avec les ions de chlore en solution (Tampouris *et al.*, 2001).

Legiec (1997) a utilisé des solutions de mélange de faible concentration de HCl (0,012-0,04 M HCl) et de faible concentration de NaCl (0,5-1M NaCl). Le traitement a été testé sur un sol limoneux contenant 8000 mg/kg de Pb et un sol sablonneux contenant 1500 mg/kg de Pb. Les taux d'enlèvements ont atteint 95% dans les deux cas en appliquant trois extractions successives pour un ratio liquide-solide de 10. Kuo *et al.* (2006) ont montré quant à eux que l'enlèvement du Cd présent dans des sols de rizières par l'intermédiaire d'une solution contenant du CaCl_2 0,1M et du HCl 0,001M était similaire à l'enlèvement obtenu avec une solution de HCl 0,01M.

Des solutions de NaCl concentrées (4 à 6 M) maintenues à pH 3 ont également été testées pour solubiliser le plomb, présent dans un sol contaminé, sous forme de chlorocomplexes (Nedwed & Clifford, 1997; Djedidi *et al.*, 2005).

Van Benschoten *et al.* (1997) quant à lui a, dans un premier temps, traité des sols contaminés au Pb par séparation gravimétrique avec les tables de Wifley ou de Jig selon la granulométrie. Les particules > 75 μm sont ensuite lixiviées dans une solution de l'HCl et de l'EDTA à pH 3.

L'utilisation d'une solution d'acide organique (acide citrique ou acide acétique) pour le traitement des sols par lixiviation a également été étudiée par Peters (1999) et Bassi *et al.* (2000).

Des études Québécoises se sont penchées sur la décontamination de sols pollués aux métaux lourds par lixiviation chimique. Divers acides couplés à des agents oxydants ont été testés et ont montré de bons résultats pour l'enlèvement du Pb, du Zn et du Cd (Blais *et al.*, 2000; Blais *et al.*, 2001; Mercier *et al.*, 2002). Un procédé consistant en une première étape de séparation physique sur table Jig pour les particules les plus grosses et par cyclone pour les fines suivi d'une lixiviation acide ($\text{HCl}/\text{CH}_3\text{COOH}$) a

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

permis des taux d'enlèvement relativement importants concernant le Pb, le Cu et la Zn (Mercier *et al.*, 2001).

D'autres études concernant des agents lixivians comme Na_2EDTA , de l'acide phosphorique, chlorhydrique, et sulfurique et de l'alcool isopropyl ont montré des résultats positifs quant à l'enlèvement de métaux et de métalloïdes des sols contaminés (Rybicka & Jedrzejczyk, 1995; Semer & Reddy, 1995; Sun *et al.*, 2001; Tokunaga & Toshikatsu, 2002).

Une étude comparative sur les différents agents lixivians utilisés pour le traitement de sols contaminés par des activités minières a montré que des taux d'extraction élevés ont été obtenus avec du HCl même à faible concentration. La solubilité des polluants dans l'acide nitrique était faible alors que l'acide sulfurique a présenté des problèmes quant à l'extraction du plomb. Un mélange de HCl 1M et Na_2EDTA 0,1 a permis d'extraire 44% du Pb. D'après cette étude, la solution de HCl 1 M a été la plus efficace pour l'extraction moyenne des métaux mais le pH bas de la solution finale implique un post-traitement (Moutsatsou *et al.*, 2006). Une filière économique comportant des étapes gravimétriques et la lixiviation chimique a été démontré pour enlever les métaux seulement (Mercier *et al.*, 2002)

Les procédés de lixiviation concentrent les contaminants métalliques dans des lixiviats acides qui doivent être soumis à un traitement de décontamination ou de récupération par la suite. Par ailleurs, certains auteurs affirment que les lavages acides peuvent conduire à une dénaturation et une altération des propriétés physico-chimique des sols traités (Neilson *et al.*, 2003).

2.3.4.2.2 Complexation

La complexation est un mécanisme réactionnel faisant intervenir des métaux de transition dans la plupart des cas et des composés ligands possédant des paires d'électrons libres. Le métal faisant office de cation central sur lequel les ligands délocalisent une partie de leur densité électronique formant ainsi des liaisons chimiques permettant de solubiliser les métaux.

A Montréal, Zeng *et al.* (2005) ont testé deux sels d'acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA) pour le traitement de sols contaminés par Cd, Zn et Mn. Les deux chélatants, $\text{Ca}_2\text{-EDTA}$ et $\text{H}_2\text{Na}_2\text{-EDTA}$ ont permis des pourcentages d'enlèvement de 93 à 100% des contaminants sur les trois sols étudiés.

L'étude de Lim *et al.* (2005) a permis de définir des paramètres optimaux de lavage de sols contaminés par du Pb, du Cd et du Ni. Les résultats préconisent une étape d'extraction de 30 min à l'aide d'EDTA 0,002M à pH 7. Le pH neutre et la faible concentration d'EDTA évitent une perte considérable de chélatants qui ne peuvent se réadsorber sur les particules du sol qu'à pH faible.

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Sarkar *et al.* (2008) ont comparés deux agents chélatants afin de solubiliser le Pb d'un sol contaminé par de la peinture au plomb: l'EDTA et l'acide éthylènediamine-N, N'-disuccinique (EDDS) qui est un nouveau chélatant biodégradable, isomère structural de l'EDTA, qui permet de former des complexes puissants avec les métaux de transition et les radionucléides et qui pourrait être une alternative efficace aux chélatants synthétiques qui subsistent dans les sols après traitement (Greman *et al.*, 2003). Les résultats ont montré que l'EDTA était plus efficace que l'EDDS pour solubiliser le Pb.

En outre, l'utilisation des agents complexants engendrent des risques pour la santé et pour l'environnement puisque les complexants résiduels après traitement des sols contaminés peuvent induire une mobilisation incontrôlée des métaux sur le site (Neilson *et al.*, 2003). Il faut donc éliminer les traces de complexants dans les sols en fin de procédé.

Une équipe Italienne de recherche a étudié les possibilités de récupération de l'EDTA utilisé avec du sodium lors d'un procédé de traitement de sols contaminés en laboratoire par du Pb et du Cu. Après avoir permis l'extraction de 95% du Pb, la récupération de l'EDTA de la solution d'extraction se déroule en plusieurs étapes: une évaporation puis une acidification (Di Palma *et al.*, 2003; Di Palma *et al.*, 2005) puis une filtration permettant de récupérer 93% de l'EDTA qui pourra être réutilisé après avoir ajouté un agent alcalin. La précipitation du Pb dans des conditions alcalines après l'addition d'ions ferriques et de phosphate de sodium s'est faite à hauteur de 95% (Di Palma *et al.*, 2003). Ce même rendement de précipitation a été observé en ce qui concerne le cuivre (Di Palma & Ferrantelli, 2005).

La récupération de l'EDTA après traitement des sols contaminés par du Cd, du Mn et du Zn peut également se faire en précipitant les métaux à hauteur de 70,8 à 99,8% par ajout de Na_2S . Un pré-traitement à l'aide de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ permet de récupérer 99,2% du Zn (Zeng *et al.*, 2005).

Le NTA (acide nitrilotriacétique) a également été étudié comme extractant potentiel de métaux lourds à partir de sols contaminés (Elliott & Brown, 1989). Cependant, comme le NTA est un composé cancérogène de classe 2, il n'est pas recommandé pour traiter les sols pollués (Peters, 1999).

2.3.4.2.3 Traitements alternatifs

L'extraction électrocinétique du plomb présent dans un sol contaminé a été étudiée comme traitement alternatif. Après avoir traité le sol avec une solution d'EDTA 0,1M, un champ électrique est appliqué entre deux électrodes implantées dans le milieu. Le potentiel appliqué permet de mouvoir les fluides présents dans les pores vers les électrodes. Cependant le traitement est long et tous les contaminants ne sont pas extraits (Amrate & Akretche, 2005).

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

Les biosurfactants ont montré leur potentiel de solubilisation des métaux lourds par la création de micelles (Juwarakar *et al.*, 2007; Mulligan *et al.*, 1999; Mulligan *et al.*, 2001; Ochoa-Loza, 1998). Ils ont en plus l'avantage de ne pas être issus d'activités pétrochimiques et donc moins toxiques et souvent biodégradables.

L'ensemble des études concernant les biosurfactants montre que les composés capables de solubiliser les métaux sont des composés chargés (Hessling *et al.*, 1989) comme par exemple le bromure de cétyltriméthylammonium ou le Surfactin (Mulligan *et al.*, 1999).

Reddy & Chinthamreddy (2000) ont montré de leur côté que l'utilisation d'oxydants forts avait le potentiel d'extraire des métaux lourds d'un sol contaminé. Ils ont obtenu l'extraction complète du Cr présent dans un sol kaolin avec une solution de permanganate de potassium 0,1M.

2.3.4.3 *Traitement des eaux de lavage et récupération des métaux*

Une fois le sol traité, le lixiviat engendré doit être traité de façon à enlever les métaux en solution. Pour ce faire, beaucoup de méthodes ont été développées (Brooks, 1991; Chmielewski *et al.*, 1997). La précipitation, la co-précipitation, l'électrodéposition, l'électrocoagulation, la cémentation, la séparation par membrane, l'extraction par solvant, l'échange d'ions, l'adsorption, la biosorption (Blais *et al.*, 1999; Djedidi *et al.*, 2009; Patterson, 1989) sont autant de méthodes viables pour le traitement des effluents industriels. L'oxydation par ozonation et rayonnement UV a été étudiée en Slovénie sur des effluents chargés en complexes de Pb-EDTA (Finzgar & Lestan, 2005). Une équipe Tunisienne a mis en évidence les capacités d'adsorption du plomb en solution aqueuse par de l'argile Tunisien acidifié (Chaari *et al.*, 2008). Jung *et al.* (2008) ont quant à eux étudié la faisabilité d'un procédé d'ultrafiltration améliorée par des micelles (micellar-enhanced ultrafiltration) appelé MEUF. 92 à 95% des métaux testés ont pu être récupérés pour des taux de concentration de métaux et surfactants de 10.

Parmi l'ensemble de ces techniques, se distinguent la précipitation chimique ainsi que les techniques électrochimiques de traitement des eaux telles que l'électrocoagulation et l'électrodéposition. Même si la précipitation chimique reste la méthode la plus facile à mettre en place, elle nécessite des quantités d'agents précipitant tels que NaOH ou de Ca(OH)_2 non négligeables (Meunier *et al.*, 2006) et engendre des quantités de boues importantes (Couillard & Mercier, 1992) ce qui implique des coûts d'opération relativement importants (Patterson, 1989).

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

2.3.4.3.1 Électrodéposition

L'électrodéposition est un procédé utilisant un champ électrique appliqué à une série d'électrodes insolubles qui sont plongées dans la solution. A la cathode, les ions métalliques sont réduits et forment un dépôt métallique. A l'anode, diverses réactions d'oxydation peuvent avoir lieu en fonction des espèces en solution.

2.3.4.3.2 Electrocoagulation

L'électrocoagulation-floculation est un procédé d'électrolyse à électrodes solubles qui met en solution un cation métallique (Fe^{3+} , Al^{3+}) provenant des électrodes solubles plongées dans la solution. Par réaction anodique les électrodes se dissolvent. A la cathode, des ions hydroxydes se forment et permettent de complexer les ions métalliques en solution ainsi que les cations ferriques, ferreux et aluminiques. Ces complexes d'hydroxydes métalliques forment des floes capables de précipiter les métaux en solution. Les dégagements gazeux assurent la flottation des matières en suspension et permettent une bonne clarification de la solution.

Pour des informations détaillées de ces techniques, une revue récente fait état des diverses technologies électrochimiques appliquées à des fins environnementales (Drogui *et al.*, 2007).

2.3.5 Traitement d'une contamination simultanée par des HAP et des métaux

2.3.5.1 Généralités

Comme il a été dit précédemment, les sols contaminés de manière simultanée par des composés organiques et des métaux lourds sont assez fréquents et posent des problèmes de réhabilitation. En effet, 40% des sites présents sur la liste prioritaires de l'USEPA sont co-contaminés par des HAP et des métaux lourds (Benin *et al.*, 1999; Cheng, 2003). Ils ont de plus en plus attirés l'attention des communautés scientifiques ces dernières années. Les procédés les plus communs pour traiter type de sol de manière industrielle sont basés sur des technologies de solidification/stabilisation, de bio-extraction et de lavage de sols (Maturi & Reddy, 2006).

La majorité des techniques de lavage de sol considèrent que le contaminant est essentiellement présent dans les fines particules du sol (Dermont *et al.*, 2007). La fraction fine est donc isolée puis soumise à différents fluides de lavage. La fraction grossière est traitée par attrition pour libérer les polluants adsorbés sur les fines particules qui sont redirigées et traitées.

2.3.5.2 Recherche concernant les traitements d'une contamination simultanée

Semer & Reddy (1996) ont mis en avant la faisabilité d'un procédé d'enlèvement simultané sur un sol sableux contenant 34% d'argile. Les contaminants visés étant des métaux lourds (cadmium, argent et cuivre) ainsi que des composés organiques volatiles, des composés halogénés et des pesticides, insecticides et herbicides. Le procédé pilote a permis l'extraction de 90% des contaminants grâce à une solution d'Acide sulfurique 1N et d'alcool isopropylique pendant un temps de réaction variant de 12 à 24 h.

Deux procédés brevetés par un groupe de recherche de l'INRS décrivent une méthode d'extraction des contaminants du sol à l'aide de procédés miniers et de cellules de flottation pour le premier et de colonnes de flottation pour le deuxième (Bergeron *et al.*, 2001; Bergeron, 2005). Le premier brevet de 2001 présente deux étapes distinctes: une décontamination inorganique suivie d'une décontamination organique sur le sol appauvri en polluants inorganiques. Dans le brevet de 2005, les organiques sont enlevés par lavage à l'aide de surfactants, puis les sols sont séparés en diverses fractions granulométriques pour poursuivre avec des traitements physiques miniers adaptés aux différents types de sol pour l'enlèvement des métaux. Ce procédé d'une efficacité proche de 90% permet d'amener les sols pollués à des concentrations satisfaisant les seuils réglementaires (Bergeron, 2005). Cependant, celui-ci a été développé pour traiter des contaminants organiques et des métaux, il ne cible pas de contaminants organiques de façon particulière (HAP, BPC, hydrocarbures, etc.).

En Italie, l'extraction simultanée de contaminants organiques et inorganiques, a été testée pour des essais en colonne, sous diverses conditions de solubilisation et d'oxydation (Szpyrkowicz *et al.*, 2007). Cependant, si l'étude considère plusieurs métaux (Hg, Ni, Co, Zn, Pb, Cu, Cr et As), elle ne distingue pas les contaminants organiques les uns des autres, et présente des résultats en termes de mesure de carbone organique total. La simulation de lixiviation en colonne semble s'expérimenter en vue du développement d'un traitement *in situ* de lavage des sols, et présente de bons résultats d'enlèvement des contaminants métalliques et organiques, pour des traitements à l'aide de chlore actif (Cl_2 , HClO , ClO^-) à pH4. Cependant, l'utilisation de chlore en présence de composés organiques entraîne la formation de composés organochlorés très toxiques et cancérigènes.

Une étude américaine a étudié le potentiel de différentes solutions d'extraction contenant des surfactants, des co-solvants, des agents chélatants, de la cyclodextrine et des acides pour traiter le sol d'une ancienne usine à gaz contaminé par des métaux lourds (Zn et Pb) et par des HAP. Les résultats ont montré que des solutions contenant une combinaison de surfactants avec soit des acides organiques

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

soit des agents chélatants étaient efficaces. Des résultats encourageant ont été obtenus avec une extraction grâce à une solution de EDTA 0,2M suivie d'une solution contenant 5% de surfactant Tween 80 ou par une solution contenant 5% de Tween 80 suivie d'une solution d'acide citrique 1M (Khodadoust *et al.*, 2005).

Maturi & Reddy (2008) ont étudié différents schémas de traitement *in situ* (soil flushing) utilisant des agents d'extraction tels que des co-solvants, de la cyclodextrine (oligosaccharide cyclique produit à partir d'amidon), des chélatants et des acides faibles. Ceci sur des sols contaminés de manière artificielle par du phénanthrène et du nickel, du plomb ainsi que du zinc (métaux lourds représentatifs). Les résultats obtenus ont montré que, des schémas tels que l'utilisation d'une solution contenant 5% de Tween 80 suivie d'une solution d'acide citrique 1M ou bien l'utilisation d'une solution d'acide citrique 1M suivie par une solution contenant 5% de Igepal CA-720, ont un potentiel d'extraction du phénanthrène et du nickel présent dans un sol kaolin. Par ailleurs, des schémas tels que l'utilisation d'une solution contenant 5% de Tween 80 suivie d'une solution d'acide citrique 1M ou bien l'utilisation d'une solution 0,2 M de EDTA suivie d'une solution à 5% de Tween 80 ont montré un potentiel d'extraction du phénanthrène, du plomb et du zinc contenus dans des sols siliceux et argileux. Ces traitements in-situ entraînent cependant des coûts démesurés limitant leur développement.

D'autres études ont montré que l'utilisation de la cyclodextrine modifiée appelée carboxyméthyl- β -cyclodextrine (CMCD) permet de former des complexes avec les métaux lourds et de mettre en solution des composés organiques (Wang & Brusseau, 1995). La CMCD a été utilisée par la suite dans le cadre d'un traitement in-situ sur différents sols (siliceux, argileux et riches en matières organiques) contaminés simultanément par des HAP et des métaux lourds représentés réciproquement par du phénanthrène et du cadmium. Les résultats ont montré des capacités évidentes de désorption et d'élution des contaminants visés et ainsi mis en avant le potentiel intéressant de la CMCD appliquée à ce type de traitement. Des études approfondies se sont cependant révélées nécessaires pour déterminer l'efficacité de ce procédé (Brusseau *et al.*, 1997).

Maturi & Reddy (2006) se sont intéressés à l'utilisation d'hydroxypropyl β -cyclodextrine (HDPC) appliquée à un procédé électrocinétique d'enlèvement simultané de HAP et de métaux lourds présents dans un sol présentant une faible perméabilité. Les contaminants représentatifs sont le nickel et le phénanthrène dans des concentrations de 500 mg/kg chacun. L'enlèvement du nickel se fait par migration des ions Ni^{2+} vers la cathode puis précipitation sous forme de $\text{Ni}(\text{OH})_2$. Pour ce qui est du phénanthrène, des tests avec des solutions contenant 10% de HDPC ont permis une solubilisation

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

suffisante du contaminant pour permettre sa migration vers la cathode et ainsi obtenir un enlèvement de 50% aux alentours de l'anode.

En Chine, Zhang *et al.* (2009) ont également effectué des recherches sur les possibilités d'enlèvement du pyrène et du cadmium présents simultanément dans un sol contaminé par un procédé de phytoremédiation utilisant le maïs CT38 (*Zea Mays* L.). Les expérimentations ont duré 60 jours sous serre et les résultats ont montré un potentiel intéressant (bien que l'enlèvement du cadmium soit laborieux) nécessitant des études approfondies.

Récemment, une percée technologique importante a été effectuée avec les travaux de doctorat de Mme Julia Mouton (Mouton, 2008). Des recherches à l'échelle laboratoire ont eu lieu et deux rapports scientifiques ont été rédigés (Mouton *et al.*, 2008, 2007) pour le Centre d'Excellence de Montréal en Réhabilitation de Sites. Des travaux antérieurs effectués au sein des laboratoires de l'INRS-ETE ont permis de démontrer qu'une saumure acide permet d'extraire facilement le Pb à partir de sols contaminés par formation de chlorocomplexes (Djedidi *et al.*, 2005). D'autre part, les travaux de recherche récents menés également dans les laboratoires de l'INRS-ETE ont permis de mettre en évidence l'efficacité d'un surfactant zwitterionique non-toxique, lequel n'est pas utilisé en environnement mais plutôt dans l'industrie des cosmétiques, le cocamidopropyl hydroxysultaine (CAS), pour l'enlèvement des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) à partir de sols pollués (Mouton, 2008, Mouton *et al.*, 2007, 2008). Le CAS est un sel d'acides gras d'huile de noix de coco.

Le procédé de décontamination développé consiste principalement à exécuter une ou plusieurs étapes de flottation sur une pulpe de sol, préalablement tamisée et attritée, en présence du surfactant CAS. Les autres produits ajoutés sont l'acide sulfurique et le NaCl. La mousse sortant de la cellule contient les produits organiques, un peu de Pb et du sel, elle est donc lavée à l'eau. La pulpe de sol est pour sa part filtrée et les métaux précipités à partir du lixiviat.

Dans une étude antérieure, le procédé a été opéré en boucle avec un traitement successif de cinq lots de sol, ceci afin de démontrer qu'il est possible de fonctionner en recirculant l'eau de procédé, ce qui permettait à l'échelle laboratoire de ne pas produire d'effluents liquides lors de l'opération du procédé. À la même échelle, le NaCl est recyclé à plus de 95% dans le procédé, ce qui évite de trop augmenter la teneur en sel dans le sol traité. L'efficacité du procédé peut-être ajustée selon le mode d'opération de la cellule de flottation et l'enlèvement des HAP et du Pb se situait à l'échelle laboratoire entre 70 et 95% selon les sols et le mode d'opération (Mouton *et al.*, 2008). Dans ce procédé, les métaux sont enlevés par formation de chlorocomplexes à pH acide (pH 3 environ) simultanément et dans la

2. Revue de littérature et objectifs de recherche

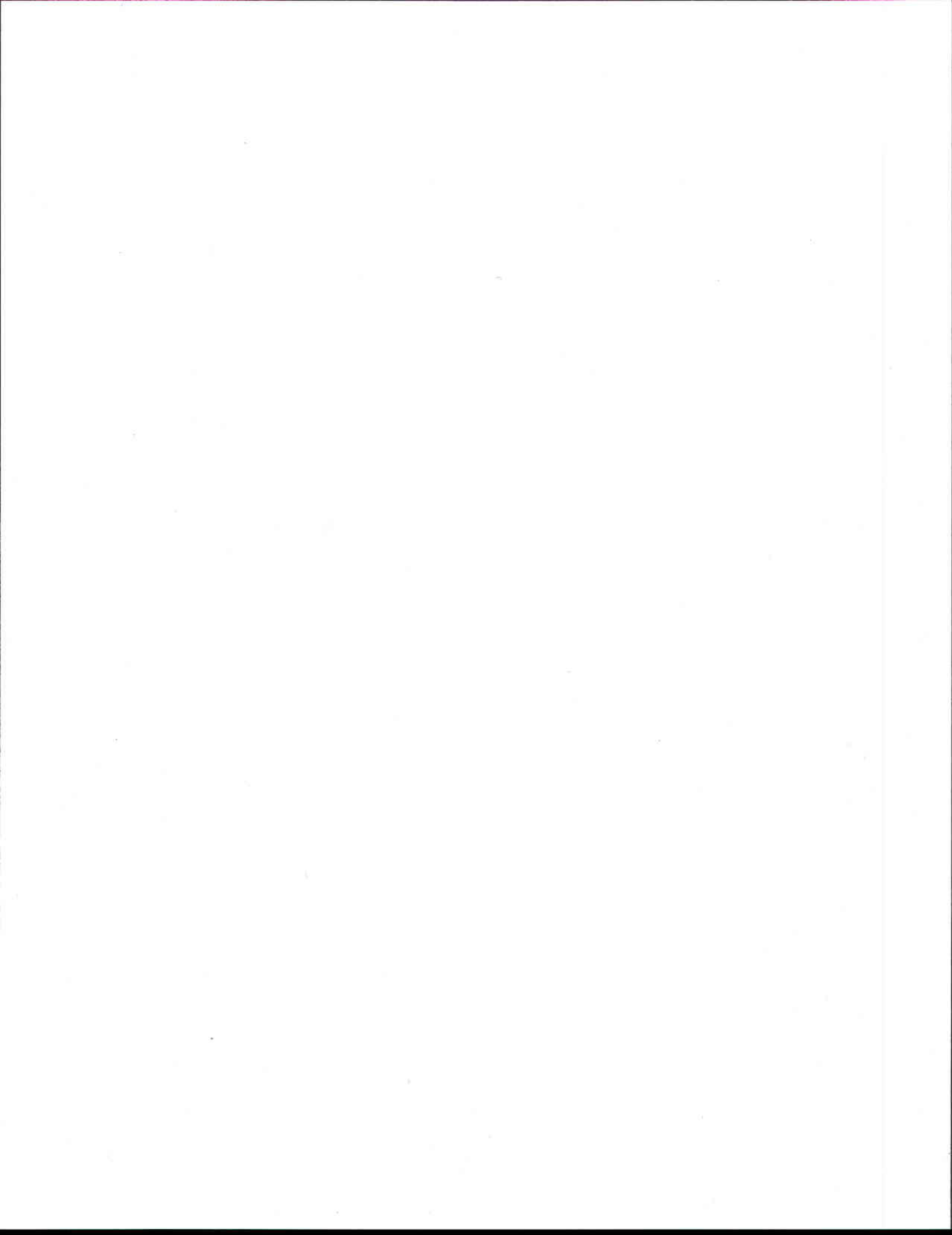
cellule de flottation. Une première estimation du coût pour le traitement de 100 000 t.m. sur deux ans est d'environ 137 \$/t.m. plus ou moins 25% (amortissement total sur 2 ans). Cet estimé comprend tous les items requis (construction, opération, financement, frais d'ingénierie et de gestion, assurance, permis, coûts de disposition des concentrés de HAP et de métaux, etc.) (Mouton *et al.*, 2007). Les coûts de traitement très compétitifs par rapport à d'autres alternatives et notamment par rapport aux coûts engendrés dans le cas d'un enfouissement définitif justifient le développement d'essais à plus grande échelle.

2.4 Objectifs de recherche

L'objectif principal du présent projet est de démontrer, à l'échelle pilote, un procédé innovateur combinant, dans un même réacteur, l'extraction des métaux par lixiviation chimique et des HAP par utilisation d'un surfactant. En l'occurrence le procédé Organometox développé en laboratoire par Julia Mouton dans le cadre de sa thèse doctorale (Mouton, 2008). En outre, la technologie a été sélectionnée et jugée viable par le centre d'excellence de Montréal en réhabilitation de sites (CEMRS).

Plus spécifiquement, les travaux de recherche permettront d'étudier l'influence des caractéristiques du sol sur la performance du procédé. Les travaux de pilotage visent également à définir les critères de design du procédé, à obtenir une information plus détaillée concernant les bilans massiques (intrants et extrants), ainsi qu'à préciser les coûts associés à l'exploitation de cette technologie. L'utilisation du cocamidopropyl hydroxysultaine (CAS) dans le domaine de la décontamination environnementale étant une nouveauté, il est également prévu d'enrichir les connaissances en ce qui concerne le comportement du CAS lors de son utilisation pour la décontamination de sols. Le transfert technologique du procédé en demande de brevet vers une entreprise spécialisée dans la réhabilitation de sites contaminés fait partie intrinsèque de ce projet de maîtrise. Tecosol pourra par le transfert de cette technologie offrir une technologie verte et économique pour la décontamination des sols. Ce rapport présente les résultats à l'échelle pilote du traitement d'environ 6 tonnes de sols contaminés par du plomb et des HAP.

Les essais ont été réalisés grâce à un financement de l'Institut de Recherche en Biotechnologie (IRB) et du Ministère de la Défense du Canada. Un rapport de recherche (Mercier *et al.*, 2010) a été produit pour l'IRB et le Ministère de la Défense du Canada.



PARTIE II: MÉTHODOLOGIE

3 METHODOLOGIE

3.1 Caractérisation des sols

3.1.1 Échantillonnage du sol

Les sols ont été échantillonnés en novembre 2008 sur le site de la base militaire de la Garnison de Montréal (Longue Pointe, Qc, CANADA) dans l'est de Montréal. Deux sites ont été échantillonnés en surface (0-20 cm environ) à la base militaire de la Garnison de Montréal. Trois sacs d'une tonne chacun ont été remplis sur chaque site donnant les échantillons TR23A, TR23B, TR23C, TR29A, TR29B et TR29C (6 t.m. au total). Les roches et objets de tailles supérieures à environ 10 cm ont été laissés sur le site. Pour leur entreposage les sols ont été placés dans des sacs de 1 m³. Ils ont ensuite été livrés aux laboratoires lourds de l'INRS-ETE (2605 boulevard du Parc Technologique, Québec), et conservés à température pièce dans leur big bag d'origine jusqu'au moment de leur traitement au sein de ces mêmes laboratoires.

3.1.1.1 *Échantillonnage des sols pour les essais dans la pile*

Au moment de leur traitement les sols stockés dans les big bags sont étalés sur une bâche et mélangés à la pelle. La pile obtenue est de forme conique et représente un volume de moins de 1 m³. Pour les essais, des masses de 10 kg sont prélevés selon les normes d'échantillonnage du MDDEP. L'échantillon est donc prélevé en 5 fractions d'un poids approximatif de 2 kg; soit un au centre de l'empilement et un sur chacune des diagonales à mi chemin entre le centre et l'extrémité de l'empilement. Ces 10 kg sont mélangés dans une chaudière puis passés en 1 fois sur le tamis Sweco. Chaque fraction est ensuite stockée dans différentes chaudières. La Figure 3.1 illustre les points d'échantillonnage.

3. Méthodologie

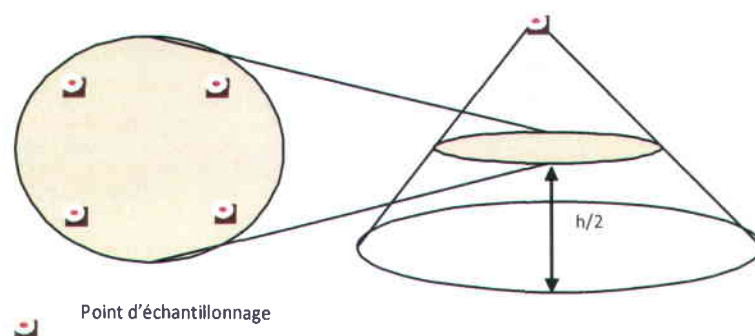


Figure 3.1 Illustration du mode de prélèvement des échantillons dans la pile de sol selon les normes du MDDEP

3.1.1.2 *Prise d'échantillons d'analyse pour chaque fraction tamisée*

- Fraction tamisée (5-25mm, 2-5mm, 250 μ m-2 mm et <250 μ m): l'échantillon doit être composé de sous échantillons (1 contenant de 120 ml) prélevés tous les 10 kg de sol tamisé dans la chaudière réceptionnant la fraction considérée. L'échantillon final (1 contenant de 120 ml) provient de l'ensemble des sous échantillons homogénéisés;
- Échantillon global du sol avant traitement. En ce qui concerne l'échantillon global, il est reconstitué mathématiquement à partir de chaque fraction. Ceci afin de diminuer l'hétérogénéité d'un prélèvement manuel d'un sous échantillon de faible volume avec des particules de grosseurs différentes.

3.1.2 Granulométrie et granulochimie des sols

L'ensemble des sols ont été tamisés de manière humide sur un Tamis Sweco. La quantité tamisée est de 10 kg pour chacun des sols, cette masse étant prélevée suivant la méthode d'échantillonnage en tas du MDDEP comme vu à la section précédente. Les fractions ont ensuite été récoltées dans des récipients adaptés puis disposées dans une étuve à 60°C jusqu'à assèchement total. Celles-ci ont alors été pesées puis des échantillons représentatifs ont subi extraction et digestion à l'acide dans le but de déterminer les concentrations en HAP et en métaux respectivement (Pb).

La Figure 3.2 présente une photo du tamis Sweco utilisé pour effectuer les essais de tamisage. Les tamis de 45 cm de diamètre sont installés de manière superposée selon le nombre de fraction désirée. Les

3. Méthodologie

grosseurs de tamis utilisées ont été de 20 μm , 53 μm , 125 μm , 250 μm , 500 μm , 1 mm, 2 mm et 5 mm. Deux types de tamisage ont été effectués: le tamisage à sec et le tamisage en présence d'eau. Pour éviter que la poussière ne se répande lors du tamisage à sec, une enceinte en plexiglas a été construite de manière à entourer le tamis Sweco et un système de filtration a permis de retenir les poussières dans un filtre. En ce qui concerne la fraction tamisée à 25 mm le tamis a été construit aux labos lourds.



Figure 3.2 Tamis Sweco utilisé pour effectuer les essais de tamisage

3.2 Description rapide du procédé développé à l'échelle pilote

Un procédé a été défini à partir des premiers mois d'essai au sein des laboratoires lourds de l'institut national de la recherche scientifique pour assurer la décontamination de tous types de sol dans la gamme suivante de concentrations en polluants; entre 0 et 5500mg HAP/kg sol sec et entre 0 et 4000 mg Pb/kg sol sec. Il implique des coûts considérés comme maximum. Au fur et à mesure des résultats obtenus, le procédé a été simplifié et adapté pour chaque sol et les coûts ont été réduits en conséquence. Il est important de se rappeler que le procédé a été développé à partir d'une grande quantité de sol et qu'il est robuste puisqu'il s'applique à des sols de nature différente comme il sera possible de le constater au chapitre concernant la granulochimie. Le Tableau 3.1 présente l'ensemble des essais effectués.

3. Méthodologie

Tableau 3.1 Essais effectués sur les sols entre le mois de janvier et août 2009

Sol étudié	Nombre d'essais	Numéro d'essais	Date
TR23A	139	66-205/	20 mars au 6 mai et 4 au 28 août
TR23B	65	1-66/	12 janvier au 19 mars et 4 au 28 août
TR23C	56	348-404	1 juillet au 21 juillet
TR29A	66	281-347	2 juin au 30 juin
TR29B	39	405-444	22 juillet au 4 août
TR29C	74	206-280	7 mai au 1 juin

Le procédé peut-être succinctement résumé comme suit (celui-ci est présenté de manière succincte sur la Figure 3.6, et de manière détaillée sur la figure 3.7; le type de tamis utilisé y est mentionné à titre indicatif). Le sol toutes fractions confondues est passé sur un tamis de type Grizzli. Ce tamis agit un peu comme une grille permettant un premier dégrossissage pour séparer le plus de 25 mm du reste du sol. Cette fraction est simplement rincée. Les eaux de lavage sont récupérées pour être recyclées. Les fractions de sol plus grandes que 25 mm sont alors décontaminées et des boues contaminées provenant de ce lavage sont à gérer (RDO1 : Résidu Organique Dangereux 1). Les sols plus petits que 25 mm sont passés sur un tamis de type Sweco de 5 mm. La fraction récoltée est attritée et l'on obtient ainsi des boues contaminée (RDO2) et une fraction entre 5-25 mm décontaminée. La fraction inférieure à 5 mm est alors tamisée sur un tamis de 2 mm et la fraction récoltée est aussi attritée. Encore ici des boues contaminées (RDO3) et une fraction entre 2-5 mm sont obtenues.

Le tamisage du sol restant plus petit que 2 mm sur un tamis de 250 µm donne deux fractions. La fraction entre 250 µm et 2 mm subit un tamisage et différents procédés de séparation physique avant d'être recombinaée à la fraction plus petite que 250 µm. Cette étape génère les boues RDO4 et RDO5.

Les deux fractions recombinaées sont conditionnées dans des cellules de flottation pour être ensuite flottées à plusieurs reprises. La Figure 3.3 présente le banc de cellules de flottations utilisé.

3. Méthodologie



Figure 3.3 Banc de cellules de flottations utilisé lors des essais

Le nombre de flottation dépend de la contamination du sol. Au moment du conditionnement et de la flottation différents produits sont ajoutés. Les mousses générées sont obtenues par débordement et aspirées par l'intermédiaire d'une pompe à vide avant d'être centrifugées en continu grâce à la centrifugeuse présentée sur la Figure 3.4 pour donner le concentré en HAP (RDO6).



Figure 3.4 Centrifugeuse en continu de marque PIERALISI (modèle Baby one) utilisée pour les essais de centrifugation

3. Méthodologie

Le liquide de la cellule de flottation subit alors une séparation solide liquide. Dans les filtrats provenant de la flottation, de la séparation solides liquides des mousses et des sols décontaminés, une précipitation à pH basique permet de récupérer les métaux (résidu métallique (RD Pb)) et de recycler des liquides. La gestion des liquides produits par le procédé fera l'objet d'une section. Tandis que la gestion des boues sera vue dans une autre section. Les sols décontaminés sont de nouveau tamisés pour séparer les fractions plus grandes et plus petites que $250\ \mu\text{m}$. Le plus grand que $250\ \mu\text{m}$ est simplement lavé. Dans le cas du plus petit que $250\ \mu\text{m}$, la séparation solide liquide se fait sur un filtre presse. La Figure 3.5 permet de visualiser le filtre-presse utilisé. Les sols décontaminés peuvent être ensuite recombinaés et potentiellement réacheminés sur leur site d'origine.



Figure 3.5 Filtre-presse utilisé pour les essais

3. Méthodologie

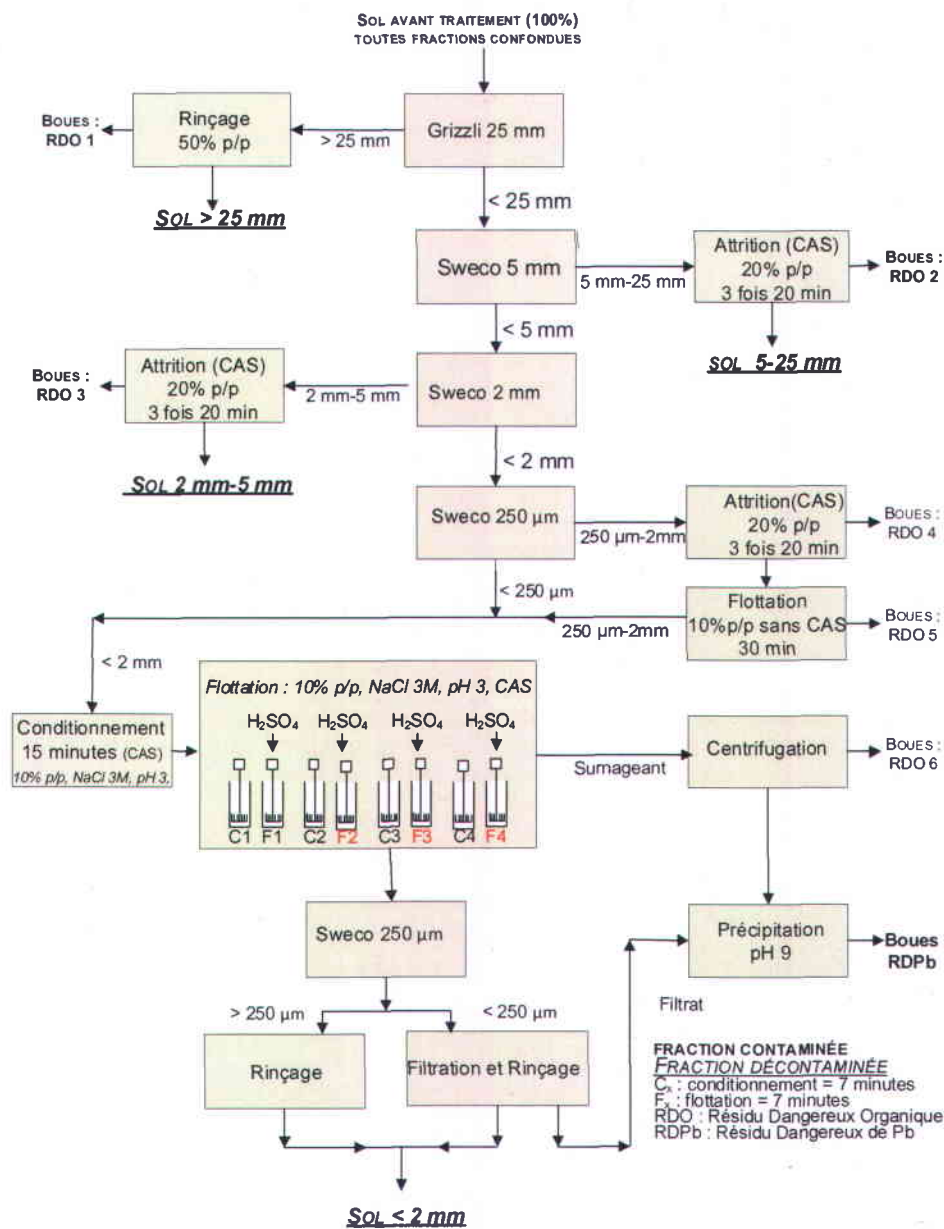


Figure 3.6 Schéma simplifié du procédé de traitement des sols contaminés

3. Méthodologie

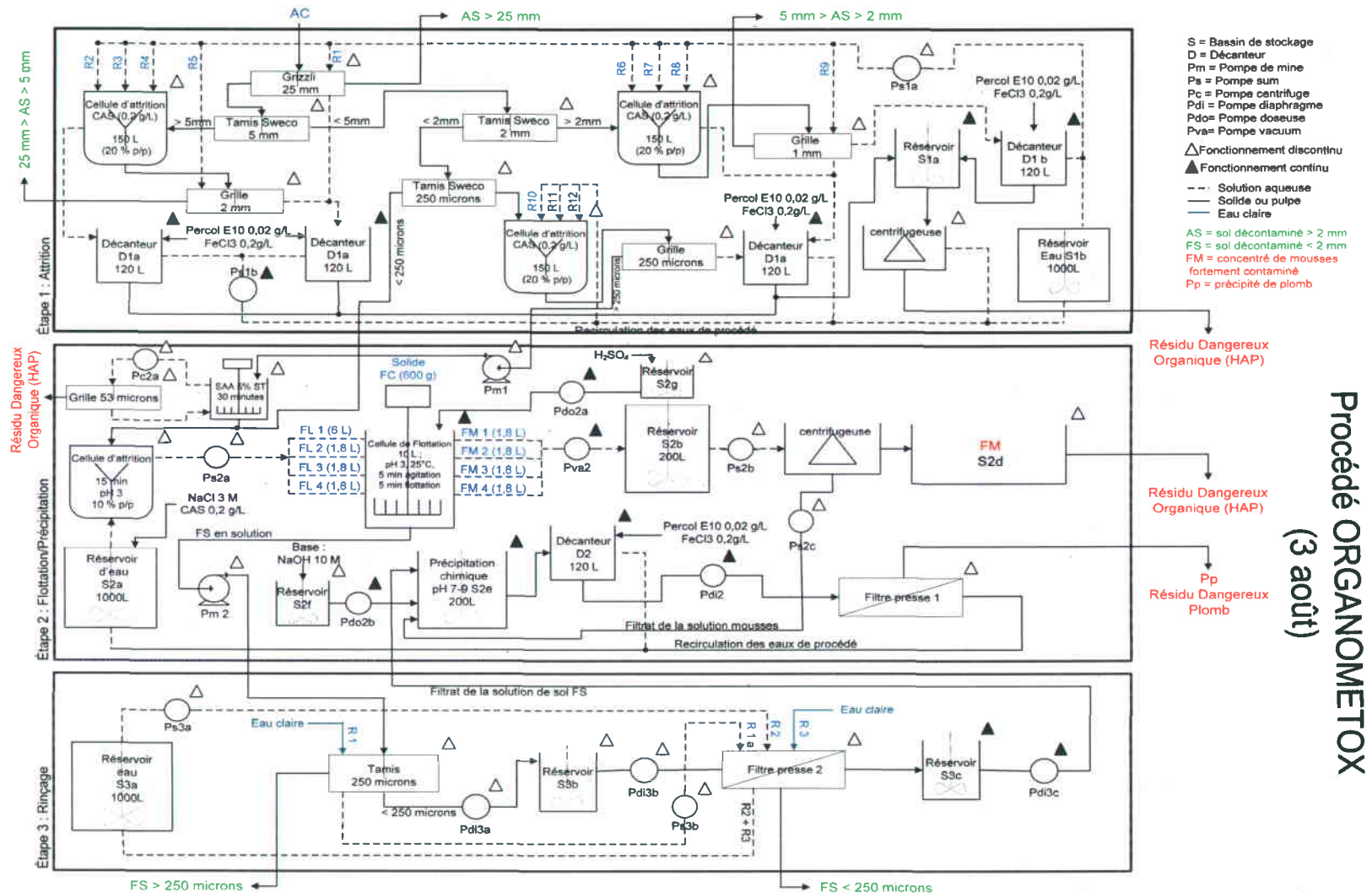


Figure 3.7 Schéma détaillé du procédé Organometox à l'étude

3.3 Description détaillée des différentes étapes du procédé

3.3.1 Lavage à l'eau de la fraction supérieure à 2 mm

La fraction de sol > 2 mm est séparée de la fraction < 2 mm grâce à un tamis Sweco comme suit: Les échantillons de 10kg sont séparés en deux quantités égales et tamisés l'un après l'autre. La fraction < 2 mm est récupérée avec l'eau de lavage dans une chaudière. La fraction > 2 mm est récupérée sur le tamis puis entreposée dans un sac de 1 t.m. (« big bag »). Deux types de lavage différents ont été mis en place :

- Lavage à haute pression (**lavage K**) grâce à un nettoyeur à haute pression «1200 Everyday» (débit de 4,4 L/min à faisceau large, pression maximale de 1200 psi). La buse étant placée à une distance d'environ 30 cm du tamis;
- Lavage à basse pression (**lavage P**) par l'intermédiaire d'une buse d'arrosage placée à environ 10 cm du tamis. La pression étant délivrée par une pompe (pompe submersible à égouts, débit de 200 L/min) et l'eau de lavage stockée dans un baril de 150 L situé à 1,10m du niveau du sol.

Le protocole de lavage P se déroule en trois lavages successifs à 40%, 50% et 60% de solide (p/p):

- 1^{er} lavage: Les 10 kg de sol (AC) sont séparés en deux fractions de 5 kg. Ces deux fractions sont passées l'une après l'autre sur le tamis 2 mm, à sec pendant un temps compris entre 10 et 20 secondes dans le but de passer les particules fines en économisant de l'eau. Puis un volume de 10 L d'eau de lavage (0,2 g CAS/L) est aspergé à basse pression sur chacune des deux fractions. Une fois lavées, les deux fractions >2 mm sont récupérées et passées simultanément sur un tamis 5 mm agité à la main. La fraction comprise entre 2 et 5 mm est récupérée, brassée puis une quantité d'environ 70 g est prélevée pour analyses. Les fractions > 2 mm sont alors réunies puis entreposées dans une chaudière en attente du 2^{ème} lavage;
- 2^{ème} lavage: Le deuxième lavage est similaire en tous points au premier lavage exception faite de la période de tamisage à sec, celle-ci étant inexistante;
- 3^{ème} lavage: Le troisième lavage est identique au 2^{ème} lavage, après échantillonnage, le sol lavé > 2 mm est entreposé dans un big bag.

3. Méthodologie

3.3.2 Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

3.3.2.1 *Essais de lavage P sur la fraction supérieure à 5 mm*

La fraction > 5 mm est lavée sur le tamis Sweco, équipé d'une grille de 1 mm, avec 40% et 60% p/p d'eau de lavage recirculée contenant du CAS à hauteur de 0,2 g/L. Le sol lavé est ensuite disposé dans un big bag. L'eau de lavage est décantée dans un décanteur d'une centaine de litres. Les boues récupérées sont mélangées au sol < 2 mm, le surnageant est stocké dans le réservoir d'eau de lavage.

3.3.2.2 *Essais d'attrition sur la fraction 5 à 25 mm et lavage de la fraction supérieure à 25 mm*

Dans un premier temps, le sol supérieur à 5 mm est passé sur un tamis de fortune dont les pores ont un diamètre approximatif de 25 mm. La fraction supérieure à 25 mm est rincée directement sur le tamis avec une fraction d'eau recirculée de l'étape 1 du procédé à hauteur de 50% p/p. La fraction entre 5-25 mm est attritée dans la cellule d'attrition à plusieurs reprises (en moyenne 3 attritions pour la plupart des essais) pendant 20 min dans une solution à 20% de solide contenant du CAS à hauteur de 0,2 g/L. La concentration en CAS dans les eaux d'attrition a été ajustée et définie comme optimale lors des essais en laboratoire de Julia Mouton (Mouton, 2008). Des eaux de lavage sans CAS n'ont donc pas été utilisées.

La cellule d'attrition est présentée sur la Figure 3.8. Elle possède un volume de 170 L et comporte des chicanes et un agitateur de 1 HP (208V et 4,5 A), 1735 RPM. Le départ et l'interruption de l'agitateur se fait par l'intermédiaire d'un variateur de vitesse. Une fenêtre percée dans le bas de la cellule d'attrition permet de vidanger le sol une fois l'essai terminé. Il est également possible de vider les liquides de la cellule d'attrition par l'intermédiaire d'une valve à bille située à quelques centimètres du fond de la cellule.

3. Méthodologie



Figure 3.8 Cellule d'attrition utilisée lors des essais d'attrition

Le protocole d'attrition dans la cellule est défini comme suit :

Préparation du sol entre 5 et 25 mm:

- Passer à la main la fraction > 5 mm (récupérée après tamisage du sol) sur le tamis de fortune, isoler la fraction > 25 mm. Celle-ci sera rincée par la suite.

Attrition du sol entre 5 et 25 mm:

- Rassembler 13,5 kg de sol entre 5 et 25 mm dans l'attriteur.
- Ajouter 67,5 kg d'eau recirculée et y ajouter 13,5 g de CAS (0,2 g/L).
- Attriter pendant 20 min puis récolter les eaux. Passer les eaux sur les tamis 2 mm et 250 μ m. Prélever un échantillon de la fraction entre 2 mm et 250 μ m (nom de sol; fraction de boue de rinçage; date), redéposer la fraction > 2 mm dans l'attriteur. Disposer ensuite les eaux dans le décanteur 1.
- Répéter l'opération 3 fois en récoltant un échantillon de sol après chaque attrition puis ouvrir la trappe de l'attriteur pour en y retirer le sol.
- Passer le sol sur les tamis 2 mm et 250 μ m et arroser avec 50% p/p d'eau recirculée. Prélever un échantillon (nom de sol; fraction de boue d'attrition; date) et quantifier la

3. Méthodologie

fraction 2 mm >> 250 µm puis disposer le sol dans le big bag. Placer l'eau de lavage dans le décanteur 2.

Traitement des fractions dans les décanteurs:

- Ajouter simultanément du percol à hauteur de 0,02 g/L et du FeCl_3 à hauteur de 0,2 g/L dans chaque décanteur. Agiter 8 fois en 8, puis laisser décanter ½ heure.
- Pomper le surnageant de décantation dans le réservoir d'eau recirculée à l'aide de la pompe «Masterflex».
- Disposer les boues d'attrition du décanteur 2 dans la chaudière appropriée et les boues du décanteur 1 dans la chaudière de sol en attente de flottation.

Prise d'échantillons:

- Sol entre 5 et 25 mm: l'échantillon doit être composé de sous échantillons (1 contenant orange) prélevé tous les 10 kg de sol tamisé dans la chaudière réceptionnant la fraction considérée. L'échantillon final (1 contenant orange) provient de l'ensemble des sous échantillons.
- Sol de départ: l'échantillon doit être composé de sous échantillons (1 contenant orange) pris dans chaque chaudière de 20 kg de sol tamisée dans la journée. L'échantillon final (1 contenant orange) est prélevé parmi les sous échantillons une fois ceux-ci homogénéisés.
- Sol attrité dans l'attriteur: l'échantillon après chaque rinçage (1 contenant orange) doit être composé de 5 sous échantillons (une poignée pour chacun) prélevés de la manière suivante:

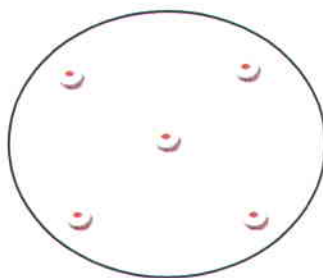


Figure 3.9 : Mode de prélèvement des échantillons

Une fois les sous échantillons homogénéisés, prélever l'échantillon final.

3. Méthodologie

3.3.3 Traitement de la fraction entre 2 et 5 mm

Il a été convenu dès la mise en place du procédé que la fraction de sol comprise entre 2 et 5 mm soit attritée. Le protocole élaboré est similaire à celui utilisé pour le traitement par attrition de la fraction comprise entre 5 et 25 mm, celui est présenté dans le paragraphe suivant.

La fraction de sol entre 5-25 mm est attritée dans la cellule d'attrition à plusieurs reprises (en moyenne 3 attritions pour la plupart des essais) pendant 20 min dans une solution à 20% de solide contenant du CAS à hauteur de 0,2 g/L. La concentration en CAS dans les eaux d'attrition a été ajustée et définie comme optimale lors des essais en laboratoire de Julia Mouton (Mouton, 2008). Des eaux de lavage sans CAS n'ont donc pas été utilisées. La cellule d'attrition utilisée est la même que celle présentée dans la partie 3.3.2.2.

Le protocole d'attrition dans la cellule est défini comme suit :

Préparation du sol entre 2 et 5 mm:

- Récupérer la fraction 2 à 5 mm après tamisage du sol.

Attrition du sol AC entre 2 et 5 mm:

- Rassembler 13,5 kg de sol AC entre 2 et 5 mm dans l'Attriteur.
- Ajouter 67,5 kg d'eau recirculée et y ajouter 13,5 g de CAS (0,2 g/L).
- Attriter pendant 20 min puis récolter les eaux. Passer les eaux sur les tamis 1 mm et 250 μ m. Prélever un échantillon de la fraction entre 1 mm et 250 μ m (nom de sol; fraction de boue de rinçage; date), redéposer la fraction > 1 mm dans l'attriteur. Disposer ensuite les eaux dans le décanteur 1.
- Répéter l'opération 1 fois en récoltant un échantillon de sol après chaque attrition puis ouvrir la trappe de l'attriteur pour en y retirer le sol.
- Passer le sol sur les tamis 1 mm et 250 μ m et arroser avec 50% p/p d'eau recirculée. Prélever un échantillon (nom de sol; fraction de boue d'attrition; date) et quantifier la fraction 1mm>>250 μ m puis disposer le sol dans le big bag. Placer l'eau de lavage dans le décanteur 2.

Traitement des fractions dans les décanteurs:

3. Méthodologie

- Ajouter simultanément du percol à hauteur de 0,02 g/L et du FeCl_3 à hauteur de 0,2 g/L dans chaque décanteur. Agiter 8 fois en 8, puis laisser décanter ½ heure.
- Pomper le surnageant de décantation dans le réservoir d'eau recirculée à l'aide de la pompe «Masterflex».
- Disposer les boues d'attrition du décanteur 2 dans la chaudière appropriée et les boues du décanteur 1 dans la chaudière de sol FC en attente de flottation.

Prise d'échantillons:

- Sol AC entre 2 et 5 mm: l'échantillon doit être composé de sous échantillons (1 contenant orange) prélevé tous les 10 kg de sol tamisé dans la chaudière réceptionnant la fraction considérée. L'échantillon final (1 contenant orange) provient de l'ensemble des sous échantillons.
- Sol AS dans l'attriteur: l'échantillon après chaque rinçage (1 contenant orange) doit être composé de 5 sous échantillons (une poignée pour chacun) prélevés de la manière décrite précédemment.

Une fois les sous échantillons homogénéisés, prélever l'échantillon final.

3.3.4 Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

La fraction inférieure à 2 mm a subi différents traitements que sont la flottation, l'attrition de façon indépendante ainsi que l'attrition simultanément avec la fraction comprise entre 2 et 5 mm. Les protocoles sont présentés dans les trois parties suivantes.

3.3.4.1 Flottation de la fraction inférieure à 2 mm

Les essais de flottation ont été effectués tout au long des essais au pilote dans un banc de flottation de 6 cellules de la marque Hazen Quiin présentées à la Figure 3.11. Ce genre de banc est utilisé dans le traitement des minerais pour la concentration des métaux. Six moteurs individuels de 0,5 HP (115V et 9 A, 1725 RPM) assurent l'aération indépendante de chaque cellule. Ceci au moyen d'un arbre central (shaft) terminé par une rondelle en plastique dentelé (cf. Figure 3.10), le diffuseur. Un robinet permet d'ajuster le débit d'air en amont du shaft.

3. Méthodologie



Figure 3.10 Photographie de l'intérieur d'une cellule de flottation du banc de flottation utilisé lors des essais

Le design particulier du diffuseur d'air permet à l'air qui sort à l'extrémité de l'hélice d'être diffusé de façon efficace dans la pulpe en agitation. La vitesse de rotation de l'hélice assurant l'agitation de la pulpe et indirectement le débit d'alimentation en air des cellules d'attrition ne peut être réglée, la vitesse d'agitation reste donc constante. En revanche, comme il a été dit précédemment, des robinets placés au niveau de chaque cellule permettent d'ajuster le débit d'air dans les cellules.

Chaque cellule pour des raisons pratiques (état de la cellule, de la tuyauterie, etc.) demande un débit d'air différent pour atteindre des débits de mousse similaires. C'est donc par essais-erreur effectués lors de la phase de flottation que le débit d'air a pu être ajusté pour chaque cellule, ce débit d'air étant lié directement au volume de mousse généré pendant un temps défini.

3. Méthodologie



Figure 3.11 Photographie du banc de flottation de six cellules de 8 L de capacité par cellule

En plus d'assurer l'agitation, le moteur de la cellule 1 actionne un axe horizontal courant à la surface de toutes les cellules et sur lequel sont fixées des plaques de caoutchouc assez rigides jouant le rôle de racleur de mousse vis-à-vis de chaque cellule. Une lèvre située au niveau de la surface de la cellule permet le débordement des mousses lors des périodes d'agitation en présence d'air. Les mousses ont d'abord été récupérées dans des chaudières identifiées placées aux pieds de chaque cellule de manière semi-automatique. C'est à dire par l'intermédiaire des racleurs et de spatules au service de l'opérateur. À partir du 27 avril 2009, les mousses ont été récupérées par deux aspirateurs de marque Shopvac permettant un abattement immédiat des mousses se trouvant alors sous forme liquide et impliquant un gain de temps non négligeable.

Pour la plupart des essais considérés, les cellules ont été utilisées de manière indépendante. Cependant, une fois les paramètres optimaux obtenus, une série d'essais a été mise en place dans le but de simuler la flottation continue en banc de flottation. Pour ce type d'essai, les cellules sont reliées entre elles comme il sera présenté plus tard.

Après avoir déterminé le volume utile optimal des cellules, différentes conditions ont été appliquées lors de la flottation; soit le nombre d'étape de conditionnement et de flottation successives; le temps alloué au période de conditionnement et de flottation; la concentration en NaCl. Ceci dans l'optique de vérifier

3. Méthodologie

le bon enlèvement des HAP et du Pb dans les sols traités. Certains paramètres physiques, ont également été testés afin d'être certain d'opérer les cellules dans les conditions optimales; soit le volume de traitement de la pulpe, le pourcentage de solide dans la pulpe et le débit d'alimentation en air. Ceci dans le but d'assurer un volume de mousse optimal lors des étapes de flottation. C'est-à-dire, un volume de mousse suffisamment important pour entraîner la majeure partie des contaminants organiques de manière à obtenir un sol traité dont la concentration en HAP soit inférieure au critère C du MDDEP, mais également suffisamment faible pour ne pas que l'entraînement particulaire ainsi que les coûts de gestion des mousses de cette étape soient trop importants.

La Figure 3.12 présente de façon schématique quatre types d'essais mis en place au cours du développement du procédé. Le nombre de conditionnement et de flottations ont pu varier de 3 à 7 selon les types d'essai (sur la Figure il s'agit de 3F, i.e. 3 flottations). Les temps du premier conditionnement (C_1) ont varié de 7 à 15 min et ceux des conditionnements suivants de 5 à 10 min (C_2). Les temps de flottation ont varié de 5 à 7 min (F). Le pourcentage de solide dans la pulpe de sol a rapidement été fixé à 10%(p/p). En effet les travaux antérieurs (Mouton, 2008) ont montré que ce pourcentage de solides dans la pulpe permettait un enlèvement optimal des HAP comme du plomb. La solution de flottation contenant du CAS à hauteur de 0,2 g/L et une concentration en NaCl variant de 3 à 5 M. Le pH est maintenu égal à 3 pendant les périodes de conditionnement. Après chaque flottation, les mousses récoltées sont pesées, échantillonnées (analyses HAP) puis rassemblées dans un réservoir avant d'être centrifugées. Le niveau de la cellule est réajusté avec une masse de solution de départ (concentrations en NaCl et en CAS similaires) équivalente à la masse de mousse générée de manière à obtenir le même volume de départ.

3. Méthodologie



Figure 3.12 Schématisation des différents types de flottation effectuées au cours des essais (C = étape de conditionnement; F= étape de flottation.)

3. Méthodologie

Avant chaque flottation, un échantillon de la solution de sol est prélevé (analyse Pb en solution) lors des premières semaines. Par la suite, un seul échantillon a été prélevé à la fin de l'essai.

Sauf indication contraire, les échantillons d'analyse HAP sont prélevés après rinçage de la fraction traitée. Les sols sont regroupés après 8 à 12 essais de flottation, une fois rincés, un échantillon est prélevé dans la fraction $<0,250\text{mm}$ et un échantillon est prélevé dans la fraction $>0,250\text{mm}$. Les données concernant ces deux fractions sont combinées et forme un résultat d'analyse.

Le paragraphe suivant présente le protocole détaillé pour un essai de flottation effectué avec une solution de sol contenant 3 M de NaCl, 10% solides totaux (poids/poids) et 0,2 g CAS/L. Même si les temps, le nombre de conditionnement et de flottation ont varié le mode opératoire n'a pas changé.

Préparation de la cellule

- Peser 665 g de sol humide $> 250\text{ }\mu\text{m}$, peser 68 g de sol inférieur à $250\text{ }\mu\text{m}$. Mélanger les deux fractions dans la cellule de flottation et ajouter 23 g de NaCl en poudre.
- Ajouter un volume de solution de flottation (NaCl 3 M, CAS 0,2g/L) pour atteindre un volume total de liquide de 6 L :
- $6\text{ L} - 0,193\text{ L} - 0,133\text{ L} = 5,7\text{ L}$ (le volume occupé par 600 g de sol sec est évalué à 0,193 L et le volume de l'eau interstitielle dans la fraction $> 250\text{ }\mu\text{m}$ est de 0,102 L) et $5,7\text{L} \times 1,1 = 6,27\text{ kg}$ solution ($5,7 \times 1,1$).

Flottation : adaptation en vue du fonctionnement en continu (banc)

- Les différents temps de conditionnement et de flottation ainsi que les quantités d'acide à ajouter sont décrites ci-après :
- Après chaque flottation déterminer la masse de la quantité de mousse récoltée puis ajouter immédiatement la même masse de solution de flottation dans la cellule pour compléter le volume.

Échantillonnage

- Prendre un échantillon de la solution dans la cellule à la fin de la flottation, ne pas oublier de le filtrer et de l'acidifier.
- Regrouper les quatre premières mousses puis prendre un échantillon pour analyse HAP et calcul des solides totaux.

3. Méthodologie

- Prendre un échantillon de la cinquième mousse pour analyse HAP et calcul des solides totaux.
- Remplir la feuille de flottation
- Ne pas oublier de rincer les cellules de flottations ainsi que les cylindres gradués contenant l'acide à la fin du procédé de flottation.

3.3.4.1.1 Échantillons de contrôle

Les réactions chimiques qu'il pourrait y avoir au sein des cellules sont diverses et inconnues, il a donc été décidé d'effectuer des échantillons blancs ou contrôle à quelques reprises. Pour ce faire, une solution de NaCl 4M avec 0,2 g/L de CAS et un pH égal à 3 a été préparée. Huit L de solution ont été introduits dans les cellules pendant une période de 15 min d'agitation et de 5 min de flottation (débit d'air maximum). Des échantillons de solutions ont ensuite été prélevés pour analyse.

Le pH 3 et le sel ne semblent pas favoriser au-delà des limites détectables, au cours du temps, la solubilisation de métaux de la cellule. Il n'y a en effet pas d'augmentation des concentrations en métaux avec le temps. Les résultats très faibles du 5^{ème} blanc sont certainement dus à une erreur de l'opérateur chargé de prendre l'échantillon.

Au vu des résultats du tableau 3.2, l'apport de plomb par les cellules de flottation dans la solution de flottation a été considéré comme négligeable. Il n'a donc pas été nécessaire de corriger les résultats d'analyse obtenus.

3. Méthodologie

Tableau 3.2 Résultats obtenus pour les blancs de flottations lors d'échantillons contrôles pris dans les cellules de flottation

Blanc	Concentration (mg/L)											
	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
1	36,7	0,55	<0,004*	0,74	31,5	292	2,52	<0,001*	<001*	1,73	<0,07*	3,35
2	3,84	<0,04*	<0,004*	<001*	26,5	298	1,59	<0,001*	<001*	<0,02*	<0,07*	1,05
3	6,93	<0,04*	<0,004*	0,34	27,4	295	1,65	<0,001*	<001*	<0,02	<0,07*	7,32
4	4,15	<0,04*	<0,004*	0,29	26,4	47,0	0,80	0,53	<001*	2,34	<0,07*	0,95
5	0,60	<0,04*	<0,004*	0,02	1,32	3,00	0,05	<0,001*	0,10	0,07	<0,07*	0,12

* Limite de détection

3. Méthodologie

- Un échantillon de sol à être flotté supérieure à 250 μm doit être prélevé entre chaque attrition suivant la méthode décrite dans le protocole d'attrition du sol avant traitement. Celui-ci doit être rincé abondamment à l'eau claire;
- La pulpe est ensuite tamisée sur le tamis 250 μm . Le liquide ainsi que la fraction inférieure à 250 μm sont décantés dans le décanteur 1 pendant 30 min en présence de Percol E10 (0,02g/L) et de FeCl_3 (0,2 g/L). Les boues générées seront soit flottées soit considérées comme déchet organique suivant les résultats des analyses en cours. Le surnageant est recirculé dans l'étape 1 du procédé;
- La fraction inférieure à 250 μm sera recombinée avec la fraction supérieure à 250 μm attritée dans les proportions indiquées sur le protocole de flottation, cependant, les deux fractions sont gardées séparées jusqu'à l'étape de flottation.

3.3.4.3 Attrition simultanée des fractions comprises entre 2 et 5 mm et entre 250 μm et 2 mm

Ces fractions sont attritées ensemble et en même temps. On vise ainsi à réduire la granulométrie moyenne des scories résiduelles par un brassage plus vigoureux. Celles-ci pourront alors être entraînées dans les boues d'attrition. Deux types d'attrition avec les fractions 250 μm -2 mm et 2-5mm. Le schéma suivi dans les deux cas est présenté à la Figure 3.14.

3. Méthodologie

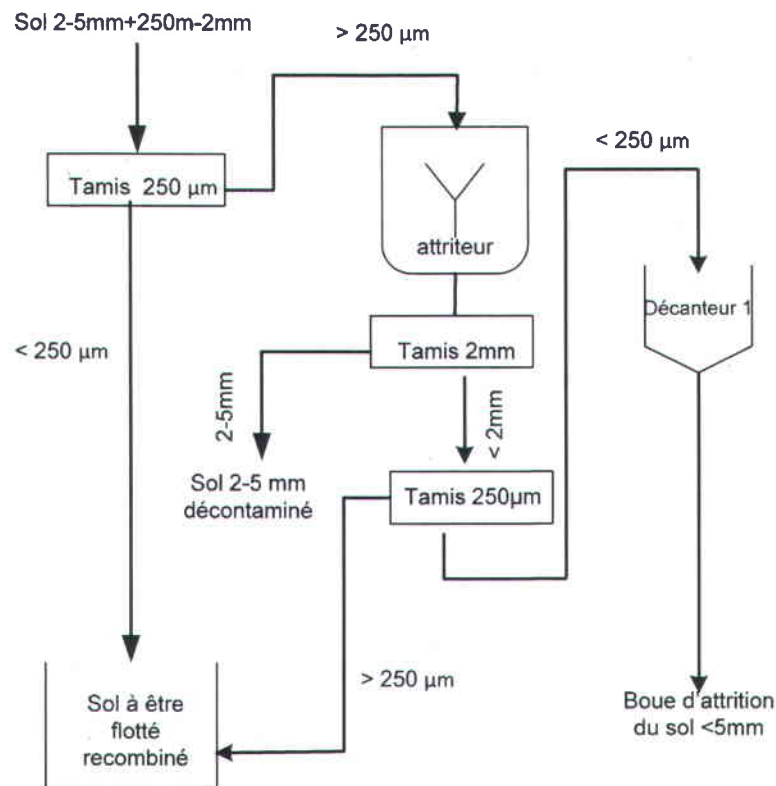


Figure 3.14 Schéma d'attrition simultanée des fractions comprises entre 2 mm et 5 mm et entre 250 µm et 2 mm

Le protocole suivi est le suivant:

- Les fractions de sol entre 250 µm-2 mm et 2-5mm sont mélangées dans les proportions variables selon les essais (40:60 et 70:30);
- La fraction supérieure à 250 µm ainsi créée est attritée à hauteur de **20** ou **30% p/p** dans de l'eau recirculée contenant 0,2 g/L de CAS, ceci durant x fois 20 min (1, 3 ou 4);
- Entre chaque attrition, les eaux sont récupérées puis passées sur le tamis 250 µm. La fraction supérieure à 250 µm est redispesée dans l'attriteur, la solution contenant la fraction inférieure à 250 µm est déposée dans le décanteur 1;
- Un échantillon de sol à être flotté supérieure à 250 µm doit être prélevé entre chaque attrition suivant la méthode décrite dans le protocole d'attrition du sol avant traitement. Celui-ci doit être rincé abondamment à l'eau claire;

3. Méthodologie

- La pulpe est ensuite tamisée sur tamis 2 mm;
- La fraction >2 mm est décontaminée;
- La fraction <2 mm est ensuite tamisée sur le tamis 250 μm . La fraction >250 μm passe à l'étape suivante. Le liquide ainsi que la fraction inférieure à 250 μm sont décantés dans le décanteur 1 pendant 30 min en présence de Percol E10 (0,02g/L) et de FeCl_3 (0,2 g/L). Les boues générées seront soit flottées soit considérées comme déchet organique suivant les résultats des analyses en cours. Le surnageant est recirculé dans l'étape 1 du procédé;
- La fraction inférieure à 250 μm sera recombining avec la fraction supérieure à 250 μm attritée dans les proportions indiquées sur le protocole de flottation, cependant, les deux fractions sont gardées séparées jusqu'à l'étape de flottation.

3.3.4.4 *Rinçage et déshydratation des sols < 2 mm traités*

Une fois l'étape de flottation avec CAS effectuée sur la fraction des sols < 2 mm, celle-ci est considérée décontaminée. A la sortie de la cellule de la flottation les solutions de sols (10% de ST (p/p) dans une pulpe de 3M NaCl) sont stockées en attente de l'étape de rinçage et de déshydratation. En effet, il est nécessaire que la concentration résiduelle en NaCl au sein de cette fraction soit proche de celle présente avant traitement. Ceci afin de ne pas dénaturer les caractéristiques chimiques du sol.

Lorsque les conditions optimales de traitement se sont dessinées, les sols ont été regroupés après 12 flottations soit 7,2 kg de sol <2 mm traité (certains essais ont cependant été effectués après 9 flottations soit 5,4 kg de sol), ceci afin de disposer de suffisamment de sol < 250 μm pour remplir une chambre de filtration sur le filtre presse utilisé.

La Figure 3.15 présente le schéma suivi lors des étapes de séparation, rinçage et déshydratation de la fraction de sol considérée.

3. Méthodologie

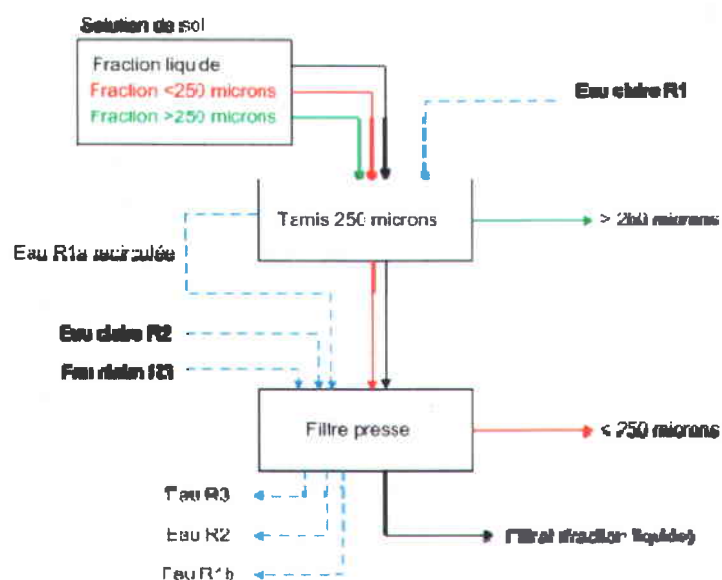


Figure 3.15 Schéma de principe des étapes de séparation, rinçage et déshydratation des fractions < 2 mm après traitement

3.3.4.4.1 Rinçage de type base

Le premier type de rinçage de base expérimenté suit le schéma présenté à la Figure 8.13. La pulpe est passée sur le tamis Sweco 250 μm . La solution de sol contenant la fraction < 250 μm est récupérée dans une chaudière. La fraction > 250 μm est rincée à l'eau claire (R1), grâce à un arrosoir, directement sur le tamis. L'eau de lavage R1 sortie tamis (R1a) est récupérée dans une chaudière. Le sol est récupéré séché à l'étuve à 60°C puis analysé (HAP, Pb et NaCl).

La solution de sol contenant la fraction < 250 μm est pompée dans le filtre presse. Le filtrat est récupéré, celui-ci ne contient plus aucune particule de sol et est acheminé vers un réservoir en attente de précipitation du plomb qu'il contient. Une fois le plomb précipité, la solution pourra être recirculée, celle-ci contenant encore 3 M de NaCl.

Les sols < 250 μm sont donc séparés de la solution de sol rincés puis déshydratés sur filtre-pressé Poly-Press. Étant donné le temps nécessaire pour accumuler du sol < 2 mm traité et prêt à être rincé, une seule chambre de filtration a été utilisée durant les essais. La surface de filtration est de 0,224 m^2 pour un volume total de $2,24 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3$. Le filtre presse est alimenté par une pompe diaphragme. Le filtre-pressé est soumis pour sa part à une pression de 8000 Psi. La capacité du filtre-pressé (kg sec/h/m^2) n'a pas pu être définie étant donné les temps de filtration non représentatifs. En effet, l'alimentation du

3. Méthodologie

filtre-presse par une pompe à diaphragme moyennement adaptée engendrait des temps de filtration très variables. Ceci étant principalement au fonctionnement relativement précaire de la pompe.

Le gâteau présent dans la chambre du filtre-presse est rincé par la fraction R1a puis par les fractions d'eau claire R2 et R3. Pour ce type de rinçage, les fractions R2 et R3 sont similaires. Toutes les eaux de rinçages sont récupérées puis jetées à l'égout après analyse de leur concentration en NaCl. Le gâteau est ensuite séché à l'air comprimé durant 15 min environ puis récupéré, séché à l'étuve à 60°C et analysé (HAP, Pb et NaCl).

3.3.4.4.2 Rinçage de type α

Une variante du rinçage de base a donc été mise en place: le rinçage α . Celui-ci est similaire au rinçage de base à cela près que les fractions d'eau claire R2 et R3 ont été diminuées. Celui-ci a également été effectué sur le sol TR23A dans le but de comparer son efficacité avec le rinçage type base.

3.3.4.4.3 Rinçage de type β

Le rinçage de type β est similaire au rinçage de type α excepté en ce qui concerne la composition de la fraction R2. Dans le rinçage de type α , la fraction R2 est constituée d'eau claire alors que dans le rinçage de type β , celle-ci est composée d'un mélange des fractions R2 et R3 récupérées après le rinçage précédent. Le volume excédentaire sera traité en tant qu'effluent salé. Par expérience, il a été constaté que la fraction R1 ne peut être recyclée car cette dernière est trop chargée.

La séparation du sol traité inférieur à 2 mm de la solution de sol récupérée après flottation et le rinçage du sol FS se font en deux étapes distinctes.

Préparation de la solution de sol à séparer et à rincer:

- Regrouper trois chaudières de solution de sol, ayant subi des conditions de flottation identiques, dans une seule chaudière.
- Commencer le remplissage d'une feuille de rinçage en indiquant la date, les essais regroupés ainsi que la quantité de sol sec théoriquement présente dans la chaudière.

Étape 1: séparation et rinçage de la fraction > 250 μ m sur le tamis Sweco

- Rincer l'arrosoir et y introduire la quantité d'eau claire appropriée: R1.
- Mettre en route le tamis. Passer la solution de sol sur le tamis 250 μ m et récupérer la solution de sol < 250 μ m dans une chaudière.

3. Méthodologie

- Rincer le sol $> 250 \mu\text{m}$ sur le tamis à l'aide de l'arrosoir. Verser doucement sur le sol idéalement regroupé au centre du tamis. S'aider de ses mains si nécessaire. Récupérer l'eau de rinçage R1a (contenant une certaine quantité de sol) dans une chaudière. Prélever un échantillon de R1a dans un vial.
- Récupérer le sol sur le tamis, peser puis mettre à l'étuve à 60°C . Une fois sec, prendre un échantillon pour digestion et analyse HAP.

Étape 2: séparation et rinçage de la fraction $< 250 \mu\text{m}$ sur le filtre-presse Polypress

- Préparer deux chaudières l'une contenant la quantité d'eau recirculée appropriée R2 et l'autre contenant la quantité d'Eau claire appropriée R3.
- Emmener l'ensemble des chaudières près du filtre-presse. Mettre en route le compresseur.
- S'assurer que les toiles du filtre-presse soient propres (une seule chambre de filtration est utilisée dans notre cas). Fermer la vis de purge située à droite du mécanisme de mise sous pression. Pomper pour atteindre une pression de 8 000 psi.
- S'assurer que les vannes du système soient dans la position de la figure 3.16

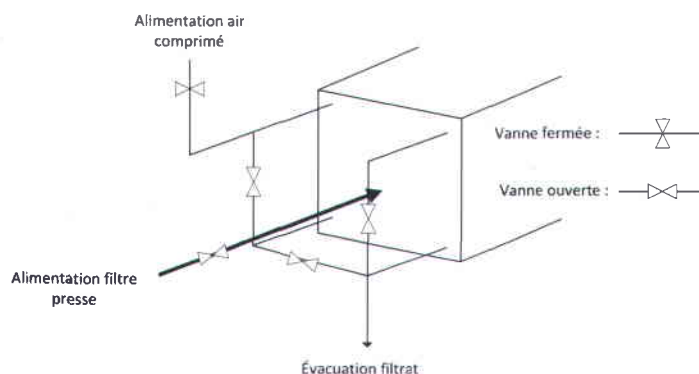


Figure 3.16 : Position des vannes du filtre-presse lors de l'étape de filtration

- Ouvrir la vanne d'alimentation d'air de la pompe à diaphragme. Pomper l'équivalent d'un évier d'eau claire pour rincer la tuyauterie ainsi que les toiles. Récupérer l'eau dans une chaudière. Une fois le volume d'eau passé, récupérer un échantillon « blanc filtre-presse » dans la chaudière.

3. Méthodologie

- Pomper la solution de sol < 250 μm . Récupérer le filtrat dans une chaudière et prendre un échantillon «filtrat filtre-presse». Verser le contenu de la chaudière dans le réservoir «en attente de précipitation».
- Pomper l'eau de rinçage R1a. Récupérer l'eau R1b dans une chaudière et prendre un échantillon « R1b ».
- Pomper l'eau de rinçage R2. Récupérer l'eau dans une chaudière et prendre un échantillon R2
- Pomper l'eau de rinçage R3. Récupérer l'eau dans une chaudière et prendre un échantillon R3.
- Regrouper les eaux R2 et R3 dans le bassin violet et prendre un échantillon.
- Couper la vanne d'alimentation d'air de la pompe et positionner les vannes du système de la façon suivante:

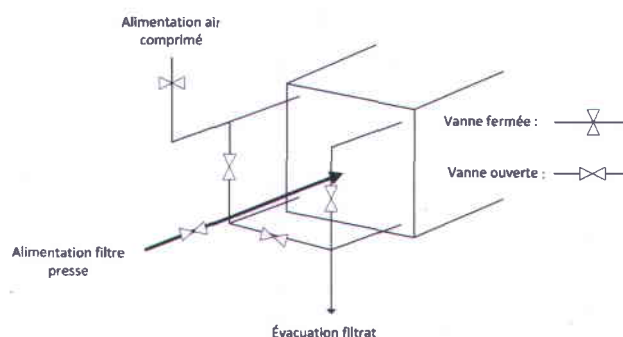


Figure 3.17 : Position des vannes du filtre-presse lors de l'étape de déshydratation

- Ouvrir la vanne d'alimentation d'air du filtre-presse afin de sécher le gâteau pendant environ 1 heure.
- Récupérer le gâteau, peser puis mettre à l'étuve à 60°C. Une fois sec, prendre un échantillon pour digestion et analyse HAP.

3. Méthodologie

Il est important d'attendre environ 5 min entre chaque rinçage afin de récupérer l'ensemble de l'eau de rinçage. L'échantillon doit être pris dans la chaudière une fois ce délai écoulé.

3.3.5 Traitement des effluents et des mousses provenant de la flottation avec CAS du sol < 2 mm

La centrifugeuse utilisée au cours des essais est de marque « Pieralisi » et de type « Baby 1 ». Celle-ci peut fonctionner de manière continue et traiter jusqu'à 1 m³ par heure. Cependant, le délai nécessaire à l'accumulation d'un volume de mousse suffisant n'a pas permis d'utiliser cet appareil dans des conditions continues. Des essais de centrifugation ont donc été mis en place tous les 3 à 7 jours de travail environ selon le nombre d'essais effectués, le volume moyen de mousses accumulé avant un essai étant d'environ 250 litres.

Les paramètres de la centrifugeuse ont été adaptés à la pulpe à traiter, cette dernière contenant entre 0,16 et 0,80% de solides totaux. La vitesse différentielle a été fixée à 3 RPM (rotation par minute), le couple entre 2 et 3 RPM pour une vitesse de rotation du bol de 6768 tr/min et un débit d'alimentation de 4,05 L/min fournit par une pompe centrifuge adaptée.

3.3.5.1 *Rinçage du gâteau issu de la centrifugation des mousses*

L'essai de rinçage du gâteau issu de la centrifugation des mousses a été mis en place avec un gâteau obtenu après traitement de la fraction <2 mm du sol TR23A (solution de flottation 3M) et a considéré un rinçage unique, double et triple. Le gâteau a été mélangé à l'aide d'un agitateur avec l'eau de rinçage dans un contenant adéquat pendant 5 min, puis une partie de la pulpe a été passée sur filtre Whatman 935 par l'intermédiaire d'une pompe à vide. Le gâteau récupéré a été séché à l'étuve 60°C puis analysé.

Le protocole détaillé est le suivant :

Prises d'échantillon:

- Si un essai contient quatre flottations, quatre chaudières de mousse y sont récupérées. Les chaudières 1, 2, 3 et 4 sont mélangées ensemble et un échantillon de 100 ml minimum y est pris.
- Après trois essais, trois échantillons de mousse des flottations sont récupérés.

Rinçage des mousses:

3. Méthodologie

- Les trois échantillons de mousse des trois différents essais sont mélangés ensemble. Prendre un échantillon de 100 g.
- Prendre la masse du filtre ainsi que du support
- Passer sur le filtre approprié un échantillon de 100 g. Commencer par le surnageant et finir par le solide. Il est important de faire au moins trois rinçages de 20 ml d'eau distillé sur le gâteau se formant sur le filtre.
- Mettre les filtres et les gâteaux formés dans l'étuve à 60°C
- Déterminer la masse du sol sec et la reporter sur la feuille « ST des mousses ».

3.3.5.2 *Précipitation chimique du plomb*

Les effluents correspondant au filtrat du filtre-presse et ceux correspondant au filtrat de centrifugation ont été traités de manière séparée dans deux réservoirs différents. Ceci permettant de quantifier le plomb soluble se retrouvant dans les mousses et celui se retrouvant dans la solution de sol. Par ailleurs, les concentrations en plomb plus ou moins élevées dans les effluents, en fonction des sols considérés, sont directement reliées à la quantité de plomb présente dans la fraction traitée.

Dans les deux cas, la précipitation des hydroxydes de plomb a lieu lors de l'augmentation de pH induite par l'ajout d'une certaine quantité de solution d'hydroxyde sodium (NaOH) 10 M. Pour ce faire, le réservoir considéré est maintenu sous agitation grâce à une pompe submersible et la solution de NaOH est introduite de manière progressive jusqu'à l'obtention du pH désiré. Une fois le pH atteint, la pompe sub est arrêtée et la solution est décantée durant 10 à 15 min avant la prise d'échantillon.

3.3.5.3 *Séparation physique du plomb de l'effluent salé*

Suite à l'étape de précipitation du Pb, les effluents sont filtrés sous pression par l'intermédiaire d'un filtre «Denver filter pressure». Celui est composé d'un réservoir cylindrique d'une quinzaine de litre. À la base de celui-ci, un filtre en papier Whatman de 24 cm de diamètre est placé au dessus d'une bande de tissu de même diamètre elle-même apposée sur un grillage de 2 mm de maillage. Une fois fermé, l'arrivée d'air est branchée directement sur le couvercle et permet d'appliquer une pression de 70 psi. Le liquide s'échappe alors par la base du filtre puis est récolté dans un contenant prévu à cet effet. Une fois l'ensemble du liquide filtré, le «Denver filter pressure» est ouvert et les boues issues de la précipitation (Résidu Dangereux de Plomb: RDPb) sont récoltées sur le filtre papier puis séchées à l'étuve à 60°C avant d'être quantifiées puis analysées.

3.4 Analyse technico-économique

Un progiciel a été élaboré sur chiffrier Excel afin d'évaluer le coût unitaire de traitement de sols contaminés par des métaux et des HAP. Les coûts de la plupart des équipements de génie ont été trouvés sur le site web d'une compagnie américaine spécialisée en design d'équipement de génie chimique (Matches, 2009). Le prix des autres équipements ont été pris dans les données de l'équipe de recherche et concernent des prix obtenus au cours des cinq dernières années.

Le Tableau 2.12 présente l'ensemble des paramètres principaux qui sont pris en compte par le progiciel. Ce Tableau montre les paramètres d'exploitation de base, les paramètres de marché, les paramètres de capitalisation, les paramètres des coûts directs d'opération, les paramètres des coûts indirects et généraux et les paramètres des revenus d'exploitation. La consultation des données permet de constater qu'aucun paramètre n'est laissé de côté mais seule la modélisation de plusieurs exemples permet vraiment de rendre compte de l'effet des principaux paramètres. L'étude économique sera utilisée tout au long du rapport pour évaluer l'effet des principaux paramètres techniques et économiques sur le coût unitaire de traitement.

3. Méthodologie

Tableau 3.3 Paramètres d'évaluation technico-économique

Items	Unités	Code	Valeurs
Paramètres d'exploitation de base			
Période d'opération	jrs/an	FJOA	180
Capacité de traitement de l'usine	t.m./h	FCAJ	10
Nombre d'heures d'opération par jour	h/jr	FNHO	24
Facteur d'efficacité d'opération	%	FEFF	80
Densité du sol	kg/L	FDEN	2,7
Paramètres de marché			
Taux d'inflation annuel	%/an	FINF	2,0
Taux d'intérêt annuel	%/an	FINT	6,0
Taux d'escompte annuel	%/an	FTES	8,0
Imposition sur le revenu	%	FIMP	30
Taux d'échange	\$US/\$Can	FTAC	1,10
Marshall and Swift Equipment Cost Index	4th Q - 2008	MSECI	1487,2
Paramètres de capitalisation			
Frais d'installation et isolation des équipements	% équipements livrés	FIIE	10
Frais d'instrumentation et de contrôle	% équipements livrés	FICE	2,5
Frais de conduites et tuyauterie	% équipements livrés	FCTY	7,5
Frais du système électrique	% équipements livrés	FSSEL	3,5
Frais des bâtiments de procédés et de services	% équipements livrés	FBPS	5
Frais d'aménagement du terrain	% équipements livrés	FATE	0
Frais de facilités et services	% équipements livrés	FFSE	12,5
Frais d'acquisition du terrain	% équipements livrés	FACT	0
Frais d'ingénierie et supervision	% équipements livrés	FDIN	7,5
Frais de dépenses de construction	% équipements livrés	FDCO	7,5
Frais de gestion de la construction	% capital	FGCO	1,5
Frais contingents	% capital	FCON	15
Période d'amortissement	années	FAMO	10
Durée de vie moyenne des équipements	années	FVIE	10
Fonds de roulement	mois d'opération	FROP	1
Gestion de l'inventaire	mois d'opération	FGIN	3
Paramètres des coûts directs d'opération			
A. Matériaux bruts (produits chimiques)			
1. Acide sulfurique (H ₂ SO ₄ 93%) (P.M. 98.06 g/mole)	\$US/kg H ₂ SO ₄ (100%)	FCPA	0,100
2. Surfactant CAS	\$US/kg CAS (100%)	FCPB	2,000
3. Chlorure de sodium (NaCl 100%) (P.M. 58.45 g/mole)	\$US/kg NaCl (100%)	FCPC	0,100
4. Hydroxyde de sodium (NaOH 450 g/L) (P.M. 40.00 g/mole)	\$US/kg NaOH (100%)	FCPD	0,600
5. Chlorure ferrique (FeCl ₃ 32%, 11% Fe) (P.M. 162.2 g/mole)	\$US/kg FeCl ₃ (100%)	FCPE	0,500
6. Polymère (Magnafloc 10)	\$US/kg polymère (100%)	FCPF	7,000
B. Main-d'œuvre d'opération			
Coût unitaire de la main-d'œuvre	\$US/h	FTMO	25,0
Frais de main d'œuvre d'entretien et réparation	% M.O. opération	FSUB	40
C. Utilités			
1. Coût unitaire de l'énergie électrique	\$US/kWh	FCUE	0,060
2. Coût unitaire de l'eau de procédé	\$US/m ³	FEAU	0,50
3. Coût unitaire du carburant (diesel)	\$US/L	FPDI	0,70
4. Coût unitaire de transport et disposition de déchets réguliers	\$US/t.m.	FTDR	60
5. Coût unitaire de gestion de déchets dangereux métalliques	\$US/t.m.	FTDS	150
6. Coût unitaire de gestion de déchets dangereux organiques	\$US/t.m.	FTDD	150
7. Coût de disposition de l'eau en surplus	\$US/t.m.	CDES	3
D. Entretien et réparation			
Frais d'entretien et de réparation	% capital/an	FMAI	1,00
E. Matériaux courants			
Frais des matériaux courants	% capital/an	FMCO	0,75
F. Frais de laboratoire			
Frais de laboratoire	% M.O. opération	FLAB	15
Paramètres des coûts indirects et généraux			
Salaires personnel administratif	% M.O. opération et entretien	FSAD	15
Frais généraux et administratifs	% M.O. total	FADM	20
Assurances et taxes	% capital/an	FASS	1,50
Redevances	\$US/tpt	FCUR	3,0
Paramètres des revenus d'exploitation			
Contrat de décontamination	\$/tst	FNIS	200

3. Méthodologie

3.5 Méthode analytique

Les contaminants suivis pour les sols traités dans le cadre de ce projet concernent les métaux (Pb) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Le suivi des contaminants dans le présent projet s'est fait, durant les huit mois qu'ont duré les essais, en fonction du dépassement des normes du MDDEP et du CCME.

3.5.1 Préparation des échantillons

Dans le cas des échantillons solides une certaine préparation est requise avant leur extraction et/ou digestion. Les sols sont préalablement séchés à 60°C puis riflés et finalement broyés sur une Pulverisette 6 modèle Fritz dans le cas des échantillons inférieurs à 2 mm. Les échantillons supérieurs à 2 mm sont seulement séchés et riflés. Si l'échantillon était contaminé en sel, comme les mousses par exemple, un rinçage à l'eau préalable au séchage est effectué.

3.5.2 Suivi des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les HAP font partie des contaminants qui sont suivis tout au long des essais.

3.5.2.1 *Extractions liquide-solide*

Les HAP sont dosés dans les sols par des extractions de type Soxhlet en utilisant le dichlorométhane comme solvant. La méthode suivie est celle du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2002). Les HAP contenus dans les extraits obtenus sont quantifiés par l'intermédiaire d'un appareil de chromatographie en phase gazeuse (GC) de type Perkin Elmer 500 sur une colonne VF-5MS-FS (diamètre de 0,25 mm, longueur de 30 mètre et épaisseur de 0,25 microns) couplée à un spectromètre de masse capable d'opérer pour des masses m/z comprises entre 50 et 450. La température de la colonne GC est programmée de la façon suivante: la température est tout d'abord fixée à 80°C durant 2 minutes, ensuite celle-ci est élevée jusqu'à 220°C avec une vitesse de chauffe de 15°C/min puis jusqu'à 320°C avec une vitesse de chauffe de 5°C/min. La température de 320°C est conservée durant 5 minutes. La température d'injection est maintenue quant à elle à 250°C. Le gaz utilisé est de l'hélium injecté dans la colonne avec un débit de 2 ml/min. Les données du GC-MS utilisées sont indiquées au Tableau 3.4. Un total de quinze HAP différents sont suivis par GC-MS et sont présentés dans le Tableau 3.5.

3. Méthodologie

Tableau 3.4 **Fiche technique du GC-MS**

Modèle du GC-MS	Clarus 500
Fabricant	PerkinElmer Inc. (www.perkinelmer.com)
Colonne	Colonne capillaire Factor Four VF-5ms (Part No. CP8944)
Fabricant de la colonne	Varian, Inc. (www.varianinc.com)
Dimensions de la colonne	30 m × 0,25 mm ID + 10 m EZ-Guard
Df	0,25

3. Méthodologie

Tableau 3.5 Données concernant les HAP analysés

HAP	Masse moléculaire (g/mole)	Temps de rétention approximatif (min)
Naphtalène-d8 *	136	6,02
Naphtalène	128	6,05
Acénaphthylène	152	8,58
Acénaphène	153	8,87
Fluorène	166	9,71
Phénanthrène-d10 *	188	11,23
Phénanthrène	178	11,27
Anthracène-d10 *	188	11,32
Anthracène	178	11,36
Fluoranthène	202	13,62
Pyrène	202	14,17
Benzo(a)anthracène	228	17,84
Chrysène	228	17,96
Benzo(bjk)fluoranthène†	252	21,79
Benzo(a)pyrène	252	22,88
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	276	26,77
Dibenzo(a,h)anthracène	278	26,93
Benzo(ghi)pérylène	276	27,61

* Standard de recouvrement.

Selon le mode opératoire développé par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) (Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec) l'échantillon de sol séché à 60°C (~ 2 à 10 g), est placé au sein de la cartouche d'extraction adaptée au système d'extraction en place au laboratoire.

Par reflux, maintenu à 60°C durant 24 h, les HAP sont solubilisés au sein d'un volume total compris entre 25 et 300 ml de dichlorométhane (EMD™) selon le système d'extracteur utilisé. En effet trois grandeurs sont utilisées pour effectuer les extractions : les petits extracteurs d'un volume de 25 ml permettant d'analyser une masse de 1g de sol, les extracteurs moyens d'un volume de 100 ml permettant d'analyser une masse de 5g de sol et des gros extracteurs d'un volume de 300 ml permettant d'analyser une masse de 10g de sol. Les échantillons très contaminés comme les mousses ou boues sont extraits dans les petits extracteurs. Les extraits, ainsi recueillis, sont concentrés ou non à l'aide d'un évaporateur rotatif, selon les teneurs en HAP des extraits. L'échantillon obtenu est stocké à 4°C à l'abri de la lumière avant d'être analysé par GC-MS.

3. Méthodologie

Pour chaque groupe d'expériences entrepris, un contrôle est effectué en extrayant les HAP d'un sol de référence (BCR no. 524 obtenu de *Institute for Reference Materials and Measurements*). Un étalon de recouvrement (Anthracène D-10 ou pyrène D-10 obtenus chez Supelco) est également introduit afin d'évaluer le rendement de chaque extraction.

3.5.3 Suivi des métaux

Les métaux ont également été suivis lors des différentes étapes du procédé. Le Pb dépassait les normes et le Na était suivi plus particulièrement en raison de son ajout au moment de la flottation.

3.5.3.1 Suivi des métaux solubles dans les échantillons liquides

Pour faire le suivi des métaux en milieu liquide, les échantillons (20 ml) sont d'abord filtrés sur un filtre 934 puis acidifiés à 5% HNO_3 le plus vite possible suite à leur prélèvement. Ils peuvent alors être dosés grâce à un spectromètre d'absorption atomique (AA) ou grâce à un spectromètre d'émission atomique par plasma à couplage inductif (ICP-AES).

3.5.3.2 Suivi des métaux dans les sols

Pour déterminer les métaux présents dans le sol, une digestion en milieu acide est requise afin de faire passer les métaux en solution. Cette dernière a été effectuée dans un appareil *DigiPREP* de SCP Science selon la méthode de digestion des sols EPA 3050B du MDDEP (CEAEQ, 2003). La lixiviation acide de l'échantillon se fait à 95°C. Ce dernier est placé dans un tube à digestion de 65 ml en polypropylène de classe A. La méthode nécessite des additions multiples de HNO_3 , HCl et H_2O_2 . Les échantillons à analyser sont pesés et digérés dans ces tubes. Un verre de montre en polypropylène (010-500-019) est utilisé pour éviter la contamination de l'échantillon par des éléments extérieurs et pour permettre le fonctionnement à reflux durant la digestion.

Parallèlement à chaque série de digestion, un sédiment de référence CRM est également digéré (PQ-1 (lot #7110C513, CANMET, *Canadian Certified Reference Materials Project* (CCRMP))).

3.5.3.3 Dosage des métaux

Le Pb et le Na sont principalement dosés par absorption atomique (AA). Cet appareil permet de fonctionner avec des matrices hautement chargées en sel. Le modèle est un Varian spectrAA modèle 220FS, calibré de 2,5 à 20 mg/L pour le plomb et de 50 à 400 mg/L pour Na, avec des débits d'air maintenus à 13,5 L/min et d'acétylène opérés à 2 L/min. Dans le cas des échantillons hautement

3. Méthodologie

concentrés en Na, une matrice de 0,3M Na est utilisée dans les étalons et les échantillons sont dilués en conséquence.

Certains échantillons sont dosés sur ICP-AES afin d'avoir un plus grand nombre de métaux. Le dosage s'effectue par spectrophotométrie à émission de plasma induit (ICP-AES) (Méthode EPA 6010 B) sur un appareil *Varian* (modèle *Vista AX CCO Simultaneous ICP-AES*, Palo Alto, CA, USA). Il est alors possible suivre les métaux suivants: Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Si et Zn. Lors des analyses par l'intermédiaire de l'ICP ou de l'AA, des contrôles sont également assurés sur l'ensemble des métaux suivis à l'aide de solutions certifiées obtenues chez SCP Science (Laval, QC, Canada).

3.5.4 Mesures électrochimiques

Le pH est mesuré à l'aide d'un pH-mètre de type Fisher Acumet modèle 915, muni d'un système de mesure double et simultané à deux électrodes.

3.5.5 Solides totaux et MES

Les solides totaux sont déterminés selon la méthode 2540B APHA (1995), les matières en suspension selon la méthode 2540D APHA (1995). En outre, les échantillons ayant subi les étapes du procédé nécessitant un milieu salin sont préalablement rincés afin de ne pas comptabiliser le sel dans le calcul.

PARTIE III: RÉSULTATS ET DISCUSSION

4 GRANULOMETRIE ET GRANULOCHEMIE DES SOLS

Comme il a été signalé précédemment, les sols ont été tamisés de manière humide et la granulométrie a été définie à partir de 10 kg de sols. Les résultats sont présentés pour chaque sol (ceux-ci étant différents pour chaque lot de sol) et les concentrations obtenues correspondent à une extraction et/ou digestion sur un échantillon représentatif de la fraction considérée. Les résultats obtenus après tamisage à sec d'une quantité de sol plus importante ont également été comptabilisés. Ces derniers ont été utilisés pour l'ensemble des calculs au cours du procédé Organometox.

4.1 Sol TR23A

Les Tableaux 4.1 et 4.2 présentent les résultats obtenus pour le sol TR23A. La Figure 4.1 illustre le poids relatif et cumulatif de chaque fraction. Au début du projet, à partir des analyses déjà en mains, il a été décidé de ne présenter que les contaminants dépassant le critère C du MDDEP tout au long du procédé même si plus de HAP et de métaux sont en réalité suivis.

Il est possible d'observer pour ce sol une contamination en HAP au-delà des normes ($340 \text{ mg } \Sigma \text{ HAP /kg sec}$) pour toutes les fractions granulométriques ($1000 \text{ à } 5000 \text{ mg } \Sigma \text{ HAP/kg sec}$ pour les fractions $>20 \text{ } \mu\text{m}$). Les fractions comprises entre 2-5 mm et celle entre 0.5-1 mm sont particulièrement élevées en HAP ($4600 \text{ à } 5100 \text{ } \Sigma \text{ HAP/ kg sec}$). En ce qui concerne le Pb, la contamination se retrouve surtout dans la fraction $<125 \text{ } \mu\text{m}$ avec plus de 3 fois le critère B du Québec pour celle $<20 \text{ } \mu\text{m}$. La majorité du sol est constituée de fractions supérieures à 2 mm soit avec plus de 68% du sol selon le tamisage humide (Figure 4.1). Moins de 7% du sol est $< 53 \text{ } \mu\text{m}$.

4.2 Sol TR23B

Les Tableaux 4.1 et 4.3 présentent les résultats obtenus pour le sol TR23B. La Figure 4.2 illustre le poids relatif et cumulatif de chaque fraction. Le sol TR23B a été le premier sol traité, ce qui explique que toutes les fractions granulométriques ne sont pas détaillées. La contamination est moins importante que pour TR23A. Néanmoins les normes HAP sont dépassées pour toutes les fractions, la contamination la plus importante se retrouvant dans la fraction 1-2 mm ($2000 \text{ mg } \Sigma \text{ HAP/kg sec}$). Le Pb atteint trois fois le critère C du MDDEP dans la fraction inférieure à $20 \text{ } \mu\text{m}$. La composition relative de chaque fraction est semblable à celle de TR23A, avec la majorité des fractions dans le supérieur à 2 mm (46%). Toutefois la quantité de sol inférieure à $53 \text{ } \mu\text{m}$ semble un peu élevée avec 18.8%.

4.3 Sol TR23C

Les Tableaux 4.1 et 4.4 présentent les résultats obtenus pour le sol TR23C. La granulométrie a été effectuée sur 10 kg de sol. La Figure 4.3 illustre les poids relatif et cumulatif de chaque fraction. La contamination en HAP est répartie plus ou moins uniformément dans les fractions supérieures à 20 µm (1500 à 2500 mg Σ HAP /kg sec). La concentration en Pb est également élevée, principalement dans les fractions >125 µm, avec plus de 3 fois le critère C dans la fraction plus grande que 20 µm. La quantité de sol retrouvée dans la fraction plus petite que 20 µm est plus élevée que dans le cas de TR23A et TR23B et représente 15% du sol total. En outre, une grande majorité du sol se retrouve dans les fractions supérieures à 2 mm (55%). Il sera vu dans par la suite comment cela peut influencer le traitement. Il est à noter que dans le cas des granulométries effectuées à sec, les quantités de sol supérieures à 2 mm sont plus grandes que celles retrouvées lors de la granulométrie humide car des particules fines restent collées sur les particules grossières.

Tableau 4.1 **Granulométrie à sec sur les différents sols TR23**

Fractions	Sol TR23A [‡]	Sol TR23B	Sol TR23C***
	Poids relatif (%)		
>25 mm	1,4	0,3*	10,8
25>>5 mm	50,7	0,9*	29,6
5>>2 mm	22,1	50,0	20,3
<2 mm	25,8	48,9	38,4
0,250>>2 mm	15,9	45,5**	35,5
<0,250mm	9,9	3,4**	2,9

[‡] Valeurs obtenues à partir du tamisage de 240 kg de sol.

* Valeur calculée à partir des données concernant les sols TR23.

** Valeurs obtenues à partir du tamisage de 34,8 kg de sol < 2 mm.

*** Valeurs obtenues à partir du tamisage de 200 kg de sol.

4. Granulométrie et granulochimie des sols

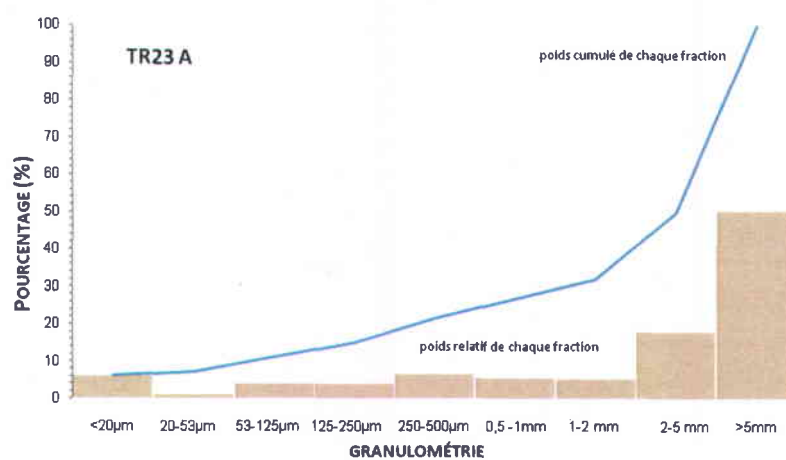


Figure 4.1 Courbe granulométrique du sol TR23A

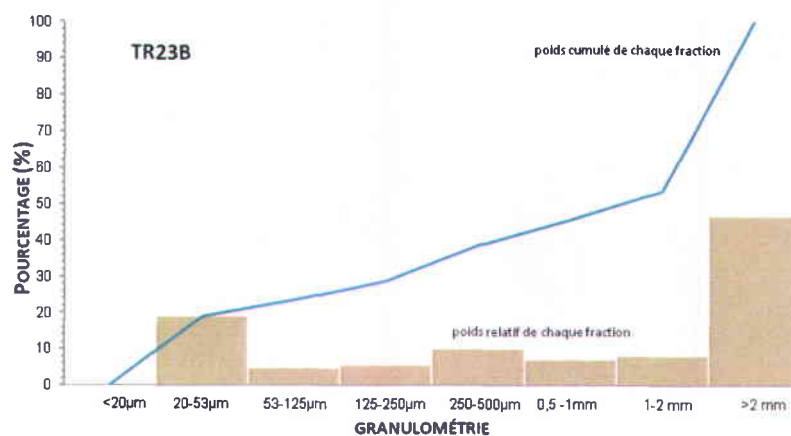


Figure 4.2 Courbe granulométrique du sol TR23B

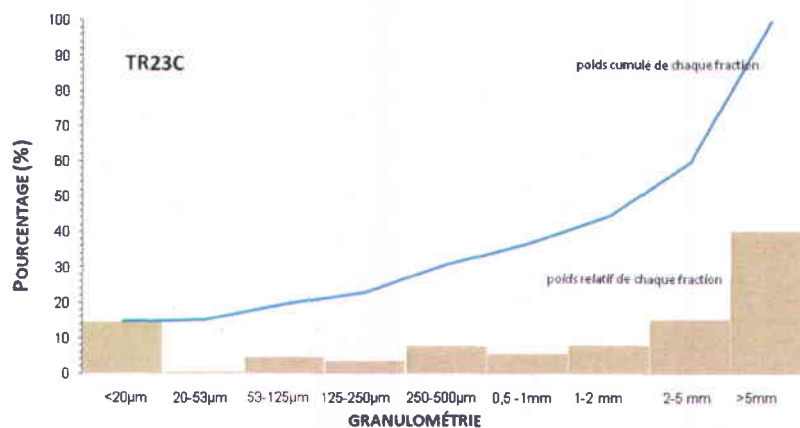


Figure 4.3 Courbe granulométrique du sol TR23C

4. Granulométrie et granulochimie des sols

Tableau 4.2 Concentration (mg/kg) en HAP et Pb de chaque fraction pour le sol TR23A

Fractions	Poids relatif (%)	Concentration (mg/kg sec)											Pb
		PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	
>5 mm	50,3	356	339	244	119	119	189	116	95	45.6	85.9	1898	230
2-5 mm	18,0	624	587	426	13	205	295	186	148	67.1	133.7	2979	312
<2 mm	31,6	278	320	237	113	127	194	121	70	29	63	1232	2466
1-2 mm	5,1	991	1021	752	13	384	556	373	296	114	252	5159	587
0.5-1 mm	5,3	847	944	699	13	350	511	339	271	107	235	4656	843
250-500 µm	6,5	259	300	225	9.2	118	195	108	68	30.1	67.0	1480	899
125-250 µm	3,7	388	469	350	169	175	270	170	144	64.7	126	2482	1365
53-125 µm	3,9	265	351	262	127	135	222	137	117	54.9	107	1892	1941
20-53 µm	1,1	161	223.0	169.7	8.7	90.4	155.0	81.4	0.0	25.3	54.0	1031	1851
<20 µm	6,1	67.09	114.3	92.4	47.1	52.1	95.7	48.4	34.8	21.2	35.4	639.1	3348
Critère C (MDDEP)		50	100	100	10	10	30	10	10	10	10		1000

Tableau 4.3 Concentration (mg/kg) en HAP et Pb de chaque fraction pour le sol TR23B

Fractions	Poids relatif (%)	Concentration (mg/kg)											Pb
		PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	
>5 mm	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2-5 mm	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<2 mm	48,9	145	161	110	54	66	102	61	65	27	47	846	949
1-2 mm	7,3	154	483	357	133	181	297	163	115	36	89	2082	236
0.5-1 mm	6,4	106	311	225	10	118	192	107	75	25	60	1272	333
250-500 µm	9,0	100	197	142	38	84	144	78	56	21	47	931	412
125-250 µm	4,8	56	125	70	38	57	108	50	45	17	42	619	961
53-125 µm	4,2	79	125	75	45	58	96	51	41	10	42	632	967
20-53 µm	17,2	42	69	54	27	31	60	34	26	18	24	395	1070
<20 µm	n.d.	40	48	38	33	34	93	37	36	36	35	448	2786
Critère C (MDDEP)		50	100	100	10	10	30	10	10	10	10		1000

4. Granulométrie et granulochimie des sols

Tableau 4.4 Concentration (mg/kg) en HAP et Pb de chaque fraction pour le sol TR23C

Fractions	Poids relatif (%)	Concentration (mg/kg)											
		PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
>5 mm	40,2	219	225	165	4	82	140	71	51	15	40	1013	471
2-5 mm	15,3	548	576	394	3	182	294	173	149	42	126	2488	490
<2 mm	44,5	377	447	328	40	157	288	153	95	34	97	2015	1046
1-2 mm	7,9	375	455	337	12	164	303	153	118	40	95	2052	628
0.5-1 mm	5,7	707	795	583	15	280	509	260	195	61	153	3558	883
250-500 µm	7,9	209	257	184	83	84	148	91	n.d.	7	65	1127	1167
125-250 µm	3,4	199	244	191	12	96	181	91	75	28	57	1175	464
53-125 µm	4,4	180	289	215	114	117	304	205	284	95	191	1994	2325
20-53 µm	0,6	186	344	256	128	136	212	115	86	32	74	1568	2945
<20 µm	14,5	42	90	69	36	38	71	42	41	21	37	486	3489
Critère C (MDDEP)		50	100	100	10	10	30	10	10	10	10		1000

4.4 Sol TR29A

Les Tableaux 4.5 et 4.6 présentent les résultats obtenus pour le sol TR29A. La Figure 4.4 illustre le poids relatif et cumulatif de chaque fraction. Les résultats mettent en avant une concentration en HAP très faible dans les fractions inférieures à 53 μm (moins de 30 mg Σ HAP /kg sec). Toutefois les fractions 53-125 μm et 125-250 μm sont énormément contaminées avec plus de 14 000 mg Σ HAP/kg sec. La fraction comprise entre 250 μm et 2 mm présente une contamination relativement élevée avec plus de 3 000 mg Σ HAP/kg sec. Le Pb se retrouve dans les fractions inférieures à 250 μm (1 600 à 3 600 mg Pb/kg sec). Ici la répartition granulométrique est plus ou moins régulière pour les fractions supérieures à 250 μm . Une faible quantité de sol est inférieure à 250 μm (moins de 8% dans le cas du tamisage humide et 2% dans le cas du tamisage sec). Il s'agit donc essentiellement d'un sol avec peu de fines avec une contamination en HAP ou en métaux importante dans chacune des fractions.

4.5 Sol TR29B

Le Tableaux 4.5 et 4.7 présentent les résultats obtenus pour le sol TR29B. La Figure 4.5 illustre le poids relatif de chaque fraction. La contamination en HAP est importante dans toutes les fractions (2 800 à plus de 8 500 mg Σ HAP/kg sec). Comme pour les autres sols, la contamination en Pb se retrouve dans les fractions plus fines et plus précisément dans la fraction inférieure à 125 μm . La répartition granulométrique est semblable à celle de TR29A, avec une majorité des sols entre 250 μm et 2 mm (autour de 60%).

4.6 Sol TR29C

Les Tableaux 4.5 et 4.8 présentent les résultats obtenus pour le sol TR29C. La Figure 4.6 illustre le poids relatif et cumulatif de chaque fraction. La contamination en HAP est de 1 000 à 2 000 mg Σ HAP/kg sec avec un pic à 10 000 mg HAP/kg sec pour les HAP dans la fraction entre 250-500 μm . Le Pb est toujours dans les fractions les plus fines avec 3 fois le critère C dans le plus petit que 20 μm . Ici encore, il y a peu de fines, avec moins de 5% du sol total dans les fractions inférieures à 53 μm et plus de 90% du sol plus ou moins réparti également dans les fractions supérieures à 250 μm .

4. Granulométrie et granulochimie des sols

Tableau 4.5 Granulométrie à sec sur les différents sols TR29

Fractions	Sol TR29A*	Sol TR29B*	Sol TR29C*
	Poids relatif (%)		
>25 mm	3,0	7,2	±8,0
25>>5 mm	18,0	16,0	12,4
5>>2 mm	11,4	12,5	13,7
<2 mm	68,1	63,3	61,0
0,250>>2 mm	66,1	63	54,9
<0,250mm	2,0	0,8	6,1

* Valeurs obtenues à partir du tamisage de 200 kg de sol.

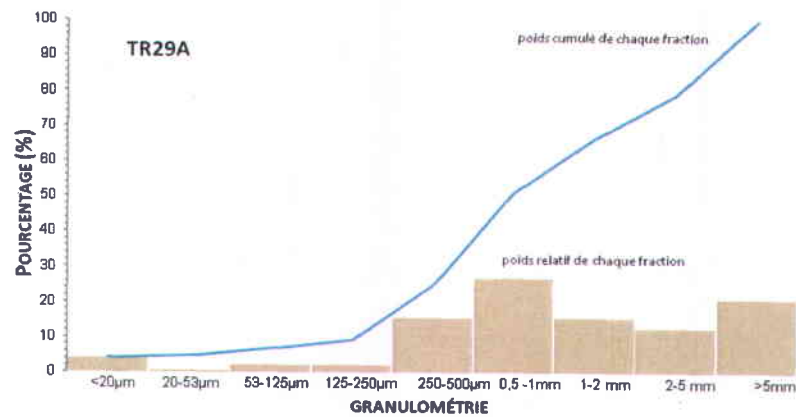


Figure 4.4 Courbe granulométrique du sol TR29A

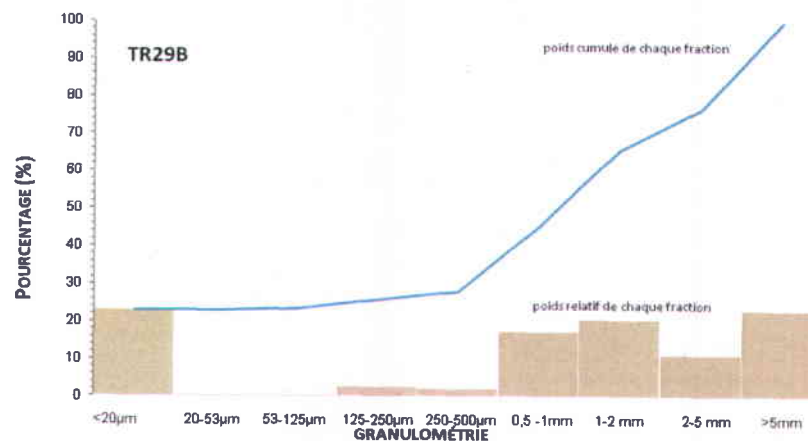


Figure 4.5 Courbe granulométrique du sol TR29B

4. Granulométrie et granulochimie des sols

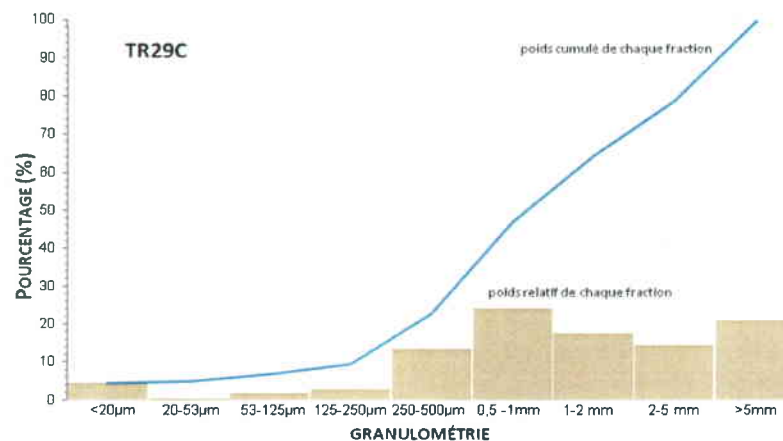


Figure 4.6 Courbe granulométrique du sol TR29C

Tableau 4.6 Concentration (mg/kg) en HAP et Pb de chaque fraction pour le sol TR29A

Fractions	Poids relatif (%)	Concentration (mg/kg)											Σ HAP	Pb
		PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR			
>5 mm	21	269	219	160	2	79	131	80	48	12	35	1035	272	
2-5 mm	12,6	650	568	392	203	192	414	273	271	109	262	3335	193	
<2 mm	66,4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-	
1-2 mm	15,3	1004	849	621	7	323	487	297	177	59	137	3962	221	
0.5-1 mm	26,6	616	593	432	208	200	302	201	375	16	135	3077	190	
250-500 µm	15,4	648	717	515	255	247	396	264	563	20	185	3810	487	
125-250 µm	2,4	2916	3219	2415	22	1324	1988	1231	726	183	551	14575	1683	
53-125 µm	2,2	1800	2538	1835	911	892	1563	1055	2547	72	776	13990	3677	
20-53 µm	0,5	4.6	6.9	5.4	0	3.0	4.9	3.1	1.9	0.5	1.4	32	3582	
<20 µm	4	2	3	2.2	0	1.3	2.3	1.3	0.84	0.29	0.68	13	5593	
Critère C (MDDEP)		50	100	100	10	10	30	10	10	10	10		1000	

4. Granulométrie et granulochimie des sols

Tableau 4.7 Concentration (mg/kg) en HAP et Pb de chaque fraction pour le sol TR29B

Fractions	Poids relatif (%)	Concentration (mg/kg)											Pb
		PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	
>5 mm	24,1	1406	1201	850	20	524	1300	927	1031	372	915	8544	927
2-5 mm	11,6	1102	877	641	11	324	649	476	471	147	386	5084	209
<2 mm	15,8	426	447	321	117	155	273	151	117	62	104	2174	713
1-2 mm	21,3	1040	923	679	24	330	546	334	287	113	259	4535	350
0.5-1 mm	18,2	616	551	411	208	201	342	189	153	79	144	2895	191
250-500 µm	2,1	750	784	577	299	295	500	291	251	104	231	4083	371
125-250 µm	2,6	1151	1329	971	479	470	824	497	413	174	371	6681	1142
53-125 µm	0,4	744	591	271	547	8632	2387	744	591	271	547	8632	2387
20-53 µm	0,004	684	958	742	434	430	852	456	403	270	376	5605	3097
<20 µm	24,1	325	556	435	246	246	512	307	293	121	264	3306	3350
Critère C (MDDEP)			50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	

Tableau 4.8 Concentration (mg/kg) en HAP et Pb de chaque fraction pour le sol TR29C

Fractions	Poids relatif (%)	Concentration (mg/kg)											Pb
		PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	
>5 mm	21,0	570	504	385	6	178	303	195	138	30	102	2410	2410
2-5 mm	14,4	383	322	209	98	125	83	11	19	0	6	1255	167
<2 mm	64,5	531	529	385	89	210	280	151	68	34	97	2375	1276
1-2 mm	17,6	499	415	309	13	151	237	137	105	30	86	1981	276
0.5-1 mm	24,1	625	518	346	151	185	131	38	53	0	32	2080	133
250-500 µm	13,5	1928	1948	1461	764	756	1347	730	572	238	461	10205	315
125-250 µm	2,7	1238	1269	812	394	509	331	17	46	-	-	4616	1009
53-125 µm	1,9	1234	1723	1246	616	606	889	578	366	90	323	7672	1009
20-53 µm	0,4	643	1017	752	379	377	561	370	230	51	200	4580	2510
<20 µm	4,4	279	414	328	10	195	323	204	0	47	132	1933	3141
Critère C (MDDEP)		50	100	100	10	10	30	10	10	10	10		1000

5 LAVAGE A L'EAU DE LA FRACTION SUPERIEURE A 2 MM

Au commencement des essais, lors de la mise en place du procédé, l'ensemble des sols a été tamisé à 2 mm. La zone encerclée de la Figure 5.1 illustre la partie du procédé concernée par cette section. Les premiers essais ont alors visé à décontaminer les fractions supérieures à 2 mm par différents types de lavage à l'eau. Deux types de lavages du sol sur le tamis Sweco ont été considérés comme suit:

- Lavage à haute pression (**lavage K**)
- Lavage à basse pression (**lavage P**)

Deux eaux de lavage différentes ont été utilisées. :

- De l'eau claire provenant du réseau urbain (**eau de lavage claire**);
- De l'eau claire provenant du réseau urbain additionnée de surfactant CAS à hauteur de 0,2 g/L (**eau de lavage CAS**).

Les premières analyses ont montré une grande variation dans les résultats, celle-ci étant principalement causée par l'hétérogénéité des sols. Un protocole de lavage a donc été mis en place et le lavage sous pression des fractions a été abandonné au profit de nouveaux essais de lavage P utilisant de l'eau de lavage contenant du surfactant. En effet, les essais de lavage K n'ont pas permis d'utiliser de l'eau de lavage contenant du surfactant et n'ont donc pas permis d'obtenir un enlèvement au dessous du critère C du MDDEP. Ce type de lavage a donc été abandonné rapidement et ne sera pas présenté.

5. Lavage à l'eau de la fraction supérieure à 2 mm

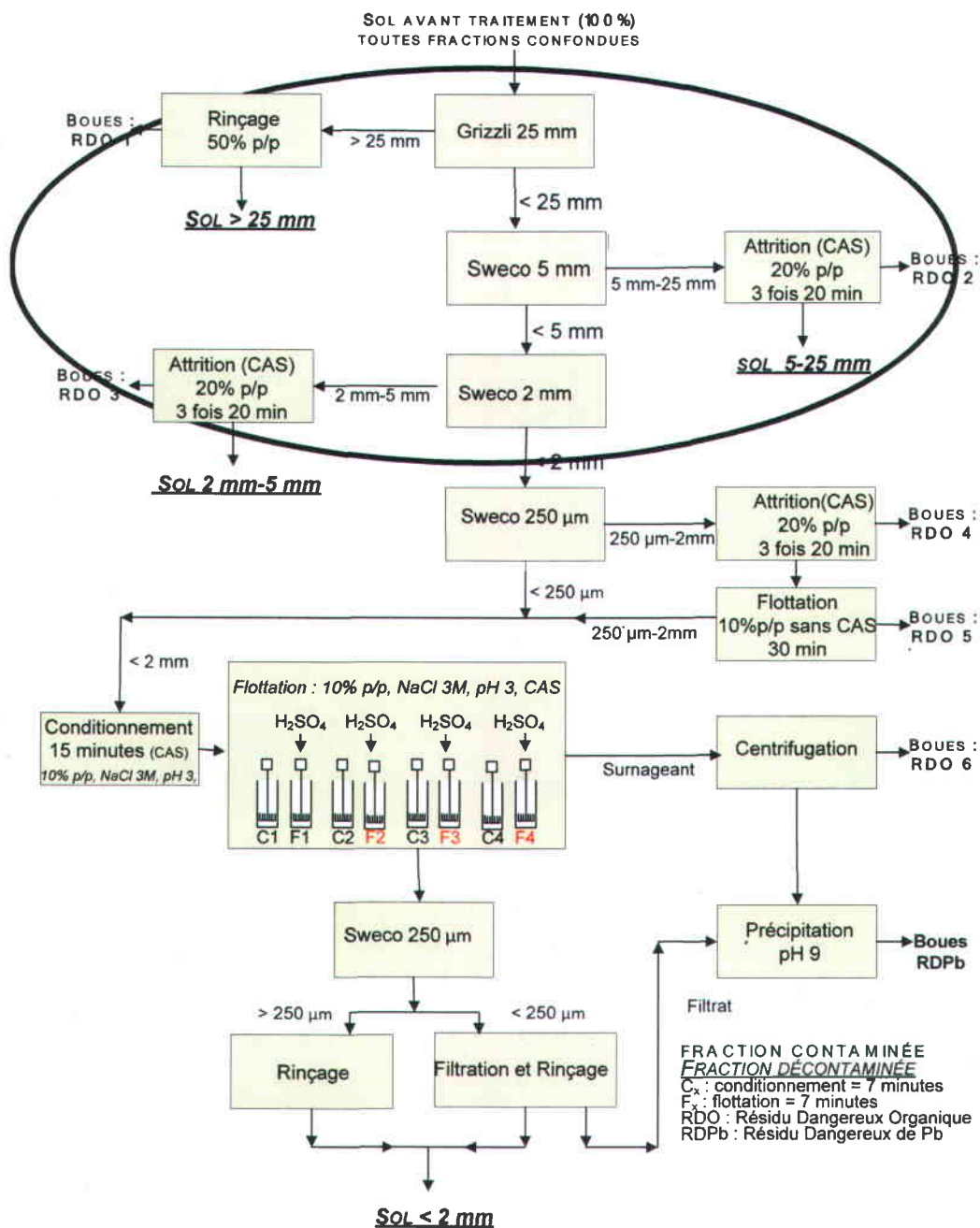


Figure 5.1 Partie du procédé concernée (encerclée) par la section sur le traitement de fractions supérieures à 2 mm

5. Lavage à l'eau de la fraction supérieure à 2 mm

Cet essai est donc répété sur trois fractions de sols de 10 kg, les échantillons des premiers lavages sont combinés ensemble, mélangés puis un échantillon unique de 70 g est prélevé pour extraction et analyse des HAP. Il en est de même pour les échantillons des deuxième et troisième lavages. Les résultats sont présentés au Tableau 5.1. La méthode d'échantillonnage ne semble pas des plus efficaces pour permettre des résultats plus homogènes. Une certaine variation est observée au niveau des résultats et l'on ne peut dégager de patron de comportement en fonction des lavages subis.

5. Lavage à l'eau de la fraction supérieure à 2 mm

Tableau 5.1 Résultats obtenus lors du lavage P à l'eau claire contenant 0,2 g/L de CAS de la fraction 2-5mm du sol TR23B

Paramètre	Lavage*	ST (%)	Concentration (mg/kg sec)											
			PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	ΣHAP	Pb
Sol avant traitement 2-5 mm (n=4)	-	-	196	203	148	76	75	112	69	41	19	39	899	389
Écart type	-	-	37,3	32,6	25,1	11,0	12,0	20,0	9,3	7,17	6,22	6,30	104	128
sans pression	1 Lavage	33,3	88,1	96,9	69,8	35,9	35,4	46,8	33,7	17,9	9,1	18,9	452,6	185
sans pression	2 Lavages	33,3	49,5	49,9	35,0	17,6	18,4	28,8	18,9	11,8	6,4	11,0	247,4	141
sans pression	3 Lavages	33,3	130	123	92,6	46,2	44,9	71,5	43,9	27,0	15,0	25,1	619,1	132
Enlèvement (%)**	-	-	54,3	55,7	55,6	56,1	56,3	56,1	53,5	53,9	46,1	52,6	51,1	60,8
Écart type	-	-	20,5	18,2	19,6	19,1	17,9	19,1	18,2	18,7	23,1	18,1	20,7	7,3
sans pression	1 Lavage	20	212	195	140	86,2	58,5	119,1	63,8	48,7	34,2	42,1	999,9	134
sans pression	2 Lavages	20	124	122	88,6	45,7	44,5	63,7	42,9	25,6	3,8	23,8	584,2	106
sans pression	3 Lavages	20	119	119	86,3	66,4	33,2	88,3	44,5	35,8	31,2	29,9	653,9	150
Enlèvement (%) **	-	-	22,4	28,4	29,2	12,6	39,7	19,0	27,3	10,6	0,0	17,4	17,1	66,6
Écart type	-	-	26,7	21,2	20,5	26,6	16,9	24,8	16,9	28,2	88,2	23,9	24,8	5,7

* Tous les lavages ont été faits avec de l'eau recyclée en présence de CAS (0,2 g/L).

** L'enlèvement est calculé à partir de la moyenne des trois lavages.

5. Lavage à l'eau de la fraction supérieure à 2 mm

Quoiqu'il en soit, un simple lavage à l'eau ne semble pas suffisant pour assurer la décontamination des fractions supérieures à 2 mm du sol TR23B, les concentrations finales restent bien au-dessus des normes pour les HAP. En outre, le sol TR23B n'est pas le plus contaminé au départ (voir section granulochimie et granulométrie au chapitre 4). De plus, la nature de la contamination en HAP du sol TR23B (HAP adsorbés à la surface du sol et présent sous forme de particules) est proche de celle des autres sols. Il n'a donc pas été décidé de poursuivre ce type d'essai sur les autres sols.

Ainsi, une nouvelle séparation granulométrie en début de traitement a été décidée dans le but de définir un traitement adéquat à chacune des fractions.

Dorénavant le sol de départ est donc séparé en 3:

- Une fraction inférieure à 2 mm;
- Une fraction comprise entre 2 et 5 mm;
- Une fraction supérieure à 5 mm.

6 TRAITEMENT DE LA FRACTION SUPERIEURE A 5 MM

Différentes voies de traitement de la fraction > 5 mm ont été explorées au cours du développement du procédé. Dans un premier temps, des essais de lavage P sur le tamis Sweco ont été mis en place.

6.1 Essais de lavage P sur la fraction supérieure à 5 mm

Les résultats obtenus sont rassemblés dans les Tableaux 6.1 et 6.2.

Ainsi, les résultats montrent que la méthode de lavage de la fraction > 5 mm n'est pas efficace du tout dans le cas du sol TR23A. Quelque soit la quantité d'eau de rinçage utilisée la fraction de départ > 5 mm reste fortement contaminée. La décontamination cette fraction par simple lavage sur tamis a donc été abandonnée et un procédé d'attrition a été mis au point.

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

Tableau 6.1 Résultats obtenus lors de différents lavages P à l'eau claire contenant 0,2 g /L de CAS de la fraction >5 mm du sol TR23A

TR23A	Eau de rinçage (% p/p)	Concentration (mg/kg)											
		PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	ΣHAP	Pb
Sol >5 mm avant traitement	-	229	216	161	2	89	137	91	52	22	45	1044	475
Sol lavé	40	197	188	137	2	70	92	61	46	10	30	833	212
	Enlèvement (%)	14,0	13,0	14,9	0,0	21,3	32,8	33,0	11,5	54,5	33,3	20,2	55,4
Sol lavé	60	263	244	181	2	94	128	88	64	14	43	1122	78
	Enlèvement (%)	-	-	-	0,0	-	6,6	3,3	-	36,4	4,4	-	83,6

Tableau 6.2 Quantification des boues de rinçage après différents rinçages de la fraction > 5 mm du sol TR23A

Essai	kg boue sèche par T de sol >5 mm	kg boue sèche par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
40% p/p d'eau de rinçage	53	22,6	2,3
60% p/p d'eau de rinçage	53	22,6	2,3

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

6.2 Essais d'attrition sur la fraction 5 à 25 mm et lavage de la fraction supérieure à 25 mm

6.2.1 Essai d'attrition sur la fraction 5 à 25mm

Les Tableaux 6.3 et 6.4 présentent les résultats d'attrition sur la fraction 5-25 mm du sol TR23A, les Tableaux 6.5, 6.6 et 6.7 résument les résultats pour le sol TR23C, les Tableaux 6.8 et 6.9 concernent le sol TR29A, les Tableaux 6.10 et 6.11 se rapportent au sol TR29B et les Tableaux 6.12 et 6.13 concernent le sol TR29C. Le sol TR23B n'a pas subi ce type de traitement car il a entièrement été consommé au début du projet. Moment auquel le procédé ne prévoyait pas de traiter cette fraction de sol. Néanmoins comme le montre les résultats sur les divers Tableaux, il est assez facile de décontaminer la fraction de 5-25 mm des différents sols en effectuant des étapes d'attritions successives et il serait très surprenant qu'il en soit autrement pour ce qui est du sol TR23B.

Tableau 6.3 Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR23A (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)

TR23A	Résidu d'attrition	kg boue sèche par T de sol 5-25 mm	kg boue sèche par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3 x 20 min	Boue d'attrition et de rinçage	123	62	6,2
	Boues de rinçage	54	28	2,8
	Total	177	90	9,0

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

Tableau 6.4 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR23A (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)

TR23A	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 5-25 mm (n=1)	229	216	161	2	89	137	91	52	22	45	1044	475
Enlèvement dans la fraction 5-25 mm (%)*	97	96	96	73	97	96	97	96	95	96	96	75
Sol 5-25mm après 1 ^{ière} attrition (n=2)	28,6	31,0	22,4	1,3	12,3	27,5	15,3	16,1	6,9	12,2	173,6	106,7
Sol 5-25mm après 2 ^{ième} attrition (n=2)	2,2	2,4	1,5	1,2	1,3	3,3	1,3	1,1	0,9	1,0	16,3	142,5
Sol 5-25mm après 3 ^{ième} attrition (n=2)	6,9	8,0	5,8	0,5	2,8	6,0	2,8	2,2	1,1	1,9	38,2	118,6
Boues d'attrition 5-25 mm (n=4)	1604	1808	1299	503	577	1028	582	483	168	376	8428	921
Boues eau rinçage 5-25 mm (n=2)	699	784	561	251	248	441	252	211	74	163	3685	444

* À la 3^{ième} attrition.

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

Tableau 6.5 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR23C (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)

TR23C	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 5-25 mm (n=2)	140	147	100	44	44	73	41	31	10	25	655	726
Enlèvement dans la fraction 5-25 mm (%)*	99	99	99	99	99	99	99	99	98	99	99	66
Sol 5-25mm après 1 ^{ière} attrition (n=1)	2	3	2	1	1	1	1	1	0	0	11	285
Sol 5-25mm après 2 ^{ième} attrition (n=2)	4	4	3	1	1	2	1	1	1	1	20	248
Sol 5-25mm après 3 ^{ième} attrition (n=2)	1	2	1	1	1	1	0	0	0	0	7	249
Sol 5-25mm après 4 ^{ième} attrition (n=2)	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	5	262
Boues d'attrition 5-25 mm 1+2+3 (n=2)	768	875	637	281	284	467	273	216	69	171	4043	881
Boues d'attrition 5-25 mm 4 (n=2)	414	451	322	139	140	227	131	99	36	79	2036	531
Boues eau rinçage 5-25 mm (n=2)	154	160	116	50	50	82	47	34	13	28	734	273
Partie (250 µm-2 mm) 1 ^{ière} d'attrition (n=1)	535	596	427	198	194	385	212	208	101	172	3027	361
Partie (250 µm-2 mm) 2 ^{ième} d'attrition (n=1)	238	266	194	92	91	179	96	94	47	77	1374	316
Partie (250 µm-2 mm) 3 ^{ième} d'attrition (n=1)	84	92	65	32	31	69	37	39	26		475	204
Partie (250 µm-2 mm) 4 ^{ième} d'attrition (n=1)	41	42	31	16	16	39	20	23	18	19	266	172

* À la 3^{ième} attrition.

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

Tableau 6.6 Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR23C (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)

TR23C	Résidu d'attrition	kg boue sèche par T de sol 5-25 mm	kg boue sèche par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
4 x 20 min	Boue d'attrition	103	31	3,1
	Boues de rinçage	88	26	2,6
	Total	191	57	5,7

Tableau 6.7 Quantification et bilan de contamination des mousses générées après l'attrition de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR23C (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)

TR23C	Résidu d'attrition	kg mousse sèche par T de sol 5-25 mm	kg mousse sèche par T de sol de départ	Entrainement particulaire (% du sol de départ)	Σ HAP (mg/kg)	Pb (mg/kg)
4 x 20 min	Mousses après 3 ^{ème} attrition	0,02	0,01	0,001	1947	1371

Tableau 6.8 Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR29A (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)

TR29A	Résidu d'attrition	kg boue sèche par T de sol 5-25 mm	kg boue sèche par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
4 x 20 min	Boue d'attrition et de rinçage	126	23	2,3
	Boues de rinçage	39	7	0,7
	Total	165	30	3,0

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

Tableau 6.9 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR29A (conditions: 20% p/p, 4x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)

TR29A	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 5-25 mm (n=2)	1131	964	680	7	310	575	383	360	112	291	4814	261
Enlèvement dans la fraction 5-25 mm (%)*	99	99	99	47	99	99	99	99	99	99	99	77
Sol 5-25mm après 1 ^{ière} attrition (n=2)	35	32	22	12	12	23	12	11	5	10	174	111
Sol 5-25mm après 2 ^{ième} attrition (n=2)	53	47	33	17	16	28	16	12	2	11	234	77
Sol 5-25mm après 3 ^{ième} attrition (n=2)	15	14	9	4	3	4	3	3	1	3	58	60
Sol 5-25mm après 4 ^{ième} attrition (n=2)	16	13	9	3	3	3	3	2	1	2	56	92
Boues d'attrition 5-25 mm 1+2 (n=1)	3181	3214	2375	826	1002	1958	1334	2693	113	1018	17715	417
Boues d'attrition 5-25 mm 3+4 (n=1)	4255	4431	3209	1387	1282	2435	1722	0	110	1453	20283	200
Boues eau rinçage 5-25 mm (n=2)	1455	1298	931	219	434	714	422	338	146	328	6286	126

* À la 3^{ième} attrition.

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

Tableau 6.10 Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR29B (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)

TR29B	Résidu d'attrition	kg boue sèche par T de sol 5-25 mm	kg boue sèche par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3 x 20 min	Boue d'attrition et de rinçage	55	9	0,9
	Boues de rinçage	88	14	1,4
	Total	143	23	2,3

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

Tableau 6.11 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR29B (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)

TR29B	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 5-25 mm (n=2)	150	136	99	46	45	89	47	37	22	34	703	154
Enlèvement dans la fraction 5-25 mm (%)*	89	88	90	88	89	88	90	89	87	89	89	68
Sol 5-25mm après 1 ^{ière} attrition (n=1)	30	25	18	9	9	18	9	7	5	7	137	129
Sol 5-25mm après 2 ^{ième} attrition (n=2)	25	24	18	10	9	19	9	5	6	7	132	83
Sol 5-25mm après 3 ^{ième} attrition (n=2)	16	14	10	5	5	10	5	4	3	4	76	59
Boues d'attrition 1+2 5-25 mm (n=4)	3963	3650	2676	1252	1181	2116	1222	348	412	851	17671	453
Boues d'attrition 3+4 5-25 mm (n=2)	3824	3547	2565	1176	1129	1964	1143	907	410	793	17458	240
Boues eau rinçage 5-25 mm (n=2)	3062	2941	2157	1062	1006	2024	1088	157	520	810	14826	335

* À la 3^{ième} attrition.

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

Tableau 6.12 Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR29C (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)

TR29C	Résidu d'attrition	kg boue sèche par T de sol 5-25 mm	kg boue sèche par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
2 x 20 min	Boue d'attrition et de rinçage	199	25	2,5
	Particules entre 250 µm et 2 mm et de rinçage	57	7	0,7
	Total	256	32	3,2
4 x 20 min	Boue d'attrition et de rinçage	369	46	4,6
	Particule entre 250 µm et 2 mm et de rinçage	65	8	0,8
	Total	434	54	5,4

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

Tableau 6.13 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 5 et 25 mm du sol TR29C (conditions: 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage des sols attrités 50% p/p)

TR29C	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 5-25 mm (n= 2)	570	504	385	6	178	303	195	138	30	102	2410	168
Enlèvement dans la fraction 5-25 mm (%)*	99,4	99,5	99,6	86,3	99,6	99,6	99,6	100,0	99,4	99,5	99,5	78,6
Sol 5-25mm après 1 ^{ière} attrition (n=2)	90	69	48	5	24	41	21	13	6	17	336	67
Sol 5-25mm après 2 ^{ième} attrition (n=2)	12	10	7	1	4	6	3	2	1	3	48	55
Sol 5-25mm après 3 ^{ième} attrition (n=1)	3	2	1	1	1	1	1	<LD	0	1	11	36
Sol 5-25mm après 4 ^{ième} attrition (n=1)	3	2	1	1	1	1	1	<LD	0	1	11	36
Sol 5-25mm après 4 ^{ième} attrition après rinçage abondant (n=1)	6	4,	2,7	1,4	1,4	2,2	1,1	<LD	0,28	0,76	20	24
Boues d'attrition 5-25 mm 1+2(n=2)	3181	3214	2375	826	1002	1958	1334	2693	113	1018	17715	417
Boues d'attrition 5-25 mm 3+4(n=1)	4255	4431	3209	1387	1282	2435	1722	0	110	1453	20283	200
Partie (250 µm-2 mm) d'attrition (n=1)	2379	2650	1903	818	771	1510	1114	4182	61	921	14219	67
Boues eau rinçage 5-25 mm (n=1)	2437	2782	2094	884	842	1655	1158	3220	67	985	16124	99

* À la 3^{ième} attrition.

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

Ainsi, l'attrition des sols entre 5 et 25 mm dans le but d'assurer leur décontamination se révèle très efficace. Les pourcentages d'enlèvement par rapport à la fraction avant traitement avoisinent toujours les 99% pour tous les sols testés (se reporter aux Tableaux). Et après la seconde ou troisième attrition selon les sols, la teneur en HAP et Pb se situe sous la norme du critère C du MDDEP et même bien près du critère B. Les pourcentages d'entraînement particulaire varient de 2 à 5,7% pour 4 attritions. Dans le cas du sol TR23C, les mousses se retrouvant sur le dessus lors de la vidange de l'eau de rinçage ont été quantifiées et les teneurs en HAP et Pb ont été déterminées. Normalement ces mousses sont prélevées par vacuum avant la disposition de la fraction traitée. Il apparaît que les mousses sont fortement contaminées en plomb (1371 mg/kg) et en HAP (1947 mg/kg) et elles représentent dans le cas étudié, 0,001% du volume des sols au départ. Elles sont cependant moins contaminées en HAP que les boues d'attrition. Dans les cas où elle a été faite (TR29C, TR23A, TR23C), la 4^{ème} attrition n'apporte rien de plus.

Le matériel récupéré lors de l'attrition a parfois été tamisé à 250 µm dans le but de déterminer s'il était contaminé à des niveaux différents qui auraient permis de le traiter à moindre coût.

Les teneurs en HAP sont assez similaires et il n'est donc pas opportun de tamiser ainsi les boues d'attrition. Au niveau des boues des eaux de rinçage, la teneur en HAP est généralement un peu moindre mais tout de même trop importante pour envisager un traitement différencié dans le but de réduire les coûts.

6.2.2 Essai de rinçage du sol > 25 mm

Pour des raisons pratiques (les «timbles» utilisés lors de l'extraction des HAP ne peuvent contenir des particules d'une telle taille), les analyses sur la fraction plus grande que 25 mm n'ont pas été faites. Le traitement de cette fraction de sol consiste en un rinçage avec de l'eau recirculée à hauteur de 50% p/p sur le tamis Sweco équipé d'une grille de 5 mm. Les données récoltées concernent les boues de rinçage générées lors du traitement des sols TR23A, TR23C, TR29A, TR29B et TR29C. Les résultats sont présentés au Tableau 6.14.

Dans un premier temps, il apparaît que les sols TR23C et TR29A génèrent une grande quantité de boue (respectivement 19 et 25 kg/t.m. de sol > 25 mm; Tableau 6.14) lors du rinçage de cette fraction par rapport aux autres sols. Pour ce qui est du sol TR23C, l'entraînement particulaire (EP) important engendré par cette étape vient surtout du fait que la fraction > 25 mm représente une grande proportion du sol de départ. Cependant, les données concernant l'attrition des autres fractions de sol confirment cette tendance: la friabilité du sol génère des EP importants et rend le traitement de ce sol

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

difficile même si celui-ci est peu contaminé. En ce qui concerne le sol TR29A, l'EP reste faible car la proportion de la fraction traitée est très minime par rapport aux autres fractions. Pour ce qui est du sol TR29C, on peut constater que 28% de la boue produite se retrouve au sein de la fraction fine. En outre, la contamination des boues d'attrition de la fraction supérieure à 25 mm est très variable (voir Tableau 6.15). Elle est en fait reliée au niveau de contamination globale du sol.

Tableau 6.14 Quantification des boues d'attrition des sols TR23A, TR23C, TR29A, TR29B et TR29C pour la fraction > 25 mm lors d'un rinçage à 50% p/p des sols

Sol concerné	Résidu d'attrition	kg boue sèche par T de sol >25 mm	kg boue sèche par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
TR23A	Boue de rinçage total	11	0,2	0,02
TR23C	Boue de rinçage total	19	2,1	0,21
TR29A	Boue de rinçage total	25	0,7	0,07
TR29B	Boue de rinçage total	5	0,4	0,005
TR29C	Boue de rinçage	2	0,016	0,02
TR29C	Boue entre 250 µm-2 mm	4	0,29	0,03
TR29C	Boue de rinçage total	6	0,45	0,04

6. Traitement de la fraction supérieure à 5 mm

Tableau 6.15 Bilan de contamination des boues de rinçage de sols TR23A, TR23B, TR23C, TR29A, TR29B et TR29C >25mm ayant subi un lavage sur tamis à l'eau (conditions: rinçage avec 50% p/p)

Sol	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
TR23A	299	339	239	84	89	139	82	65	17	55	1410	1581
TR23C	64	117	79	39	35	85	52	60	51	52	634	3305
TR29A	2589	2251	1565	644	641	858	521	358	104	322	9852	1250
TR29B	1549	1980	1364	844	763	1656	864	858	556	748	11186	14328
TR29C	1084	1398	1014	9	467	883	594	556	170	450	6624	2483

7 TRAITEMENT DE LA FRACTION ENTRE 2 ET 5 MM

Les Tableaux 7.1 à 7.10 présentent les résultats sur les divers sols. Le Tableau 7.2 concernant le sol TR23A, permet de constater que deux attritions permettent un très fort enlèvement dans le cas des HAP (92 à 96%) tout comme dans le cas du plomb (98%). L'EP total pour ce sol et cette partie du procédé représente 5,9% du sol de départ. Ce qui est assez important, cette fraction représentant 21% du sol de départ. Les boues d'attrition concentrent les polluants et contiennent environ 4 fois la teneur en HAP rencontrée dans la fraction traitée. La teneur en plomb des boues est un peu moindre elle atteint cependant 1447 mg Pb/kg.

Le Tableau 7.3 présente ces résultats pour le sol TR23C, les rendements au niveau des HAP sont tout aussi importants mais l'enlèvement du Pb dans ce cas diminue à 85%. Pour ce sol, deux attritions sont suffisantes pour décontaminer cette fraction sous le critère C. L'EP se chiffre à 6,8%, cette fraction représentant 20% du sol de départ (Tableau 7.4). La contamination des boues d'attrition suit la même tendance que le sol précédent.

Les Tableaux 7.5 et 7.6 donnent les résultats concernant le sol TR29A. L'enlèvement par attrition est très élevé encore une fois. Dans ce cas la troisième attrition est bénéfique même si elle n'est pas requise pour respecter le critère C. Les boues d'attrition générées sont très contaminées atteignant des valeurs représentant entre 5 et 6 fois la contamination initiale de la fraction. L'EP dans ce cas est trois fois plus faible que lors des essais précédents et représente 1,8% du sol de départ, la masse relative de cette fraction par rapport au sol de départ étant de 11%.

Des résultats similaires peuvent être constatés en ce qui concerne le sol TR29B au niveau des Tableaux 7.7 et 7.8. Cependant, dans ce cas l'enlèvement du Pb est aussi un peu plus faible (73%) mais cela est probablement la conséquence du fait que cette fraction est peu contaminée (269 mg Pb/kg). L'EP est peu plus élevé et atteint 2,7% pour une fraction comptant pour 12% du sol total.

Les Tableaux 7.9 et 7.10 présentent les résultats pour TR29C. Les résultats ressemblent fortement à ceux obtenus lors du traitement du sol TR29B. Ainsi, deux attritions sont suffisantes pour traiter de manière efficace la fraction considérée.

Globalement cette section démontre, par l'intermédiaire des résultats présentés, que l'attrition et les séparations solide-liquide effectuées sur la fraction comprise entre 2 et 5 mm permettent dans tous les cas testés de traiter cette fraction des sols de façon à ce que la concentration résiduelle en contaminants soit au dessous du critère C du MDDEP. Ainsi, pour cette fraction granulométrique et pour

7. Traitement de la fraction entre 2 et 5 mm

des eaux d'attrition contenant du CAS à hauteur de 0,2 g/L, le sol TR23A subira un traitement d'attrition en 2 étapes de 20 minutes à 20% p/p de ST; le sol TR23C subira un traitement d'attrition en 2 étapes de 20 minutes à 20% p/p de ST; le sol TR29B subira un traitement en 2 étapes de 20 minutes à 20% p/p de ST et le sol TR29C subira quant à lui une attrition en 2 étapes de 20 minutes à 20% p/p de ST.

Tableau 7.1 Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR23A (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)

TR23A	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol entre 2 et 5 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	248	38	3,8
	Boues de rinçage des sols	136	21	2,1
	Total	384	59	5,9

7. Traitement de la fraction entre 2 et 5 mm

Tableau 7.2 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR23A (conditions: 20% p/p, 2x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)

TR23A	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 2-5 mm (n=3)	237	273	204	66	111	163	106	57	17	56	1289	636
Enlèvement dans la fraction 2-5 mm (%)*	94	96	96	92	95	93	95	93	82	93	95	98
Sol 2-5mm après 1 ^{ière} attrition (n=1)	143	134	101	2	51	70	45	35	9	24	614	143
Sol 2-5mm après 2 ^{ième} attrition (n=1)	14	12	9	5	5	11	5	4	3	4	70	14
Boues d'attrition 2-5 mm 1+2+3 (n=1)	1021	993	752	404	422	877	432	390	265	362	5918	1447

* Après la 2^{ième} attrition.

Tableau 7.3 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR23C (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)

TR23C	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 2-5 mm (n=5)	391	411	293	78	140	221	127	93	25	81	1860	718
Enlèvement dans la fraction 2-5 mm (%)*	98	98	97	95	97	96	97	97	99	97	97	85
Sol 2-5mm après 1 ^{ière} attrition (n=3)	12	13	10	5	5	10	5	4	3	4	71	160
Sol 2-5mm après 2 ^{ième} attrition (n=3)	5	6	4	2	2	4	2	1	1	1	27	119
Sol 2-5mm après 3 ^{ième} attrition (n=3)	7	10	7	4	4	8	4	3	0	3	50	106
Boues d'attrition 1+2 (n=3)	1015	1044	764	150	364	667	373	309	127	252	5063	1536
Boues d'attrition 3 (n=3)	849	967	702	79	309	538	304	228	65	309	4351	1268
Boues eau rinçage (n=3)	437	471	338	148	146	247	136	101	38	86	2150	357

* 3^{ième} attrition.

7. Traitement de la fraction entre 2 et 5 mm

Tableau 7.4 Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR23C (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)

TR23C	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol entre 2-5 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	260	53	5,3
	Boues de rinçage des sols	76	15	1,5
	Total	335	68	6,8

Tableau 7.5 Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR29A (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)

TR29A	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol entre 2-5 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	110	14	1,4
	Boues de rinçage des sols	31	4	0,4
	Total	141	18	1,8

7. Traitement de la fraction entre 2 et 5 mm

Tableau 7.6 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR29A (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)

TR29A	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant 2-5 mm (n=2)	624	542	382	189	184	364	227	208	92	200	3851	343
Enlèvement dans la fraction 2-5 mm (%)*	99	99	99	98	99	99	99	99	99	99	99	93
Sol 2-5mm après 1 ^{ière} attrition (n=2)	112	93	66	30	31	49	27	21	8	19	458	68
Sol 2-5mm après 2 ^{ième} attrition (n=2)	21	23	16	10	11	22	10	10	6	9	138	83
Sol 2-5mm après 3 ^{ième} attrition (n=2)	10	10	7	3	4	4	3	2	1	2	46	58
Boues d'attrition 1+2+3 (n=1)	3227	3246	2375	n.d.	1323	2403	1684	1553	525	1364	17747	589
Boues eau rinçage (n=1)	640	698	509	n.d.	293	547	371	339	124	285	3822	211

* 3^{ième} attrition.

n.d.: Non disponible.

7. Traitement de la fraction entre 2 et 5 mm

Tableau 7.7 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR29B (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)

TR29B	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 2-5mm (n=3)	490	438	306	100	130	203	127	88	34	82	1998	176
Enlèvement dans la fraction 2-25 mm (%)*	98	97	97	95	96	95	96	95	97	95	97	73
Sol 2-5mm après 1 ^{ière} attrition (n=2)	22	22	16	9	8	15	8	7	4	6	116	73
Sol 2-5mm après 2 ^{ième} attrition (n=2)	34	31	21	12	11	18	9	7	5	7	155	60
Sol 2-5mm après 3 ^{ième} attrition (n=2)	8	12	9	5	5	11	5	4	1	4	64	47
Boues d'attrition 2-5 mm 1+2 (n=2)	2611	2428	1767	853	828	1492	824	661	354	577	12394	1003
Boues d'attrition 2-5 mm 3 (n=2)	3118	2886	2061	1014	949	1619	945	453	365	692	14102	259
Boues eau rinçage 2-5 mm (n=2)	2729	2465	1757	765	723	1078	673	600	213	551	11554	385

* 3^{ième} attrition.

7. Traitement de la fraction entre 2 et 5 mm

Tableau 7.8 Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR29B (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)

TR29B	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol entre 2-5 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	161	20	2,0
	Boues de rinçage des sols	52	6	0,6
	Total	213	26	2,6

Tableau 7.9 Quantification des boues d'attrition de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR29C (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)

TR29C	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol entre 2-5 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	166	23	2,3
	Fines d'attrition (250 µm-1mm)	7	1	0,1
	Boues de rinçage des sols	34	4,7	0,5
	Fines de rinçage des sols (250 µm-1mm)	27	3,7	0,4
	Total	234	32,4	3,2

7. Traitement de la fraction entre 2 et 5 mm

Tableau 7.10 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 2 et 5 mm du sol TR29C (conditions; 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS, rinçage après des sols attrités 50% p/p)

TR29C	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 2-5 mm (n=3)	441	372	260	51	141	161	82	60	12	41	1619	187
Enlèvement dans la fraction 2-5 mm (%)*	97	97	97	99	97	96	95	95	90	94	97	76
Sol 2 -5mm après 1 ^{ière} attrition (n=2)	33	26	20	24	22	8	0	0	0	0	133	40
Sol 2 -5mm après 2 ^{ième} attrition (n=2)	12	11	8	0	4	7	4	3	1	3	54	45
Boues d'attrition 2-5 mm 1+2 (n=1)	2473	2413	1713	14	822	1992	1579	2221	559	1716	15504	992
Boues eau rinçage 2-5 mm (n=1)	3575	3550	2526	1144	1072	1910	1312	n.d.	90	1022	16201	339

* 3^{ième} attrition.

8 TRAITEMENT DE LA FRACTION INFÉRIEURE A 2 MM

La fraction < 2 mm a fait l'objet de nombreux essais car elle offrait un défi de taille en raison de la contamination élevée en HAP et/ou métaux des ses différentes fractions ainsi que de la difficulté apportée par l'étendue variable de la grosseur de ses particules. En effet, l'expérience obtenue suite aux essais effectués a montré que les procédés de traitement tel que la flottation ne réagissent pas nécessairement de la même façon lorsqu'ils sont appliqués à des particules inférieures à 250 µm et à des particules entre 1 et 2 mm par exemple.

Tel que développé lors des premiers essais dans la thèse de Mme Julia Mouton (Mouton, 2008), la décontamination des sols s'est faite grâce à un procédé combiné de flottation des sols avec CAS en présence d'une solution de NaCl entre 3 et 5M à pH3 (H₂SO₄). Les flottations successives ont permis d'atteindre une concentration en contaminants au dessous du critère C du MDDEP pour l'enlèvement des HAP alors que la présence de sel dans une solution à pH 3 a permis la solubilisation du Pb en parallèle.

8.1 Choix des cellules de flottation

Après quelques essais de flottations, Il est apparu que les paramètres optimaux de débit d'air et de concentration en CAS de la solution sol dépendaient de la cellule utilisée. Il est fort probable que des différences physiques au niveau des hélices et des diffuseurs d'air impliquent des variations dans les comportements hydrodynamiques au sein des cellules qui influent eux-mêmes sur la quantité et la qualité de mousse générée. Après avoir optimisé les paramètres de manière à obtenir une quantité de mousse similaire dans chaque cellule, les résultats quant à la teneur en HAP de mousses récoltées ont donc été cumulés dépendamment de chaque cellule afin de vérifier si la qualité de la mousse pouvait varier d'une cellule à l'autre. Les Σ HAP correspondant à la somme des HAP suivis sont donc présentés dans le Tableau 8.1 suivant.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.1 Teneur en HAP des mousses récoltées en fonction de la cellule utilisée après divers essais de flottation sur le sol TR23A (conditions: NaCl 3M, 4F: F5, C₁15, C₂10)

Numéro de la cellule utilisée	<i>n</i>	ΣHAP* (mg/kg sol sec)	Écart-type
1	5	2941	1461
2	4	2439	832
3	6	3228	1452
5	5	2611	1394
Moyenne		2805	-
Écart-type		351	-
C.V. (%)		12,5	-

* Les mousses proviennent de l'addition des mousses des trois flottations.

Avec un coefficient de variation de 12,5% entre les essais, il est raisonnable de considérer que la qualité des mousses est similaire et que les paramètres mis en place permettent d'obtenir un fonctionnement et une efficacité comparable de chaque cellule. Les mousses ne seront donc pas analysées séparément par la suite.

8.2 Essais préliminaires de flottation

8.2.1 Détermination du volume optimal de fonctionnement

Différents essais de flottation ont été effectués afin de déterminer le volume optimal des solutions de sol à subir la flottation, ainsi que le débit d'air optimal à utiliser. Ces essais ont été mis en place pour deux concentrations différentes de NaCl et consistent en une étape d'agitation de 15 min suivie de trois périodes de flottation de 5 min (3F;F5, C₁15, C₂10). La pulpe contient 10% de ST (p/p), paramètre optimal déterminé par Julia Mouton lors du développement du procédé en laboratoire. Le Tableau 8.3 présente les résultats obtenus. Le nombre d'essais n'a pas permis d'effectuer de tests statistiques sur les résultats obtenus. Les essais se sont déroulés uniquement sur le premier sol traité : le sol TR23B. En effet, il n'a pas été possible, pour des raisons de temps, d'effectuer ces essais sur l'ensemble des sols. De plus, le volume optimal de fonctionnement dépend du type de cellule utilisée. Le volume de flottation optimal déterminé pour ce sol a donc été appliqué pour les autres sols.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.2 Optimisation du volume de pulpe à flotter effectuée sur la fraction < 2 mm du sol TR23B

Conditions	Essais	Volume traité	NaCl	EP*** sol flotté/sol départ**
	(n)	(L)	(M)	(%)
TR23B; 3F; F5, C115, CZ10	1	8	5	19
	1	8	4	15,3
	9	7	5	11,1
	1	7	4	14,5
	5	6	5	9,8
	2	5	5	10,7

** 53,5% du sol TR23B est plus petit que 2 mm.

*** Entraînement particulaire

Il apparaît qu'un volume compris entre 5 et 6 L de pulpe soit le plus à même de fournir un volume de mousse impliquant un EP correspondant à 10% du sol initial, critère déterminé lors des essais en laboratoire (Mouton *et al.*, 2008). En effet, une solution de 7 ou 8 L génère trop de mousse et donc trop d'EP. En outre, il est apparu qu'un volume de 5 L est insuffisant pour que la mousse générée puisse être récoltée en totalité par le racleur, il a donc été décidé de considérer le volume de 6 L de pulpe dans la cellule de flottation comme optimal.

Cependant, ces paramètres de flottations sont les premiers à avoir été mis en place, au cours des essais subséquents le mode opératoire de la flottation a été optimisé en fonction du sol traité dans le but de diminuer l'entraînement particulaire tout en assurant un enlèvement des HAP permettant une concentration résiduelle située entre les critères B et C du MDDEP dans la fraction traitée.

8.2.2 Détermination de la concentration en NaCl

La concentration en NaCl utilisée par Julia Mouton lors des essais en laboratoire était de 5 M. Afin d'être certain qu'une concentration aussi élevée soit optimale pour solubiliser le plomb du sol TR23B, des essais de flottation ont été effectués avec des solutions contenant 1, 2, 3, 4 et 5 M de NaCl. Les conditions de flottation sont les suivantes: 600 g de sol (< 2 mm) traités dans une solution à 10% (p/p) de solide (soit un volume de 6L), (3F; F5, C₁15, C₂10). La température au sein des cellules varie entre 22°C et 26°C et le pH est maintenu à 3 durant les périodes de conditionnement comme établi dans les essais en laboratoire. Des échantillons de solution de sol ont été prélevés après chaque étape de flottation. La Figure 8.1 présente les résultats obtenus.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

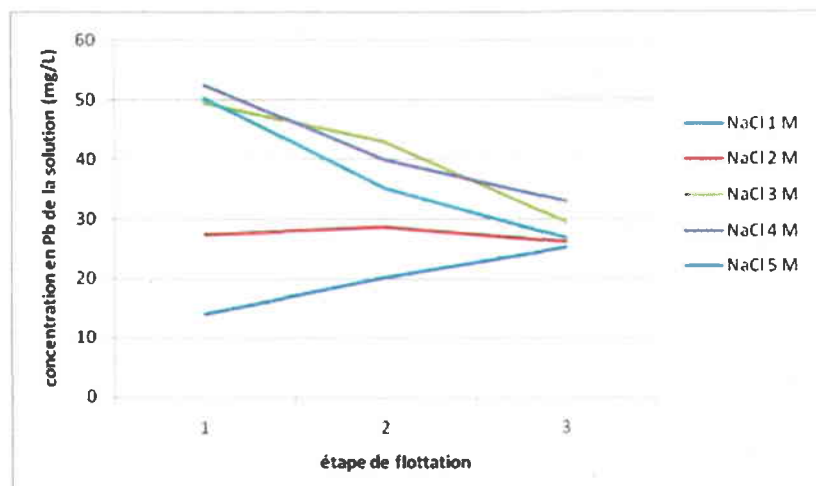


Figure 8.1 Évolution de la concentration en Pb de la solution de sol TR23B en fonction de la molarité de NaCl et de l'étape de flottation considérée, (conditions: 3F; F5, C₁15, C₂10)

Il existe une grande variation dans la concentration en Pb de la solution de sol lors de la première étape de solubilisation. En effet, les fortes concentrations en NaCl facilitent considérablement la solubilisation du plomb qui peut former plus de chlorocomplexes stables. Pour des faibles concentrations de NaCl, le chlore disponible en solution est limité et la formation de chlorocomplexes l'est donc également, il s'en suit une faible solubilisation du plomb. Lors de la deuxième étape de flottation, les écarts se réduisent. En effet, dans le cas des solutions concentrées, la solubilisation du plomb ayant été effectuée en grande partie lors de la première étape de flottation, le plomb restant disponible dans le sol est limité. Celui-ci est solubilisé mais dans des concentrations plus faibles. Pour ce qui est des solutions de NaCl 2 et 3 M, la première étape de flottation ne permettant qu'une faible solubilisation, les étapes suivantes permettront de solubiliser une quantité similaire (voir un peu plus importante dans le cas de la solution 2 M) du plomb encore disponible dans le sol. Il en va de même pour la troisième étape de flottation.

Un autre paramètre influençant la concentration en Pb dans la solution est le phénomène de dilution. En effet, après la flottation, le volume de la solution de sol dans la cellule est réajusté avec une solution vierge de Pb, il s'en suit une certaine dilution et donc une diminution de la concentration en Pb. Dans le cas des solutions de sol peu concentrées en NaCl, on peut supposer que la solubilisation moins efficace et donc plus progressive du Pb au fur et à mesure des étapes de conditionnement suffise à palier le phénomène de dilution engendré par le réajustement du volume dans les cellules. Dans le cas des solutions concentrées en NaCl, le phénomène de dilution induit une diminution constante de la quantité

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

de plomb en solution. L'ensemble du Pb disponible étant en majorité solubilisé durant la première étape de flottation, le plomb solubilisé durant les autres étapes de flottation ne suffit pas à palier cette tendance.

Ainsi, si la différence de solubilisation entre une solution 3 M et une solution 4 ou 5 M n'est pas significative, il est évident que la concentration optimale est supérieure à 2 M: la concentration en Pb passe de 28 mg/L à 50 mg/L pour une molarité de 2 et 3 M respectivement.

En outre, une certaine difficulté à maintenir en solution 5 M de NaCl a été mise en évidence. En effet, une reprécipitation du sel semble se produire dans la solution de sol. Après analyses, la concentration moyenne en Na de la solution de NaCl 5M est de 84263 mg/L (soit 3,5 M) contre 115 000 mg/L en théorie (5M). La concentration moyenne en Na de 3 M est de 50 603 mg/L de Na contre 69 000 mg/L en théorie.

Au fur et à mesure des étapes de flottation, la concentration en Pb de la solution de sol tend vers une constante située entre 25 et 30 mg/L.

Le Tableau 8.3 présente des résultats d'enlèvement du Pb obtenus lors d'essais avec des solutions contenant 3 et 5 M de NaCl et du sol TR23B. Deux paramètres varient dans le tableau concerné : le nombre de flottation ainsi que la molarité en NaCl. Cependant le paragraphe précédent suffit à justifier une concentration de 3 M en NaCl pour l'enlèvement du Pb. Le tableau est principalement présenté dans le but de montrer que la concentration en NaCl n'influence pas de manière importante l'enlèvement des HAP du sol.

Tableau 8.3 Enlèvement du Pb lors d'essais de flottation avec une pulpe contenant 4 et 5 M de NaCl et du sol TR23B (conditions: 3F;F5, C₁15, C₂10 et 4F; F5, C₁15, C₂10)

NaCl (M)	5	3
Nombre de flottation	3	4
Pb dans le sol traité (mg Pb/kg sec)	285	312
C.V. (%)	32	35
n	9	9
ΣHAP dans le sol traité (mg/kg sec)	270	234

Étant donné qu'une concentration de 3 M suffit à obtenir un sol traité dont la contamination en Pb est largement en-dessous des normes gouvernementales (600 (CCME industriel) à 1000 (Critère C du

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Québec) mg Pb/kg sols sec), il a donc été décidé à partir de ce moment que les essais de flottation se feraient désormais avec une solution 3 M de NaCl. Les valeurs en Σ HAP indiquent que la molarité ne semble pas nuire à la décontamination des sols. En effet, La concentration résiduelle en HAP dans le sol traité ne varie que faiblement entre une solution de flottation contenant 3 M de NaCl et une solution de flottation contenant 5 M de NaCl. Il est à noter que même si la norme sur les HAP est pour chaque composé individuel, la valeur de 340 mg Σ HAP/kg sec correspondant à l'addition de la norme de tous les composés suivis, cela permet d'avoir une idée de la teneur en HAP du sol. Dans les deux cas, la concentration résiduelle en HAP totaux est inférieure à cette valeur.

Au terme des essais, c'est donc une concentration de 3 M en NaCl qui a été définie comme optimale.

8.2.3 Enlèvement des HAP dans les fractions de sol < 2 mm n'ayant subi aucun traitement

Au vu des premiers bilans de contamination obtenus après flottation du sol TR23B inférieure à 2 mm, il s'est avéré que 3 étapes de flottations ne soient pas suffisantes pour décontaminer les sols dont la teneur en HAP serait plus élevée que celle du sol TR23B. En effet, ces conditions ne permettent même pas à décontaminer le sol TR23B au dessous du critère C du MDDEP. Les résultats concernant ces essais ne seront pas présentés, en effet les résultats du tableau 8.4 permettent de justifier cette affirmation.

Le Tableau 8.4 présente les résultats obtenus avec 4 étapes de flottations pour le sol TR23B. La flottation a été faite sur les fractions de sol inférieures à 2 mm, la moyenne des concentrations initiales en contaminants obtenues pour cette fraction de sol ($n=9$) est présentée comme sol avant traitement. La première étape de flottation est précédée d'une étape de conditionnement de 15 min. Le processus est répété 2 fois par la suite avec des étapes de conditionnement de 10 min et des étapes de flottation de 5 min (4F; F5, C₁15, C₂10). L'enlèvement se situe entre 63 et 69% dans ce cas précis, ce qui est relativement faible.

Il faut garder à l'esprit que la fraction inférieure à 2 mm représente 48,9% du sol TR23B au total. L'entraînement particulaire moyen (p/p) par rapport à la fraction < 2 mm est de 9,65% $\pm 2,5$ ($n=15$). Ce qui représente moins de 5% de la fraction totale du sol. Toutefois, le procédé de flottation en place ne permet pas de passer la norme du critère C du MDDEP pour tous les HAP. Dans le cas du Pb, le sol se retrouve largement en dessous de la norme du critère industriel de 600 ppm du CCME. Les trois premières flottations permettent de concentrer les HAP par un facteur de 2,4-2,5. La quatrième flottation effectuée dans les mêmes conditions offre peu de gain. Il semble qu'il y ait peu de concentration des HAP dans la mousse de la quatrième fraction, puisque les teneurs sont semblables à celles retrouvées dans les sols avant flottation. D'autres voies ont donc été explorées afin d'augmenter

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

l'enlèvement des HAP dans les sols inférieurs à 2 mm. La Figure 8.2 illustre la partie concernée par les différents traitements appliqués sur le sol < 2 mm avant l'étape de flottation dans les cellules de flottation.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

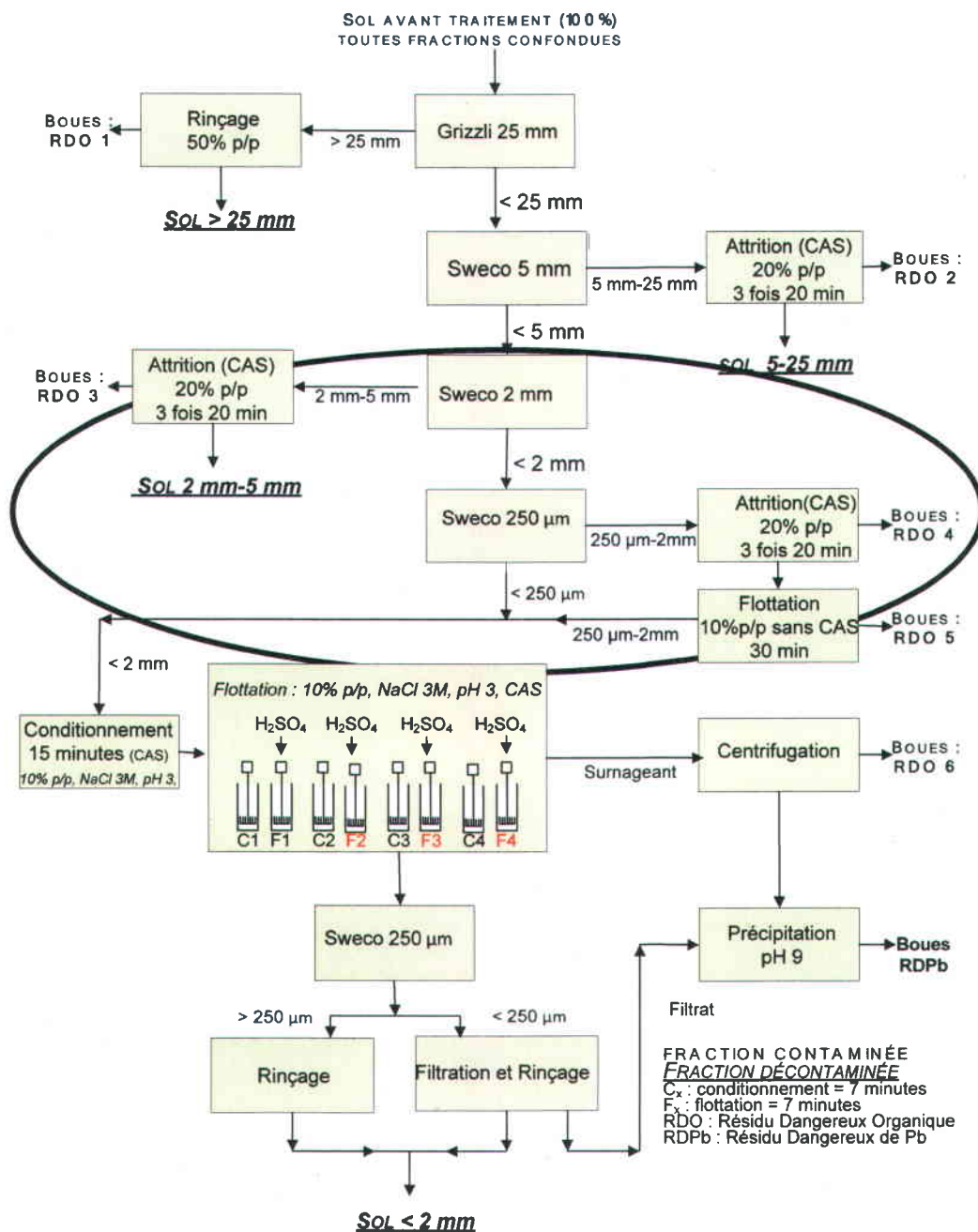


Figure 8.2 Partie du procédé concernée par la section sur l'attrition des fractions < 2 mm préalablement à leur flottation

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.4 Bilan de contamination après flottation de la fraction <2 mm du sol TR23B (conditions: 4F; F5, C₁15; C₂10 avec 3M NaCl)

TR23B	Concentration (mg/kg)											Pb
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	
Sol <2 mm (avant flottation n=9)	145	161	110	53,5	65,6	102	60,7	65,4	26,8	47,0	838	949
Mousses des 4 flottations (n=6)	232	299	226	195	180	322	168	143	87	122	1974	-
Mousses de la 4ième flottation (n=6)	94,9	116	76,7	83,5	90,2	91,9	76,5	61,6	54,9	58,8	805	-
Sol < 2 mm traité (n=15)	48,2	50,5	37,6	17,9	20,1	37,3	21,2	12,7	8,8	14,6	269	312
Enlèvement dans la fraction <2 mm (%)	67	69	66	67	69	64	65	81	67	69	68	67
Critère C du MDDEP	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	340	1000

8.3 Essais physiques de séparation des contaminants de la fraction 250 µm-2 mm avant la flottation

8.3.1 Attrition des fractions 250 µm-2 mm seule et simultanément avec la fraction 2-5 mm.

En raison des résultats insuffisants concernant la décontamination de la fraction inférieure à 2 mm du sol TR23B après l'étape de flottation, il a été décidé d'effectuer différents essais d'attrition de la fraction comprise entre 250 µm et 2 mm préalablement à la flottation. Ceci dans le but de briser les scories et agrégats concentrées en HAP et ainsi améliorer l'efficacité de la flottation subséquente. Une partie de la contamination se retrouverait alors concentrée dans les résidus d'attrition que sont les boues. Deux types d'attrition ont été mises en place: l'attrition de la fraction comprise entre 250 µm et 2 mm effectuée de manière indépendante et l'attrition simultanée des fractions comprises entre 2 et 5 mm et entre 250 µm et 2 mm.

Cette section comprend un grand nombre de résultats et le lecteur doit porter attention à beaucoup d'information pour comprendre convenablement les résultats. En effet, les résultats sont rassemblés par sol. Ils concernent les deux types d'attrition présentés ci-avant; les pourcentages de solides dans la pulpe ainsi que l'importance de chaque fraction peuvent changer. Le Tableau 8.5 résume l'ensemble des paramètres pour chaque essai et synthétise les résultats sur l'enlèvement des HAP, l'EP et la somme des HAP dans les boues d'attrition.

Les Tableaux 8.6 et 8.7 traitent d'un premier essai d'attrition effectué sur le sol TR23A. Cet essai a révélé qu'il était possible d'enlever une partie des HAP grâce au procédé d'attrition. Cependant une seule étape de 20 min ne permet d'obtenir qu'un rendement assez faible, soit un enlèvement de 26% concernant les HAP et de 22% concernant le Pb moyennant un EP de 8,5%. Il a donc été décidé de mettre en place trois étapes d'attrition de 20 min pour le traitement des sols suivants afin d'obtenir de meilleurs rendements d'enlèvement.

Dans le cas du sol TR23A, Il est important de préciser que les concentrations en contaminants dans la fraction considérée avant traitement ont été calculées à partir de 6 valeurs concernant la fraction inférieure à 2mm et d'une valeur concernant la fraction inférieure à 0,250mm. Lors de l'étape d'attrition, les particules fines (0,125 à 0,250mm) présentes dans les boues ont été séparées puis analysées de manière indépendante dans le but de vérifier si la concentration en contaminants était inférieure à celle des boues et justifiait donc un traitement différent. La contamination étant similaire à celle des boues, il a été décidé de les laisser avec ces dernières. Cependant, les particules fines

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

représentant ici 13% de l'EP généré, il pourrait être économiquement intéressant de les traiter par flottation avec la fraction de sol < 2 mm. Des essais supplémentaires pourraient justifier ou non cette hypothèse.

L'attrition du sol TR23B permet la libération de 49% des Σ HAP et de 27% du Pb après 3 étapes de 20 min mais génère un EP relativement élevé de 14.6%. L'enlèvement du Pb est similaire à celui obtenu avec une seule étape d'attrition, cela peut provenir du fait que l'échantillon prélevé pour analyser le Pb n'était représentatif. Il en est de même concernant l'échantillon des boues d'attrition 3. En effet, la concentration en HAP y est deux fois plus importante que dans les boues d'attrition 1+2 alors qu'usuellement la contamination dans les boues diminue au fur et à mesure des attritions. L'enlèvement des HAP a quant à lui presque doublé par rapport à une seule étape d'attrition. Cette tendance a été observée pour l'ensemble des sols.

L'EP important ainsi que le rendement de décontamination toujours inférieur à 50% rend le traitement de cette fraction de sol difficile et implique à priori des améliorations comme une séparation approfondie des particules fines faiblement contaminées présentes dans les boues et une optimisation du nombre d'étape d'attrition. (Tableaux 8.8 et 8.9).

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.5 Résumé des différents paramètres d'attrition appliqués pour le traitement de la fraction comprise entre 250 µm et 2 mm des différents sols avant la flottation des fractions < 2 mm

Sol	Fraction traitée	Proportions (250 µm- 2 mm: 2-5mm)	n	Pulpe d'attrition (p/p)	Enlèvement des HAP(%)		Importance de la fraction* (% du sol total)	EP (% du sol total)	Σ HAP dans les boues d'attrition (mg/kg sec)
					Fraction 250 µm-2 mm	Fraction 2-5mm			
TR23A	250 µm-2 mm	-	2	20	45	-	15,9	8,5	1740
TR23B	250 µm-2 mm	-	1	20	49	-	45,5	14,6	994
TR23C	250 µm-2 mm	-	3	20	35	-	35,5	13,8	2635
TR23C	250 µm-2 mm	-	1	30	18	-	35,5	14,3	3117
TR29A	250 µm-2 mm	-	1	30	85	-	66,1	10,9	22390
TR29B	250 µm-2 mm	-	2	20	72	-	63,0	4,3	12834
TR29B	250 µm-2 mm	-	1	30	67	-	63,0	10,3	11540
TR29C	250 µm-2 mm	-	1	20	87	-	54,9	-	-
TR29C	250 µm-2 mm	-	2	30	69	-	54,9	8,3	11768
TR23C	250 µm-5mm	70:30	1	20	70	98	35,5	27,9	2892
TR29A	250 µm-5mm	70:30	1	20	85	99	66,1	13,2	15468
TR29B	250 µm-5mm	70:30	1	20	79	95	63,0	17,3	16089
TR29C	250 µm-5mm	70:30	2	20	68	89	54,9	13,7	11078
TR29C	250 µm-5mm	40:60	1	20	85	93	54,9	17,9	20172

* *Issu de la granulométrie sèche.*

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.6 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR23A (conditions; 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 1x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR23A	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol 250 µm- 2 mm avant traitement (n=5)	471	516	382	240	210	373	204	130	144	134	2650	711
Sol 250 µm- 2 mm après 1 attrition (n=3)	387	404	305	108	153	232	140	117	36	85	1968	557
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	18	22	20	55	27	38	31	10	75	37	26	22
Boues d'attrition fraction (n=3)	319	376	286	45	151	223	131	104	40	78	1740	2030
Fines particule dans les boues d'attrition (fraction 125-250 µm) (n=2)	320	355	273	44	138	186	111	90	28	71	1616	864

* Après la 3^{ème} attrition.

Tableau 8.7 Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 µm-2 mm du sol TR23A (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 1x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR23A	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol 250 µm-2 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
20 min avec CAS	Boue	272	74	7,4
	Fines décantées	41	11	1,1
	Total	313	85	8,5

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.8 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR23B (conditions; 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR23B	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol 250 µm-2 mm avant traitement (n=2)	145	321	234	61	125	207	114	80	27	64	1395	334
Sol après 1 ^{ière} attrition (n=2)	174	212	155	6	66	120	62	54	21	42	912	807
Sol 2 ^{ième} après attrition (n=2)	169	204	150	6	66	120	62	54	21	42	894	638
Sol 3 ^{ième} après attrition (n=2)	133	165	122	6	58	108	55	45	18	36	745	694
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	8	51	51	90	55	50	53	46	36	45	49	27
Boues d'attrition 1+2 (n=2)	202	286	211	13	111	250	133	137	57	110	1509	994
Boues d'attrition 3 (n=2)	464	587	423	36	233	539	277	285	135	226	3206	701

* Après la 3^{ième} attrition.

Tableau 8.9 Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 µm-2 mm du sol TR23B (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR23B	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol 250 µm-2 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3 X 20 min avec CAS	Boue	299	146	14,6

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Pour ce qui est du sol TR23C, les résultats concernant la fraction 250 μm -2 mm attritée seule dans une pulpe à 20% de solides (Tableaux 8.10 et 8.11) ont donné des résultats semblables à ceux obtenus avec le sol TR23B. Après 3 étapes de 20 min, l'enlèvement atteint 35% pour les HAP et 41% pour le plomb. L'EP est également élevé et culmine à 13,8%.

Les essais dans une pulpe contenant 30% de solide (Tableaux 8.12 et 8.13) n'ont pas permis d'améliorer l'enlèvement et génèrent un EP encore plus important; Les résultats du Tableau 8.11 sont cependant discutables. Il est en effet possible que l'essai ainsi que les résultats d'analyse obtenus ne soient pas représentatif de la performance de ce type d'essai sur le sol TR23C. En effet, l'attrition effectuée avec une pulpe contenant plus de sol doit théoriquement favoriser les collisions entre les particules et donc favoriser l'enlèvement des HAP adsorbés. Une erreur de prélèvement des échantillons d'analyse par l'opérateur pourrait être à l'origine de ces résultats peu concluants.

Lorsque les deux fractions comprises entre 250 μm et 5 mm sont traitées ensemble (Tableaux 8.14 et 8.15), l'enlèvement est beaucoup plus élevé (70% des Σ HAP et 75% du Pb) mais cela se répercute par un très fort EP atteignant 27.9%. Ce qui est très désavantageux pour le procédé puisque l'EP particulaire contaminé est considéré comme déchet ultime et sera donc traité comme tel dans l'industrie. Les coûts de disposition impliqués sont importants et pénalisent donc la rentabilité future du procédé.

Cette fraction du sol TR23C semble donc difficile à traiter avec un procédé d'attrition et, comme dans le cas du sol TR23B, des améliorations sont nécessaires.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.10 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR23C (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR23C	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol 250 µm-2 mm avant traitement (n=2)	402	472	346	90	165	301	159	95	33	99	2112	894
Sol après 1 ^{ère} attrition (n=3)	407	471	329	60	142	230	131	104	38	83	1996	872
Sol après 2 ^{ème} attrition (n=3)	291	338	240	69	108	181	105	86	26	65	1509	629
Sol après 3 ^{ème} attrition (n=3)	262	291	206	64	96	172	95	85	39	67	1375	530
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	35	38	40	29	42	43	40	11	-	32	35	41
Boues attrition 1+2(n=3)	219	282	206	101	104	201	110	105	53	84	1465	2139
Boues d'attrition 3 (n=3)	666	843	615	202	287	506	292	250	95	198	3954	1629

* Après la 3^{ème} attrition.

Tableau 8.11 Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 µm-2 mm du sol TR23C (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR23C	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol entre 250 µm-2 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	361	138	13,8

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.12 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR23C (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR23C	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol 250 µm-2 mm avant flottation (n=1)	402	472	346	90	165	301	159	95	33	99	2112	894
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	19	17	21	n.d.	24	30	30	14	28	32	18	89
Sol après 1 ^{ière} attrition (n=1)	1095	1143	807	-	359	595	341	262	62	200	4864	812
Sol après 2 ^{ième} attrition (n=1)	1193	1357	947	-	411	710	405	291	71	229	5613	725
Sol après 3 ^{ième} attrition (n=1)	324	394	275	n.d.	126	211	112	82	24	67	1740	98
Boues attrition 1+2(n=1)	303	418	294	108	113	175	112	107	33	97	1760	2491
Boues d'attrition 3 (n=1)	820	990	716	308	316	518	299	244	65	198	4475	1399

n.d. Non disponible.

* Après la 3^{ième} attrition.

Tableau 8.13 Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 µm-2 mm du sol TR23C (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm, 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR23C	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol entre 250 µm-2 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	373	143	14,3

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.14 Bilan de contamination après attrition simultanée des fractions entre 250 µm et 2 mm et entre 2 mm et 5 mm du sol TR23C (conditions; attrition 70% de 250 µm-2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR23C	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 250 µm-2 mm (n=1)	402	472	346	90	165	301	159	95	33	99	2112	894
Sol avant traitement 2-5 mm (n=1)	391	411	293	78	140	221	127	93	25	81	1860	718
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	71	73	73	50	73	75	73	65	63	61	70	75
Enlèvement dans la fraction <2-5 mm (%)*	98	98	98	100	98	98	98	98	98	98	98	86
Sol 250 µm- 2 mm après 2 ^{ième} attrition (70:30) (n=1)	121	138	98	50	47	85	49	37	13	28	667	-
Sol 250 µm- 2 mm après 2 ^{ième} attrition (70:30) (n=1)	145	169	120	57	54	93	55	41	15	33	783	302
Sol 250 µm- 2 mm après 3 ^{ième} attrition (70:30) (n=1)	117	130	94	45	45	75	42	33	12	39	633	219
Sol 2-5mm après 1 ^{ière} attrition (70:30) (n=1)	81	87	60	29	29	50	29	22	8	18	411	230
Sol 2-5mm après 3 ^{ième} attrition (70:30) (n=1)	8	9	6	0	3	4	2	2	1	1	36	104
Boues Attrition 1+2 (70:30) (n=1)	366	440	329	173	167	336	194	191	88	608	2892	2078
Boues Attrition 3 (70:30) (n=1)	711	789	559	244	246	394	223	174	66	139	3546	1043
Boues de rinçage (70:30) (n=1)	227	259	188	80	83	136	74	60	26	49	1181	553

* Après la 3^{ième} attrition.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.15 Quantification des boues d'attrition simultanée des fractions 250 µm-2 mm et 2 mm-5mm du sol TR23C (conditions; attrition 70% de 250 µm-2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR23C	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol de départ entre 250 µm-5 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	432	252	25,2
	Boues de rinçage des sols	47	27	2,7
	Total	478	279	27,9

Les résultats obtenus après traitement du sol TR29A sont quant à eux très intéressants (Tableaux 8.16 et 8.17). Dans un premier temps, les attritions successives sont efficaces et la teneur en HAP et Pb diminue avec l'augmentation du nombre d'attrition. L'enlèvement dans la fraction de 250 µm-2 mm attritée seule atteint 85% pour les HAP et 88% pour le Pb dans le cas d'une pulpe à 30% de ST; l'EP généré est de 10,9% du sol total.

Les Tableaux 8.18 et 8.19 présentent l'attrition simultanée des deux fractions comprises entre 250 µm-5 mm. Les taux d'enlèvement obtenus sont semblables à ceux de l'essai présenté ci-dessus malgré 4 étapes d'attrition de 20 min, cependant, l'EP culmine à 13,2%. Il apparaît donc préférable de traiter les deux fractions considérées de manière séparée puisque l'attrition simultanée ne permet pas d'améliorer les rendements de décontamination.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.16 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR29A (conditions; attrition 100% de 250 µm-2 mm, 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29A	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol 250 µm-2 mm avant traitement (n=2)	984	1007	727	176	363	631	375	318	148	281	5009	806,5
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	83	84	84	67	84	87	86	89	92	95	85	88
Sol après 1 ^{ière} attrition (n=2)	222	222	159	79	78	115	67	47	19	42	1050	160
Sol après 2 ^{ième} attrition (n=2)	222	214	152	77	76	112	68	29	14	27	991	118
Sol après 3 ^{ième} attrition (n=2)	172	164	116	57	57	82	52	36	12	14	763	97
Boues d'attrition 1+2+3 (n=2)	3172	3603	2615	116	1723	3600	2342	2332	825	2061	22390	2660

* Après la 3^{ième} attrition.

Tableau 8.17 Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 µm-2 mm du sol TR29A (conditions; attrition 100% < 250 µm-2 mm, 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29A	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol entre 250 µm-2 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	164	109	10,9

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.18 Bilan de contamination après attrition simultanée des fractions entre 250 µm et 2 mm et entre 2 mm et 5 mm du sol TR29A (conditions; attrition 70% de 250 µm-2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 4x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29A	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 250 µm-2 mm (n=2)	984	1007	727	176	363	631	375	318	148	281	5009	807
Sol avant traitement 2-5 mm (n=2)	624	542	382	189	184	364	227	208	92	200	3851	268
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	83	84	85	70	86	89	87	90	95	91	85	94
Enlèvement dans la fraction 2-5 mm (%)*	98	98	98	98	98	99	99	99	99	99	99	75
Sol 250 µm- 2 mm après 1 ^{ière} attrition (70:30) (n=1)	1142	1048	702	3	341	476	312	245	71	227	4568	116
Sol 250 µm- 2 mm après 2 ^{ième} attrition (70:30) (n=1)	438	428	296	139	139	178	119	72	17	63	1890	72
Sol 250 µm-2 mm après 3 ^{ième} attrition (70:30) (n=1)	171	159	112	53	53	72	48	30	7	26	732	49
Sol 250 µm-2 mm après 4 ^{ième} attrition (70:30) (n=1)	41	41	29	14	15	21	12	11	5	11	200	59
Sol 2 -5mm après 1 ^{ière} attrition (70:30) (n=1)	203	161	114	46	48	64	39	26	7	23	730	69
Sol 2 -5mm après 2 ^{ième} attrition (70:30) (n=1)	24	24	16	8	8	13	8	7	4	7	119	51
Sol 2-5mm après 3 ^{ième} attrition (70:30) (n=1)	10	9	6	3	4	5	2	2	1	2	46	66
Sol 2-5mm après 4 ^{ième} attrition (70:30) (n=1)	8	8	5	2	2	2	1	2	1	2	32	53
Boues Attrition 1+2 (70:30) (n=1)	3178	3430	2406	1167	1128	1654	1084	665	170	586	15468	2936
Boues Attrition 3+4(70:30) (n=1)	6198	6438	4473	2203	2151	3139	2129	1323	335	1145	29535	1025
Boues de rinçage (70:30) (n=1)	854	963	669	337	329	439	301	183	45	162	4281	465

* Après la 3^{ième} attrition.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.19 Quantification des boues d'attrition simultanée des fractions 250 µm-2 mm et 2 mm-5mm du sol TR29A (conditions; attrition 70% de 250 µm-2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 4x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29A	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol de départ entre 250 µm-5mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
4x20 min	Boue d'attrition	152	120	12
	Boues de rinçage des sols	15	12	1,2
	Total	168	132	13,2

Les Tableaux 8.20 et 8.21 présentent les résultats de l'attrition de la fraction de 250 µm-2 mm du sol TR29B dans une pulpe à 20% de solides totaux. Après trois étapes de 20 min, l'enlèvement est proche de 72% pour la somme des HAP et atteint 86% pour le Pb. Le taux d'EP est particulièrement bas (4,3%) pour ce sol ce qui est très intéressant.

Le même type d'attrition dans une pulpe à 30% de ST (Tableaux 8.22 et 8.23) ne permet pas d'Augmenter de manière significative l'enlèvement des contaminants mais augmente fortement l'EP qui atteint 10,3% du sol total.

Les Tableaux 8.24 et 8.25 présentent l'attrition des deux des fractions comprises entre 250 µm-5 mm. Les taux d'enlèvement sont bons avec 79% pour la somme des HAP et 89% pour le Pb, ils ne sont donc pas meilleurs que ceux présentés dans le premier paragraphe et génère un taux d'EP de 17,3% discréditant ainsi cette option.

L'option de traitement retenue dans ce cas est donc le traitement de la fraction 250 µm-2 mm de manière indépendante dans une pulpe à 20% de ST, ce qui est le cas pour la plupart des sols traités.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.20 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR29B (conditions; 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29B	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol 250 µm-2 mm avant traitement (n=3)	421	444	318	115	153	270	149	116	62	102	2150	673
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	73	73	74	61	72	73	73	68	67	68	72	85
Sol après 1 ^{ière} attrition (n=2)	154	162	115	57	55	88	54	47	15	39	785	178
Sol après 2 ^{ième} attrition (n=2)	235	246	175	46	92	165	94	87	40	76	1255	130
Sol après 3 ^{ième} attrition (n=2)	114	118	81	45	43	73	40	37	21	32	605	103
Boues attrition 1+2(n=2)	1837	2092	1470	798	739	1266	721	661	324	579	10486	1264
Boues d'attrition 3 (n=2)	3018	3314	2269	1234	1137	1853	1133	1017	442	861	16279	938

* Après la 3^{ième} attrition.

Tableau 8.21 Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 µm-2 mm du sol TR29B (conditions; 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29B	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol entre 250 µm-2 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	68	43	4,3

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.22 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR29B (conditions; 100%<250 µm-2 mm, 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29B	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol 250 µm-2 mm avant traitement (n=3)	421	444	318	115	153	270	149	116	62	102	2150	673
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	65	64	65	57	69	73	74	75	75	74	67	88
Sol après 1 ^{ière} attrition (n=2)	104	112	79	38	38	60	35	27	12	23	529	100
Sol après 2 ^{ième} attrition (n=2)	46	49	35	18	17	29	16	13	6	11	241	56
Sol après 3 ^{ième} attrition (n=2)	149	160	113	50	48	73	39	30	16	26	705	83
Boues attrition 1+2 (n=1)	1708	1845	1344	662	641	1072	636	472	210	406	8996	1575
Boues d'attrition 3 (n=2)	3209	3601	2539	1267	1207	1957	1174	872	395	756	16978	655

* Après la 3^{ième} attrition.

Tableau 8.23 Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 µm-2 mm du sol TR29B (conditions; 100% de 250 µm-2 mm, 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29B	Résidu d'attrition	kg sec par	kg sec par	EP
		T de sol entre 250 µm-2 mm	T de sol de départ	(% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	163	103	10,3

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.24 Bilan de contamination après attrition simultanée des fractions entre 250 µm et 2 mm et entre 2 mm et 5 mm du sol TR29B (conditions; attrition 70%de 250 µm-2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29B	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 250 µm-2 mm (n=4)	421	444	318	115	153	270	149	116	62	102	2150	673
Sol avant traitement 2-5 mm (n=1)	490	438	306	100	130	203	127	88	34	82	1998	176
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	80	80	79	75	80	80	79	76	87	80	79	89
Enlèvement dans la fraction 2-5 mm (%)*	96	96	95	99	95	94	95	94	94	95	95	85
Sol 250 µm-2 mm après 1ière attrition (70:30) (n=1)	160	168	120	57	55	93	58	50	13	6	782	87
Sol 250 µm-2 mm après 2ième attrition (70:30) (n=1)	102	109	78	37	37	64	40	35	12	6	520	71
Sol 250 µm-2 mm après 3ième attrition (70:30) (n=1)	86	89	66	29	31	53	31	28	8	20	441	73
Sol 2 -5mm après 1ière attrition (70:30) (n=1)	36	33	24	1	12	21	1	7	3	6	153	80
Sol 2 -5mm après 2ième attrition (70:30) (n=1)	14	13	9	1	5	8	4	3	1	3	59	34
Sol 2-5mm après 3ième attrition (70:30) (n=1)	21	19	14	1	7	13	7	5	2	4	93	26
Boues attrition 1+2 (70:30) (n=1)	3060	3289	2373	1154	1106	1896	1171	926	355	759	16089	2400
Boues attrition 3 (70:30) (n=1)	3032	3176	2262	1129	1089	1829	1092	894	327	755	15584	594
Boues de rinçage (70:30) (n=1)	1571	1750	1256	631	611	1034	636	507	106	415	8516	494

* Après la 3^{ième} attrition.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.25 Quantification des boues d'attrition simultanée des fractions 250 µm-2 mm et 2 mm-5mm du sol TR29B (conditions; attrition 70% de 250 µm-2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29B	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol de départ entre 250 µm-5mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	(214+211)	162	16,2
	Boues de rinçage des sols	(14+14)	11	1,1
	Total	(228+225)	173	17,3

Le sol TR29C est celui qui a subi la plus grande variété d'essais d'attrition. Les Tableaux 8.26 et 8.27 ainsi que le Tableau 8.28 présentent les essais concernant la fraction de 250 µm-2 mm attritée seule dans des pulpes à 20% et 30% de ST respectivement. L'enlèvement optimal est obtenu dans le cas d'une pulpe à 20% de ST, il atteint 82% pour la somme des HAP versus 66% à 30% de ST. Il est cependant envisageable que le sol utilisé pour l'essai à 30% de ST ait une concentration en HAP plus élevée que celle utilisée pour calculer les enlèvements. En ce qui concerne le plomb, l'enlèvement est plus performant lors d'un essai à 30% de ST, cependant sa concentration finale est déjà largement au dessous du critère B du MDDEP dans les deux cas. L'EP est de 8,3% dans le cas d'une pulpe à 20% de ST.

Les Tableaux 8.29, 8.30, 8.31 et 8.32 permettent de rendre compte de l'effet de la valeur des ratios des fractions entre 250 µm-2 mm et entre 2-5mm lors de l'attrition simultanée de ces mêmes fractions. L'attrition dans une proportion 40:60 (fractions 250 µm-2 mm et 2-5mm respectivement) (Tableaux 8.29 et 8.30) s'est révélée plus efficace que la proportion 70:30 (Tableaux 8.31 et 8.32) puisqu'elle permet un enlèvement de 79% des HAP et 88% du plomb contre 56% et 88%. Les boues sont quant à elles aussi plus concentrées dans le cas du ratio 40:60, soit par un facteur de 10 fois par rapport au sol avant attrition. Pour ce même cas, l'EP total est de 8,5(250 µm-2 mm) + 3,2(2-5mm)=11,7% (Tableau 8.33).

Ainsi, dans le cas du sol TR29C, il apparait de nouveau que l'enlèvement particulaire soit plus élevé lorsque les fractions sont attritées de manière simultanée. Le traitement optimal pour cette fraction de sol serait donc une attrition individuelle dans une pulpe contenant 20% de ST.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.26 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR29C (conditions; 100% de 250 µm-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29C	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 250 µm-2 mm (n=1)	366	374	288	3	149	235	143	102	23	84	1767	370
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	83	80	82	-	84	86	84	85	87	85	82	83
Sol après 1 ^{ière} attrition (n=1)	318	319	222	105	101	151	99	65	14	57	1451	120
Sol après 2 ^{ième} attrition (n=1)	153	152	108	52	51	73	49	31	7	27	703	72
Sol après 3 ^{ième} attrition (n=1)	64	73	52	24	24	34	23	15	3	13	326	64

* Après la 3^{ième} attrition.

Tableau 8.27 Quantification des boues d'attrition de la fraction 250 µm-2 mm du sol TR29C (conditions; 100%<250 µm-2 mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29C	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol <2 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	1-2-3	136	83	8,3

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.28 Bilan de contamination, après attrition, de la fraction entre 250 µm et 2 mm du sol TR29C (conditions, attrition 100%<250 µm-2 mm, 30% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29C	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol 250 µm-2 mm avant traitement (n=1)	366	374	288	3	149	235	143	102	23	84	1767	370
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	65	67	67	67	66	66	66	70	61	69	66	88
Sol après 1 ^{ière} attrition (n=2)	256	243	176	52	89	147	91	75	28	62	1218	37
Sol après 2 ^{ième} attrition (n=2)	98	95	70	13	35	58	34	28	11	24	465	27
Sol après 3 ^{ième} attrition (n=3)	127	125	94	1	51	80	49	31	9	26	592	43
Boues d'attrition 1+2+3 (n=2)	2380	2338	1714	534	848	1503	859	704	304	584	11768	151
Boues de rinçage des sols attrités (n=2)	1617	1563	1153	73	573	913	533	421	187	349	7289	155

* Après la 3^{ième} attrition.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.29 Bilan de contamination après attrition simultanée des fractions entre 250 µm et 2 mm et entre 2 mm et 5 mm du sol TR29C (conditions; attrition 40% de 250 µm-2: 60% 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29C	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 250 µm-2 mm (n=1)	366	374	288	3	149	235	143	102	23	84	1767	370
Sol avant traitement 2-5 mm (n= 2)	441	372	260	51	141	161	82	60	12	41	1619	187
Enlèvement dans la fraction 250 µm-2 mm (%)*	83	81	82	-	85	82	82	53	70	74	79	88
Enlèvement dans la fraction 2-5mm (%) 2ème attrition	94	93	92	100	93	90	89	90	83	88	93	76
Sol 250 µm-2 mm 1ière attrition (40:60) (n=1)	335	341	255	2	132	214	136	85	24	65	1589	70
Sol 250 µm-2 mm 2ième attrition (40:60) (n=1)	78	86	64	27	27	47	30	n.d.	2	22	383	49
Sol 250 µm-2 mm 3ième attrition (40:60) (n=1)	61	72	52	23	22	43	26	48	7	22	376	44
Sol 2-5 mm 1ière attrition (40:60) (n=1)	175	179	133	1	59	142	110	154	34	124	1110	55
Sol 2-5 mm2ième attrition (40:60) (n=1)	25	27	20	0	10	16	9	6	2	5	120	45
Boues d'attrition 1+2 (n=1)	4160	3995	2881	13	1342	2429	1742	1707	477	1426	20172	1899
Boues d'attrition 3 (n=1)	3554	3431	2450	1246	1156	2841	1947	0	455	2077	19157	518
Boues de rinçage des sols attrités (n=1)	979	1024	741	394	358	844	631	0	99	673	5742	187

* Après la 3^{ième} attrition.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.30 Quantification des boues d'attrition simultanée des fractions 250 µm-2 mm et 2 mm-5mm du sol TR29C (conditions; attrition 40% de 250 µm-2: 60% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29C	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol entre 250 µm-5mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	203	152	15,2
	Boues de rinçage des sols (50% p/p)	36	27	2,7
	Total	240	179	17,9

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.31 Bilan de contamination après attrition simultanée des fractions entre 250 µm et 2 mm et entre 2 mm et 5 mm du sol TR29C (conditions; attrition 70% de 250 µm-2: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29C	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol avant traitement 250 µm-2 mm (n=1)	366	374	288	3	149	235	143	102	23	84	1767	370
Sol avant traitement 2-5 mm (n= 1)	441	372	260	51	141	161	82	60	12	41	1619	187
Enlèvement fraction 250 µm-2 mm (%)*	62	59	62	-	66	61	59	47	4	45	56	88
Enlèvement dans la fraction 2-5mm (%)*	92	91	91	78	92	87	85	68	44	76	89	77
Sol 250 µm-2 mm avant 1ière attrition (70:30) (n=2)	557	547	394	64	185	374	255	151	64	231	2823	97
Sol 250 µm-2 mm avant 2ième attrition (70:30) (n=2)	245	250	181	83	80	146	92	126	28	70	1302	64
Sol 250 µm-2 mm avant 3ième attrition (70:30) (n=2)	140	154	110	50	50	91	58	54	22	46	776	45
Sol entre 2-5 mm avant 1ière attrition (70:30) (n=2)	172	170	122	53	51	96	67	123	17	61	933	67
Sol entre 2-5 mm avant 2ième attrition (70:30) (n=2)	81	77	54	24	23	43	28	45	9	23	409	54
Sol entre 2-5 mm avant 3ième attrition (70:30) (n=2)	35	35	24	11	11	21	13	19	6	10	186	43
Boues d'attrition 1+2+3 (n=2)	2405	2479	1789	444	827	1235	667	490	148	593	11078	663
Boues de rinçage des sols attrités (n=2)	750	790	566	129	260	461	307	286	96	241	3887	145

* Après la 3^{ième} attrition.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.32 Quantification des boues d'attrition simultanée des fractions 250 µm-2 mm et 2 mm-5mm du sol TR29C (conditions; attrition 70% de 250 µm-2 mm: 30% de 2-5mm, 20% p/p, 3x20 min, 0,2 g/L CAS)

TR29C	Résidu d'attrition	kg sec par T de sol de départ entre 250 µm-5 mm	kg sec par T de sol de départ	EP (% du sol de départ)
3x20 min	Boue d'attrition	166	124	12,4
	Boues de rinçage des sols	18	14	1,4
	Total	184	137	13,7

Tableau 8.33 Comparaison de L'EP généré par l'attrition simultanée des fractions 250-2 mm et 2 mm-5mm avec l'Addition des EP générés par l'attrition individuelle de ces deux fractions

Sol	Proportions	EP attritionné ensemble (250 µm-5 mm)	EP attritionné séparément (250 µm-2 mm+2-5 mm)
TR23C	70:30	27,9	13,8+6,8=20,6
TR29A	70:30	10,9	10,9+1,8=12,7
TR29B	70:30	17,3	4,3+2,7=7,0
TR29C	40:60	17,9	8,3+3,2=11,5
TR29C	70:30	13,7	8,3+3,2=11,5

Il apparait donc, dans la majorité des essais effectués sur cette fraction, que l'EP est plus important lorsque les fractions 250 µm-2 mm et 2 mm-5mm sont attritées de manière simultanée. Cependant cette constatation ne se vérifie pas à chaque fois et le type de sol attrité a une grande influence que le pourcentage d'EP (les sols TR23 génère plus d'EP que les sols TR29), en fonction du sol, les grosses particules présentes dans la pulpe viennent frapper et désagréger plus ou moins les fines particules de sol se retrouvant alors dans les boues d'attrition.

Le paramètre d'EP est très important dans le développement du procédé puisque la gestion des concentrés de HAP comme les boues d'attrition est très onéreuse et donc pénalisante au niveau des coûts du procédé.

8.3.2 Essais sur des sols < 2 mm broyés

Un essai de broyage a été effectué avec un broyeur à disque de laboratoire dans le but d'évaluer l'importance de la granulométrie du sol dans les résultats de flottation avec CAS sur le sol broyé. En

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

effet, une granulométrie réduite du sol et donc des contaminants organiques s'y trouvant pourrait faciliter leur entraînement lors de l'étape de flottation. Les bilans granulométrique avant et après broyage sont présentés dans les Tableaux 8.34 et 8.35 respectivement ainsi que dans les Figures 8.3 et 8.4 associées. Ils concernent la fraction comprise entre 250 μm et 2 mm du sol TR29C.

Tableau 8.34 *Granulométrie de la fraction entre 250 μm et 2 mm non broyée du sol TR29C*

Fraction	Masse (g)	Pourcentage cumulé	Pourcentage du total
1-2 mm	1673	100	31,9
500 μm -1mm	2292	68,1	43,7
250 μm -500 μm	1282	24,4	24,4

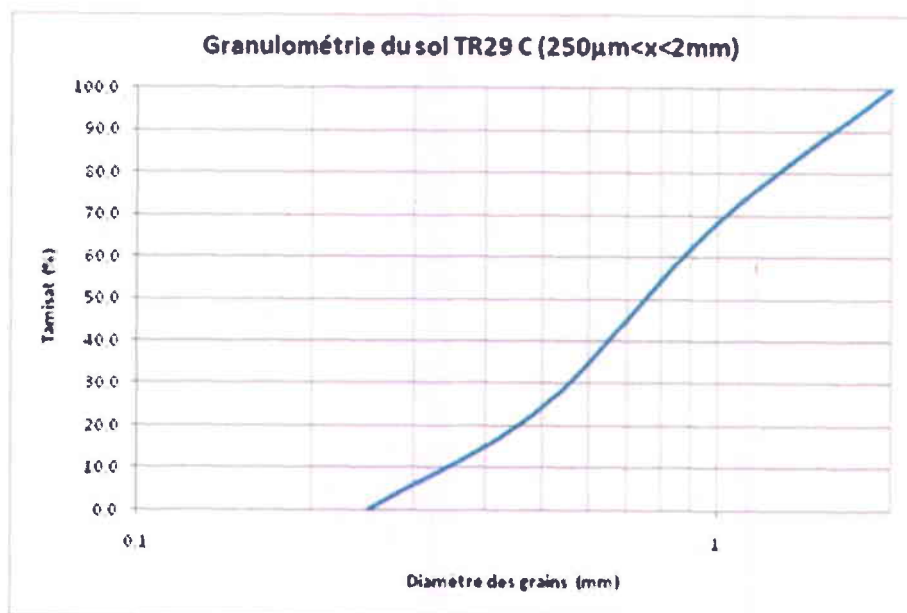


Figure 8.3 *Courbe granulométrique de la fraction entre 250 μm et 2 mm non broyée du sol TR29C*

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.35 Granulométrie de la fraction entre 250 μm et 2 mm broyée du sol TR29C

Fraction	Masse (g)	Pourcentage cumulé	Pourcentage du total (%)
1-2 mm	215	100	22,7
500 μm -1mm	460	77,3	48,6
250-500 μm	200	28,6	21,1
125-250 μm	20,0	7,5	2,1
53-125 μm	17,0	5,4	1,8
20-53 μm	4,0	3,6	0,4
<20 μm	30,0	3,2	3,2

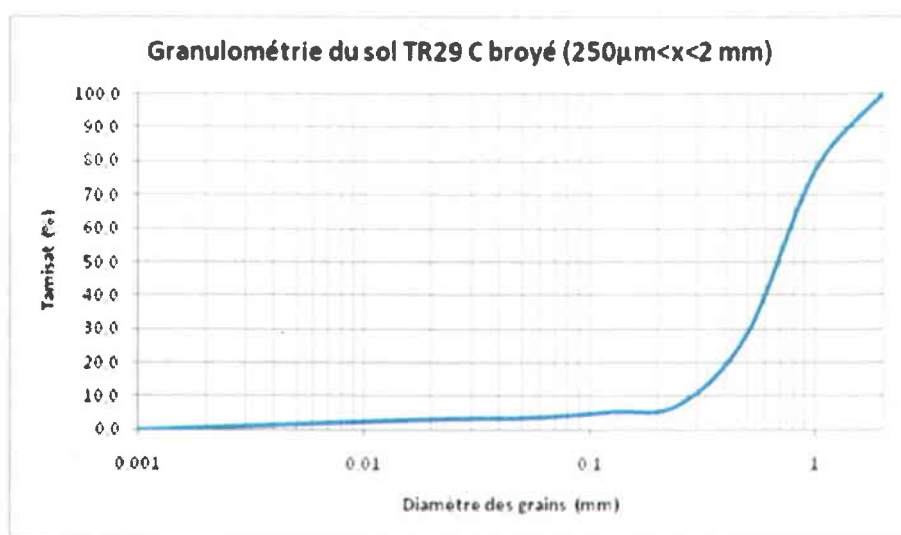


Figure 8.4 Courbe granulométrique de la fraction entre 250 μm et 2 mm broyée du sol TR29C

Les conséquences du broyage sur les différentes fractions sont décrites ci-après:

- la fraction 1-2 mm perd 30% de sa masse;
- la fraction 500 μm -1mm gagne 11%;
- la fraction 250-500 μm perd 13%;

De plus on constate l'apparition de fines (7,5% du total) entre 1 et 200 μm .

Ainsi le broyage a pour effet de « casser » les fractions comprises entre 1 mm et 2 mm et entre 250 μm et 500 μm . Il est probable que la plus grosse fraction donne des débris entre 500 μm et 1 mm et que la fraction comprise entre 250 μm et 500 μm engendre les fines. Trois essais de flottation avec CAS ont été effectués avec cette fraction broyée et les résultats sont présentés au Tableau 8.36.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Ainsi, le broyage de la fraction considérée comme prétraitement dans le but d'améliorer l'enlèvement lors de l'étape de flottation ne s'est pas révélé efficace. En effet, la flottation ne permet qu'un enlèvement de 68% des HAP et de 16% du Plomb. Même si la concentration en plomb est inférieure aux normes, la concentration en HAP est supérieure au critère C et le sol ne peut donc être considéré comme décontaminé. Le broyage des sols engendre des coûts et une transformation élevés du sol d'origine qui ne pourrait être justifiés que dans le cas d'un enlèvement presque total, ce qui n'est pas le cas. Ce type de traitement a donc été abandonné par la suite.

Les résultats présentés dans cette partie concernent les essais optimaux de flottation avec CAS effectués sur le sol < 2 mm dont la fraction comprise entre 250 μ m et 2 mm a subi l'attrition dans la grande majorité des cas.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.36 Bilan de contamination après flottation du sol TR29C < 2 mm dont la fraction entre 250 µm et 2 mm a été broyée (conditions de la flottation; 6F, F7, C₁₅,C₇)

Échantillon	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol 250 µm-2 mm avant broyage et flottation (n=1)	366	374	288	3	149	235	143	102	23	84	1767	370
Sol traité (n=4)	110	110	79	42	38	71	37	34	20	32	573	309
Enlèvement (%)	70	71	73	-	74	70	74	67	13	62	68	16
Critère C MDDEP	50	100	100	10	10	30*	10	10	10	10	-	1000

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.4 Flottation des sols plus petits que 2 mm

La Figure 8.5 présente la partie du procédé discutée dans ce chapitre.

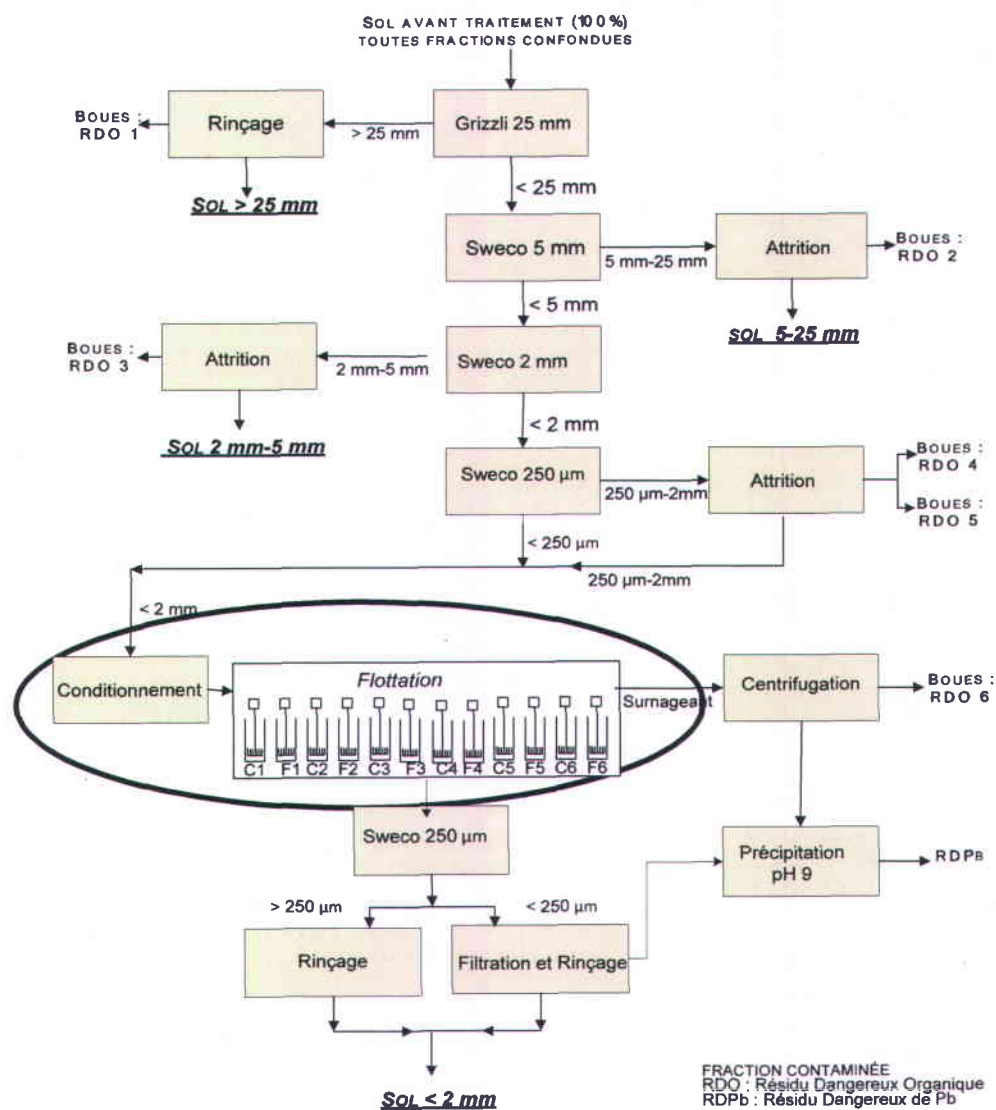


Figure 8.5 Partie du procédé concernée par la flottation des sols de taille inférieure à 2 mm

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Étant donné la quantité d'essais de flottation effectués sur l'ensemble de 6 sols différents, il a été décidé de ne présenter dans cette partie que les essais définis comme optimaux pour chacun des sols. En effet, une présentation de l'ensemble des résultats aurait été fastidieuse et non indispensable.

8.4.1 Flottation avec les sols TR23A

8.4.1.1 *Essai optimal*

Les concentrations résiduelles en contaminants ainsi que l'enlèvement atteint dans la fraction traitée par l'essai considéré comme optimal sont présentées de manière détaillée dans le Tableau 8.37. L'essai se compose d'une première étape de conditionnement de 15 min suivie de 3 étapes de flottation de 5 min entrecoupées de 2 étapes de conditionnement de 5 min (3F; F5, C₁15, C₂5), ceci sur un sol < 2 mm dont la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm n'a pas subi d'attrition.

Ainsi, même si les résultats concernant cet essai sont à prendre avec un certain recul étant donné les approximations effectuées sur la contamination résiduelle présente dans la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm après prétraitement (cf. tableau 8.37), l'on note que cet essai permet d'atteindre un enlèvement de 76% concernant les HAP bien que les concentrations en chrysène, benzo(a)pyrène et indénopyrène dépassent de peu les valeurs limites du critère C.

Cependant, cet essai a été défini comme optimal étant donné l'absence de données concernant un éventuel essai effectué dans les mêmes conditions que celui-ci à cela près que fraction comprise entre 0,250 et 2 mm aurait, en plus, subi une étape d'attrition. Cette étape aurait ainsi permis l'enlèvement de près de 50% des contaminants organiques en plus dans cette dernière fraction, ce qui signifie une concentration en HAP réduite d'environ 25% dans la fraction < 2 mm traitée après flottation.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.37 Bilan de contamination après flottation de la fraction < 2 mm du sol TR23A (essai de flottation optimal)

TR23A	Concentration (mg/kg)										
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP
Sol < 2 mm avant flottation (n=5*)	206	242	182	70	96	149	92	67	24	56	1183
EC	44	36	28	32	10	19	8	17	12	13	209
Sol < 2 mm après flottation (n=1)	67	73	49	3	21	30	18	12	2	9	284
Enlèvement dans la fraction < 2 mm (%)*	67	70	73	96	78	80	80	82	92	84	76
Critères C du MDDEP	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	-
											1000

* La concentration en contaminants de cette fraction a été calculée à partir de 5 valeurs de contamination concernant la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm non attritée et d'une valeur de contamination concernant la fraction < 0,250mm.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.4.1.2 Solubilisation du plomb

La solubilisation du plomb a lieu lors des étapes de conditionnement et de flottation à pH acide en milieu salin. Les conditions optimales de pH ont été déterminées en laboratoire lors des travaux de thèse de Julia Mouton (Mouton, 2008). Le pH doit être maintenu à 3 pour permettre la solubilisation de la majeure partie du plomb présent dans la fraction < 2 mm moyennant des coûts acceptable.

Le pouvoir tampon de chaque sol traité étant différent, il a été nécessaire d'ajuster la quantité d'acide sulfurique à ajouter au sein de la solution de sol. On rappelle que l'ajout d'acide sulfurique tout comme le contrôle de pH se fait directement dans la cellule de flottation durant les étapes de conditionnement.

8.4.2 Flottation avec les sols TR23B

8.4.2.1 Essai optimal

L'essai optimal se compose d'une première étape de conditionnement de 15 min suivie de 3 étapes de flottation de 5 min entrecoupées de 2 étapes de conditionnement de 5 min (3F; F5, C₁15, C₂5), ceci sur un sol < 2 mm dont la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm a subi l'attrition.

Comme on peut le voir dans le Tableau 8.38, cet essai permet d'obtenir un enlèvement de 91% des contaminants organiques encore présents dans la fraction juste avant l'étape de flottation. La somme des HAP de suivis ne dépasse pas 29 mg/kg dans la fraction traitée. Pour ce qui est du plomb, l'enlèvement de 55% du plomb se trouvant dans la fraction considérée avant flottation permet d'atteindre une concentration résiduelle de 122 mg/kg.

Même si la concentration en Pb dans la fraction considérée est inférieure au critère C du MDDEP avant traitement, les analyses du Pb ont été effectuées de manière systématique pour chaque sol.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.38 Bilan de contamination après flottation de la fraction < 2 mm du sol TR23B (essai de flottation optimal)

TR23B	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol < 2 mm avant flottation (n=3*)	63± 14	68	69	20	27	54	37	29	15	19	311	272
EC	14	18	14	1	4	4	4	6	2	4	54	23
Sol < 2 mm après flottation (n=3)	5	6	4	2	2	3	2	2	1	1	29	122
EC	1,0	1,2	0,8	0,4	0,4	0,6	0,3	0,3	0,1	0,2	5,3	6,1
Enlèvement dans la fraction < 2 mm (%)*	92	91	94	90	93	94	95	93	93	95	91	55
Critères C du MDDEP	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	-	1000

* Les valeurs présentées ont été calculées à partir de 3 résultats d'analyse concernant la fraction > 0,250 mm et d'un seul résultat d'analyse < 0,250 mm.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.4.3 Flottation avec les sols TR23C

8.4.3.1 Essai optimal

Dans le cas du sol TR23C, l'essai optimal se compose d'une première étape de conditionnement de 15 min suivie de 3 étapes de flottation de 5 min entrecoupées de 2 étapes de conditionnement de 5 min (3F; F5, C₁15, C₂5), ceci sur un sol < 2 mm dont la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm a subi l'attrition. Les résultats détaillés sont résumés dans le Tableau 8.39 suivant.

L'essai permet donc d'obtenir un enlèvement par flottation de 30% des contaminants organiques encore présents dans la fraction < 2 mm et de 58% du plomb, ce qui représente un rendement relativement faible. Cela pourrait être dû à la nature des contaminants HAP présents dans cette fraction, ceux-ci étant moins disponibles et donc moins susceptibles d'être entraînés dans les mousses de flottation. Les concentrations en benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(b,j,k)fluoranthène, benzo(a)pyrène et benzopérylène dépassent de peu le critère C du Québec. Cependant, comme il a été dit précédemment, une fois le sol total reconstitué, les concentrations de tous les HAP encore présents sont inférieures aux normes visées.

Tableau 8.39 Bilan de contamination après flottation de la fraction < 2 mm du sol TR23C (essai de flottation optimal)

TR23C	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol < 2 mm avant flottation (n=2)	57	65	47	20	21	35	20	14	5	12	297	759
EC	0,2	2,8	2,6	0,0	0,2	1,7	0,7	0,5	0,3	0,1	3,1	459
Sol < 2 mm après flottation (n=3)	33	38	29	16	16	35	16	9	2	15	208	316
EC	2	1	0	3	3	14	4	13	3	2	33	27
Enlèvement dans la fraction < 2 mm (%)	42	42	38	20	24	0	20	36	60	-	30	58
Critères C du MDDEP	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	-	1000

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.4.4 Flottation avec les sols TR29A

8.4.4.1 Essai optimal

Le bilan de contamination détaillé de l'essai optimal est récapitulé dans le Tableau 8.40. L'essai se compose d'une première étape de conditionnement de 15 min suivie de 3 étapes de flottation de 7 min entrecoupées de 2 étapes de conditionnement de 7 min (3F; F7, C₁15, C₂7), ceci sur un sol < 2 mm dont la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm a subi l'attrition.

La concentration en HAP dans la fraction à traiter par flottation est ici très élevée. Elle atteint 669 mg/kg malgré le prétraitement effectué. Cependant, le très fort enlèvement (92%) obtenu grâce à cette étape du procédé permet d'obtenir une concentration résiduelle en HAP de 56 mg/kg, largement au dessous du critère C du Québec pour chacun des contaminants. Le plomb a été enlevé quant à lui à hauteur de 69%, avec une concentration finale de 94 mg/kg.

Malheureusement, il n'a pas été possible de mettre en place un essai de flottation de type 3F; F5, C₁15, C₂5 sur la fraction de ce sol, faute d'une quantité suffisante de sol. Cependant, au vu des concentrations résiduelles en HAP dans la fraction traitée obtenues après un essai de type 3F; F7, C₁15, C₂7, il est fort probable qu'un essai de type 3F; F5, C₁15, C₂5 puisse permettre d'abaisser la contamination résiduelle en HAP au dessous du critère C du MDDEP après traitement.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.40 Bilan de contamination après flottation de la fraction < 2 mm du sol TR29A (essai de flottation optimal)

TR29A	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol < 2 mm avant flottation (n=3)	117	130	92	51	51	87	51	39	16	35	669	301
EC	36	40	27	10	10	24	11	11	8	11	128	131
Sol < 2 mm après flottation (n=3)	13	13	9	4	4	5	3	3	1	2	56	94
EC	2	3	2	1	1	2	1	1	0	0	14	23
Enlèvement dans la fraction < 2 mm (%)	89	90	90	92	92	94	94	92	94	94	92	69
Critères C du MDDEP	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	-	1000

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.4.5 Flottation avec les sols TR29B

8.4.5.1 *Essai optimal*

Les résultats détaillés sont présentés par la suite dans le Tableau 8.41. L'essai se compose d'une première étape de conditionnement de 15 min suivie de 3 étapes de flottation de 5 min entrecoupées de 2 étapes de conditionnement de 5 min (3F; F5, C₁₅, C₂₅), ceci sur un sol < 2 mm dont la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm a subi l'attrition.

Cet essai a permis un enlèvement de 76% des contaminants organiques encore présents avant l'étape de flottation et de 79% du plomb. L'ensemble des éléments suivis respectent donc aisément le critère C visé.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.41 Bilan de contamination après flottation de la fraction < 2 mm du sol TR29B (essai de flottation optimal)

TR29B	Concentration (mg/kg)											Pb
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	
Sol < 2 mm avant flottation (n=3)	62	67	48	13	26	50	27	25	12	22	352	113
EC	17	23	17	4	10	23	12	13	7	11	128	25
Sol < 2 mm après flottation (n=3)	14	16	11	6	6	12	6	6	2	5	86	24
EC	3	3	2	1	1	2	1	1	2	1	11	2
Enlèvement dans la fraction < 2 mm (%)	77	76	77	54	77	76	78	76	83	77	76	79
Critères C du MDDEP	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	-	1000

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.4.6 Flottation avec les sols TR29C

8.4.6.1 *Essai optimal*

Les résultats d'analyse détaillés sont présentés dans le Tableau 8.42 suivant. L'essai se compose d'une première étape de conditionnement de 15 min suivie de 6 étapes de flottation de 7 min entrecoupées de 5 étapes de conditionnement de 7 min (6F; F7, C₁₅, C₂₇), ceci sur un sol < 2 mm dont la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm a subi l'attrition.

L'essai a donc permis un enlèvement de 84% des HAP et de 66% du plomb encore présents dans la fraction < 2 mm avant l'étape de flottation. Les concentrations en contaminants se situant toutes au-dessous du critère C visé.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.42 Bilan de contamination après flottation de la fraction < 2 mm du sol TR29B (essai de flottation optimal)

TR29B	Concentration (mg/kg)											
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Sol < 2 mm avant traitement (n=4*)	100	120	91	11	48	81	50	32	14	29	536	317
EC	4	3	2	2	2	3	2	6	2	2	74	12
Sol < 2 mm après flottation après flottation (n=3)	14	17	12	7	7	10	8	3	4	5	87	109
EC	0	0	0	0	0	0	1	4	1	2	1	8
Enlèvement dans la fraction < 2 mm (%)	86	86	87	36	85	88	84	91	71	83	84	66
Critères C du MDDEP	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	-	1000

Les valeurs proviennent de 4 résultats provenant de la fraction 0,250-2 mm et d'un seul résultat concernant la fraction < 0,250 mm.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.4.6.2 Solubilisation du plomb

Au moment de passer du sol TR23A au sol TR29C, l'étape de flottation et notamment l'ajustement de pH des solutions de sol ont été modifiés. La quantité d'acide nécessaire pour atteindre un pH 3 a été ajustée au fur et à mesure, celle-ci ayant été surévaluée lors du premier essai (le sol TR29C possède un pouvoir tampon beaucoup plus faible que celui du sol TR23C). L'ajustement de pH a donc généré suffisamment de données pour pouvoir établir une courbe de solubilisation du Pb présent dans la fraction FC (< 2 mm) du sol en fonction du pH, celle-ci est présentée dans la Figure 8.6.

On rappelle que la solubilisation du plomb s'effectue au sein de la cellule lors de l'étape de flottation.

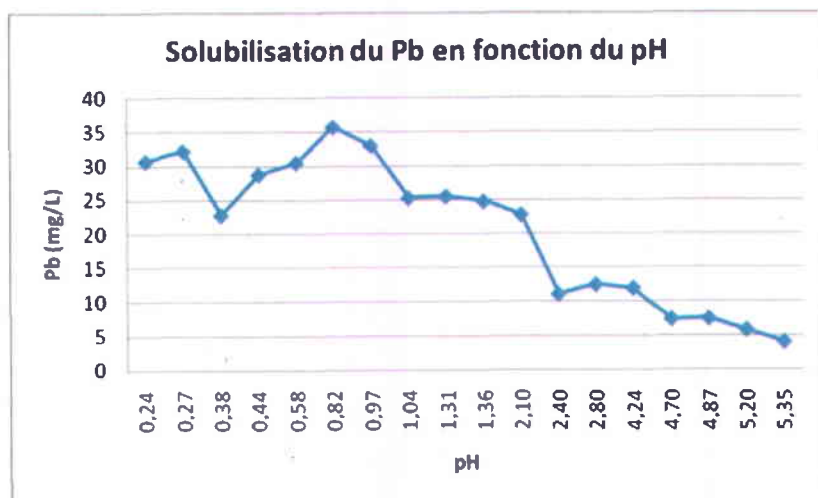


Figure 8.6 Solubilisation du plomb en fonction du pH lors des essais de flottation avec CAS de la fraction < 2 mm du sol TR29C

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.5 Rinçage et déshydratation des sols < 2 mm traités

La Figure 8.7 présente la partie du procédé concernée par la présente section.

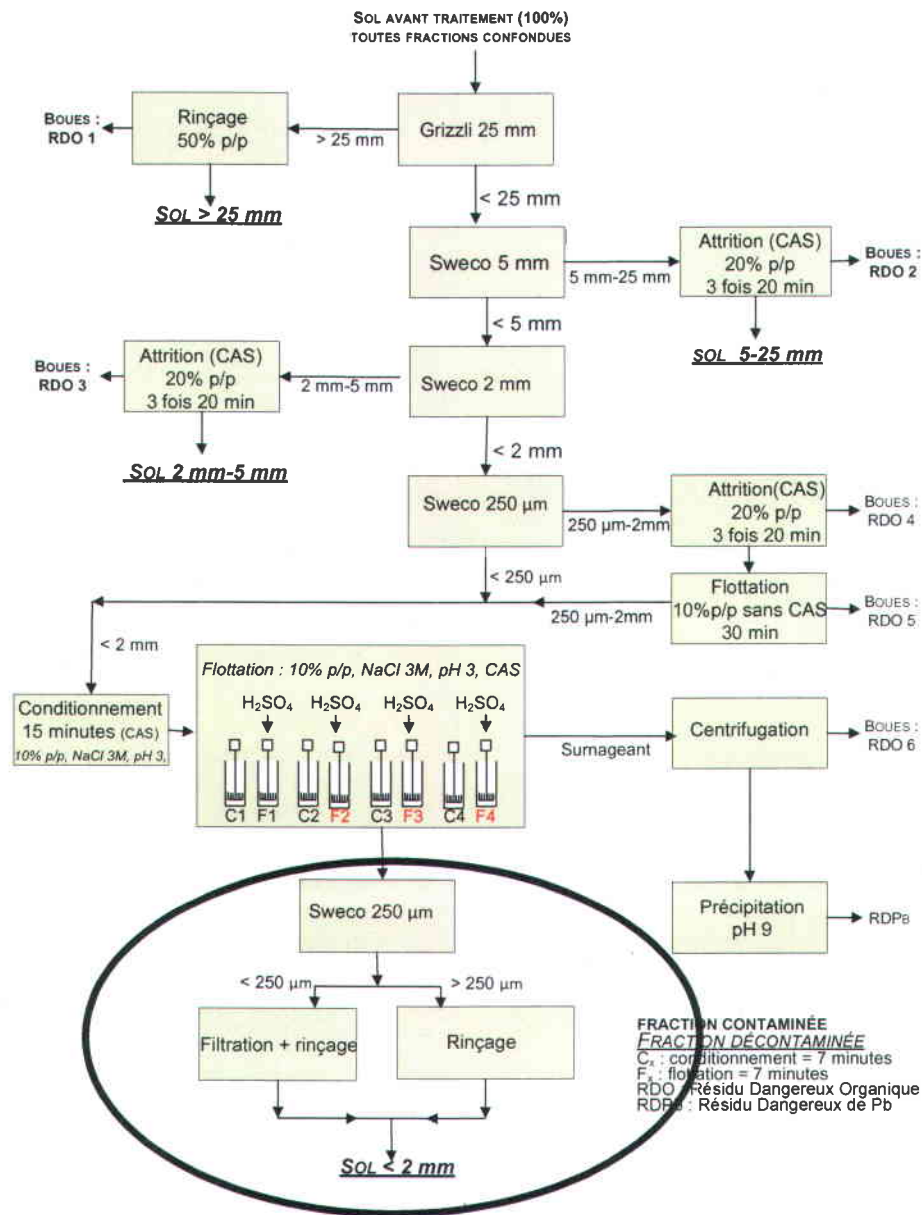


Figure 8.7 Étape du procédé concernée par la présente section

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Une fois l'étape de flottation avec CAS effectuée sur la fraction des sols < 2 mm, celle-ci est considérée décontaminée. A la sortie de la cellule de la flottation les solutions de sols (10% de ST (p/p) dans une pulpe de 3M NaCl) sont stockées en attente de l'étape de rinçage et de déshydratation. En effet, il est nécessaire que la concentration résiduelle en NaCl au sein de cette fraction soit proche de celle présente avant traitement. Ceci afin de ne pas dénaturer les caractéristiques chimiques du sol.

Après quelques essais exploratoires, il a été décidé que la fraction < 2 mm soit séparée, directement après l'étape de flottation avec CAS, en deux fractions à l'aide d'un tamis Swecco équipé d'un tamis 250 µm. Soit la fraction 250 µm-2 mm simplement rincée à l'eau sur le tamis et la fraction < 250 µm encore contenue dans la solution de sol qui est ensuite séparée, rincée puis déshydratée par l'intermédiaire du filtre-presse.

Le type d'eau utilisé pour rincer les deux fractions de sol a fait l'objet de plusieurs essais. Il s'agissait d'évaluer les possibilités de recyclage des eaux utilisées dans le procédé pour rincer le sel en excès dans le sol traité. Ceci dans le but de minimiser les coûts en eau du procédé tout en ayant un sol traité avec une concentration en NaCl acceptable. Le Tableau 8.43 résume l'ensemble des essais de filtration et de rinçage effectués sur les fractions de sol inférieures à 250 microns.

Lorsque le sol TR23B a été traité, les essais de rinçage n'étaient pas encore optimaux et aucune donnée n'est disponible concernant ce sol.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.43 Description des essais de filtration et de rinçage effectués sur les fractions de sol inférieures à 250 µm

	TR23A	TR23B	TR23C	TR29A	TR29B	TR29C
Nb d'essai alpha	9	0	0	0	2	2
Nb d'essai Béta	0	0	3	4	0	3
Solides totaux dans la pulpe (%)*	5,2	0,9	1,0	0,4	0,2	0,3
Masse totale de sol < 250 µm traité (kg)	21,4	0	1,6	0,7	0,2	3,4
Temps de filtration et de rinçage pour un essai (min)	15 à 25					
Temps de filtration pour un essai (min)	3 à 5					
Densité de la pulpe (g/ml)**	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
Nombre de chambre utilisée du filtre-presse	1	1	1	1	1	1
Type de pompe	diaphragme	diaphragme	Diaphragme	diaphragme	diaphragme	diaphragme
Solides totaux du gâteau de filtration après rinçage et déshydratation (%)	64		63	72	69	67
Essai regroupant 9 sols	39,6	41,4	39,6	42,3	43,2	45
Essai regroupant 12 sols	52,8	55,2	52,8	56,4	57,6	60
MES du filtrat à la sortie du filtre-presse (mg/L)	0	0	0	0	0	0

* L'EP généré par l'étape de flottation n'est pas pris en compte dans le calcul de ST de la pulpe. Les ST de la pulpe ne considèrent que la fraction < 250 µm.

** La densité de la solution de sol après l'étape de flottation a été calculée plusieurs fois sur différents sols: elle est de 1,1 g/ml. Cependant, cette densité tient en compte les fractions <250 et >250 présentes dans la solution de sol.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.5.1 Ajustement de pH avant filtration et rinçage

Le temps nécessaire au regroupement de sol provenant de 12 essais de flottations avant l'étape de filtration et de rinçage a pu dans certains cas dépasser quelques jours (à plus grande échelle, ce type de délai n'existerait simplement pas). Un délai aussi important peut induire une élévation de pH de la pulpe et ainsi une re-précipitation du plomb en solution.

Des essais ont donc été effectués dans le but d'établir si une partie du plomb en solution dans la pulpe précipitait de nouveau après deux jours d'entreposage dans des chaudières. Il avait été observé le pH des solutions pouvait passer de 3 à plus de 5 suivant le temps d'entreposage.

Après un délai de deux jours d'entreposage des sols inférieurs à 2 mm traité, la pulpe a été divisée en deux parties. Une partie a subi un ajustement de pH à 3 durant 20 min avant filtration et rinçage et l'autre partie de la pulpe n'a subi aucun traitement avant filtration et rinçage. Après digestion et analyse de la fraction < 2 mm reconstituée, il est apparu que la concentration en plomb dans les sols issus de la pulpe ayant subi un ajustement de pH à 3 était de 489 mg Pb/kg en moyenne ($n=4$) contre 525 mg Pb/kg ($n=10$) dans le cas de sol issu d'une pulpe dont le pH n'a pas été ajusté.

Il a donc été décidé de ne pas ajuster le pH de la pulpe contenant la fraction < 2 mm traitée avant l'étape de filtration et rinçage de cette même fraction.

8.5.2 Rinçage de type de base

Ce type de rinçage a été appliqué au sol TR23A uniquement. Le Tableau 8.44 présente les masses des différentes fractions d'eau ainsi que leur concentration en Na et la quantité de NaCl ainsi récupérée. Les masses des différentes fractions d'eau étant reliées directement à l'importance relative des fractions de sols, le Tableau 8.45 rappelle la granulométrie de la fraction inférieure à 2 mm du sol TR23A.

Tableau 8.44 Quantité de Na dans les eaux de rinçage de type de base avec le sol TR23A

Masse eau de rinçage (kg pour 5.4 kg sec de sol < 2 mm)	Eau de rinçage considérée	Quantité de Na (mg/L)	Na récupéré (g Na/kg sol traité sec rincé)	NaCl récupéré (g NaCl/kg sol traité sec rincé)
	Filtrat de la solution de sol	52 696	-	-
R1	6	R1a sortie tamis	4 349	-
		R1b sortie filtre-presse	31 432	35
R2	6	R2 sortie filtre-presse	7 435	8
R3	6	R3 sortie filtre-presse	678	1
				2,5

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.45 Importance des fractions < et > 250 µm dans la fraction < 2 mm du sol TR23A (tamisage à sec)

Fractions	Poids relatif (%)
0,250>>2 mm	62
<0,250mm	38

Les Tableaux 8.46 et 8.47 présentent quant à eux la viabilité économique de ce type de rinçage ainsi que les concentrations résiduelles en NaCl dans le sol TR23A rincé. Les signes négatifs indiquent les coûts engendrés et les signes positifs indiquent les gains économiques induits par les étapes précisées. Le bilan indique les coûts globaux du rinçage visé.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.46 Calculs des coûts engendrés par un rinçage type de base pour le sol TR23A

	Quantité	Coût associé	
		\$/t.m. de sol flotté traité sec	\$/t.m. de sol de départ traité
Eau claire utilisée ($\text{m}^3/\text{t.m. de sol} < 2 \text{ mm sec}$)*	3,3	-1,6	-0,8
Traitement de l'eau salée**	-	-13,2	-6,3
Opération filtre-presse et tamis†	-	-30	-14,3
NaCl récupéré ($\text{kg/t.m. de sol} < 2 \text{ mm sec}$)‡	110	+ 16,5	+7,9
Bilan		-28,3	-13,5

* Basé sur un coût de 0,55 \$/m³.

** Basé sur un coût de 4 \$/m³.

† Basé sur un coût de 30 \$/T sec filtré.

‡ Basé sur un coût de 150 \$/T.

Tableau 8.47 Concentration en Na retrouvé dans la fraction < 2 mm du sol TR23A après un rinçage type de base

Fraction considérée	Concentration (mg/kg)		
	250 μm -2 mm	<250 μm	Sol reconstitué
Na dans sol avant flottation (< 2 mm)	560	1087	726
Na dans sol rincé (< 2 mm)	1295	1390	1325

Ainsi, le rinçage de base consomme 3,3 m³ d'eau claire par tonne de sol inférieur à 2 mm pour un coût de 28,3 \$/T de cette même fraction. La fraction <250 μm représentant 38% de la masse du sol <2 mm dans le cas du sol TR23A. La concentration en Na⁺ dans le sol traité et rincé atteint 1325 mg/kg contre 726 mg/kg avant traitement. La concentration résiduelle est donc plus importante que la concentration initiale mais celle-ci reste acceptable et ne pose pas de problème de contamination.

Bien que le rinçage de base soit efficace, il a été décidé d'améliorer le procédé dans le but de minimiser la quantité d'eau claire consommée et donc les coûts de traitement.

8.5.3 Rinçage de type α

Le Tableau 8.48 présente les masses des différentes fractions d'eau ainsi que leur concentration en Na⁺ et la quantité de NaCl ainsi récupérée. Les Tableaux 8.49 et 8.50 résument la viabilité économique dans un cas et la concentration résiduelle en NaCl dans la fraction concernée dans l'autre cas.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.48 Quantité de Na dans les eaux de rinçage de type α avec le sol TR23A

Masse eau de rinçage (kg pour 5.4 kg de sol < 2 mm)	Eau de rinçage considérée	Quantité de Na (mg/L)	Na récupéré (g Na/kg sol traité sec rincé)	NaCl récupéré (g NaCl/kg sol traité sec rincé)
-	Filtrat de la solution de sol	41324	-	-
R1	6	R1 sortie tamis	4384	-
		R1 sortie filtre-presse	26192	74
R2	4	R2 sortie filtre-presse	8584	16
R3	4	R3 sortie filtre-presse	2126	4

Tableau 8.49 Calculs des coûts engendrés par un rinçage de type α pour le sol TR23A

	Quantité	Coût associé (\$/T de sol flotté traité sec)	Coût associé (\$/T de sol de départ traité)
Eau claire utilisée (m^3 /t.m. de sol < 2 mm sec)*	2,6	-1,3	-0,35
Traitement de l'eau salée**	-	-10,4	-2,8
Opération filtre-presse et tamis†	-	-30	-8,1
NaCl récupéré (kg/t.m. de sol < 2 mm sec) ‡	94	+14,1	+3,8
Bilan		-27,6	-7,45

* Basé sur un coût de 0,55 \$/m³.

** Basé sur un coût de 4 \$/m³.

† Basé sur un coût de 30 \$/T sec filtré.

‡ Basé sur un coût de 150 \$/T.

Tableau 8.50 Concentration en Na retrouvé dans la fraction < 2 mm du sol TR23A après un rinçage type α

Fraction considérée	250 μ m-2 mm (mg/kg)	< 250 μ m (mg/kg)	Sol reconstitué (mg/kg)
Na dans sol avant flottation (<2 mm)	560	1087	726
Na dans sol rincé (<2 mm)	1234	1628	1358

Le rinçage α consomme donc 2,6 m³ d'eau claire par tonne de sol rincé, soit environ 22% de moins que le rinçage de type base pour le même sol. La concentration résiduelle en Na⁺ est de 1358 mg/kg ce qui est similaire à celle obtenue avec le rinçage type base. Le rinçage α s'est donc révélé efficace et plus économique que son prédécesseur et a été également mis en pratique avec le sol TR29B.

Les trois Tableaux suivants (8.51, 8.53 et 8.54) résument les paramètres ainsi que les résultats obtenus après un rinçage α avec du sol TR29B. La granulométrie de la fraction < 2 mm du sol considéré est également rappelée dans le Tableau 8.52.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.51 Quantité de Na dans les eaux de rinçage de type α avec le sol TR29B

Masse eau de rinçage (kg pour 7,2 kg sec de sol < 2 mm)	Eau de rinçage considérée	Quantité de Na (mg/L)	Na récupéré (g Na/kg sol traité sec rincé)	NaCl récupéré (g NaCl/kg sol traité sec rincé)
-	Filtrat de la solution de sol	41498	-	-
R1 11,3	R1 sortie tamis	3875	6,1	15,5
	R1 sortie filtre-presse	n.d.	n.d.	n.d.
R2 0,6	R2 sortie filtre-presse	n.d.	n.d.	n.d.
R3 0,6	R3 sortie filtre-presse	n.d.	n.d.	n.d.

Tableau 8.52 Importance des fractions < et > 250 μ m dans la fraction < 2 mm du sol TR29B

Fractions	Poids relatif (%)
0,250>>2 mm	98,7
<0,250 mm	1,3

Tableau 8.53 Calculs des coûts engendrés par un rinçage de type α pour le sol TR29B

	Quantité	Coût associé (\$/t.m. de sol flotté traité sec)	Coût associé (\$/t.m. de sol de départ traité)
Eau claire utilisée (m ³ /t.m. de sol < 2 mm sec)*	2,0	-1,1	-0,7
Traitement de l'eau salée**	2,0	-8,0	-5,06
Opération filtre-presse et tamis†	-	-30	-19,0
NaCl récupéré (kg/t.m. de sol < 2 mm sec) ‡	n.d.	n.d.	n.d.
Bilan	n.d.	n.d.	n.d.

* Basé sur un coût de 0,55 \$/m³.

** Basé sur un coût de 4 \$/m³.

† Basé sur un coût de 30 \$/T sec filtré.

‡ Basé sur un coût de 150 \$/T.

Tableau 8.54 Concentration en Na retrouvé dans la fraction < 2 mm du sol TR29B après un rinçage type α

Fraction considérée	250 μ m-2 mm (mg/kg)	< 250 μ m (mg/kg)	Sol reconstitué (mg/kg)
Na dans sol avant flottation (<2 mm)	367	530	368
Na dans sol rincé (< 2 mm)	922	1231	925

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Le rinçage α s'est donc également révélé efficace sur le sol TR29B. La quantité résiduelle en NaCl est de 925 mg/kg contre 369 mg/kg avant traitement.

Cependant, il a été décidé de réduire encore les volumes d'eau claire utilisée en recyclant une partie des eaux de rinçage. Ceci dans le cadre d'un nouveau type de rinçage: le rinçage type β .

8.5.4 Rinçage de type β

Après essais-erreurs, il a été jugé nécessaire de maintenir la concentration de Na^+ dans la fraction R2 autour de 10 mg Na^+/L , ceci afin d'éviter le relargage de Na^+ dans le sol à rincer. Cependant les concentrations obtenues après mélange des fractions R2 et R3 précédentes n'a jamais dépassée la concentration limite de 10 mg Na^+/L .

Ce type de rinçage permet de réduire la consommation d'eau de 15 à 24% par rapport au rinçage de type α (selon le type de sol). Il a été effectué sur les sols TR23C, TR29A et TR29C avec succès. Cependant, celui-ci n'est pas applicable à tous types de sol, notamment lorsque la fraction $<250 \mu\text{m}$ représente un pourcentage trop important de la fraction $< 2 \text{ mm}$ du sol considéré comme il sera expliqué dans le paragraphe «consommation d'eau claire lors des rinçages».

Par la suite, les Tableaux présentés résument l'ensemble des données concernant le rinçage β . Ceux-ci sont regroupés par type de sol.

8.5.4.1 Sol TR23C

Les données concernant le volume ainsi que la concentration en Na dans les eaux de rinçage sont résumées dans le Tableau 8.55. La granulométrie du sol rincé est présentée dans le Tableau 8.56.

Tableau 8.55 Quantité de Na dans les eaux de rinçage type β avec le sol TR23C

Masse eau de rinçage (kg pour 7.2 kg sec de sol < 2 mm)	Eau de rinçage considérée	Quantité de Na (mg/L)	Na récupéré (g Na/kg sol traité sec rincé)	NaCl récupéré (g NaCl/kg sol traité sec rincé)
-	Filtrat de la solution de sol	43268	-	-
R1 6	R1 sortie tamis	4 211	-	-
	R1 sortie filtre-presse	18 143	26,4	67,2
R2 6,1	R2 entrée filtre-presse	7 353	-	-
	R2 sortie filtre-presse	5 888	0	0
R3 6	R3 sortie filtre-presse	6 311	3,6	9,1

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.56 Importance des fractions < et > 250 µm dans la fraction < 2 mm du sol TR23C

Fractions	Poids relatif (%)
0,250>>2 mm	92,4
<0,250mm	7,6

Les coûts engendrés ainsi que la quantité résiduelle de Na dans le sol concerné sont présentés dans les Tableaux 8.57 et 8.58 respectivement.

Tableau 8.57 Calculs des coûts engendrés par un rinçage de type β pour le sol TR23C

	Quantité	Coût associé (\$/t.m. de sol flotté traité sec)	Coût associé (\$/t.m. de sol de départ traité)
Eau claire utilisée (m ³ /t.m. de sol < 2 mm sec)*	2,01	-1,1	-0,42
Traitement de l'eau salée**	2,01	-8,01	-3,07
Opération filtre-presse et tamis†	-	-30	-11,52
NaCl récupéré (kg/T de sol < 2 mm sec) ‡	76,3	+11,4	+4,38
Bilan		-27,7	-10,6

* Basé sur un coût de 0,55 \$/m³.

** Basé sur un coût de 4 \$/m³.

† Basé sur un coût de 30 \$/T sec filtré.

‡ Basé sur un coût de 150 \$/T.

Tableau 8.58 Concentration en Na retrouvé dans la fraction < 2 mm du sol TR23C après un rinçage type β

Fraction considérée	250 µm-2 mm (mg/kg)	<250 µm (mg/kg)	Sol reconstitué (mg/kg)
Na dans sol avant flottation (< 2 mm)	1536	2334	1596
Na dans sol rincé (< 2 mm)	1182	2942	1314

Le rinçage β appliqué au sol TR23C permet donc d'obtenir une concentration résiduelle en Na de 1314 mg/kg contre 1596 mg/kg avant traitement, ceci moyennant une consommation d'eau claire de 2,01 m³ par tonne de sol < 2 mm. On rappelle ici que la fraction < 250 µm représente 7,6% de la fraction de sol < 2 mm.

Ce rinçage est donc une réussite dans ce cas précis et a été mis en place sur le sol TR29A.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.5.4.2 Sol TR29A

Les données concernant le volume ainsi que la concentration en Na dans les eaux de rinçage sont résumées dans le Tableau 8.59. La granulométrie du sol rincé est présentée dans le Tableau 8.60.

Tableau 8.59 Quantité de Na dans les eaux de rinçage de type β avec le sol TR29A

Masse eau de rinçage (kg pour 7.2 kg sec de sol < 2 mm)	Eau de rinçage considérée	Quantité de Na (mg/L)	Na récupéré (g Na/kg sol traité sec rincé)	NaCl récupéré (g NaCl/kg sol traité sec rincé)
	Filtrat de la solution de sol	34600	-	-
R1	6	R1 sortie tamis	4 871	-
		R1 sortie filtre-presse	20 424	31,2
R2	6,1	R2 entrée filtre-presse	6 231	-
		R2 sortie filtre-presse	10 039	1,3
R3	6	R3 sortie filtre-presse	8 303	2,0

Tableau 8.60 Importance des fractions < et > 250 μ m dans la fraction < 2 mm du sol TR29A

Fractions	Poids relatif (%)
0,250>>2 mm	97
<0,250mm	3

Les coûts engendrés ainsi que la quantité résiduelle de NA dans le sol concerné sont présentés dans les Tableaux 8.61 et 8.62 respectivement.

Tableau 8.61 Calculs des coûts engendrés par le rinçage β du sol TR29A

	Quantité	Coût associé (\$/t.m. de sol flotté traité sec)	Coût associé (\$/t.m. de sol de départ traité)
Eau claire utilisée (m ³ /t.m. de sol < 2 mm sec)*	1,8	-1	-0,66
Traitement de l'eau salée**	1,8	-7,2	-4,8
Opération filtre-presse et tamis†	-	-30	-19,9
NaCl récupéré (kg/t.m. de sol < 2 mm sec) ‡	86,1	+12,9	+8,6
Bilan		-25,3	-16,8

* Basé sur un coût de 0,55 \$/m³.

** Basé sur un coût de 4 \$/m³.

† Basé sur un coût de 30 \$/T sec filtré.

‡ Basé sur un coût de 150 \$/T.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.62 Concentration en Na retrouvé dans la fraction < 2 mm du sol TR29A après un rinçage type β

Fraction considérée	250 μ m-2 mm (mg/kg)	<250 μ m (mg/kg)	Sol reconstitué (mg/kg)
Na dans sol avant flottation (< 2 mm)	356	744	372
Na dans sol rincé (< 2 mm)	458	3239	569

Dans le cas du sol TR29A, ce type de rinçage génère une contamination résiduelle en Na de 569 mg/kg contre 372 mg/kg avant traitement dans la fraction < 2 mm. La fraction < 250 μ m contient encore du Na à hauteur de 3239 mg/kg mais ceci ne pose pas de problème puisque cette fraction ne représente que 3% du sol < 2 mm.

8.5.4.3 Sol TR29C

Les données concernant le volume ainsi que la concentration en Na dans les eaux de rinçage sont résumées dans le Tableau 8.63. La granulométrie du sol rincé est présentée dans le Tableau 8.64.

Tableau 8.63 Quantité de Na dans les eaux de rinçage de type β avec le sol TR29C

Masse eau de rinçage (kg pour 7.2 kg sec de sol < 2 mm)	Eau de rinçage considérée	Quantité de Na (mg/L)	Na récupéré (g Na/kg sol traité sec rincé)	NaCl récupéré (g NaCl/kg sol traité sec rincé)
-	Filtrat de la solution de sol	39 399	-	-
R1 6	R1 sortie tamis	3 799	-	-
	R1 sortie filtre-presse	21 220	30,6	76,5
R2 6,1	R2 entrée filtre-presse	8 718	-	-
	R2 sortie filtre-presse	14 139	4,6	11,5
R3 6	R3 sortie filtre-presse	6 124	3,5	8,7

Tableau 8.64 Importance des fractions < et > 250 μ m dans la fraction < 2 mm du sol TR29C

Fractions	Poids relatif (%)
0,250>>2 mm	90
<0,250mm	10

Les coûts engendrés ainsi que la quantité résiduelle de NA dans le sol concerné sont présentés dans les Tableaux 8.65 et 8.66 respectivement.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.65 Calculs des coûts engendrés par le rinçage β du sol TR29C

	Quantité	Coût associé (\$/t.m. de sol flotté traité sec)	Coût associé (\$/t.m. de sol de départ traité)
Eau claire utilisée (m ³ /t.m. de sol < 2 mm sec)*	2	-1,1	-0,67
Traitement de l'eau salée**	2	-8	-6,7
Opération filtre-presse et tamis†	-	-30	-18,3
NaCl récupéré (kg/t.m. de sol < 2 mm sec) ‡	96,7	+14,5	+8,8
Bilan		-24,6	-16,8

* Basé sur un coût de 0,55 \$/m³.

** Basé sur un coût de 4 \$/m³.

† Basé sur un coût de 30 \$/T sec filtré.

‡ Basé sur un coût de 150 \$/T.

Tableau 8.66 Concentration en Na retrouvé dans la fraction < 2 mm du sol TR29C après un rinçage type β

Fraction considérée	250 μ m-2 mm (mg/kg)	<250 μ m (mg/kg)	Sol reconstitué (mg/kg)
Na dans sol avant flottation (< 2 mm)	488	1216	561
Na dans sol rincé (< 2 mm)	546	2761	767

De nouveau dans le cas du sol TR29C la concentration résiduelle en Na dans la fraction < 250 μ m est supérieure au double de la concentration initiale. Cependant, cette fraction ne représentant qu'une faible proportion du sol < 2 mm, le sol < 2 mm reconstitué possède une concentration en Na tout à fait respectable et le rinçage est efficace moyennant une consommation d'eau claire de 2 m³ par tonne de sol < 2 mm rincé.

Par la suite, la consommation d'eau claire des rinçages α et β a été calculée en tenant compte du pourcentage de la fraction < 2 mm dans le sol à traiter ainsi que de l'importance respective des fractions inférieures et supérieures à 250 μ m au sein de la fraction < 2 mm.

8.5.5 Consommation d'eau claire lors du rinçage

La quantité d'eau claire utilisée au cours de rinçages de type α et β a été calculée. Cette quantité dépend du pourcentage de la fraction < 2 mm subissant l'étape de flottation et de rinçage ainsi que du

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

pourcentage de la fraction $>250 \mu\text{m}$ au sein de la fraction $<2 \text{ mm}$. En effet, on rappelle que la fraction comprise entre $250 \mu\text{m}$ et 2 mm est rincée sur le tamis avec une fraction d'eau claire R1 alors que la fraction $< 250 \mu\text{m}$ est rincée dans le filtre presse avec deux fractions d'eau de rinçage (R2 et R3); et ceci pour les deux type de rinçage.

Les quantités d'eau claire utilisée sont donc présentées sous forme de figures présentant ce paramètre en fonction du % p/p de la fraction $< 2 \text{ mm}$ dans le sol à traiter. Chaque série représente un pourcentage type des fractions $> 250 \mu\text{m}$ et $< 250 \mu\text{m}$ dans la fraction $< 2 \text{ mm}$.

Pour les deux types de rinçage, la quantité d'eau claire utilisée est équivalente à la quantité d'eau salée à traiter une fois le rinçage effectué. Les données présentées dans la Figure 8.8 ont été calculées à partir du sol TR23C. Celles présentées dans la Figure 8.9 ont été calculées à partir du sol TR29C.

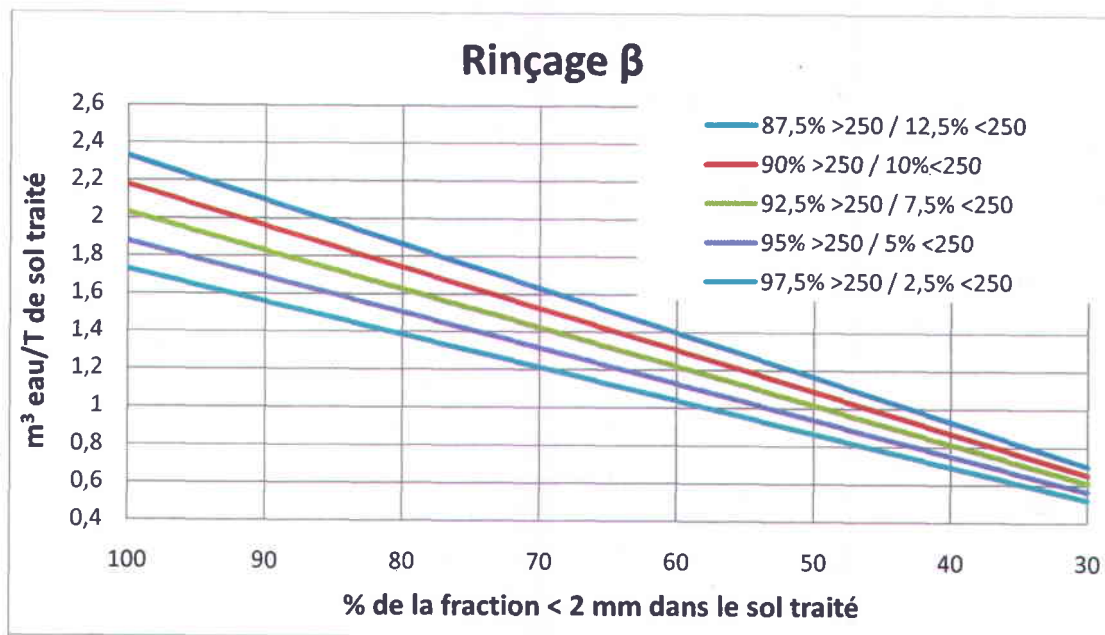


Figure 8.8 Consommation d'eau claire lors d'un rinçage β en fonction de la granulométrie du sol TR23C traité

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

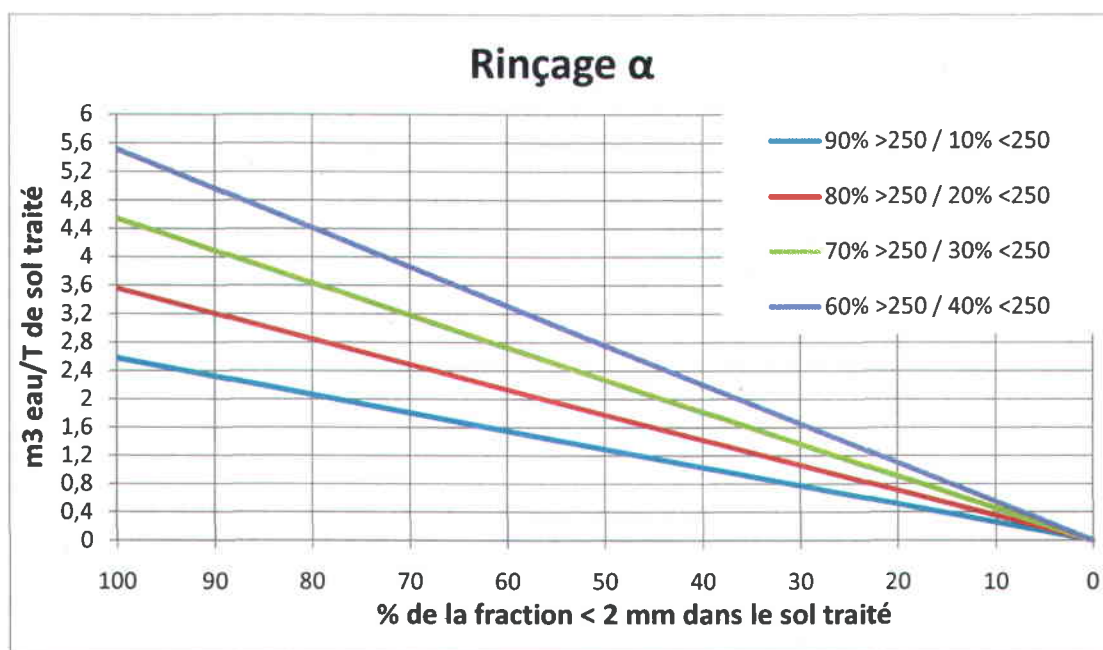


Figure 8.9 Consommation d'eau claire lors d'un rinçage α en fonction de la granulométrie du sol TR29C traité

Le rinçage β consomme une quantité d'eau beaucoup plus faible que le rinçage α . En effet, si l'on considère un sol dont la fraction < 2 mm représente 60% du sol traité et dont la fraction > 250 μ m représente 90% de la fraction < 2 mm, le rinçage α induit une consommation d'eau claire de 1,6 m³ alors que le rinçage β se limite à une consommation de 1,3 m³. Plus la fraction < 2 mm est importante dans le sol traité plus la différence est élevée.

Ainsi, bien que le rinçage β soit plus économique, celui-ci n'est efficace que dans le cas où la fraction < 250 μ m ne représente que 12,5% et moins de la fraction < 2 mm. Dans le cas contraire, le rinçage α est inévitable pour obtenir une concentration de NaCl acceptable dans les sols après rinçage.

8.6 Traitement des effluents et des mousses provenant de la flottation avec CAS du sol < 2 mm

Cette partie du mémoire est consacrée aux différents traitements des effluents ainsi que des mousses provenant de l'étape de flottation avec CAS de la fraction < 2 mm des différents sols traités. À savoir, la centrifugation des mousses, la précipitation chimique du plomb contenu dans le filtrat de centrifugation des mousses ainsi que dans le filtrat issu de l'étape de filtration sur filtre-presse et enfin le suivi de la solution de flottation recirculée. La Figure 8.10 Présente la partie du procédé concernée.

8.6.1 Traitement des mousses provenant de la flottation des sols

Dans un premier temps, un essai de tamisage de 20 kg de mousses (soit environ 400g de solides sec) a été effectué sur tamis Sweco dans le but de vérifier si la granulométrie des particules entraînées pouvaient présenter un danger pour la centrifugeuse. Aucune particule supérieure à 250 μm n'a été récupérée et une quantité négligeable (moins de 5 g sec) de particules comprises entre 125 et 250 μm a été récupérée. La centrifugation des mousses ne posaient donc aucun problème. En effet, il est nécessaire que la granulométrie des particules soit inférieure à 125 μm pour ne pas endommager la centrifugeuse.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.6.1.1 Centrifugation

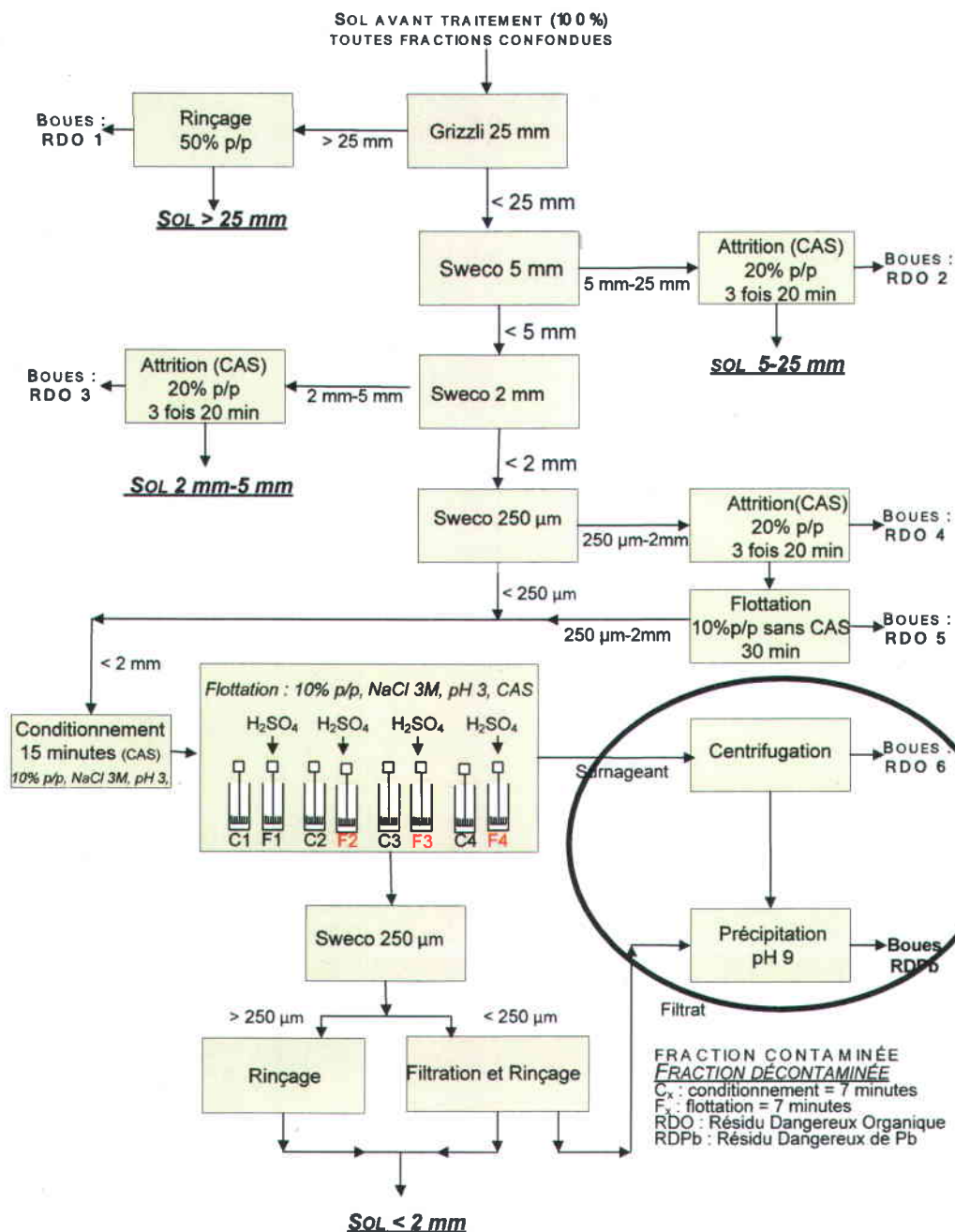


Figure 8.10 Partie du procédé concernée par le traitement des mousses et la précipitation du plomb

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Le pH de la solution de mousses a été ajusté à 3, ceci 20 min avant chaque centrifugation par ajout d'acide sulfurique dans le réservoir de stockage des mousses, excepté dans le cas des sols TR23A et TR23B. En effet, l'ajustement de pH a été décidé, après le traitement de ces deux sols, dans le but d'éviter toute re-précipitation du plomb induite par l'élévation de pH ayant lieu dans le réservoir durant le délai nécessaire à l'accumulation des mousses.

À partir de cette étape et tout au long du procédé de centrifugation la solution de mousses a été maintenue sous agitation par l'intermédiaire d'une pompe submersible placée dans le fond du réservoir.

Le Tableau 8.67 présente les solides totaux dans la pulpe à traiter et dans le gâteau généré ainsi que la masse de gâteau produit sec et humide pour chacun des sols. Les quantités de gâteau ont été calculées à partir des ST de la pulpe et de la quantité moyenne de mousse générée durant un essai de flottation de type 6F; F5, C₁15, C₂5 ou 6F; F7, C₁15, C₂7 utilisant une solution de flottation contenant du NaCl 3M et sont donc surévaluées. Il n'était de fait pas possible de quantifier de manière précise la quantité de gâteau récolté après un essai de centrifugation, une part non négligeable de celui-ci restant colmater à l'intérieur de la centrifugeuse.

Tableau 8.67 Quantification des boues RDO6 issues de la centrifugation des mousses pour l'ensemble des sols traités

RDO6	ST dans les mousses avant centrifugation (%)	Masse sèche de gâteau produite (% de sol de départ)	ST dans le gâteau (%)	Masse humide de gâteau produite (% de sol de départ)
TR23A	0,80	3,9	70	5,6
TR23B	0,79	7,7	65	11,8
TR23C	0,50	3,0	76	3,9
TR29A	0,16	1,0	76	1,3
TR29B	0,20	2,8	76	3,7
TR29C	0,24	1,6	75	2,1

Les MES (matières en suspension) moyennes présentes dans le filtrat de centrifugation ont été comprises entre 3 et 300 mg/L.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Le Tableau suivant présente la contamination en HAP en plomb et en Na des différents gâteaux de centrifugation.

Tableau 8.68 Contamination en HAP et Pb des boues RDO6 (gâteau de concentré organique obtenu sur la centrifugeuse)

RDO6	Concentration (mg/kg)										Σ HAP	Pb	Na
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR			
TR23A (n=2)	357	426	324	85	183	254	137	108	92	91	2011	2055	3504
TR23B (n=1)	433	554	410	221	237	491	228	219	142	212	3147	n.d.	n.d.
TR23C (n=4)	775	1035	738	233	363	615	370	298	115	250	4791	1656	2186
TR29A (n=3)	1726	2646	1874	929	909	1436	850	590	180	520	11661	2152	2097
TR29B (n=3)	857	1112	786	504	471	1004	495	494	151	425	6300	366	n.d.
TR29C (n=5)	910	1955	1474	235	1163	2803	1793	1942	651	1712	14638	1752	1294

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Ainsi, les sols TR23 génèrent une quantité de gâteau bien plus importante que les sols TR29 principalement en raison de leur composition. L'ensemble des gâteaux est fortement contaminés en HAP, ceux issus des sols TR29 plus que ceux provenant des sols TR23 du fait de la contamination initiale dans ces sols, et sont donc considérés comme résidus organiques dangereux. La contamination en plomb est plus ou moins importante, ceci également en fonction de la contamination initiale dans les différents sols.

La concentration en Na^+ est quant à elle comprise entre 1300 et 3500 mg/kg et représente donc une perte de Na pour le procédé et un poids superflu pour le déchet généré. En effet, dans le cas où celui-ci serait stocké, le prix induit par ce stockage est directement relié à la masse du déchet. Il a donc été question de rincer les gâteaux de centrifugation comme expliqué dans le paragraphe suivant.

8.6.1.2 Rinçage du gâteau issu de la centrifugation des mousses

Un essai de rinçage du gâteau provenant de la centrifugation a été entrepris. Ceci dans le but de vérifier la possibilité de récupérer le sel, donc de minimiser la perte de ce produit tout au long du procédé, et également afin de réduire la masse du résidu organique dangereux à stocker. Les données concernant le volume des eaux de rinçage, la quantité de NaCl solubilisée par le rinçage sont résumées dans le Tableau 8.69. Cet essai concerne des mousses issues du traitement du sol TR23A. Les concentrations en HAP ainsi qu'en Pb dans le gâteau n'ont pas été suivies lors de cet essai, celles-ci n'apportant rien à l'étude de rinçage du gâteau.

Tableau 8.69 Contamination en NaCl du gâteau de centrifugation des mousses et masse d'eau associée en fonction du nombre de rinçage

Gâteau de centrifugation	g de Na/kg de gâteau sec	g de NaCl/kg de gâteau sec	% de NaCl sur masse totale de gâteau sec	m ³ eau de rinçage /t.m. de mousse	m ³ eau de rinçage /t.m. de sol <2 mm sec	m ³ eau de rinçage /t.m. de sol de départ sec*
non rincé	55	142	14	-	-	-
1 rinçage	18	45	5	0,055	0,534	0,137
2 rinçages	11	28	3	0,11	1,068	0,275
3 rinçages	7	18	2	0,165	1,602	0,413

* La fraction < 2 mm représente 25,8% du sol TR23A de départ.

Ainsi, le NaCl représente environ 14% de la masse du gâteau avant tout rinçage, 5% après un rinçage utilisant 0,5 m³ d'eau claire par tonne de sol < 2 mm traité par flottation, 3% après deux rinçages dans les mêmes conditions et enfin 2% après 3 rinçages similaires.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Après trois rinçages, le gâteau perd donc environ 12% de sa masse initiale, ce qui n'est pas négligeable. Une étude a donc été initiée dans le but de vérifier la viabilité économique du rinçage du gâteau.

Le tableau 8.70 présente la perte maximale de NaCl tolérée durant l'étape de flottation du procédé. En effet, il a été décidé de limiter la perte de NaCl à moins de 5% p/p de la quantité initiale nécessaire au traitement de la fraction < 2 mm.

Tableau 8.70 Perte maximale de NaCl tolérée dans l'ensemble du procédé

Salinité des mousses (M)	Solution de flottation (m ³ /t.m. de sol < 2 mm)	NaCl utilisé (t.m./t.m. de sol < 2 mm)	Perte de NaCl tolérée (t.m./t.m. de sol < 2 mm)
3	17,2	3,01	0,15

Le tableau 8.71 résume les informations concernant les pertes économiques liées au NaCl présent dans le gâteau de centrifugation avant rinçage et après 1 rinçage. En effet, l'étude n'a considéré que le premier rinçage. Les coûts engendrés par un deuxième ou un troisième rinçage seraient largement plus élevés que les gains obtenus par la récupération de NaCl et le gain poids du gâteau.

Tableau 8.71 Pertes économiques liées au NaCl présent dans le gâteau de centrifugation généré par le traitement du sol TR23A

Type de rinçage	Gâteau sec salé (kg/t.m. de sol < 2 mm)	Quantité de NaCl dans le gâteau (kg/t.m. de sol < 2 mm sec)	Perte associée au NaCl présent dans le gâteau* (\$/t.m. de sol < 2 mm sec)	Perte associée au NaCl présent dans le gâteau (\$/t.m. de sol de départ sec)
Non rincé	227	23,4	3,51	1,0
1 rinçage	207	6,8	1,02	0,29

* Basé sur un prix de NaCl de 150 \$/t.m.

Ainsi, dans le cas du sol TR23A les pertes de NaCl présent dans le gâteau destiné à être disposé sont de 1,0 \$/t.m. de sol de départ sec pour ce qui est du sol non rincé et de 0,3\$/t.m. de sol de départ sec pour ce qui est du gâteau rincé une fois.

Le Tableau 8.72 résume et compare l'ensemble des coûts engendrés par la gestion d'un gâteau de centrifugation non rincé et ceux engendrés par la gestion d'un gâteau rincé une fois dans les conditions

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

présentées dans les paragraphes précédents. Ceux coûts prennent en compte, la disposition du gâteau en temps que déchet ultime, la perte due au NaCl encore présent dans le gâteau, les coûts liés à l'utilisation d'eau de lavage (eau claire) et à son évaporation en vue de la récupération du NaCl et les frais de centrifugation supplémentaires dans le cas d'un rinçage. En effet, une fois rincé, le gâteau est sous forme de pulpe qui doit être de nouveau centrifugée.

Tableau 8.72 Bilan des coûts associés au rinçage du gâteau de centrifugation obtenu à partir du traitement du sol TR23A

Type de rinçage	Coût de disposition* (\$/t.m. de sol de départ)	Perte NaCl (\$/t.m. de sol de départ)	Eau de lavage** (\$/t.m. de sol de départ)	Centrifugation† (\$/t.m. de sol de départ)	Bilan (\$/t.m. de sol AC)
Non rincé	11,7	1,0	0	0	12,7
1 rinçage	10,3	0,29	0,6	1,9	13,1

* *Frais de disposition de 300\$/T de gâteau sec.*

** *Les coûts prennent en compte l'eau utilisée (0,137 m³ à 0,5 \$/m³), les frais associés à son évaporation (4 \$/m³).*

† *Frais de centrifugation de 50\$/T de gâteau sec.*

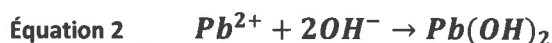
Ainsi, les coûts engendrés par la gestion d'un gâteau de centrifugation rincé sont plus élevés que ceux obtenus lors de la gestion d'un gâteau non rincé. Bien que cette étude ait été effectuée sur le sol TR23A, il est à prévoir que même si le traitement des autres sols entraînerait des coûts différents, la différence entre les deux types de gestion resterait similaire.

Il a donc été conclu de ne pas rincer les gâteaux issus de la centrifugation des mousses obtenus après traitement par flottation avec CAS de la fraction de sol < 2 mm.

8.6.2 Précipitation chimique du plomb solubilisé dans les effluents salés provenant du filtrat du filtre-presse ainsi que du filtrat de centrifugation des mousses

La précipitation chimique du Plomb solubilisé dans les effluents salés du procédé, lors de l'étape de flottation avec CAS de la fraction de sol < 2 mm, représente une étape indispensable. En effet, une fois les ions Pb²⁺ précipités sous forme d'hydroxydes selon l'équation 2, les précipités de plomb (Pb(OH)₂) peuvent être séparés de la fraction liquide par l'intermédiaire d'un procédé de séparation physique tel que la filtration sous pression. La fraction liquide salée traitée peut alors être recirculée dans les étapes concernées.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm



Une fois récupéré, l'hydroxyde de plomb peut avoir, selon le marché et la pureté du produit obtenu, une certaine valeur économique et être ainsi revalorisé. Alternativement, celui-ci peut être pris en charge comme un déchet dangereux.

8.6.2.1 Précipitation chimique du plomb

On rappelle que les effluents correspondant au filtrat du filtre-pressé et ceux correspondant au filtrat de centrifugation ont été traités de manière séparée dans deux réservoirs différents. Ceci permettant de quantifier le plomb soluble se retrouvant dans les mousses et celui se retrouvant dans la solution de sol.

8.6.2.2 TR23A

Le Tableau 8.73 présente les données concernant la précipitation du Pb lors du traitement du sol TR23A. Deux pH de précipitation ont alors été étudiés. Les coûts générés par cette étape du procédé sont également indiqués dans le Tableau 8.74.

Tableau 8.73 Essais de précipitation du Pb dans le filtrat du filtre-pressé et le filtrat de centrifugation lors du traitement des effluents pour le sol TR23A

	Filtrat du filtre presse (n=2)		Filtrat de centrifugation (n=3)	
	pH	Pb (mg/L)	pH	Pb (mg/L)
Conditions initiales moyennes	4,3	32	5,3	44
Conditions finales moyennes	8,75	15	8,75	15
Enlèvement (%)	53		61	
	Filtrat du filtre presse (n=1)		Filtrat de centrifugation (n=3)	
	pH	Pb (mg/L)	pH	Pb (mg/L)
Conditions initiales moyennes	4,3	32	5,3	44
Conditions finales moyennes	9,0	11	9,0	12
Enlèvement (%)	71		75	

Ces essais ont permis d'assumer qu'un pH de précipitation de 9 permet d'enlever de 14 à 18% de plomb en plus dans les effluents traités par rapport à un pH de 8,75. L'enlèvement atteint ainsi 71% dans le cas du filtrat du filtre-pressé et 75% dans le cas du filtrat de centrifugation ce qui paraît tout de même relativement faible. Cependant, il n'est pas nécessaire d'obtenir un rendement proche de 100% puisque le plomb non précipité est re-circulé dans le procédé et sera précipité lors de la prochaine boucle. Il est

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

cependant primordial de conserver une concentration en plomb dans l'effluent qui soit inférieure à la limite de solubilité afin de favoriser la solubilisation du plomb lors des prochaines boucles.

Tableau 8.74 Coûts engendrés par l'étape de précipitation chimique du Pb dans les effluents du sol TR23A

pH ajusté	Filtrat considéré*	L NaOH 10M/t.m. de sol < 2 mm	L NaOH 10M//t.m. de sol de départ†	\$/t.m. de sol de départ**
8,75	Filtrat du filtre-presse	3,2	0,86	0,64
	Filtrat de centrifugation	3	0,81	0,61
	Total	6,2	1,67	1,25
9	Filtrat du filtre-presse	3,4	0,91	0,68
	Filtrat de centrifugation	3,2	0,86	0,64
	Total	6,6	1,77	1,32

* Dans les conditions de 6 étapes de flottation pour le sol TR23A.

** En considérant un prix de 750 \$/m³ de solution de NaOH 10 M.

† La fraction < 2 mm représente 25,8% du sol de départ.

Pour ce qui est du traitement du sol TR23A, il apparaît qu'une précipitation à pH 9 induit une élévation de coûts de 5% par rapport à une précipitation à pH 8,75. Cette augmentation est justifiée puisqu'elle permet un enlèvement de 11 à 14% de plomb en plus. Il a donc été décidé de précipiter les effluents obtenus après traitements des différents sols à pH 9. En effet, il a été assumé que l'influence du type de sol sur la disponibilité du Pb en solution dans l'effluent salé ne soit que négligeable.

8.6.2.3 TR23C

Les Tableaux 8.75 et 8.76 présentent les données de précipitation du Pb concernant le sol TR23C.

Tableau 8.75 Essais de précipitation du Pb dans le filtrat du filtre-presse et le filtrat de centrifugation lors du traitement des effluents pour le sol TR23C

	Filtrat du filtre presse (n=3)		Filtrat de centrifugation (n=3)	
	pH	Pb (mg/L)	pH	Pb (mg/L)
Conditions initiales moyennes	4,1	7,4	5,4	9,5
Conditions finales moyennes	9	1,0	9	3,0
Enlèvement (%)	87		63	

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.76 Coûts engendrés par l'étape de précipitation chimique du Pb dans les effluents du sol TR23C

pH ajusté	Filtrat considéré*	L NaOH 10M/t.m. de sol <2 mm	L NaOH 10M /t.m. de sol de départ†	\$/t.m. de sol de départ**
	Filtrat du filtre-presse	2,3	0,9	0,66
9	Filtrat de centrifugation	4,6	1,8	1,32
	Total	6,9	2,7	1,98

* Dans les conditions de 6 étapes de flottation pour le sol TR23C.

** En considérant un prix de 750 \$/m³ de solution de NaOH 10 M.

† La fraction < 2 mm représente 38,4% du sol de départ.

Il existe ici une différence notable entre l'enlèvement obtenu lors du traitement du filtrat du filtre-presse et celui de centrifugation. Cette différence est difficilement explicable et a pu être engendrée par des erreurs de manipulation. Les coûts générés sont légèrement supérieurs à ceux obtenus lors du traitement du sol TR23A et atteignent 1,98\$/t.m. de sol de départ. Ceci s'explique en partie par le fait que la fraction < 2 mm représente une fraction plus importante du sol de départ (38,4%); en effet, la consommation de NaOH/t.m. de sol < 2 mm est pratiquement similaire à celle concernant le sol TR23A.

8.6.2.4 TR29A

Les Tableaux 8.77 et 8.78 présentent les données de précipitation du plomb concernant le sol TR29A.

Tableau 8.77 Essais de précipitation du Pb dans le filtrat du filtre-presse et le surnageant de la centrifugation lors du traitement des effluents pour le sol TR29A (avec et sans percol)

	Filtrat du filtre presse (n=2)		filtrat de centrifugation (n=4)	
	pH	Pb (mg/L)	pH	Pb (mg/L)
Conditions initiales moyennes	5,6	2,6	5	4,6
Conditions finales moyennes	9	0	9	2,2
Enlèvement (%)	100		57	

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.78 Coûts engendrés par l'étape de précipitation chimique du Pb dans les effluents du sol TR29A

pH ajusté	Filtrat considéré*	L NaOH 10M/t.m. de sol < 2 mm	L NaOH 10 M/t.m. de sol de départ†	\$/t.m. de sol de départ**
9	Filtrat du filtre-presse	3,1	2,1	1,75
	Filtrat de centrifugation	3,5	2,3	1,54
	Total	6,6	4,4	3,29

* Dans les conditions de 6 étapes de flottation pour le sol TR29A.

** En considérant un prix de 750 \$/m³ de solution de NaOH 10 M.

† La fraction < 2 mm représente 68,1% du sol de départ.

Dans le cas du sol TR29A les concentrations en plomb dans les effluents sont très faibles, ce qui permet d'obtenir un enlèvement proche de 100% concernant le filtrat du filtre-presse. En revanche, l'enlèvement n'atteint que 57% dans le cas du filtrat de centrifugation. La consommation de NaOH est similaire à celle rencontrée pour les deux sols précédents, cependant, les coûts sont plus élevés et atteignent 3,29\$/t.m. de sol de départ. En effet, la fraction < 2 mm représente 68,1% du sol de départ.

8.6.2.5 TR29B

Les Tableaux 8.79 et 8.80 présentent les résultats de précipitation du plomb pour le sol TR29B.

En ce qui concerne ce sol, un problème de surdosage d'acide lors de l'étape de flottation a mené à un pH moyen de 2,1 dans le filtrat du filtre-presse et à un pH de 3.3 dans le filtrat de centrifugation. En effet, la fraction < 2 mm de ce sol a présenté un pouvoir tampon beaucoup plus faible que celui du sol précédent et une période d'adaptation a été nécessaire.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.79 Essais de précipitation du Pb dans le filtrat du filtre-presse et le surnageant de la centrifugation lors du traitement des effluents pour le sol TR29B

	Filtrat du filtre presse (n=2)		Filtrat de centrifugation (n=3)	
	pH	Pb (mg/L)	pH	Pb (mg/L)
Conditions initiales moyennes	2,1	5,1	3,3	7,8
Conditions finales moyennes	9	0,3	9	0,6
Enlèvement (%)	95		93	

Tableau 8.80 Coûts engendrés par l'étape de précipitation chimique du Pb dans les effluents du sol TR29B

pH ajusté	Filtrat considéré*	L NaOH 10M/t.m. de sol <2 mm	L NaOH 10 M/t.m. de sol de départ†	\$/t.m. de sol de départ**
	Filtrat du filtre-presse	8,9	5,6	4,21
9	Filtrat de centrifugation	12,8	8,1	6,04
	Total	21,7	13,7	10,26

* Dans les conditions de 6 étapes de flottation pour le sol TR29B.

** En considérant un prix de 750 \$/m³ de solution de NaOH 10 M.

† La fraction < 2 mm représente 63,3% du sol de départ.

La concentration en plomb des effluents est relativement faible et l'enlèvement obtenu est supérieure à 93% dans les deux cas. En outre, les pH excessivement bas ont engendré une forte hausse de la consommation de NaOH et induit des coûts de traitement trop élevés et non représentatifs (Tableau 8.80). Ceux-ci plafonnent à 10,26 \$/t.m. de sols de départ alors qu'ils devraient être proches de 3,5 \$/t.m. de sols de départ étant donné l'importance de la fraction < 2 mm.

Ainsi, un mauvais contrôle de pH lors de l'étape flottation avec CAS peut entraîner une hausse des coûts de précipitation de 300%, sans compter sur d'autres inconvénients précisés dans la partie suivante.

8.6.2.6 Sol TR29C

Pour ce qui est du sol TR29C, les résultats sont résumés dans les Tableaux 8.81 et 8.82.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.81 Essais de précipitation du Pb dans le filtrat du filtre-pressé et le surnageant de la centrifugation lors du traitement des effluents pour le sol TR29C

	Filtrat du filtre presse (n=1)		Filtrat de centrifugation (n=3)	
	pH	Pb (mg/L)	pH	Pb (mg/L)
Conditions initiales moyennes	4,21	6,2	4,2	9,9
Conditions finales moyennes	9,5	0,81	9	3,7
Enlèvement (%)	87		63	

Tableau 8.82 Coûts engendrés par l'étape de précipitation chimique du Pb dans les effluents du sol TR29C

pH ajusté	Filtrat considéré*	L NaOH 10M/t.m. de sol < 2 mm	L NaOH/t.m. de sol de départ†	\$/t.m. de sol de départ**
	Filtrat du filtre-pressé	3	1,8	1,4
9	Filtrat de centrifugation	4,6	2,8	2,1
	Total	7,6	4,6	3,5

* Dans les conditions de 6 étapes de flottation pour le sol TR29C.

** En considérant un prix de 750 \$/m³ de solution de NaOH 10 M.

† La fraction < 2 mm représente 61,0% du sol de départ.

La concentration en plomb des filtrats est un peu plus élevée que dans le cas du sol TR29B et les pourcentages d'enlèvement sont sensiblement plus faibles mais tout à fait acceptables. La consommation de NaOH 10M est un peu plus élevée que dans le cas des autres sols et atteint 7,6 L/t.m. de sol < 2 mm. Les coûts de traitement sont tout à fait raisonnables dans la mesure où la fraction < 2 mm représente 61,0% du sol de départ.

Globalement, il apparaît donc que l'étape de précipitation du plomb est une étape peu problématique. En effet, les rendements obtenus sont tout à fait acceptables dans la mesure où le plomb non précipité sera recirculée puis précipité lors de la boucle suivante. Il est toutefois important d'effectuer un contrôle du pH rigoureux pour le traitement reste efficace et économique.

Après précipitation, le plomb est séparé des filtrats grâce à une étape de filtration sous pression.

8.6.2.7 Séparation physique du plomb de l'effluent salé

Suite à l'étape de précipitation du Pb, les effluents sont filtrés sous pression par l'intermédiaire d'un filtre «Denver filter pressure » et le plomb est récupéré dans le gâteau de filtration obtenu.

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Le Tableau 8.83 indique la quantité et la qualité du résidu de Pb produit pour les essais sur le sol TR23A. Afin de favoriser la décantation des hydroxydes de plomb formés, il a été décidé d'ajouter des agents de précipitation juste après l'ajustement de pH: du Magnafloc E10 à hauteur de 0,005 g/L ainsi que du chlorure de fer 3 à hauteur de 0,2 g/L.

Tableau 8.83 Quantification et contamination du RDPb pour le sol TR23A

Filtrat considéré	Pb (mg/kg de gâteau sec)	kg/t.m. de sol < 2 mm	kg/t.m. de sol de départ*	% du sol de départ
Filtrat du filtre-presse (n=2)	78 060	2,7	0,7	0,07
Filtrat de centrifugation	58700	8,7	2,3	0,23
Total		11,4	3	0,30

* La fraction < 2 mm représente 25,8% du sol de départ.

Les données récoltées concernant le sol TR23B, premier sol traité, ne sont pas représentatives et ne seront donc pas présentées pour ne pas surcharger la quantité de données présentées.

Les Tableaux 8.84, 8.85, 8.86 et 8.87 résument les résultats obtenus concernant les sols TR23C, TR29A, TR29B et TR29C respectivement.

Tableau 8.84 Quantification et contamination de RDPb pour le sol TR23C

Filtrat considéré	Pb (mg/kg de gâteau sec)	Agent de précipitation	kg/t.m. de sol < 2 mm	kg/t.m. de sol de départ	% du sol de départ
Filtrat du filtre-presse	18766	Oui	1,9	0,7	0,07
Filtrat de centrifugation	21072	Oui	6,2	2,4	0,24
Total	-	Oui	8,2	3,1	0,31
Filtrat du filtre-presse	-	Non	0,9	0,3	0,03
Filtrat de centrifugation	-	Non	3,8	1,5	0,15
Total	-	Non	4,7	1,8	0,18

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

Tableau 8.85 Quantification et contamination de RDPb pour le sol TR29A

Filtrat considéré	Pb (mg/kg de gâteau sec)	Agent de précipitation	kg/t.m. de sol < 2 mm	kg/t.m. de sol de départ	% du sol de départ
Filtrat du filtre-presse (n=3)	6 304	oui	10,7	7,1	0,71
Filtrat de centrifugation (n=3)	6 189	oui	11,4	7,6	0,76
Total	-	oui	22,1	14,7	1,5
Filtrat du filtre-presse (n=2)	-	non	1,1	0,8	0,08
Filtrat de centrifugation (n=3)	-	non	6,9	4,6	0,46
Total	-	non	8	5,4	0,54

Tableau 8.86 Quantification et contamination du RDPb pour le sol TR29B

Filtrat considéré	Pb (mg/kg de gâteau sec)	Agent de précipitation	kg/t.m. de sol < 2 mm	Kg/t.m. de sol de départ	% du sol de départ
Filtrat du filtre presse (n=1)	42168	Oui	4,9	3,1	0,31
Filtrat de centrifugation (n=1)	14328	Oui	-	-	-
Total	-	-	-	-	-
Filtrat du filtre presse (n=1)	4932	Non	2,4	1,5	0,15
Filtrat de centrifugation (n=2)	19363	Non	8,0	5,1	0,51
Total	-	Non	10,4	6,6	0,66

Tableau 8.87 Quantification et contamination du RDPb pour le sol TR29C

Filtrat considéré	Pb (mg/kg de gâteau sec)	kg/t.m. de sol < 2 mm	kg/t.m. de sol de départ	% du sol de départ
Filtrat du filtre presse	12371	2,5	1,5	0,15
Filtrat de centrifugation	16057	4,6	2,8	0,28
Total	-	7,1	4,3	0,43

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.6.2.8 Problème rencontré lors de l'étape de précipitation

Afin d'éviter la co-précipitation du plomb avec Fe, il est important de maintenir au cours de l'étape de flottation, un pH qui ne soit pas inférieur à 2,5 pour limiter la solubilisation du Fe^{3+} qui serait alors entraîné en partie dans la fraction de mousse. En effet, il est possible de constater sur la Figure 8.11 que le fer ferrique commence à précipiter sous forme d'hydroxyde à un pH aux environs de 2.5. Donc en opérant la flottation à pH 3, il ne peut y avoir de solubilisation importante du fer. Cet impératif a donc été respecté dans l'ensemble des essais pour éviter de générer un gâteau de précipitation trop important. Le Pb était précipité dans deux effluents différents. Soit dans le filtrat provenant de la déshydratation des mousses par centrifugation et dans l'effluent provenant de la déshydratation des sols. Ceci afin de pouvoir faire la ségrégation des eaux salées, celles provenant de la centrifugation des mousses à la sortie de la cellule de flottation donc à 3M et celles moyennement salées, les eaux provenant de la déshydratation du gâteau de sol rincé. Dans le cas du filtrat des mousses, le pH est ajusté à 3 préalablement à la centrifugation afin de permettre au Pb de rester le plus possible en solution et de ne pas se retrouver dans le gâteau de centrifugation.

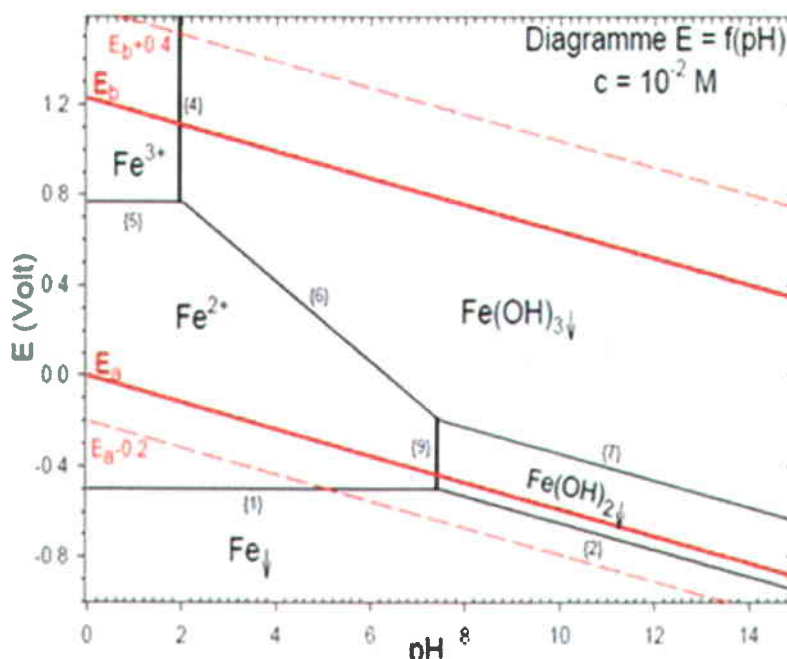


Figure 8.11 Diagramme pH/Eh (E) du système fer-eau à 25°C (Pourbaix, 1963)

8. Traitement de la fraction inférieure à 2 mm

8.6.3 Suivi des eaux de flottation recirculées

Des échantillons d'eau de flottation sont prélevés régulièrement afin de s'assurer que le Pb ne s'accumule pas au fur et à mesure des cycles de flottation et que la concentration en NaCl reste constante. La Figure 8.12 suivante présente l'évolution des concentrations en fonction du temps.

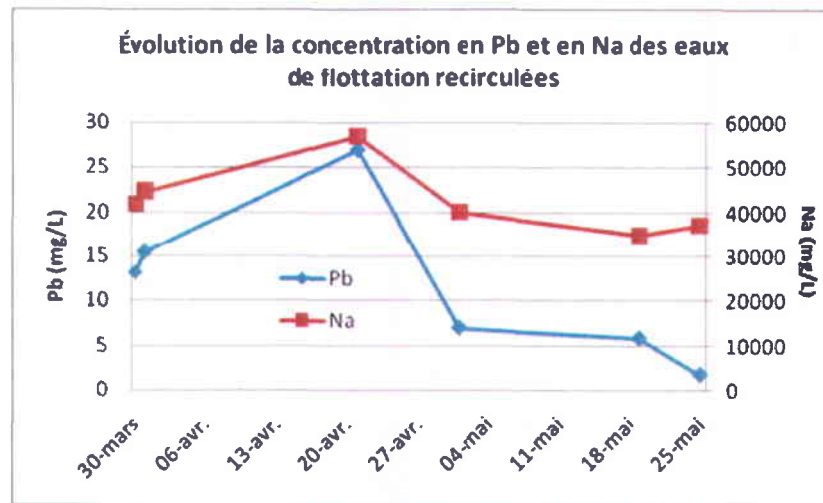


Figure 8.12 Évolution des concentrations en Pb et en Na des eaux de flottation recirculées

Les essais de précipitation n'étant pas optimaux lors du commencement des essais, l'ensemble du Pb n'était pas précipité et une certaine concentration se maintenait en solution. La concentration en pb n'a donc pas cessé d'augmenter pour atteindre un pic d'environ 26 mg/L aux alentours du 20 avril. L'on constate ensuite que la concentration en Pb ne cesse de diminuer depuis le pic obtenu. L'étape de précipitation est donc suffisamment maîtrisée pour permettre l'enlèvement de la grande majorité du Pb mis en solution lors de l'étape de flottation.

En ce qui concerne le Na, la concentration reste stable mais l'on dénote tout de même une légère tendance à la baisse qui devra certainement être compensée par l'ajout de NaCl dans les eaux.

9 BILAN DE TRAITEMENT DE SOL

Après avoir mis en place et appliqué les traitements jugés optimaux sur chaque fraction des sols traités, il a été possible d'établir un bilan de traitement. Celui-ci résume, les bilans globaux de contamination ainsi que les bilans de masse obtenus après application du procédé sur chacun des sols. Les bilans de contaminations sont présentés dans un premier temps dans un Tableau résumant la concentration en polluant avant et après traitement dans chaque fraction puis dans un Tableau présentant la contamination résiduelle du sol (toutes fractions confondues) ainsi que les valeurs seuils pour chaque contaminant.

9.1 Sol TR23A

9.1.1 Bilans de contamination

Les bilans de contamination associés au procédé appliqué sur le sol TR23A sont présentés dans les Tableaux 9.1 et 9.2.

La fraction comprise entre 5 et 25 mm a été attritée deux fois 20 minutes à 20% de ST, la fraction entre 2 et 5 mm a été attritée deux fois 20 minutes à 20% de ST, la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm n'a pas subi d'attrition et la fraction inférieure à 2 mm a été flottée dans les conditions 3F; F5, C₁15, C₂5.

La consultation du Tableau 9.1 permet de constater que le procédé par l'ensemble des étapes requises permet l'enlèvement de 94% des HAP alors que la teneur en Pb diminue de 73%. Le sol TR23A traité est décontaminé dans la plage B-C pour le Québec. Mais pour le CCME, il ne pourrait pas à priori être utilisé sans faire une analyse de risque car le benzo(a)pyrène a un critère de 0.7 mg/kg quel que soit l'usage (Résidentiel, Parc, Commercial, Industriel). La logique de l'établissement d'un critère unique aussi faible pour tous les usages sans faire de distinction pour les organismes cibles et les voies d'exposition n'est pas comprise par l'auteur de cette étude de décontamination, mais la question mériterait réponse. Il faut cependant comprendre que les critères du CCME sont des recommandations et la logique du CCME laisse place à l'analyse de risque. Si ce n'était du benzo(a)pyrène à 0.7 mg/kg recommandé par le CCME, ce sol pourrait servir dans des applications commerciales.

9.1.2 Bilan de masse

Le bilan de masse associé à l'application du procédé sur le sol est présenté sur la Figure 9.1 pour le sol avant traitement et sur la Figure 9.2 pour le sol traité. Les données présentées impliquent le traitement de toutes les fractions du sol. Globalement, l'attrition et la flottation appliquée sur ce sol a généré un EP

9. Bilan de traitement du sol

assez important à 22.5% ce qui pénalise l'économie du procédé car cela augmente le coût du procédé par environ 8%. Cet entrainement est distribué de façon assez générale sur les étapes menant à la formation de plusieurs concentrés. En fait, il a été calculé que la proportion de sol inférieure à 125 μm est d'environ 15%. Il y a donc place à l'amélioration. Dans l'application future du procédé, le mode opératoire de l'attrition de toutes les fractions sera légèrement modifié pour diminuer l'EP. Le retraitement en flottation des concentrés organiques pour en retirer du sol propre sera aussi testé pour améliorer cette partie du procédé.

Les données concernant le résidu RDPb ont été calculées à partir des résultats obtenus par le traitement des sols du lot TR23.

Pour chaque sol, le RDO6 a été calculé à partir d'essais de flottation de type 6 étapes de 7 min ou 6 étapes de 5 min et peut par conséquent être surévalué.

9. Bilan de traitement du sol

Tableau 9.1 Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont (sol TR23A)

	n	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Critère C (MDDEP) (mg/kg)	-	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	-	1000
Sol non traité (mg/kg)	-	291	299	221	69	117	179	112	67	28	63	1435	819
Sol < 2 mm (mg/kg)	5	335	367	274	91	147	225	134	63	25	66	1678	1916
Sol entre 2 et 5 mm (mg/kg)	3	237	273	204	66	111	163	106	57	17	56	1289	636
Sol entre 5 et 25 mm (mg/kg)	2	293	277	202	60	104	163	104	74	34	65	1376	353
Sol traité (mg/kg)	-	21	23	16	2	7	12	6	5	2	4	97	176
Sol < 2 mm (mg/kg)	1	67	73	49	3	21	30	18	12	2	9	284	383
Sol entre 2 et 5 mm (mg/kg)	1	14	12	9	5	5	11	5	4	3	4	70	14
Sol entre 5 et 2 5 mm (mg/kg)	1	2	2	2	1	1	3	1	1	1	1	16	142
Enlèvement dans la fraction < 2 mm (%)	-	80	80	82	97	86	87	87	81	92	86	83	80
Enlèvement dans la fraction entre 2 et 5 mm (%)	-	94	96	96	92	95	93	95	93	82	93	95	98
Enlèvement dans la fraction ente 5 et 25 mm (%)	-	99	99	99	98	99	98	99	99	97	98	99	60
Enlèvement dans le sol traité (%)	-	93	94	94	97	95	94	95	93	93	94	94	73

9. Bilan de traitement du sol

Tableau 9.2 Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont, indication des critères du MDDEP et du CCME (TR23)

	TR23A (mg/kg)		TR23B (mg/kg)		TR23C (mg/kg)	
	Non traité	Traité	Non traité	Traité	Non traité	Traité
Plomb (Pb)	819	176	362	107	1169	269
Naphtalène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2-méthylnaphtalène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
1-méthylnaphtalène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
1,3-diméthylnaphtalène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Acénaphthylène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Acénaphène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Fluroène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Phénanthrène	291	21	158	4	244	16
Anthracène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Fluoranthène	299	23	261	5	281	18
Pyrène	221	16	190	3	197	14
Benzo(a)anthracène	69	2	69	1	78	7
Chrysène	117	7	99	1	92	7
Benzo(b,j,k)fluoranthène	179**	**12	158**	3**	150**	15**
Benzo(a)pyrène	112	6	91	1	86	8
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	67	5	60	1	64	5
Dibenzo(a,h)anthracène	28	2	23	1	20	1
Benzo(g,h,i)perilène	63	4	51	1	53	6
Sommentation HAP	1435	97	1142	24	1266	97

* Pour chaque isomère, ** Pour les 3 isomères de Benzo(b,j,k) fluoranthène.

9. Bilan de traitement du sol

Procédé *Organometox*
Bilan de masse avant traitement du sol TR23 A (% de sol AC)
 > 25 mm
 1%

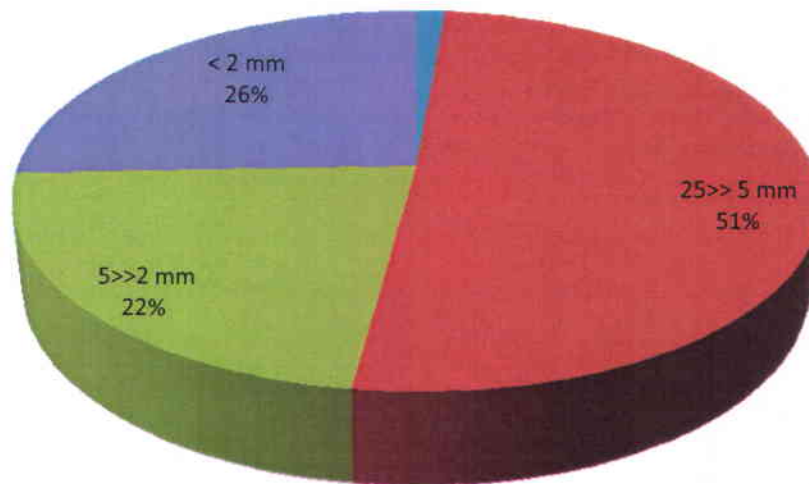


Figure 9.1 Bilan de masse avant traitement du sol TR23A

Procédé optimal *Organometox*
Bilan de masse après traitement du sol TR23 A (% de sol AC)

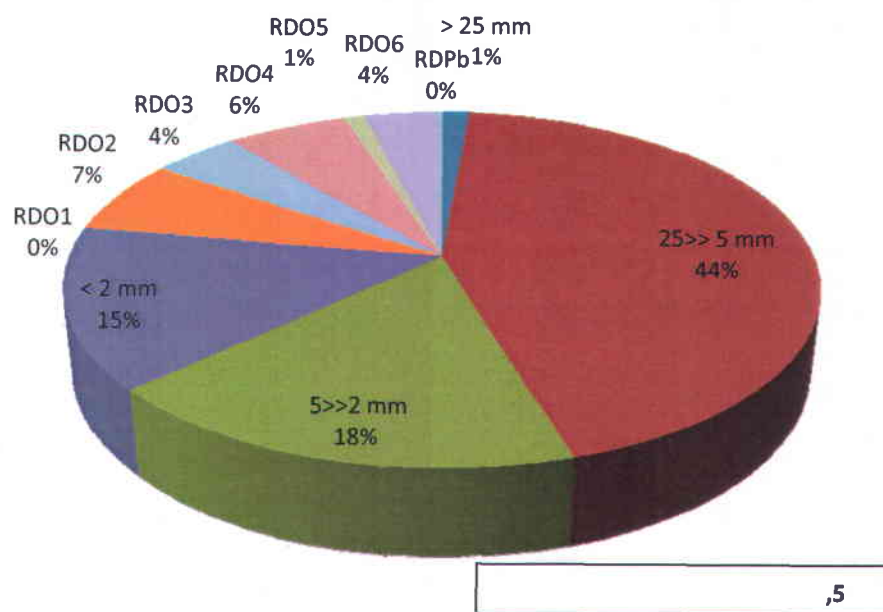


Figure 9.2 Bilan de masse après traitement du sol TR23A

9.2 Sol TR23B

9.2.1 Bilans de contamination

Les bilans de contamination associés à l'application du procédé sur le sol sont présentés dans les Tableaux 9.3 et 9.2.

La fraction 5-25 n'est pas présentée ici car elle représentait une proportion négligeable et n'a pas été traitée. La fraction entre 2 et 5 mm a été attritée deux fois 20 minutes à 20% de ST, la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm a subi une attrition en 3 étapes de 20 minutes à 20% de ST et la fraction inférieure à 2 mm a été flottée dans les conditions 3F; F5, C₁15, C₂5.

Il est remarquable que le pourcentage d'enlèvement de la somme des HAP atteigne 98% (1142 mg/kg à 24) pour l'ensemble du procédé alors que celui du Pb soit de 70%.

Le sol TR23B traité est décontaminé dans la plage A-B pour le Québec ce qui est tout à fait étonnant étant donné la faiblesse du critère B à 1 mg/kg pour plusieurs HAP lourds. Mais pour le CCME, il ne pourrait pas à priori être utilisé sans faire une analyse de risque car le benzo(a)pyrène a un critère de 0.7 mg/kg quel que soit l'usage (Résidentiel, Parc, Commercial, Industriel). La logique de l'établissement d'un critère unique aussi faible pour tous les usages sans faire de distinction pour les organismes cibles et les voies d'exposition n'est pas comprise par l'auteur de cette étude de décontamination, mais la question mériterait réponse. Il faut cependant comprendre que les critères du CCME sont des recommandations et la logique du CCME laisse place à l'analyse de risque.

9.2.2 Bilan de masse

Le bilan de masse est présenté sous forme de graphiques (Figure 9.3 et 9.4). Les données présentées impliquent le traitement des fractions >25 mm et entre 5 et 25 mm. Globalement, l'attrition appliqué sur ce sol a généré un EP trop important à 33% ce qui pénalise grandement l'économie du procédé car cela augmente le coût du procédé par environ 15%. C'est le RD04, soit la phase attrition qui cause un EP trop abondant à 15%.

Dans l'application future du procédé, le mode opératoire de l'attrition de toutes les fractions sera légèrement modifié pour diminuer l'EP. Le retraitement en flottation des concentrés organiques pour en retirer du sol propre sera aussi testé pour améliorer cette partie du procédé.

Les données concernant le résidu RDPb ont été calculées à partir des résultats obtenus par le traitement des sols du lot TR23.

9. Bilan de traitement du sol

Pour chaque sol, le RDO6 a été calculé à partir d'essais de flottation de type 6 flottations de 7 min ou 6 flottations de 5 min et peut par conséquent être surévalué.

9. Bilan de traitement du sol

Tableau 9.3 Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont (sol TR23B)

	<i>n</i>	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Critère C (MDDEP) (mg/kg)	-	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	-	1000
Sol non traité (mg/kg)	-	158	261	190	69	99	158	91	60	23	51	1142	362
Sol < 2 mm (mg/kg)	1	119	321	234	61	125	207	114	80	27	64	1395	334
Sol entre 2 et 5 mm (mg/kg)	3	196	203	148	76	75	112	69	41	19	39	899	389
Sol traité (mg/kg)	-	4	5	3	1	1	3	1	1	1	1	24	107
Sol < 2 mm (mg/kg)	3	5	6	4	2	2	3	2	2	1	1	29	122
Sol entre 2 et 5 mm (mg/kg)	1	4	4	3	1	1	3	1	1	1	1	20	93
Enlèvement dans la fraction < 2 mm (%)	-	96	98	98	97	98	99	98	98	96	98	98	63
Enlèvement dans la fraction entre 2 et 5 mm (%)	-	98	98	98	99	99	97	99	98	95	97	98	76
Enlèvement dans le sol traité (%)	-	97	98	98	98	98	98	98	98	96	98	98	70

9. Bilan de traitement du sol

Procédé *Organometox* Bilan de masse avant traitement du sol TR23 B (% de sol total)

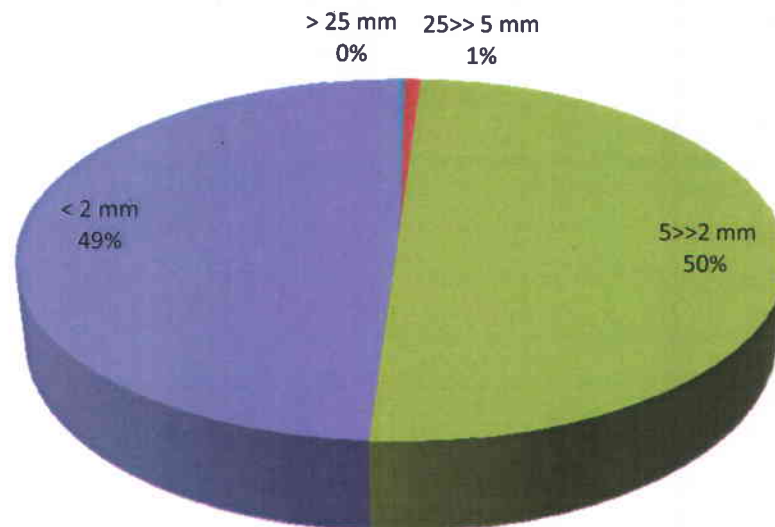


Figure 9.3 Bilan de masse avant traitement du sol TR23B

Procédé optimal *Organometox* Bilan de masse après traitement du sol TR23 B (% de sol total)

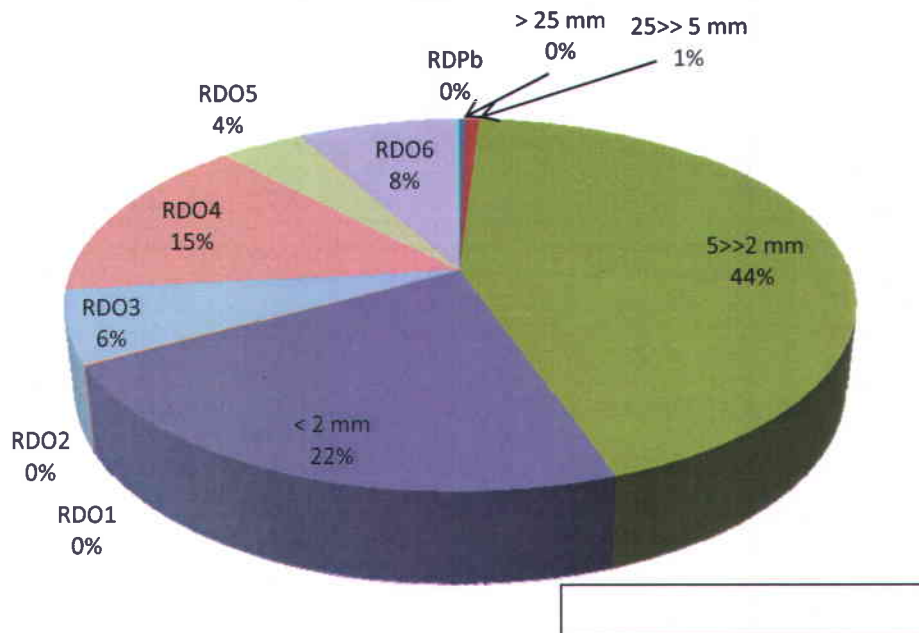


Figure 9.4 Bilan de masse après traitement du sol TR23B

9.3 Sol TR23C

9.3.1 Bilans de contamination

Les bilans de contamination du procédé sur le sol TR23C sont présentés dans les deux Tableaux 9.4 et 9.2.

La fraction comprise entre 5 et 25 mm a été attritée une fois 20 minutes à 20% de ST, la fraction entre 2 et 5 mm a été attritée une fois 20 minutes à 20% de ST, la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm a subi une attrition en 3 étapes de 20 minutes à 20% de ST et la fraction inférieure à 2 mm a été flottée dans les conditions 3F; F5, C₁15, C₂5.

Le sol TR23C est à l'origine moyennement contaminé en HAP et en Pb. Le procédé enlève 92% des Σ HAP et 77% du Pb (Tableau 9.4). Le sol traité respecte le critère C du Québec mais ne peut respecter le critère B. Pour le CCME il respecterait le critère d'usage industriel si ce n'était de la norme à 0.7 mg/kg pour le benzo(a)pyrène. Dans ce cas l'analyse de risque a de bonne chance de permettre l'usage industriel.

9.3.2 Bilan de masse

Le bilan de masse associé au procédé sur le sol TR23C est présenté sur les Figures 9.5 et 9.6. Globalement, l'attrition appliqué sur ce sol a généré un EP trop important à 24.6% ce qui pénalise grandement l'économique du procédé.

C'est le RD04, soit la phase attrition qui cause un EP trop abondant à 13.8%. Dans l'application future du procédé, le mode opératoire de l'attrition de toutes les fractions sera légèrement modifié pour diminuer l'EP. Le retraitement en flottation des concentrés organiques pour en retirer du sol propre sera aussi testé pour améliorer cette partie du procédé.

Pour chaque sol, le RDO6 a été calculé à partir d'essais de flottation de type 6 flottations de 7 min ou 6 flottations de 5 min et peut par conséquent être surévalué.

9. Bilan de traitement du sol

Tableau 9.4 Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont (sol TR23C)

	<i>n</i>	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Critère C (MDDEP) (mg/kg)	-	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	-	1000
Sol non traité (mg/kg)	2	244	281	197	78	92	150	86	64	20	53	1266	1169
Sol < 2 mm (mg/kg)	2	282	361	253	115	118	197	113	86	29	69	1624	1791
Sol entre 2 et 5 mm (mg/kg)	4	391	411	293	78	140	221	127	93	25	81	1860	930
Sol entre 5 et 25 mm (mg/kg)	2	140	147	100	44	44	73	41	31	10	25	655	726
Sol traité (mg/kg)	-	16	18	14	7	7	15	8	5	1	6	97	269
Sol < 2 mm (mg/kg)	3	33	38	29	16	16	35	16	9	2	15	208	316
Sol entre 2 et 5 mm (mg/kg)	2	11	13	9	4	4	8	5	4	2	3	64	160
Sol entre 5 et 25 mm (mg/kg)	2	2	3	2	1	1	1	1	1	0	0	11	285
Enlèvement dans la fraction < 2 mm (%)	-	88	89	89	86	86	82	86	90	93	78	87	82
Enlèvement dans la fraction entre 2 et 5 mm (%)	-	97	97	97	95	97	96	96	96	92	96	97	83
Enlèvement dans la fraction entre 5 et 25 mm (%)	-	99	98	98	98	98	99	98	97	100	100	98	61
Enlèvement dans le sol traité (%)	-	94	93	93	91	92	90	91	93	94	88	92	77

9. Bilan de traitement du sol

Procédé *Organometox* Bilan de masse avant traitement du sol TR23 C (% de sol total)

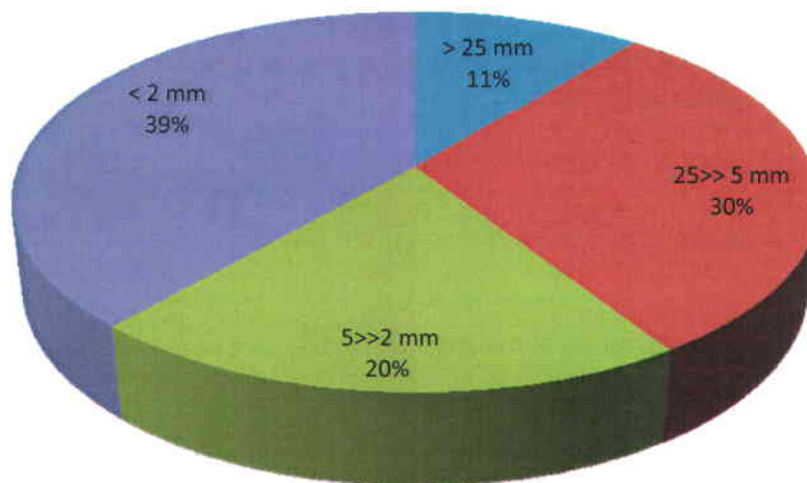


Figure 9.5 Bilan de masse avant traitement du sol TR23C

Procédé optimal *Organometox* Bilan de masse après traitement du sol TR23 C (% de sol total)

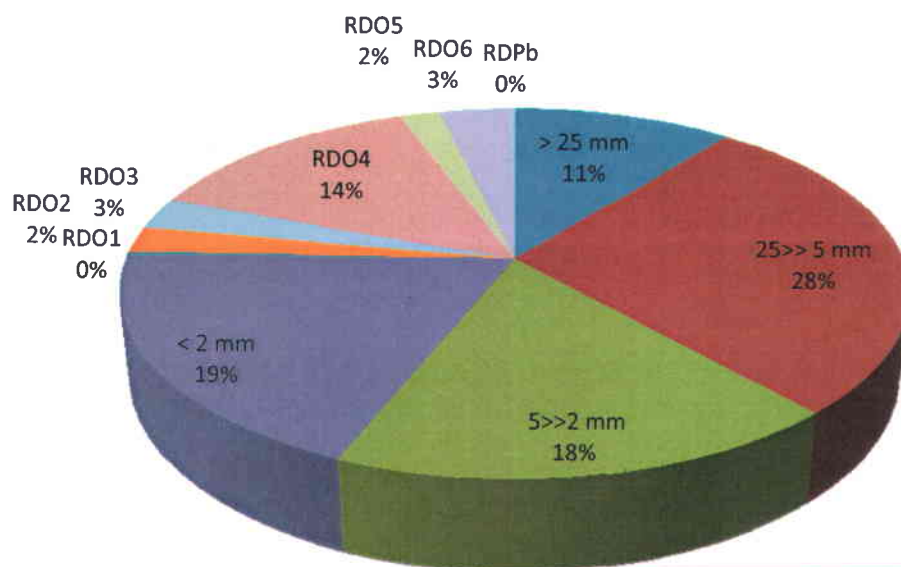


Figure 9.6 Bilan de masse après traitement du sol TR23C

9. Bilan de traitement du sol

9.4 Sol TR29A

9.4.1 Bilans de contamination

Les bilans de contamination du traitement du sol TR29A sont présentés dans les Tableaux 9.5 et 9.6.

La fraction comprise entre 5 et 25 mm a été attritée trois fois 20 minutes à 20% de ST, la fraction entre 2 et 5 mm a été attritée trois fois 20 minutes à 20% de ST, la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm a subi une attrition en 3 étapes de 20 minutes à 20% de ST et la fraction inférieure à 2 mm a été flottée dans les conditions 3F; F7, C₁15, C₂7.

Ce sol est fortement contaminé par les HAP (5563 mg/kg) et l'enlèvement global est très élevé avec 99% pour les HAP et 89 pour Pb. Le sol traité respecte le critère C du Québec et le critère industriel et le critère commercial du CCME à l'exception du benzo(a)pyrène qui a une norme uniforme pour tous les usages. L'analyse de risque devrait cependant assez facilement conclure à l'autorisation de ces usages pour le CCME.

9.4.2 Bilan de masse

Le bilan de masse associé au procédé est présenté sur les Figures 9.7 et 9.8. L'EP est ici beaucoup plus raisonnable avec 15% car l'étape d'attrition de la fraction de 0.25-2 mm a produit seulement 8% (RD04). Le procédé a donc été ici particulièrement efficace et est économique dans ce contexte. Il pourrait cependant y avoir une diminution du coût suite aux améliorations envisagées sur la phase d'attrition.

Pour chaque sol, le RDO6 a été calculé à partir d'essais de flottation de type 6 flottations de 7 min ou 6 flottations de 5 min et peut par conséquent être surévalué.

9. Bilan de traitement du sol

Tableau 9.5 Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont (sol TR29A)

	<i>n</i>	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Critère C (MDDEP) (mg/kg)	-	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	-	1000
Sol non traité (mg/kg)	1	980	934	628	366	316	868	481	527	-	464	5563	751
Sol < 2 mm (mg/kg)	2	970	1002	723	182	361	628	374	318	147	280	4985	981
Sol entre 2 et 5 mm (mg/kg)	2	624	542	382	189	184	364	227	208	92	200	3851	268
Sol entre 5 et 25 mm (mg/kg)	1	1836	1552	1092	6	486	871	599	556	166	442	7606	261
Sol traité (mg/kg)	-	13	13	9	4	4	5	3	3	1	2	56	82
Sol < 2 mm (mg/kg)	3	13	13	9	4	4	5	3	3	1	2	56	94
Sol entre 2 et 5 mm (mg/kg)	1	11	11	7	3	3	4	3	2	0	1	46	49
Sol entre 5 et 25 mm (mg/kg)	2	15	14	9	4	3	4	3	3	1	3	58	60
Enlèvement dans la fraction < 2 mm (%)	-	99	99	99	98	99	99	99	99	99	99	99	90
Enlèvement dans la fraction entre 2 et 5 mm (%)	-	98	98	98	98	98	99	99	99	100	100	99	82
Enlèvement dans la fraction entre 5 et 25 mm (%)	-	99	99	99	33	99	100	99	99	99	99	99	77
Enlèvement dans le sol traité (%)	-	99	99	99	99	99	99	99	99	99	100	99	89

9. Bilan de traitement du sol

Tableau 9.6 Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont, indication des critères du MDDEP et du CCME (TR29)

	TR29A (mg/kg)		TR29B (mg/kg)		TR29C (mg/kg)	
	Non traité	Traité	Non traité	Traité	Non traité	Traité
Plomb (Pb)	751	82	480	40	622	131
Naphtalène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
2-méthylnaphtalène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
1-méthylnaphtalène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
1,3-diméthylnaphtalène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Acénaphthylène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Acénaphène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Fluorène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Phénanthrène	980	13	363	16	477	11
Anthracène	NC	NC	NC	NC	NC	NC
Fluoranthène	934	13	367	17	463	11
Pyrène	628	9	263	12	355	9
Benzo(a)anthracène	366	4	96	7	9	4
Chrysène	316	4	124	7	183	5
Benzo(b,j,k)fluoranthène	868**	5**	217**	13**	288**	9**
Benzo(a)pyrène	481	3	121	7	160	5
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	527	3	93	5	108	4
Dibenzo(a,h)anthracène	-	1	49	3	35	1
Benzo(g,h,i)perilène	464	2	83	5	88	4
Sommation des HAP	5563	56	1174	93	2166	63

* Pour chaque isomère, ** Pour les 3 isomères de Benzo(b,j,k) fluoranthène.

9. Bilan de traitement du sol

Procédé *Organometox*
Bilan de masse avant traitement du sol TR29 A (% de sol total)

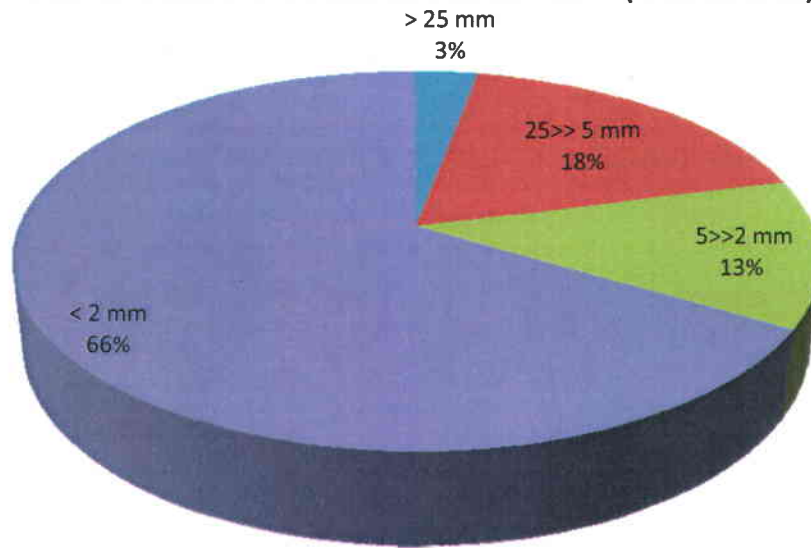


Figure 9.7 Bilan de masse avant traitement du sol TR29A

Procédé optimal *Organometox*
Bilan de masse après traitement du sol TR29 A (% de sol total)

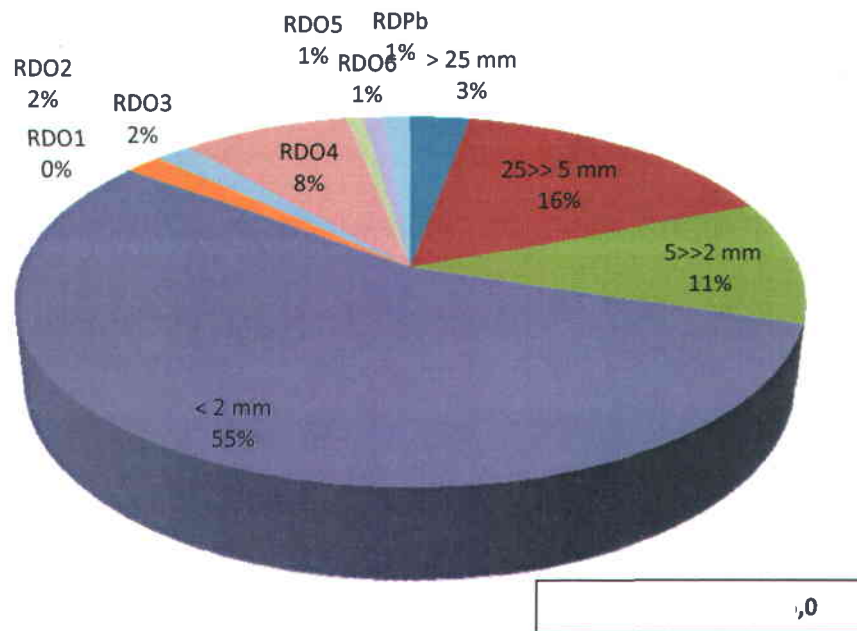


Figure 9.8 Bilan de masse après traitement du sol TR29A

9.5 Sols TR29B

9.5.1 Bilans de contamination

Les bilans de contamination associés au procédé sur le sol TR29B sont décrits sur les 9.7 et 9.6.

La fraction comprise entre 5 et 25 mm a été attritée deux fois 20 minutes à 20% de ST, la fraction entre 2 et 5 mm a été attritée trois fois 20 minutes à 20% de ST, la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm a subi une attrition en 3 étapes de 20 minutes à 20% de ST et la fraction inférieure à 2 mm a été flottée dans les conditions 3F; F5, C₁₅, C₅.

Il est étonnant de constater que ce sol qui vient de la même tranchée que le sol TR29A a une teneur en Σ HAP environ quatre fois moindre (1174 vs 5563 mg/kg), ce qui indique une très forte variabilité spatiale de la distribution des contaminants. L'enlèvement des Σ HAP atteint 95% alors que celui du Pb atteint 92% (Tableau 9.7). Le sol traité respecte le critère C du Québec et le critère industriel et le critère commercial du CCME à l'exception du benzo(a)pyrène qui a une norme uniforme pour tous les usages. L'analyse de risque devrait cependant assez facilement conclure à l'autorisation de ces usages pour le CCME.

9.5.2 Bilan de masse

Le bilan de masse associé au traitement du sol TR29Bx est présenté sur les Figures 9.9 et 9.10. L'EP est raisonnable ici avec 13.7% ce qui donne près de 86% de sol décontaminé. Le procédé est donc très économique et efficace. Des améliorations sont cependant toujours possibles comme déjà mentionné plus haut.

Pour chaque sol, le RDO6 a été calculé à partir d'essais de flottation de type 6 flottations de 7 min ou 6 flottations de 5 min et peut par conséquent être surévalué.

9. Bilan de traitement du sol

Tableau 9.7 Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont (sol TR29B)

	<i>n</i>	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Critère C (MDDEP) (mg/kg)	-	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	-	1000
Sol non traité (mg/kg)	-	363	367	263	96	124	217	121	93	49	83	1774	480
Sol < 2 mm (mg/kg)	4	421	444	318	115	153	270	149	116	62	102	2150	647
Sol entre 2 et 5 mm (mg/kg)	3	490	438	306	100	130	203	127	88	34	82	1998	212
Sol entre 5 et 25 mm (mg/kg)	3	150	136	99	46	45	89	47	37	22	34	703	189
Sol traité (mg/kg)	-	16	17	12	7	7	13	7	5	3	5	93	40
Sol < 2 mm (mg/kg)	3	14	16	11	6	6	12	6	6	2	5	86	24
Sol entre 2 et 5 mm (mg/kg)	2	8	12	9	5	5	11	5	4	1	4	64	43
Sol entre 5 et 25 mm (mg/kg)	2	25	24	18	10	9	19	9	5	6	7	132	84
Enlèvement dans la fraction < 2 mm (%)	-	97	96	97	95	96	96	96	95	97	95	96	96
Enlèvement dans la fraction entre 2 et 5 mm (%)	-	98	97	97	95	96	95	96	95	97	95	97	80
Enlèvement dans la fraction entre 5 et 25 mm (%)	-	83	82	82	78	80	79	81	86	73	79	81	56
Enlèvement dans le sol traité (%)	-	96	95	95	93	95	94	95	94	94	94	95	92

9. Bilan de traitement du sol

Procédé *Organometox* Bilan de masse avant traitement du sol TR29 B (% de sol total)

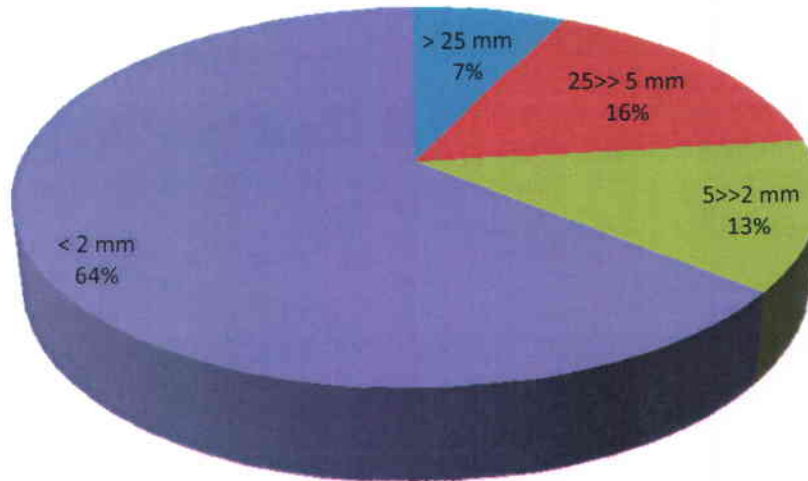


Figure 9.9 Bilan de masse avant traitement du sol TR29B

Procédé optimal *Organometox* Bilan de masse après traitement du sol TR29 B (% de sol total)

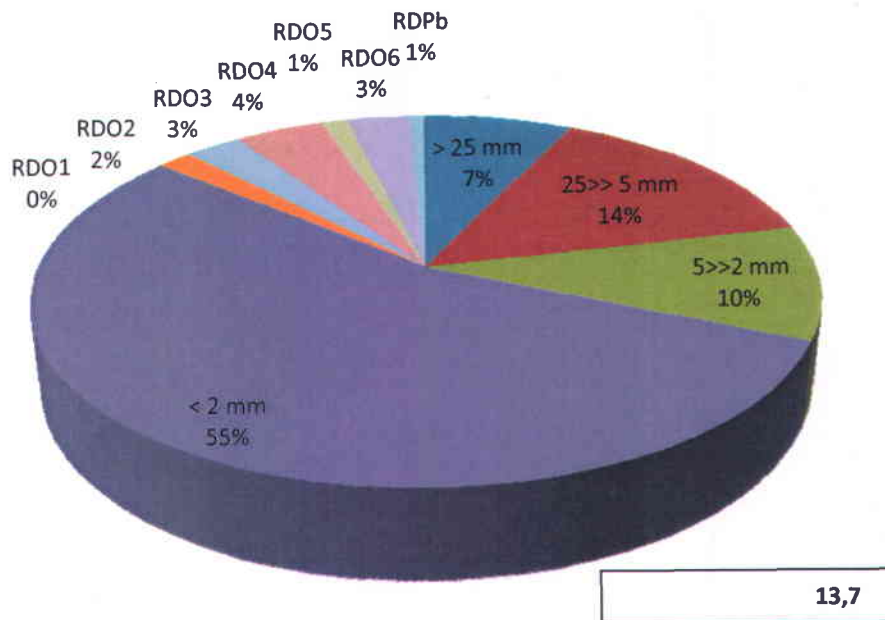


Figure 9.10 Bilan de masse après traitement du sol TR29B

9. Bilan de traitement du sol

9.6 Sol TR29C

9.6.1 Bilans de contamination

Les bilans de contamination associés au traitement du sol TR29C sont présentés sur les deux Tableaux 9.8 et 9.6.

La fraction comprise entre 5 et 25 mm a été attritée deux fois 20 minutes à 20% de ST, la fraction entre 2 et 5 mm a été attritée deux fois 20 minutes à 20% de ST, la fraction comprise entre 0,250 et 2 mm a subi une attrition en 3 étapes de 20 minutes à 30% de ST et la fraction inférieure à 2 mm a été flottée dans les conditions 6F; F7, C₁15, C₂7.

Le Tableau 9.8 permet de constater qu'un enlèvement de 97% des Σ HAP et 79% du Pb a été obtenu. Le sol traité respecte le critère C du Québec et le critère industriel et le critère commercial du CCME à l'exception du benzo(a)pyrène qui a une norme uniforme pour tous les usages. L'analyse de risque devrait cependant assez facilement conclure à l'autorisation de ces usages pour le CCME.

9.6.2 Bilan de masse

Le bilan de masse associé au traitement du sol TR29C est présenté sur les Figures 9.11 et 9.12. L'essai ici n'est pas tout à fait optimal et une filière améliorée comme mentionné précédemment permettrait sans aucun doute de descendre l'EP à moins de 15%, rendant ainsi le procédé très économique.

Pour chaque sol, le RDO6 a été calculé à partir d'essais de flottation de type 6 flottations de 7 min ou 6 flottations de 5 min et peut par conséquent être surévalué.

9. Bilan de traitement du sol

Tableau 9.8 Bilan de contamination des fractions décontaminées suivant le procédé défini en amont (sol TR29C)

	N	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP	Pb
Critère C (MDDEP) (mg/kg)	-	50	100	100	10	10	30	10	10	10	10	-	1000
Sol non traité (mg/kg)	-	477	463	355	9	183	288	160	108	35	88	2166	622
Sol < 2 mm (mg/kg)	1	500	513	396	11	210	326	171	115	43	96	2382	879
Sol entre 2 et 5 mm (mg/kg)	2	441	371	260	51	141	161	82	60	12	41	1620	187
Sol entre 5 et 25 mm (mg/kg)	1	383	322	209	98	125	83	11	19	0	6	1255	167
Sol traité (mg/kg)	-	12	13	9	4	5	8	6	2	3	4	66	78
Sol < 2 mm (mg/kg)	3	14	17	12	7	7	10	8	3	4	5	87	109
Sol entre 2 et 5 mm (mg/kg)	1	12	11	8	0	4	7	4	3	1	3	54	45
Sol entre 5 et 2 5 mm (mg/kg)	2	12	10	7	1	4	6	3	2	1	3	48	41
Enlèvement dans la fraction < 2 mm (%)	-	97	97	97	36	97	97	95	97	91	95	96	88
Enlèvement dans la fraction entre 2 et 5 mm (%)	-	97	97	97	100	97	96	95	95	92	93	97	76
Enlèvement dans la fraction ente 5 et 25 mm (%)	-	97	97	97	99	97	93	73	89	-	50	96	75
Enlèvement dans le sol traité (%)	-	97	97	97	56	97	97	96	98	91	95	97	87

9. Bilan de traitement du sol

Procédé *Organometox*

Bilan de masse avant traitement du sol TR29 C (% de sol total)

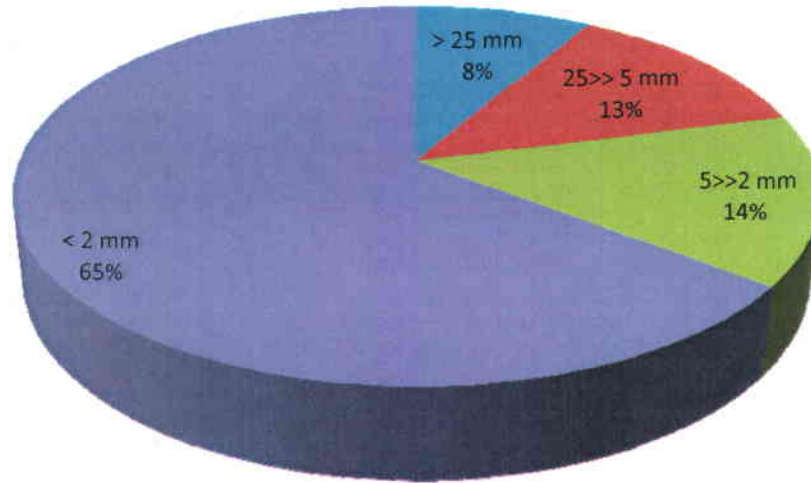


Figure 9.11 Bilan de masse avant traitement du sol TR29C

Procédé *Organometox*

Bilan de masse après traitement du sol TR29 C (% de sol total)

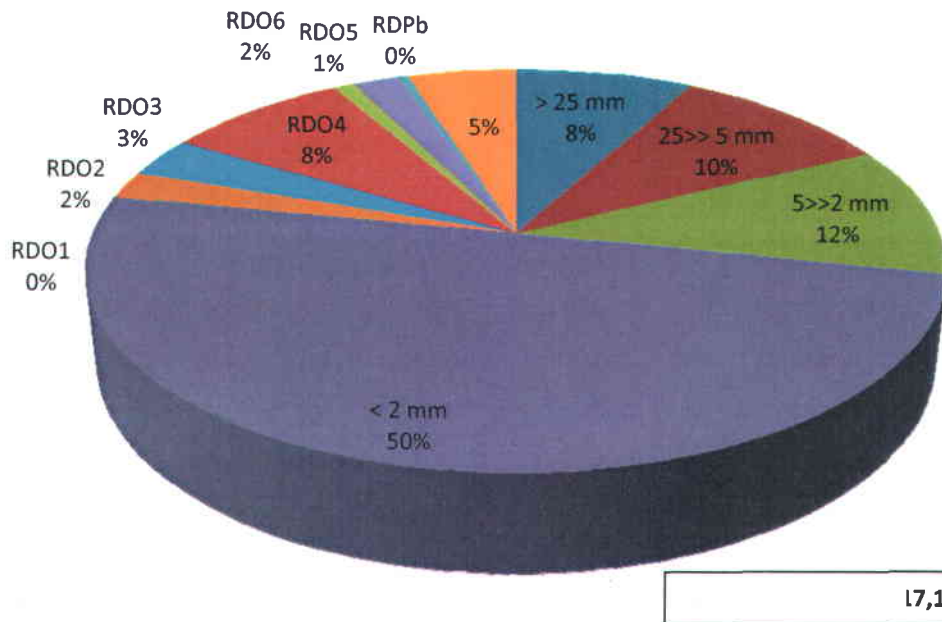


Figure 9.12 Bilan de masse après traitement du sol TR29C

l7,1

10 ANALYSE TECHNICO-ECONOMIQUE

Le Tableau 10.1 présente la page principale donnant le coût total du procédé avec les grandes catégories de coût. Les prix sont indexés selon l'indice Marshall & Swift. Le Tableau 10.1 indique le coût pour une usine traitant 10 T sèche à l'heure à l'entrée de l'usine pour une opération de 24 h par jour sur 180 jours par année. Les frais d'excavation et de remise en place ne sont pas comptabilisés par ce progiciel. Les prix sont toujours indiqués en \$ par tonne sèche totale (\$/Tst) à l'entrée de l'usine et considèrent donc le sol dans sa globalité, toutes fractions granulométriques confondues. Dans cet exemple, un coût de 200 \$/T sèche est chargé au client alors que pour ce tonnage, le coût unitaire est évalué à 142.13 \$/Tst. Un simple calcul peut permettre de trouver le coût par tonne humide. Par exemple, 100 \$/Tst implique un coût réel de 80 \$ par tonne humide contenant 20% d'eau. Les coûts sont évalués en dollars américains car c'est une base de travail plus facile dans le génie chimique, de plus le dollar canadien est souvent près de la parité avec le dollar américain ces dernières années. Le coût des divers produits chimiques se situent dans la gamme de ce qui est usuellement rencontré au Québec en 2009 lors de l'achat de lots substantiels.

La Figure 10.1 présente l'évolution du coût de traitement en fonction de la capacité de l'usine dans le contexte connu au début de ce rapport. Celle-ci présente donc une analyse de sensibilité concernant le paramètre qui est le tonnage de l'usine. Il apparaît évident à la consultation de cette Figure que la capacité de traitement est un facteur très important pour le coût du traitement, ce qui implique que les économies d'échelle sont très importantes. Un défi pour l'entreprise commercialisant cette technologie sera donc d'obtenir suffisamment de contrats pour permettre la construction et l'opération d'une grande usine fonctionnant à un fort taux d'utilisation. À ce stage d'avancement, au début du mémoire la précision du calcul est estimée à environ plus ou moins 25%. Ces chiffres seront constamment remis en cause au cours du déroulement de ce rapport car la sensibilité du coût face à la variation des divers paramètres sera étudiée en plus d'optimiser le procédé au cours des essais. Le coût donné ici est donc une première estimation.

Le tableau 10.1 permet cependant de rendre compte du fait que les paramètres les plus à même d'induire une modification conséquente des coûts d'exploitation sont les coûts de main d'œuvre et d'opération qui représentent 37,06 US\$/tst de sol traité, les coûts de gestion des déchets organiques dangereux qui comptent pour 23,81 US\$/tst de sol traité ainsi que les coûts indirects et généraux qui représentent quant à eux 25,39 US\$/tst de sol traité.

10. Analyse techno-économique

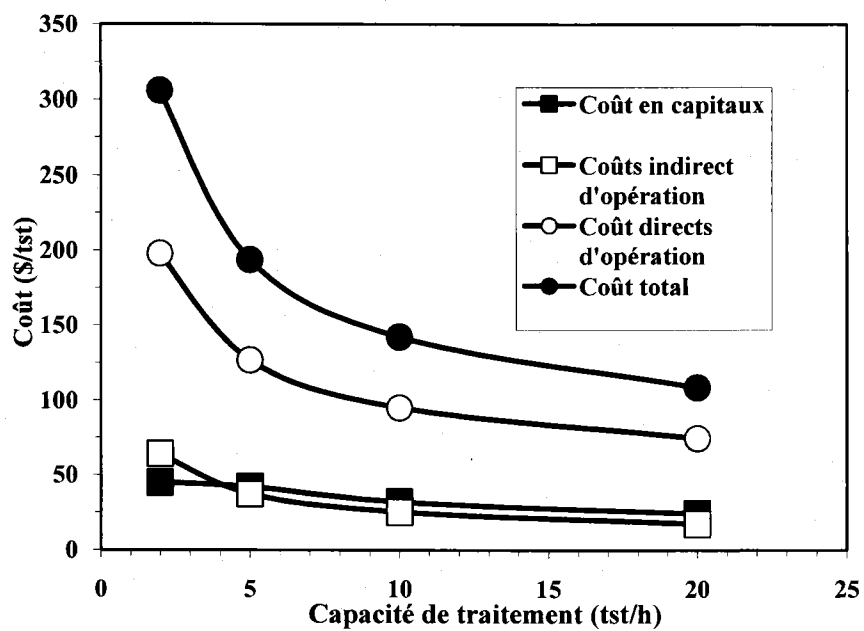


Figure 10.1 Variation du coût de traitement en fonction de la capacité de l'usine

10. Analyse techno-économique

Tableau 10.1 Coûts et revenus d'exploitation du procédé

Paramètres			Coûts/Revenus	
			(\$US/tst)	(\$US/an)
Coûts directs d'opération				
A. Matériaux bruts (produits chimiques)	<i>Consommation (kg/tst)</i>	<i>Coût unitaire (\$US/kg)</i>		
1. Acide sulfurique	3,69	0,100	0,37	12 750
2. Surfactant CAS	1,44	2,000	2,87	99 251
3. Chlorure de sodium	1079,81	0,100	1,08	37 318
	<i>Taux de recirculation NaCl (%)</i>	99,0		
4. Hydroxyde de sodium	0,90	0,600	0,54	18 662
5. Chlorure ferrique	1,30	0,500	0,65	22 397
6. Polymère	0,13	7,000	0,91	31 356
B. Main-d'œuvre d'opération				
1. Opération	<i>Coût unitaire (\$US/h)</i>	25,0	37,08	1 281 444
2. Entretien et réparation	<i>% M.O. opération</i>	40	14,83	512 578
C. Utilités				
1. Électricité	<i>Coût unitaire de l'électricité</i>	0,060	<i>\$US/kWh</i>	
	<i>Consommation électrique</i>	69,15	<i>kWh/tst</i>	4,15
				143 392
2. Eau de procédé	<i>Coût unitaire de l'eau de procédé</i>	0,50	<i>\$US/m³</i>	
	<i>Consommation eau de procédé</i>	0,99	<i>m³/tst</i>	0,49
	<i>Coût disposition eau en surplus</i>	3,00	<i>\$US/m³</i>	2,72
	<i>Taux de production eau en surplus</i>	0,91	<i>m³/tst</i>	
				93 978
3. Carburants	<i>Coût unitaire du diesel</i>	0,70	<i>\$US/L</i>	
	<i>Consommation de diesel</i>	0,00	<i>L/tst</i>	0,00
				0
4. Disposition des déchets	<i>Qté produite (t.m./tst)</i>		<i>Coût unitaire (\$US/t.m.)</i>	
Transport et disposition de déchets réguliers	0,000	60	0,00	0
Gestion de déchets dangereux métalliques	0,002	150	0,33	11 520
Gestion de déchets dangereux organiques	0,159	150	23,81	822 878
D. Entretien et réparation	<i>% capital/an</i>	1,00	1,78	61 394
E. Matériaux courants	<i>% capital/an</i>	0,75	1,33	46 045
F. Frais de laboratoire	<i>% M.O. opération</i>	15	2,22	76 887
Sous-total			95,17	3 288 947
Coûts indirects et généraux				
Salaires personnel administratif	<i>% M.O. opération et entretien</i>	15	7,79	269 103
Frais généraux et administratifs	<i>% M.O. total</i>	20	11,94	412 625
Assurances et taxes	<i>% capital/an</i>	1,50	2,66	92 090
Redevances	<i>\$US/tst</i>	3,0	3,00	103 680
Sous-total			25,39	877 499
Coûts en capitaux				
	<i>Capacité annuelle</i>	34560	<i>tst/an</i>	
	<i>Total des coûts en capitaux</i>	6 139 358	<i>\$US</i>	
	<i>Période d'amortissement</i>	10	<i>années</i>	
	<i>Taux d'intérêt annuel</i>	6	<i>%/an</i>	
Financement (intérêt sur le capital)			6,37	220 206
Amortissement			17,76	613 936
Sous-total			24,14	834 142
Total des coûts d'exploitation			144,69	5 000 588
Revenus d'exploitation				
	<i>Revenus unitaires</i>	200,00	<i>\$US/tst</i>	
	<i>Capacité annuelle</i>	34 560	<i>tst/an</i>	
Revenus de décontamination de sol			200,00	6 912 000
Total des revenus d'exploitation			200,00	6 912 000
Bilan d'exploitation du procédé			55,31	1 911 412

11 CONTRÔLE DE QUALITE

11.1 Analyses des HAP

Un contrôle qualité des analyses a été maintenu tout au long du projet pour assurer leur validité. Comme mentionné dans le chapitre Matériel et Méthodes, à différents moments lors des extractions au Soxhlet, des contrôles certifiés ont été extraits. Le Tableau 11.1 présente les valeurs obtenues après analyse au GC-MS. Il est possible de constater dans ce même Tableau que les résultats sont très proches de la valeur attendue avec moins de 2.8% de variation moyenne pour tous les HAP.

Des analyses pour les HAP ont également été effectuées en parallèle dans un laboratoire privé indépendant afin de s'assurer de la reproductibilité des résultats entre des laboratoires différents. Les données correspondantes sont présentées aux Tableaux 11.2 à 11.4. La comparaison des deux laboratoires donne pour $n=7$, en moyenne 9.4% de coefficient de variation avec une valeur minimale de 3% et maximale de 22%. Ces résultats sont donc fort acceptables et permettent de conforter les résultats d'analyses HAP obtenus au sein des laboratoires de l'INRS.

11.2 Analyses des métaux

Pour ce qui est des analyses de Pb, des contrôles certifiés ont été digérés en parallèles au cours du projet. Le Tableau 11.5 présente les résultats. La digestion du CRM indique un écart de 2% par rapport à la valeur certifié de Pb attendue. Donc la digestion des échantillons et le dosage du Pb sont satisfaisants.

11. Contrôle de qualité

Tableau 11.1 Résultats obtenus (mg/kg) lors de l'extraction de l'échantillon certifié (mixte de calibration semi-volatil Supelco avec 44 composés)

	Concentration (mg/kg)										Σ HAP
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	
MIX 44	4.88	5.12	5.06	5.03	5.02	8.74	4.95	5.11	5.19	5.13	54.2
Écart-type	0.03	0.05	0.10	0.13	0.10	0.72	0.19	0.03	0.02	0.02	1.34
C.V. (%)*	0.70	1.05	1.93	2.53	1.94	8.25	3.82	0.52	0.33	0.42	2.48
Valeur attendue	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	10.0	5.0	5.0	5.0	5.0	55.0
Écart par rapport à la valeur attendue (%)	2.35	2.45	1.27	0.59	0.42	12.5	0.96	2.26	3.85	2.58	1.36

* Coefficient de variation ((écart-type/moyenne) X 100).

Tableau 11.2 Paramètres concernant la comparaison des résultats d'analyse (mg/kg) de HAP de l'INRS avec les résultats d'analyse d'un laboratoire extérieur

	Concentration (mg/kg)										Σ HAP
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	
2-5 mm traité TR23C (INRS)	3.5	4.0	2.4	0.1	1.1	1.9	1.1	0.9	0.3	0.8	16.1
2-5 mm traité TR23C(EXOVA)	3.4	3.6	2.6	1.4	1.5	2.2	1.0	0.6	0.2	0.6	17.1
Moyenne*	3.5	3.8	2.5	0.8	1.3	2.1	1.1	0.8	0.3	0.7	16.6
C.V. (%)	2.0	7.4	5.7	122.6	21.8	10.3	6.7	28.3	28.3	20.2	4.3
sol traité >250 µm TR29A(INRS)	5.8	5.9	4.2	1.9	1.9	3.0	1.7	1.7	1.1	1.6	28.7
sol traité >250 µm TR29A(EXOVA)	5.9	7.0	5.1	2.7	3.0	3.8	1.8	1.1	0.3	1.2	31.9
Moyenne*	5.9	6.5	4.7	2.3	2.5	3.4	1.8	1.4	0.7	1.4	30.3
C.V. (%)	1.2	12.1	13.7	24.6	31.7	16.6	4.0	30.3	80.8	20.2	7.5
sol traité <250 µm TR23C(INRS)	1.0	2.6	1.9	1.2	1.2	2.8	1.5	1.8	1.4	1.5	16.9
sol traité <250 µm TR23C(EXOVA)	2.9	4.9	3.7	2.1	2.3	3.3	1.6	1.0	0.3	1.0	23.1
Moyenne*	2.0	3.8	2.8	1.7	1.8	3.1	1.6	1.4	0.9	1.3	20.0
C.V. (%)	68.9	43.4	45.5	38.6	44.4	11.6	4.6	40.4	91.5	28.3	21.9

* La moyenne a été faite entre les analyses dans les labos de l'INRS-ETE et le laboratoire privé Exova (1818 route de l'Aéroport, Québec, P.Q. Canada G2G 2P8).

11. Contrôle de qualité

Tableau 11.3 Paramètres concernant la comparaison des résultats d'analyse (mg/kg) de HAP de l'INRS avec les résultats d'analyse d'un laboratoire extérieur

	Concentration (mg/kg)										
	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP
Sol traité >250 mm TR23C (INRS)	9	11.3	8	4.1	4.1	7.2	4.1	3.2	1.4	2.6	54.9
Sol traité >250 mm TR23C (EXOVA)	12	14	10	5	5.3	7.8	4	2.4	0.7	2.4	63.6
Moyenne	10.5	12.7	9.0	4.6	4.7	7.5	4.1	2.8	1.1	2.5	59.3
C.V. (%)	20.2	15.1	15.7	14.0	18.1	5.7	1.7	20.2	47.1	5.7	10.4
250 µm TR29A	36.2	55.7	39.2	20.5	20.7	42.5	20.5	18.9	10	15.8	280
250 µm TR29A	48	63	45	24	26	39	18	12	3.1	12	290.1
Moyenne <250 µm TR29A	42.1	59.4	42.1	22.3	23.4	40.8	19.3	15.5	6.6	13.9	285.1
C.V. (%)	19.8	8.7	9.7	11.1	16.0	6.1	9.2	31.6	74.5	19.3	2.5
TR23A <2 mm avant flottation (INRS)	273	301	223		126	195	122	66	24	58	1387
TR23A <2 mm sol avant flottation (EXOVA)	250	270	210		110	190	91	51	12	50	1234
Moyenne	262	286	216	0.0	118	192	106	58.7	17.9	53.9	1310
C.V. (%)	6.3	7.8	4.1	0.0	9.3	1.7	20.4	18.5	46.6	10.1	8.3

Tableau 11.4 Paramètres concernant la comparaison des résultats d'analyse (mg/kg) de HAP de l'INRS avec les résultats d'analyse d'un laboratoire extérieur

	PHE	FLR	PYR	BAN	CRY	BJK	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP
TR23C 2-5 mm (INRS)	314	351	238	124	137	182	118	65	15	67	1612
TR23C 2-5 mm (EXOVA)	390	380	290	150	150	240	120	70	19	70	1879
Moyenne	352	365	264	137	144	211	119	67.5	17.2	68.5	1745.4
C.V. (%)	15.3	5.7	13.9	13.3	6.2	19.4	1.2	5.3	14.6	3.0	10.8

11. Contrôle de qualité

Tableau 11.5 Résultats obtenus pour le dosage du Na et Pb sur la digestion de l'échantillon certifié CRM PQ-1 (lot #7110C513, CANMET, Canadian Certified Reference Materials Project (CCRMP))

	Pb (mg/kg)
Moyenne	162
Écart-type	12.5
C.V. (%)	7.7
Valeur attendue	168
Écart par rapport à la valeur attendue (%)	4

12 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Ce projet de démonstration à l'échelle pilote visait à valider l'efficacité du procédé Organometox (enlèvement simultané des HAP et des métaux lourds), développé en laboratoire par Julia Mouton (Mouton, 2008) et protégé par un brevet (Mercier *et al.*, 2008), lors du traitement de quantités significatives de sols contaminés provenant de deux tranchées TR23 et TR29 effectuées sur un terrain de la Garnison de Montréal. En fait la variabilité spatiale de la contamination s'est révélée tellement importante que selon les caractéristiques granulométriques et chimiques des contaminants, l'équipe s'est retrouvé avec six sols (1 t.m. chacun environ) à traiter.

La mise en place du projet, la familiarisation et l'adaptation aux équipements de type industriel et semi-industriels utilisés a demandé beaucoup d'efforts et de dévouement de la part de l'équipe.

Le présent projet a permis de tester avec beaucoup plus de profondeur l'ensemble des étapes nécessaires à la décontamination des sols contaminés par des HAP et du Pb. Ces étapes sont les phases de tamisage (à sec et humide) dans le but de préparer les fractions granulométriques à leur traitement respectif au cours des différentes phases du procédé. À savoir, le lavage des fractions grossières, l'attrition (et lavage) des diverses fractions, la flottation des fractions plus fines, la récupération et la centrifugation des mousses issues de la flottation (concentrés de HAP), la séparation solide-liquide de la pulpe de flottation après traitement dans le but d'obtenir l'effluent contenant le Pb, la précipitation du Pb et finalement la recirculation des eaux de procédés.

L'installation pilote a conduit, une fois le procédé optimisé, à la décontamination des sols traités au niveau de la plage B-C (Critères MDDEP) pour cinq des six sols et dans la plage A-B pour un sol. Ceci bien que les seuils règlementaires (en mg/kg) pour les divers HAP soient généralement beaucoup plus faibles que dans le cas des métaux. Les enlèvements obtenus variant de 92% à 99% dans le cas des HAP et de 73% à 92% dans le cas du plomb.

De façon générale, le sol décontaminé représente entre 70 et 85% de la masse du sol d'origine et il est fortement envisageable que cette proportion atteigne 80 à 95% du sol de départ dans une phase ultérieure de développement et après améliorations. La gestion des concentrés de HAP générés représente une partie relativement importante du coût du procédé et des efforts pourront être fournis dans le but de diminuer l'entraînement particulaire induit lors de l'étape de flottation et diminuer ainsi les coûts de gestion associés. Une concentration plus importante pourrait éventuellement amener à la valorisation énergétique de ce concentré.

12. Conclusions et recommandations

La gestion du concentré de Pb est beaucoup moins problématique car la proportion produite représente moins de 0.5% du sol de départ ce qui implique un coût relatif de gestion beaucoup plus faible.

Le projet a donc permis à l'INRS-ETE ainsi qu'à Tecosol, son partenaire commercial, d'obtenir des données et des critères de design pour toutes les opérations unitaires du procédé. L'analyse technico-économique effectuée suite à ce projet confirme le prix qui avait déjà calculé en 2007 (Mouton, 2008). Le coût de traitement se situe donc aux environs du prix de l'enfouissement pour des sols contaminés à la fois par des HAP et du Pb (environ 150 \$/t.m.s. à Montréal).

C'est dans ce contexte et suite au succès du présent projet que l'INRS-ETE recommande aux partenaires impliquées dans le développement et l'application de la présente technologie de procéder à une phase de vitrine technologique afin de valider le procédé à une échelle industrielle de petite taille. Ceci permettra de raffiner le procédé tout comme les critères de design et de démontrer la faisabilité de la décontamination de sol contaminés par des produits organiques et des métaux dans le contexte d'un procédé présentant des coûts compétitifs par rapport à l'option d'enfouissement des sols contaminés de même type.

13 BIBLIOGRAPHIE

- Abarnou A. (2000). Les contaminants organiques - Quels risques pour le monde vivant ? IFREMER, Région Haute Normandie, Programme scientifique Seine-Aval, Saint Thonan, France, 35 p.
- Abdul A.S., Gibson T.L. & Rai D.N. (1990). Selection of surfactants for the removal of petroleum-products from shallow sandy aquifers. *Ground Water*, 28, 920-926.
- Abdul. A. & Gibson T.L. (1991). Laboratory studies of surfactant-enhanced washing of biphenyl from sandy material. *Environ. Sci. Technol.*, 25(4), 665-671.
- Acosta E.J., Szekeres E., Sabatini D.A. & Harwell J.H. (2003). Coalescence and Solubilization Kinetics in Linker-Modified Microemulsions and Related Systems. *Langmuir*, 19(3), 566-574.
- Ahtiainen J., Valo R., Jarvine M. & Joutti A. (2002). Microbial toxicity tests and chemical analysis as monitoring parameter at composting of creosote-contaminated soil. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 53, 323-329.
- Alzieu C. (1999). Dragages et environnement marin: état des connaissances. IFREMER, Brest, France, 223 p.
- Amrate S. & Akretche D.E. (2005). Modeling EDTA enhanced electrokinetic remediation of lead contaminated soils. *Chemosphere*, 60, 1376-1383.
- An Y.J. & Jeong S.W. (2001). Interactions of perfluorinated surfactant with polycyclic aromatic hydrocarbons: critical micelle concentration and solubility enhancement measurements. *J. Colloid Interface Sci.*, 242, 419-424.
- Anderson W.C. (1993). Soil washing/soil flushing, innovative site remediation technology. Vol. 3. American Academy of Environmental Engineers, Annapolis, MD.
- Anderson W.C. (1995). Solvent/chemical extraction, innovative site remediation technology. Vol. 5. American Academy of Environmental Engineers, Annapolis, MD.
- Ang C.C. & Abdul A.S. (1994). Evaluation of an ultrafiltration method for surfactant recovery and reuse during in situ washing of contaminated sites: laboratory and field studies. *Ground Water Monit. Res.*, 14, 160-171.
- Aoudia M. & Al-Shaaili M.M. (2006). Solubilization of naphtalen and pyrene by sodium dodecyl sulfate (SDS) and polyoxyethylenesorbitan monooleate (Tween 80) mixed micelles. *Colloids Surf. A Physicochem. Eng. Aspects*, 287, 44-50.
- ASTDR (1995). Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA, 487 p.
- Auffret M. (1988). Histopathological changes related to chemical contamination in *Mytilus edulis* from field and experimental conditions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 46, 101-107.
- Ballerini D., Gattelier C. & Vogel T. (1998). Techniques de traitement par voie biologique des sols pollués. ADEME Editions, Angers, France, 198 p.
- Banat M., Makkar R.S. & Cameotra S.S. (2000). Potential commercial applications of microbial surfactants. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 53, 495-508.

13. Bibliographie

- Barkay T., Navon-Venezia S., Ron E. & Rosenberg, E. (1999). Enhancement of solubilization and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by the emulsifier Alasan. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65, 2697–2702.
- Bassi R., Prasher S.O. & Simpson B.K. (2000). Extraction of metals from a contaminated sandy soil using citric acid. *Environ. Prog.*, 19, 275-282.
- Bayne B.L., Widdows J., Moore M.N., Salkeld P., Worrall C.M. & Donkin P. (1982). Some ecological consequences of the physiological and biochemical effects of petroleum compounds on marine molluscs. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, B 297, 219–239.
- Beach C. (1999). Measuring surface properties and physical performance of rigid gas permeable contact. Lens soaking solution. *J. Undergraduate Res.*, 1(1).
- Becher P. (2001). *Emulsions: Theory and Practice*. American Chemical Society, Washington, DC, 338 p.
- Benin A.L., Sargent J.D, Dalton M. & Roda S. (1999). High concentrations of heavy metals in neighbourhoods near ore smelters in northern Mexico. *Environ. Health Persp.*, 107 (4), 279-284.
- Bergen R.V. & Rogel E. (1998). A lattice approach to the concept of hydrophile lipophile balance: alkylethoxylated surfactants. *Fluid Phase Equilibria.*, 153, 63-72.
- Bergeron M., Blackburn D., St-Laurent H. & Gosselin A. (2001). Sediment and soil remediation by column flotation, US patent, US, 6.273.263 B1.
- Bergeron M. (2005). Method of decontaminating soil, US Patent, US, 6.915.908.
- Bernal-Martinez A., Carrère H., Patureau D. & Delgenès J.P. (2005). Combining anaerobic digestion and ozonation to remove PAH from urban sludge. *Proc. Biochem.*, 40, 3244-3250.
- Blais J. F., Chartier M. & Mercier G. (2000). Décontamination des sols de Montréal – Projet CEMRS, rapport final, INRS-Eau: Rapport rédigé pour Alex Sol Inc., le FPSTE du Ministère de l'Environnement du Québec et le Centre d'expertise de Montréal en réhabilitation de sites, Québec-Canada, No R-563-F, 266 p.
- Blais J. F., Mercier G. & Chartier M. (2001). Décontamination à l'échelle pilote de sédiments pollués en métaux toxiques par lixiviation chimique et biologique. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 79, 931-940.
- Blais J.F., Dufresne S. & Mercier G. (1999). Etat du développement technologique en matière d'enlèvement des métaux des effluents industriels, *Rev. Sci.Eau*, 12, 689–713.
- Blazy P. (1970). *La valorisation des minerais*. Presses Universitaires de France; Paris, France, 416 p.
- Boonyasuwat S., Chavadej S., Malakul P. & Scamehorn J.F. (2003). Anionic and cationic surfactant recovery from water using a multistage foam fractionator, *Chem. Eng.*, 93, 241–252.
- Bordas F. & Lafrance P. (2001). Utilisation de biosurfactants (rhamnolipides) pour le traitement d'un sol sableux contaminé par le pyrène—Essais en colonnes de sol. *Étude et Gestion des Sols*, 8.
- Bouchard S. (2001). *Traitement du minerai*, Québec-Canada, Le griffon d'argile. ISBN: 2894431562, Québec, Canada, 37 p.
- Bourrel M. & Schechter R. (1988). *Microemulsions and Related System*. Marcel Dekker, New York, NY.
- Brooks C.S. (1991). *Metal Recovery from Industrial Wastes*. Lewis Publishers Inc., Chelsea, MI.

13. Bibliographie

- Brusseau M.L., Wang X., Wang W. (1997). Simultaneous Elution of Heavy Metals and Organic Compounds from soil by cyclodextrin. *Environ. Sci. Technol*, 31, 1087-1092.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2002). Méthode d'analyse. Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse. M.A. 400-HAP 1.1, éd. 2001-12-05, rév. 2002-12-19.
- Chaari I., Fakhfakh E., Chakroun S., Bouzid J., Boujelben N., Feki M., Rocha F. & Jamoussi F. (2008). Lead removal from aqueous solutions by a Tunisian smectitic clay. *Journal of hazardous materials*, 156, 545-551.
- Champion J.T., Gilkey J.C., Lamparski H., Retterer J. & Miller R.M. (1995). Electron microscopy of rhamnolipid (biosurfactant) morphology: effects of pH, cadmium and octadecane. *J. Environ. Qual.*, 24, 19-28.
- Chang M.C., Huang C.R. & Shu H.Y. (2000). Effects of surfactants on extraction of phenanthrene in spiked sand. *Chemosphere*, 41, 1295-1300.
- Chen L.J., Lin S.Y., Huang C.C. & Chen E.M. (1998). Temperature dependence of critical micelle concentration of polyoxyethylenated non-ionic surfactants. *Colloid Surface A*, 135, 175-181.
- Cheng S.P. (2003). Heavy metal pollution in China: Origin, pattern, and control. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 10 (3), 192-198.
- Chmielewski A.P., Urbanski T.S. & Migdal W. (1997). Separation technologies for metals recovery from industrial wastes. *Hydrometallurgy*, 45, 333-344.
- Christofi N. & Ivshina I.B. (2002). A review: microbial surfactants and their use in field studies of soil remediation. *J. of Applied Microbiology*, 93, 915-929.
- Chu W., Chan K.H., Kwan C.Y. & Jafvert C.T. (2005). Acceleration and quenching of the photolysis of PCB in the presence of surfactant and humic materials, *Env. Sci. Technol.*, 39, 9211-9216.
- Chun C.L., Lee J.J. & Park J.W. (2001). Solubilization of PAH mixtures by three different anionic surfactants. *Environmental pollution*, 118, 307-313.
- Clark S., Bornschein R., Succop P., Roda S. & Peace B. (1991). Urban lead exposures of children in Cincinnati, Ohio. *Chem Spec. Bioavail.*, 3, 163-171.
- Collins J. F., Brown J. P., Alexeeff G. V. & Salmon A. G. (1998). Potency equivalency factors for some polycyclic aromatic hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbons derivatives. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 28, 45-54.
- Couillard D. & Mercier G. (1992). Précipitations sélectives des métaux solubilisés biologiquement de boues aérobies d'épuration. *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 70, 1021-1029.
- CTP, Centre Terre et Pierre. (2007). Information en ligne : <http://www.ctp.be>.
- Cutright T.J. (1995). Polycyclic Aromatic Hydrocarbon degradation and kinetics using *Cunninghamella echinulata* var. *Elegans*. *Inter. Biodeter. & biodegrad.*, 34, 397-408.
- Dar A.A., Rather G.M., Ghosh S. & Das A.R. (2008). Micellization and interfacial behavior of binary and ternary mixtures of model cationic and nonionic surfactants in aqueous NaCl medium. *Journal of colloid and interface science*, 322, 572-581.
- Darton R.C., Supino S. & Sweeting K.J. (2004). Development of a multistaged foam fractionation column, *Chem. Eng. Process*, 43, 477-482.

13. Bibliographie

- De Pontevès, C., Moilleron R., Meybeck M., Guegen y., Thery, S., Teil, M.J., Garban, B., Ollivon, D., Chevreuil, M., Blanchard, M. & Azimi, S. (2005). Conception d'un système Expert dédié à la synthèse des données disponibles en matière de contamination par les polluants organiques (SEQUAPOP), (Unité de recherche «structure et fonctionnement des systèmes hydriques continentaux» Paris VII), Paris, France, 39p.
- Dermont G., Bergeron M., Mercier G. & Laflèche-Richer M. (2007). Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications. *J. Hazard. Mater.*, 152, 1-31.
- Desai J.D. & Banat I.M. (1997). Microbial production of surfactants and their commercial potential. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 61(1), 47-64.
- Deshpande S., Shiao B. J., Wade D., Sabatini D. A. & Harwell J. H. (1999). Surfactant selection for enhancing ex situ soil washing. *Water Research*, 33, 351-360.
- Dhenain A. (2005). Enlèvement des HAP des boues noires d'aluminerie par flottation à l'aide de surfactants. Maîtrise en sciences de l'eau, INRS-ETE, Québec, Canada.
- Di Palma L. & Ferrantelli P. (2005). Copper leaching from a sandy soil: Mechanism and parameters affecting EDTA extraction. *Journal of Hazardous Materials*, 122, 85-90.
- Di Palma L., Ferrantelli P. & Medici F. (2005). Heavy metals extraction from contaminated soil: Recovery of the flushing solution. *Journal of Environmental Management*, 77, 205-211.
- Di Palma L., Ferrantelli P., Merli C. & Biancifiori F. (2003). Recovery of EDTA and metal precipitation from soil flushing solution. *J. of Hazardous materials*, B103, 153-168.
- Dianne J., Prak L. & Pritchard P.H. (2002). Solubilization of polycyclic aromatic hydrocarbons mixtures in micellar nonionic surfactant solutions. *Water Research*, 36, 3463-3472.
- Djedidi Z., Drogui P., Cheikh R. B., Mercier G. & Blais J. F. (2005). Laboratory study of successive soil saline leaching and electrochemical lead recovery. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 131, 305-314.
- Djedidi Z., Khaled J.B., Cheikh R.B., Blais J.F., Mercier G. & Tyagi R.D. (2009). Comparative study of dewatering characteristics of metal precipitates generated during treatment of monometallic solutions. *Hydrometallurgy*, 95(1-2), 61-69.
- Doong R.A. & Lei W.G. (2003). Solubilization and mineralization of polycyclic aromatic hydrocarbons by *pseudomonas putida* in the presence of surfactant. *J. Hazard. Mater.*, B96, 15-27.
- Drogui P., Blais J. F. & Mercier G. (2007). Review of electrochemical technologies for environmental applications. *Recent Patents on Engineering*, 1, 257-272.
- Edwards D. A., Luthy R. G. & Liu Z. B. (1991). Solubilization of Polycyclic Aromatic-Hydrocarbons in Micellar Nonionic Surfactant Solutions. *Environmental Science & Technology*, 25, 127-133.
- Eller P.M. (1984) NIOSH manual of analytical methods. Vol. 2. Department of Health and Human Services, National Institute for Occupational Safety and Health, 5506/7-5506/9, 5515/6-5515/7, Cincinnati, OH.
- Elliott H.A. & Brown G.A. (1989). Comparative evaluation of NTA and EDTA for extractive decontamination of Pb-polluted soils. *Soil, Air, and Soil Pollut.*, 45, 361.
- Environnement Canada (2002). Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Article en ligne. http://www.ec.gc.ca/toxics/wood-bois/over/pah_f.htm.

13. Bibliographie

- Feron V.J. & Groten J.P. (2002). Toxicological evaluation of chemical mixtures. *Food Chem. Toxicol.*, 40, 825–839.
- Fiechter A. (1992). Biosurfactants: moving towards industrial application, *Tibtech*, 10, 208-217.
- Finzgar N. & Lestan D. (2005). Heap leaching of Pb and Zn contaminated soil using ozone/UV treatment of EDTA extractants. *Chemosphere*, 63, 1736-1743.
- Fleischer M. (1966). Index of the new mineral names, discredited mineral and changes of mineralogical nomenclature in volumes 1-50 of the american mineralogist. *American Mineralogist*, 51(8), 1247-1347.
- Florenzano F.H. & Dias L.G. (1997). Critical micelle concentration and average aggregation number estimate of zwitterionic amphiphiles: salt effect. *Langmuir*, 13, 5756-5758.
- Flotron V., Delteil C., Padellec Y. & Camel V. (2004). Removal of sorbed polycyclic aromatic hydrocarbons from soil, sludge and sediment samples using the Fenton's reagent process. *Chemosphere*, 59, 1427-1437.
- Fu J. & Luthy R.G. (1986). Effect of organic solvent on sorption of aromatic solutes onto soils *ASCE J Environ. Eng.*, 112, 346-366.
- Gabet S. (2004). Remobilisation d'hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés à l'aide d'un tensioactif d'origine biologique. Thèse n° 12-2004, Laboratoire des sciences de l'eau et de l'environnement, Université de Limoges, Limoges, France, 186 p.
- Gill, C. B. (1991). *Materials Beneficiation*. Springer-Verlag, New York, NY, 245 p.
- Goi A., Kulik N. & Trapido M. (2006). Combined chemical and biological treatment of oil contaminated oil. *Chemosphere*, 63, 1754-1763.
- Gosselin A., Blackburn D. & Bergeron M. (1997). Protocole d'évaluation de la traitabilité des sédiments, des sols et des boues à l'aide des technologies minéralurgiques. Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, Sainte-Foy, Qc, Canada, 131 p.
- Gosselin A., Blackburn D. & Bergeron M. (1999). Protocole d'évaluation de la traitabilité des sédiments, des sols et des boues à l'aide des technologies minéralurgiques. Section Éco-innovation technologique, Programme de développement et de démonstration technologiques, direction de la protection de l'environnement, Envir. Canada; Sainte-Foy, Qc, Canada.
- Grasso D., Butkus M. A., O'sullivan D. & Nikolaidis N. P. (1997). Soil-washing design methodology for a lead-contaminated sandy-soil. *Water Research*, 31, 3045-3056.
- Grasso D., Subramaniam K., Pignatello J.J., Yang Y. & Ratté D. (2001). Micellar desorption of polynuclear aromatic hydrocarbons from contaminated soil. *Colloids and surfaces. A: physicochemical and engineering aspects*, 194, 65-74.
- Greek B. F. (1990). Detergent industry ponders products for new decade. *Chem. Eng. News*, 68, 37–38.
- Greek B. F. (1991). Sales of detergents growing despite recession. *Chem. Eng. News*, 69, 25–52.
- Greman H., Vodnik D., Velikonja-Bolta S. & Lestan D. (2003). Ethylenediaminedisuccinate as a new chelate for environmentally safe enhanced lead phytoextraction. *J. Environ. Qual.*, 32, 500-506.
- Griffin W.C. (1949). Classification of surface active agent by HLB. *J. Soc. Cosmet. Chem.*, 1, 311.
- Griffin W.C. (1954). Calculation of HLB values of non-ionic surfactant. *J. Soc. Cosmet. Chem.*, 5, 259.

13. Bibliographie

- Griffiths R.A. (1995). Soil-washing technology and practice. *J. Hazard. Mater.* 66, 175-190.
- GTGLC (2007). Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés, gouvernement du Canada, chap 6, http://www.ec.gc.ca/etad/csmwg/pub/site_mem/fr/toc_f.htm
- Guha, S., Jaffe, P. R. & Peters, C. A. (1998). Bioavailability of mixtures of PAHs partitioned into the micellar phase of a nonionic surfactant. *Environmental Science & Technology*, 32, 2317-2324.
- Haba E., Pinazo A., Jauregui O., Espuny M.J., Infante M.R. & Manresa A. (2003). Physicochemical characterization and antimicrobial properties of rhamnolids produced by *Pseudomonas aeruginosa* 47T2 NCBIM 40044, *Biotechnology and Bioengineering*, 81(3), 316-322.
- Harayama S. (1997). Polycyclic aromatic hydrocarbon bioremediation design. *Current Opinion in Biotechnology*, 8, 268-273.
- Hättinger P.B. & Alexander M. (1995). Effect of aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability. *Environ. Sci. Technol.*, 29(2), 537-545.
- Hejazi R.F., Husain T. & Kan F.I. (2003). Landfarming operation of oily sludge in arid region – human health risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, B99, 287-302.
- Herman C.U., Wuerz U. & Kahlweit M. (1978). Enhanced naphthalene solubility in the presence of sodium dodecyl sulfate: effect of critical micelle concentration. *Chemosphere*, 44, 963-972.
- HSDB. (1992). Hazardous substances data bank. National Library of Medicine, National Toxicology Information Program, Bethesda, MD.
- HSDB. (1994). Hazardous Substances Data Bank. National Library of Medicine, National Toxicology Program (via TOXNET), Bethesda, MD.
- Huang H.L. & Lee W.M.G. (2003). Removal of vaporous Naphthalene using non-ionic surfactants. *J. Air Waste Manag. Assoc.*, 53, 983-991.
- Huang W., Peng P., Yu Z. & Fu J. (2003). Effect of organic matter heterogeneity on sorption and desorption of organic contaminants by soils and sediments. *Applied Geochemistry*, 18, 955-972.
- Huang, H. L. & Lee, W. M. G. (2000). Enhanced naphthalene solubility in the presence of sodium dodecyl sulfate: effect of critical micelle concentration. *Chemosphere*, 44, 963-972.
- Hurst C.J., Sims R.C., Sims J. L., Sorensen D.L., Mclean J.E & Huming S., (1996). Polycyclic aromatic biodegradation as a function of oxygen tension in contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, 51, 193-208.
- IARC (1983). Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Vol. 32: Polynuclear aromatic compounds: Part 1. Chemical, environmental and experimental data. World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, Lyons, France, 155-161, 225-231.
- IARC. (1973) Certain polycyclic aromatic hydrocarbons and heterocyclic compounds. Monographs on the evaluation of carcinogenic risk of the chemical to man. Vol. 3. World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, Lyon, France.
- ITRCWG (1997). Technical and regulatory guidelines for soil washing. Préparé par, Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group, Metals in Soil Work Team, Soil Washing Project. USA.
- Jeong W.G. & Cho S.M. (2007). Long-term effect of polycyclic aromatic hydrocarbon on physiological metabolisms of the pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Aquaculture*, 265, 343-350.

13. Bibliographie

- Jones, M. H. & Woodcock, J. T. (1984). Principles of Mineral Flotation. The Australasian Institute of Mining and Metallurgy, Victoria, Australia, 320 p.
- Jonsson S., Persson Y., Frankki S., Lundstedt S., Van Bavel B., Haglund P. & Tysklind M. (2006). Comparison of Fenton's reagent and ozonation of polycyclic aromatic hydrocarbons in aged contaminated soils. *Journal of Soil and Sediments*, 6, 208-214.
- Jonsson S., Persson Y., Frankki S., Van Bavel B., Haglund P. & Tysklind M. (2007). *Journal of Hazardous Materials*, 149, 86-96.
- Juhasz A.L. & Naidur. (2000), Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 45, 57-88.
- Jung J., Yang J.S., Kim S.H. & Yang J.W. (2008). Feasibility of micellar enhanced ultrafiltration (MEUF) for the heavy metal removal in soil washing effluent. *Desalination*, 222, 202-211.
- Juwrahar A.A., Nair A., Dubey K.V., Singh S.K. & Devotta S. (2007). Biosurfactant technology for remediation of cadmium and lead contaminated soils. *Chemosphere*, 68, 1996-2002.
- Kanga S.H., Bonner J.S., Page C.A., Mills M.A. & Autenrieth R.L. (1997). Solubilization of naphthalene and methyl-substituted naphthalenes from crude oil using biosurfactants. *Environmental Science and Technology*, 31, 556-561.
- Kelly E. G. & Spottiswood D. J. (1982). Introduction to Mineral Processing. John Wiley & Sons, New York, NY, 479 p.
- Kert M. & Simoncic B. (2008). The influence of nonionic surfactant structure on the thermodynamics of anionic dye-cationic surfactant interactions in ternary mixtures. *Dyes and pigments* 79, 59-68.
- Khodadoust A.P., Sorial G., Wilson G.J., Suidan M.T, Griffiths R.A. & Brenner R.C. (1999) Integrated system for remediation of contaminated soils. *J. Environ. Eng.*, 125(11), 1033-1041.
- Khodadoust A. P., Bagchi R., Suidan M. T., Brenner R. C. & Sellers N. G. (2000). Removal of PAHs from highly contaminated soils found at prior manufactured gas operations. *Journal of Hazardous Materials*, 80, 159-174.
- Khodadoust, A. P., Reddy K.R. & Maturi K. (2005). Effect of different extraction agents on metal and organic contaminant removal from a field soil. *J. Hazard. Mater.*, B117, 15-24.
- Kirk, R. E. & Othmer, D. F. (1983). Tar Sands. *Encyclopedia of Chemical Technology*. John Wiley & Sons, New York, NY, 601-627.
- Klekner V., & Kosaric N. (1993). Biosurfactants for cosmetics, p. 329-372. In N. Kosaric (ed.), *Biosurfactants: production, properties, applications*; Marcel Dekker, New York, N.Y.
- Knickerbocker B.M., Pesheck C.V., Scriven L.E. & Davis H.T. (1979). Phase behavior of alcohol-hydrocarbon-brine mixtures. *J. Phys. Chem.*, 83(15), 1984-1990.
- Krupka K.M., Kaplan D.I., Mattigod S.V. & Serne R.J. (1999). Understanding variation in partition coefficient, K_d , Values: volume II. Review of geochemistry and available k_d values for Cadmium, Cesium, Chromium, lead, Plutonium, Radon, Strontium, Thorium, Tritium and Uranium. U.S. Protection agency (EPA). EPA 402-R-99-004B, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Krüss (2008). Fabrikant d'appareils de mesure de la tension superficielle. Hambourg, Allemagne. <http://www.kruss.info> visité en Aout 2008.

13. Bibliographie

- Kudaibergenov S. K. (2002). Polyampholites: Synthesis, Characterization and Applications. Kluwer Academic/Plenum, New-York, NY, ISBN: 978-0306-46781-3, 220p.
- Kuhnt G. (1993). Behavior and fate of surfactants in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, 1813-1820.
- Kulik N., Goi A., Trapido M. & Tuhkanen T. (2006). Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by combined chemical pre-oxidation and bioremediation in creosote contaminated soil. *Journal of Environ. Management*, 78, 382-391.
- Lafrance P. & Lapointe M. (1998). Mobilization and co-transport of pyrene in the presence of pseudomonas aeruginosa UG2 biosurfactant in a sandy soil columns. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 18, 139-147.
- Laperche V., Dictor M.C., Clozel-Leloup B. & Baranger P. (2004). Guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et des sols pollués. Étude réalisée dans le cadre des opérations de service publique du BRGM 2003-POLA06 et de la convention d'étude BRGM MEDD/DPPR-BRGM CV 030000012. BRGM/RP-52881-FR.
- Lecomte P. (1998). Les sites pollués: traitement des sols et des eaux souterraines, Paris: Technique et Documentation, Paris, France, ISBN: 2-7430-0252-2, 204p.
- Lee B. D. & Hosomi M. (1999). Ethanol washing of PAH-contaminated soil and a Fenton oxidation of washing solution. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 2, 24-30.
- Lee D.H., Cody R.D. & Kim D.J. (2002). Surfactant recycling by solvent extraction in surfactant-aided remediation, *Sep. Purif. Technol.*, 27, 77-82.
- Legiec I. A. (1997). Pb mobility and extractant optimization for contaminated soils. *Environmental Progress*, 16, 88-92.
- Leoz-Garziandia E., Bocquet N., Marilere M., & Lacroix G. (2000). Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques dans l'air ambiant. INERIS – Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air, INERIS-DRCG- n°276/00.
- Li J. L. & Chen B. H. (2002). Solubilization of model polycyclic aromatic hydrocarbons by nonionic surfactants. *Chemical Engineering Science*, 57, 2825-2835.
- Lim T. T., Chui P. C. & Goh K. H. (2005). Process evaluation for optimization of EDTA use and recovery for heavy metal removal from a contaminated soil. *Chemosphere*, 58, 1031-1040.
- Lin S.C. (1996). Biosurfactant: recent advances. *Journal of Chemical Technology and biotechnology*, 63, 109-120.
- Lipe K.M., Sabatini D.A., Hasegawa M.A., Harwell J.H. (1996). Micellarenhanced ultra-filtration and air stripping for surfactant-contaminant separation and surfactant reuse. *GroundWater Monit. R.* 16, 85-92.
- Liu Z., Edwards D.A. & Luthy R.G. (1992). Sorption of non-ionic surfactants onto soil. *Water Res.*, 26, 1337-13345.
- Lopez, J., Iturbe, R. & Torres, L. G. (2005). Washing of soil contaminated with PAHs and heavy petroleum fractions using two anionic and one ionic surfactant: Effect salt addition. *Journal of Environmental Science and Health Part a*, 39, 2293-2004.

13. Bibliographie

- López-Diáz D. & Velázquez M.M. (2007). Variation of the Critical Micelle Concentration with Surfactant Structure: A simple method to analyse the role of attractive-repulsive forces on micellar association. *Universidad de Salamanca, Espagne. Chem. Educator*, 12, 327-330.
- Luthy R.G., Aiken G.R., Brusseau M.L., Cunningham S.D., Gschwend P.M., Pignatello J.J., Reinhard M., Traina S.J., Weber W.J. & Westall J.C. (1997). Sequestration of hydrophobic organic contaminants by geosorbents, *Environ. Sci. Technol.*, 31(12), 3341-3347.
- MacNamara L., Traczyk F. & Foreman D. (2003). Flotation cell Selection –Choosing the right cell for the right job. Site web : <http://www.docstoc.com/docs/7214847/Floatation-Cell-Selection/>.
- Marcos L. (2001). Étude expérimentale et modélisation du transfert de zinc et du plomb dans des milieux sableux modèles. Thèse de doctorat, université de Nantes, 281 p.
- Maslin P. & Maier R.M. (2000). Rhamnolipid-enhanced mineralization of phenanthrene in organic-metal co-contaminated soils. *Bioremediation Journal*, 4, 295–308.
- Matches (2009). Conceptual chemical process equipment. Site web: <http://www.matche.com>.
- Maturi K. & Reddy K.R. (2006). Simultaneous removal of organic compounds and heavy metals from soils by electrokinetic remediation with a modified cyclodextrin. *Chemosphere*, 63, 1022-1031.
- Maturi K. & Reddy K.R. (2008). Extractants for the removal of mixed contaminants from soils. *Soil and Sediment Contamination*, 17(6), 586-608.
- McLean J.E. & Bledsoe B.E. (1992). Behavior of metals in soils . EPA/540/S-92/018, US. Environmental Protection Agency, Ada, OK.
- Menzie C.A., Potock B.B. & Santodonato (1992). Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Environ. Sci. Technol.*, 26, 1278-1284.
- Mercier G. (2000). Disponibilité des métaux dans les sols et prévision du rendement d'enlèvement par des techniques minéralurgiques - Ph-D, Université Laval (Québec) et INSA Toulouse (France), Québec-Toulouse, 210p.
- Mercier G., Duchesne J. & Blackburn D. (2001). Prediction of metal removal efficiency from contaminated soils by physical methods. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 127, 348-358.
- Mercier G., Duchesne J. & Carles-Gibergues A. (2002b). A simple and fast screening test to detect soils polluted by lead. *Envir pollution*, 118; 285-296.
- Mercier G., Duschene J. & Blackburn D. (2002). Mineral processing technology followed by chemical leaching to remove mobile metals from contaminated soils. *Wat., Air and Soil Pollut.*, 135, 105-130.
- Mercier, G., Blais, J.F., Mouton, J., Drogui, P. & Chartier, M. (2008). Procédé de décontamination et kit chimique pour la décontamination des milieux pollués par des métaux et des contaminants organiques hydrophobes. Demande de brevet international, PCT/CA2008/001766.
- Mercier, G., Blais, J.F., Chartier, M. & Taillard, V. (2010). Rapport final sur les essais de démonstration à l'échelle pilote d'un procédé d'extraction simultanée des HAP et du plomb sur les sols de la garnison de Montréal, (INRS - Centre Eau Terre Environnement, rapport de recherche; 1168) Québec, Canada, 300 p.

13. Bibliographie

- Meunier N., Drogui P., Montané C., Hausier R., Mercier G. & Blais J. F. (2006). Comparison between electrocoagulation and chemical precipitation for metals removal from acidic soil leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 137, 581-590.
- Mielke H.W. & Reagan P.L. (1998). Soil is an important pathway of human lead exposure. *Envir. Health Perspect.*, 106 (suppl. 1), 217-229.
- Mouton J. (2008). Procédé simultané de traitement de sols contaminés par des HAP et du plomb. Thèse de doctorat, INRS-ETE, UQ, 231 pages.
- Mouton J., Mercier G. & Blais J.F. (2007). Procédé Organometox: Essais de traitabilité d'un sol contaminé. Par extraction simultanée des HAP et du plomb. Rapport de recherche R-915 (confidentiel), INRS-ETE, UQ, Québec, Canada, 60 p.
- Mouton J., Mercier G. & Blais J.F. (2008). Amélioration du procédé de traitement d'un sol contaminé par extraction simultanée des HAP et du Pb (Organometox). Rapport de recherche R-975. INRS-ETE, UQ, Québec, Canada, 77 p.
- Moutsatsou A., Gregou M., Matsas D. & Protonotarios V. (2006). Washing as a remediation technology applicable in soils heavily polluted by mining-metallurgical activities. *Chemosphere*, 63, 1632-1640.
- Muller-Hurtig, R., Wagner F., Blaszczyk R. & Kosaric N. (1993). Biosurfactants for environmental control, p. 447-469. In N. Kosaric (ed.), *Biosurfactants: production, properties, applications*. Marcel Dekker, Inc., New York, N.Y.
- Mulligan C. N., Yong R. N., Gibbs B. F., James S. & Bennett H. P. J. (1999). Metal removal from contaminated soil and sediments by the biosurfactant surfactin. *Environmental Science & Technology*, 33, 3812-3820.
- Mulligan C.N., Yong R.N. & Gibbs B.F. (2001). Heavy metal removal from sediments by biosurfactants. *J. Hazard. Mater.*, 85, 111-125.
- Myers D. (1992). *Surfactant science and technology*. 2nd Edition, VCH publishers, New York, N.Y., 333p.
- Nam K. & Alexander M. (2001). Relationship between biodegradation rate and percentage of a compound that becomes sequestered in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 33, 787-792.
- Neale C. N., Bricka R. M. & Chao A. C. (1997). Evaluating acids and chelating agents for removing heavy metals from contaminated soils. *Environmental Progress*, 16, 274-280.
- Nedwed T. & Clifford D. A. (1997). A survey of lead battery recycling sites and soil remediation processes. *Waste Management*, 17, 257-269.
- Neilson J. W., Artiola J. F. & Maier R. M. (2003). Characterization of lead removal from contaminated soils by nontoxic soil-washing agents. *Journal of Environmental Quality*, 32, 899-908.
- Ochoa-Loza F. (1998). Physico-chemical factors affecting rhamnolipid biosurfactant application for removal of metal contaminants from soil. Ph.D. dissertation, University of Arizona, Tucson, AZ.
- Patterson J.W. (1989). Industrial wastes reduction. *Environ. Sci. Technol.* 23, 1032-1038.
- Paudyn K., Rutter A., Rowe R.K. & Poland J.S. (2008). Remediation of hydrocarbon contaminated soils in the Canadian Arctic by landfarming. *Cold Region Science and Technology*, 53, 102-114.
- Peters C.A., Knights C.D. & Brown D.G. (1999). Long term composition dynamics of PAH-containing NAPLs and implications for risk assessment, *Environ. Sci. Technol.*, 33, (24), 4499-4507.

13. Bibliographie

- Peters R.W. (1999). Chelutant extraction of heavy metals from contaminated soils. *Journal of hazardous materials*, 66(1-2), 151-210.
- Phillips D.H. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the diet. *Mutation Research*, 443, 139-147.
- Pichard A. (2002). Plomb et ses derives. Fiche INERIS-DRC-01-25590-ETSC-Api/SD-N°00df257_version2.doc, p.1-83.
- Pignatello J.J. (1998). Soil organic matter as a nonporous sorbent of organic pollutants. *Advances in Colloid and Interface Science*, 76-77, 445-467.
- Pignatello J.J. & Xing B. (1996). Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles – Critical review, *Environ. Sci. Technol.*, 30(1), 1-11.
- Pourbaix M. (1963). Atlas d'équilibres électrochimiques à 25°C. Gauthier-Villars Cie éditeur, Paris, France 644 p.
- Prak, D. J. L. & Pritchard, P. H. (2002). Solubilization of polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures in micellar nonionic surfactant solutions. *Water Research*, 36, 3463-3472.
- Proverbio Z.E., Bardavid S.M., Arancibia E.L. & Schulz P.C. (2002). Hydrophile-lipophile balance and solubilisation parameter cationic surfactants. *Colloids Surface A: Physicochem. Eng. Aspects*, 214, 167-171.
- Providenti M.A., Fleming C.A., Lee, H. & Trevors, J.T. (1995). Effect of addition of rhamnolipid biosurfactants or rhamnolipid producing *Pseudomonas aeruginosa* on phenanthrene mineralization in soil slurries. *FEMS Microbiological Ecology*, 17(1), 15–26.
- Quirion F. & Desnoyers J.E. (1984). Effects of alcohols and surfactants on the lowering of the interfacial tension water and benzene: a correlation with phase diagrams. *Aostr J. Res.*, 1(2), 121, 126.
- Rao P. S.C. (1990). Sorption of organic contaminants, *Wat. Sci. Tech.*, 22(6), 1-6.
- Reddy K.R. & Chinthamreddy S. (2000). Comparison of extractants for removing heavy metals from contaminated clayey soils. *Soil sediment contamination*, 9, 449-462.
- Rehmann L., Prpich G.P. & Daugulis A.J. (2008). Remediation of PAH contaminated soils: Application of a solid-liquid two-phase partitioning bioreactor. *Chemosphere*, 73, 798-804.
- Rivas F.J. (2006). Polycyclic aromatic hydrocarbons sorbed on soils: A short review of chemical oxidation based treatments. *Journal of Hazardous Materials*, B138, 234-251.
- Robbins J.A. (1978). Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. The biogeochemistry of lead in the environment. Part A. Ecological cycles, J.O Nriagu ed., 285-394, Elsevier/North-Holland, New york, N.Y.
- Rosen M.J. (1989). Surfactants and interfacial phenomena. Jhon Wiley and sons, Inc., New York, N.Y., 431p.
- Rouse J.D., Marwell J.H. & Sabatini D.A. (1993). Minimizing surfactant losses using twin-head anionic surfactants in subsurface remediation, *Environ. Sci. Technol.*, 27(10), 2072-2078.
- RSC (2003). Surfactants: the ubiquitous amphiphiles. Site web : www.rsc.org/chemistryworld/Issues/2003/July/amphiphiles.asp
- Rybicka E.H. & Jedrzejczyk B. (1995). Preliminary studies on mobilization of copper and lead from contaminated soils and readsorption on competing sorbents. *Appl. Clay Sci*, 10, 259–268.

13. Bibliographie

- Salager J.L., Morgan J.C., Schechter R.S., Wade W.H. & Vasquez E. (1979a). Soc. Petrol. Eng. J., 19, 107.
- Salager J.L., Morgan J.C., Schechter R.S., Wade W.H. & Vasquez E. (1979b). Soc. Petrol. Eng. J., 19, 271.
- Sandrin T.R., Chech A.M., Maier R.M. (2000). Rhamnolipid Biosurfactant Reduces Cadmium Toxicity during Naphthalene Biodegradation. Applied and Environmental Microbiology, 66(10),4585–4589.
- Sarkar D., Andra S.S., Saminathan S.K.M & Datta R. (2008). Chelant-aided enhancement of lead mobilization in residential soils. Environ. Pollution xxx, 1-10.
- Schippers, C., Geßner, K., Muller, T. & Scheper, T. (2000). Microbial degradation of phenanthrene by addition of a sophorolipid mixture. Journal of Biotechnology, 83, 189–198.
- Semer R. & Reddy R.K. (1995). Evaluation of soil washing process to remove mixed contaminants from a sandy loam. J. Hazard. Mater., 45, 45–57.
- Semer, R. & Reddy, K. R. (1996) Evaluation of soil washing process to remove mixed contaminants from a sandy loam. Journal of Hazardous Materials, 45, 45-57.
- Shaw A. (1994). Surfactants—94. Soap Cosmet. Chem. Specialities, 70, 24–34.
- Shen G., Lu Y. & Hong J. (2006). Combined effect of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons on urease activity in soil. Ecotoxicology and Envir. Safety, 63, 474-480.
- Shen Y.H. (2000). Sorption of non-ionic surfactants to soil: the role of soil mineral composition, Chemosphere, 41, 711-716.
- Shinoda K. & Arai H.J. (1964). The correlation between phase inversion temperature in emulsion and cloud point in solution of nonionic emulsifier. J. Phys. Chem. 68, 3485.
- Shinoda K. & Fontell K. (1995). Ionic surfactants capable of being used in hard water. Advances in Colloid and Interface Science, 54, 55-75.
- Siméon N., Mercier G., Blais J.F., Ouvrard S., Cebon A., Leyval C., Goergen J.L. & Guedon E. (2008). Décontamination de sols pollués par les HAP par biodégradation en présence de substrats organiques supplémentaires. J. Env Engng & Sci. 7:467-479.
- Sims R.C., Overcash M.R. (1983) Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. Res Rev, 88, 1-68.
- Somasundaran P. & Krishnakumar S. (1997). Adsorption of surfactants and polymers at the solid-liquid interface, Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering aspects, 123-124, 491-513.
- Sterckeman T., Douay F., Proix N. & Fourrier H. (1996). Programme de recherches concertées: étude d'un secteur pollué par les métaux. Typologie et cartographie des sols, inventaire des polluants minéraux, étude de la migration verticale de Cd, Cu, Pb et Zn. Rapport conseil régional Nord-Pas de Calais-secrétariat d'état à la recherche-ISA-INRA, Lille, France.
- Straube W.L., Jones-Meehan J., Pritchard P.J. & Jones, W. (1999). Bench-scale optimization of bioaugmentation strategies for treatment of soils contaminated with high molecular weight hydrocarbons. Resource, Conservation and Recycling, 27, 27–37.
- Sun B., Zhao J.F., Lombi E., McGrath P.S. (2001). Leaching of heavy metals from contaminated soil using Na₂EDTA. Environ. Pollut., 113, 111–120.
- Szpyrkowicz, L., Radaelli, M., Bertini, S., Daniele, S. & Casarin, F. (2007). Simultaneous removal of metals and organic compounds from a heavily polluted soil. Electrochimica Acta, 52, 3386-3392

13. Bibliographie

- Takayanagi, K., Sakami, T., Shiraishi, M. & Yokoyama, H. (2000). Acute toxicity of formaldehyde to the pearl oyster *Pinctada fucata Martensii*. *Water Res.* 34 (1), 93–98.
- Tampouris S., Papassiopi N. & Paspaliaris I. (2001). Removal of contaminant metals from fine grained soils, using agglomeration, chloride solutions and pile leaching techniques. *Journal of hazardous material*, B84, 297-319.
- Tokunaga S. & Toshikatsu H. (2002). Acid washing and stabilization of an artificial arsenic-contaminated soil. *Chemosphere*, 46, 31–38.
- Torrens J.L., Herman D.C. & Miller-Maier R.M. (1998). Biosurfactant (rhamnolipid) sorption and the impact on rhamnolipid-facilitated removal of cadmium from various soils under saturated flow conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 32(6), 776-781.
- USEPA (2004). Treatment technologies for site clean-up: annual status report. United Environment Protection Agency, EPA-542-R99-001, 8, Washington, DC.
- USEPA (1990a). Soil washing treatment. United Environment Protection Agency, USEPA Office of Research and Development, Risk Reduction Engineering Laboratory, EPA/540/2-90/017, Cincinnati, OH.
- USEPA (1990b). Solvent extraction treatment. United Environment Protection Agency, USEPA Office of Emergency Response, EPA/540/2-90/013, Washington, DC.
- USEPA (1995). Contaminants and remedial options at selected metal-contaminated sites. United Environment Protection Agency, EPA/540/R-95/512, Washington, DC.
- Vanbenschoten J. E., Matsumoto M. R. & Young W. H. (1997). Evaluation and analysis of soil washing for seven lead-contaminated soils. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 123, 217-224.
- Vanjara A.K. & Dixit S.G. (1996). Recovery of cationic surfactant by using precipitation method. *Sep. Technol.*, 6, 91–93.
- Vik E.A. & Bardos P. (2002). Remediation of contaminated land - Technology implementation in Europe. Umweltbundesamt - Federal Environment Agency, Clarinet - The Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies in Europe, Vienne, Autriche, 174 p.
- Wagrowski Q.M. & Hites R.A (1997). Polycyclic aromatic hydrocarbon accumulation in urban, suburban and rural vegetation. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 279-282.
- Walling C. (1975). Fenton's reagent revisited. *Acc. Chem. Res.*, 8, 125-131.
- Wang X. & Brusseau M.L. (1995). Simultaneous Complexation of Organic compounds and heavy metals by a modified Cyclodextrin. *Environ. Sci. Technol.*, 29, 2632-2635.
- Weast R.C. (1987) CRC handbook of chemistry and physics. 68^{ième} Édition. CRC Press Inc., Boca Raton, FL.
- Weast R.C., Astle M.J. & Beyer W.H. (1988). Handbook of chemistry and physics. 69^{ième} Édition. CRC Press Inc., Boca Raton, FL.
- West C.C. & Harwell J.H. (1992). Surfactants and subsurface remediation. *Environ. Sci. Technol.*, 26(12), 2324-2330.
- White J.C., Alexander M. & Pignatello J.J. (1999). Enhancing the bioavailability of organic compounds sequestered in soil and aquifer solids. *Environ. Sci. Technol.*, 18(2), 182-187.
- Wilcke W. (2000). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in soils – a review, *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 163, 229-248.

13. Bibliographie

- Wild S.R. & Jones K.C., (1995), Polycyclic aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget. *Environ. Pollut.*, 88, 91-108.
- Williford C.W. & Bricka R.M. (2000). Physical separation of metal-contaminated soils. Dans: *Environmental restoration of metals contaminated soils*. 1^{ère} Édition. Iskandar I.K. (Éditeur), CRC Press LLC, Boca Raton, FL, 121-165.
- Wills B.A. (1988). *Mineral processing technology*. 4^{ième} Édition. Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, 855 p.
- Winsor P.A. (1948). Hydrotropy, solubilisation and related emulsification processes *Trans. Faraday Soc.*, 44, 376-398.
- Witthayapanyanon A., Harwell J.H., Sabatani D.A. (2008). Hydrophilic-lipophilic deviation (HLD) method for characterizing conventional and extended surfactants. *Journal of Colloid and Interface Science*, 325, 259-266.
- Wixon B.G. & Davies B.E. (1993). Lead in soil, recommended guidelines. Society for Environmental Geochemistry and Health, Lead in soil task force, USEPA, États-Unis, 132 p.
- Yeom, I. T., Ghosh, M. M. & Cox, C. D. (1996). Kinetic aspects of surfactant solubilization of soil-bound polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science & Technology*, 30, 1589-1595.
- Zeng Q. R., Sauve S., Allen H. E. & Hendershot W. H. (2005). Recycling EDTA solutions used to remediate metal-polluted soils. *Environmental Pollution*, 133, 225-231.
- Zhang H., Dang Z., Zheng L. C. & Yi X.Y. (2009). Remediation of soil co-contaminated with pyrene and cadmium by growing maize (*Zea mays* L.). *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 6(2), 249-258.
- Zhang R. & Somasundaran P. (2006). Advances in adsorption of surfactants and their mixtures at solid/solution interfaces. *Advances in colloid and interface science*, 123-126, 213-219.
- Zhang R., Liu C., Somasundaran P. (2007). A model for the cooperative adsorption of surfactant mixtures on solid surfaces. *Journal of colloid and interface science*, 210, 377-384.
- Zhang, L., Somasundaran, P., Osokov, P. & Chou, C. (2001). Flotation of hydrophobic contaminants from soils. *Colloids and surface A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 177, 235-246.
- Zhao, B. W., Zhu, L. Z., Li, W. & Chen, B. L. (2005). Solubilization and biodegradation of phenanthrene in mixed anionic-nonionic surfactant solutions. *Chemosphere*, 58, 33-40.
- Zheng Z. M. & Obbard J. P. (2002). Evaluation of an elevated non-ionic surfactant critical micelle concentration in a soil/aqueous system. *Water Research*, 36, 2667-2672.
- Zhou W. & Zhu L. (2007). Efficiency of surfactant-enhanced desorption for contaminated soils depending on the component characteristics of soil-surfactant- PAHs system. *Environ. Pollution*, 147, 66-73.
- Zhou W. J. & Zhu L. Z. (2004). Solubilization of pyrene by anionic-nonionic mixed surfactants. *Journal of Hazardous Materials*, 109, 213-220.
- Zhou W. J. & Zhu L. Z. (2005). Solubilization of polycyclic aromatic hydrocarbons by anionic-nonionic mixed surfactant. *Colloids and Surfaces a-Physicochemical and Engineering Aspects*, 255, 145-152.
- Zhu L.Z. & Feng S.L. (2003). Synergistic solubilization of polycyclic aromatic hydrocarbons by mixed anionic-nonionic surfactants. *Chemosphere*, 53, 459-467.

13. Bibliographie

Zimdahl R.L. & Hasset J.J. (1977). Lead in soil. Dans: Lead in the environment. Boggess W.R. (Éditeur), NSF/RA-770214, National Science. Foundation, Washington, DC, 93-98.

14 ANNEXES

14.1 ANNEXE 1: Diagramme pH/Eh du système plomb-eau à 25°C (Pourbaix, 1963)

